

Der Einfluss extensiver Beweidung
auf ausgewählte Tiergruppen
im Oberen Eidertal

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel

vorgelegt von

Bettina Holsten

Kiel

2003

Referent: Prof. Dr. Hartmut Roweck
Korreferent: Prof. Dr. H.-R. Bork
Tag der mündlichen Prüfung: 4.6.2003

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Untersuchungsgebiet Oberes Eidertal und Projektbeschreibung.....	4
2.1	Das Untersuchungsgebiet Oberes Eidertal.....	4
2.1.1	Landschaftsentstehung.....	4
2.1.2	Hydrologie.....	5
2.1.3	Nährstoffverhältnisse.....	6
2.1.4	Vegetation.....	6
2.1.5	Nutzung.....	8
2.2	Klima und Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum.....	8
2.3	Das Naturschutzprojekt Halboffene Weidelandschaft.....	10
2.3.1	Projektumsetzung.....	10
3	Weideverhalten.....	11
3.1	Einleitung.....	11
3.1.1	Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug.....	13
3.1.2	Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug.....	14
3.1.3	Tritt.....	15
3.1.4	Steuerung der Beweidungsintensität.....	15
3.1.5	Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002.....	15
3.1.6	Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte.....	15
3.1.7	Energiebedarf von Jungrindern.....	16
3.1.8	Gehölzentwicklung.....	17
3.2	Methode.....	17
3.2.1	Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug.....	17
3.2.2	Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug.....	19
3.2.3	Tritt.....	20
3.2.4	Steuerung der Beweidungsintensität.....	20
3.2.5	Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002.....	22
3.2.6	Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte.....	22
3.2.7	Energiebedarf von Jungrindern.....	22
3.2.8	Gehölzentwicklung.....	23
3.3	Ergebnisse.....	23
3.3.1	Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug.....	23
3.3.2	Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug.....	25
3.3.3	Tritt.....	27
3.3.4	Steuerung der Beweidungsintensität.....	28
3.3.5	Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002.....	29
3.3.6	Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte.....	31
3.3.7	Energiebedarf von Jungrindern.....	34
3.3.8	Gehölzentwicklung.....	36

3.4	Diskussion.....	37
3.4.2	Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug.....	38
3.4.3	Tritt	40
3.4.4	Steuerung der Beweidungsintensität.....	42
3.4.5	Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002.....	43
3.4.6	Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte	45
3.5	Energiebedarf von Jungrindern.....	47
3.5.1	Gehölzentwicklung	49
3.6	Ausblick	50
4	Einfluss großflächiger extensiver Beweidung auf die Vögel	51
4.1	Nahrungsgäste im Eidertal.....	52
4.1.1	Winterhalbjahr	52
4.1.2	Nahrungsgäste im Sommer	61
4.2	Brutvögel.....	70
4.2.1	Knicks	83
4.2.2	Habitatstrukturen in Revieren ausgewählter Vogelarten	90
4.3	Nestvertritt	115
4.4	Vergleich mit anderen Untersuchungsgebieten	125
4.5	Zusammenfassung.....	129
5	Die Auswirkung extensiver Beweidung auf die Tagfalter.....	132
5.1	Artenspektrum.....	132
5.2	Transektzählungen	144
5.3	Ausblick	154
6	Wildbienen.....	155
6.1	Einleitung.....	155
6.2	Diskussion.....	165
7	Diskussion.....	170
7.1	Übertragbarkeit in andere Gebiete: Wann ist Beweidung eine geeignete Naturschutzstrategie?.....	170
7.2	Empfehlungen für die Planung von Weidelandschaften aus tierökologischer Sicht ..	176
8	Zusammenfassung.....	180
9	Literatur.....	182
	Anhang	

1 Einleitung

Die Veränderungen der Landnutzung und der Landschaftsstruktur haben in den letzten Jahrzehnten zu einem Rückgang von artenreichen Grünlandsystemen geführt (RIECKEN et al. 1997, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Waldfreie Flächen waren in der Landschaft ursprünglich auf Sonderstandorte wie flachgründige Felsbereiche, alpine Standorte oberhalb der Baumgrenze, Moore, Meer- oder Flussufer begrenzt und haben sich erst durch die Aktivitäten des Menschen ausgebreitet (ELLENBERG 1986). Bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts waren landwirtschaftlich genutzte Grünländer häufig Standorte für spezialisierte Lebensgemeinschaften; danach gingen viele Arten in der Agrarlandschaft deutlich zurück. Die Artenrückgänge, die für Pflanzen und Vögel zahlreich belegt wurden (z. B. KORNECK & SUKOPP 1988, FLADE 1994, BAUER & BERTHOLD 1996), waren dabei zunächst nicht auf einen Flächenverlust zurückzuführen, sondern eine Folge der Nutzungsintensivierung. Zu den artenreichsten Flächen im Grünland zählen einerseits trockene, magere Offenlandbiotope, in denen viele wärmeliebende Arten ihre nördlichen Verbreitungsgrenzen erreichen (z. B. BLAB 1993, THOMAS 1994). Andererseits sind feuchte Grünländer für eine Reihe von spezialisierten Arten wichtige Lebensräume, die ursprünglich in dynamischen Flussauensystemen oder Mooren vorkamen (KAULE 1986, EBERT & RENNWALD 1991). Heute liegen die letzten artenreichen Grünlandflächen zumeist auf Grenzertragsstandorten, aus denen sich die Landwirtschaft mehr und mehr zurückzieht (PETIT et al. 2001). Seit 1970 wurden in der Europäischen Union 2,7 Millionen Bauernhöfe aufgegeben (dpa, 15.3.2000, in GATTER 2000), was in vielen Gebieten zu einer Zunahme des Waldanteils und zu einem Rückgang von Offenlandarten führt. Nach Berechnungen von KALIES et al. (2003) wird sich die Landwirtschaft langfristig aus 44 % der bisher landwirtschaftlich genutzten Fläche der Bundesrepublik zurückziehen.

Zum Schutz artenreicher Grünlandbestände versucht der Naturschutz durch Pflegemaßnahmen, zumeist Mahd, beizutragen. Die Größe der zu pflegenden Fläche einerseits und die begrenzten finanziellen Mittel andererseits erfordern jedoch neue Konzepte zum Schutz des Grünlandes (RIECKEN et al. 1997). Daher wird von den Autoren die Etablierung "halboffener Weidelandschaften" diskutiert, die eine großkoppelige Weidenutzung der Flächen ohne Düngung und Weidepflege beinhaltet. Die Weidetieranzahl wird nach den Autoren durch die Produktivität der Fläche bestimmt, die den Tieren ganzjährig ausreichend Futter zur Verfügung stellen soll. Das Konzept nimmt dabei bewusst in Kauf, dass weder die Entwicklung exakt steuerbar, noch das Ergebnis genau vorhersehbar ist. Die Autoren erwähnen aber auch, dass diese Nutzungsweise mit weiteren Pflegemaßnahmen, wie zeitweise intensiverer Beweidung durch Hütung, Mahd oder Entbuschung, kombiniert werden kann. Diese neuen Weidelandschaften werden sich von den alten artenreichen Weidelandschaften in Teilen der Schwäbischen Alb oder dem Schwarzwald unterscheiden, da die alten Systeme durch eine langanhaltende Übernutzung der Standorte und eine Nährstoffaufshagerung geprägt sind, die neu eingerichteten Weidesysteme jedoch

eine extensive Standweide mit geringen Nährstoffausträgen vorsehen (ELLENBERG 1986, LUICK 1997).

Auf großen Schlägen mit hoher standörtlicher Vielfalt (Wechsel von trockenen und nassen, nährstoffarmen und nährstoffreichen Bereichen) wird eine Erhöhung der Struktur- und Artenvielfalt bei Extensivbeweidung erwartet (ASSMANN & FALKE 1997). Da die Beweidungsdichte so gering sein soll, dass in Teilbereichen Sukzession bis hin zu den natürlichen Waldgesellschaften ablaufen kann (RIECKEN et al. 1998), führt die Aufgabe der Weidepflege längerfristig zur Etablierung von Gehölzen in den Weideflächen. Es entstehen wieder fließende Übergänge von Offenland und Wald, die Verschiedenbiotopbewohner fördern; die Durchlässigkeit der Landschaft erhöht sich für verschiedene Tiergruppen.

Ein Modellprojekt zur großflächigen extensiven Beweidung wurde im Mai 1999 vom Staatlichen Umweltamt Kiel in Zusammenarbeit mit dem örtlichen Wasser- und Bodenverband und dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein initiiert (EIGNER & THIESSEN 2001). Das Projektgebiet liegt im Oberen Eidertal und umfasst Niedermoor und Mineralböden. Auf den eidernahen Niedermoorböden waren zu Projektbeginn artenreiche Feuchtgrünlandbestände, Intensivgrünländer und Brachen entwickelt, wobei die Brachen aus botanischer Sicht in den letzten 13 Jahren stark verarmt sind (GRELL 1988, GRANKE 2000, JENSEN et al. 2001). Während der 20-jährigen Projektlaufzeit sind die Erhaltung von Offenlandlebensgemeinschaften durch Beweidung und der Nährstoffrückhalt durch Wiedervernässung des Talraumes die wichtigsten Projektziele. Auf den Weideflächen findet eine ungesteuerte Beweidung ohne Weidepflege und Düngung statt.

Neben der Erhaltung noch vorhandener artenreicher Grünlandbestände ist die Restituierung von Feuchtwiesen aus artenarmen Brachen auf den Niedermoorflächen ein Ziel des Projektes. Inwieweit sich letzteres Ziel erreichen lässt, ist dabei von der Artenzusammensetzung im Ausgangsbestand, der Wiederherstellbarkeit der Standortfaktoren, der Diasporenbank und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten abhängig (PFADENHAUER et al. 2001, ROSENTHAL et al. 1998). Populationen gefährdeter und spezialisierter Tier- und Pflanzenarten können sich entweder aus den vorhandenen Beständen im Gebiet wieder ausbreiten oder sie müssen aus der Umgebung einwandern können. Die Zuwanderung ist davon abhängig, ob Donatorpopulationen in der näheren Umgebung vorhanden sind und die Landschaft zudem durchlässig für die betrachteten Arten ist. Zerschneidungs- und Isolationseffekte haben die Erreichbarkeit von Biotoptypen vermindert und zum Rückgang zahlreicher Arten beigetragen (HEYDEMANN 1997).

Die Landschaftsentwicklung im Projektgebiet wird langfristig von der Hydrologie, der Aufgabe der Düngung und vom Weideverhalten der Rinder bestimmt. Durch die Zusammenlegung von Flächen unterschiedlicher Vornutzung entstehen Kombinationen von Weidebereichen verschiedener Futterqualität. Das Überangebot von Futter ermöglicht den Rindern die Selektion von bevorzugten Pflanzenarten oder Vegetationsbeständen. Trotz zahlreicher Untersuchungen (z. B. OENE et al. 1999, OBERMEIER et al. 1999, VALLENTINE 2001, VULINK 2001) zu den Faktoren, die die Verteilung der Rinder im Raum beeinflussen,

lassen sich allein aus der Literatur keine hinreichend präzisen Aussagen über die Raumnutzung der Rinder auf großflächigen Weiden unterschiedlichster Zusammensetzung ableiten.

Um die Auswirkungen des Nutzungskonzeptes "halboffene Weidelandschaft" auf die Fauna zu erfassen, wurden Vögel, Tagfalter und Wildbienen untersucht, die sich hinsichtlich ihrer Mobilität, des Flächenbedarfes, der Kombination von benötigten Requisiten und ihrer Spezialisierung unterscheiden. Den größten Raumbedarf und die höchste Mobilität der untersuchten Gruppen haben die Vögel. Deren Raumnutzung wird zumeist von der Vegetationsstruktur selbst beeinflusst, die direkt von der Beweidungsintensität abhängt, und weniger von der floristischen Zusammensetzung der Flächen (MACARTHUR & MACARTHUR 1961). Zudem beeinflusst der Tritt der Rinder den Bruterfolg von bodenbrütenden Vogelarten (WITT 1986, BEINTEMA & MÜSKENS 1987). Für verschiedene Tagfalterarten ist eine Fläche von 1-4 ha Größe ausreichend, um langfristig überlebensfähige Populationen zu beherbergen; aufgrund ihrer zum Teil geringen Ausbreitungsfähigkeit können neu entstandene geeignete Habitate jedoch nur schwer besiedelt werden (SETTELE et al. 1998). Daher kommt dem Schutz bestehender Populationen ausbreitungsschwacher Arten eine besondere Bedeutung zu (KOLLIGS 2003). Neben dem Vorkommen geeigneter Pflanzenarten für die Raupenentwicklung stellen verschiedene Falterarten spezielle Ansprüche an das Mikroklima und an die Nährstoffverhältnisse ihrer Raupenfutterpflanzen (EBERT & RENNWALD 1991, THOMAS 1994).

Sehr viel spärlicher ist die Datenlage bezüglich des Raumbedarfes, der Ausbreitungsfähigkeit und der Verbreitung von Wildbienen (WESTRICH 1989, SMISSEN v.D. 2001). Viele Wildbienenarten benötigen eine Kombination spezieller Futterpflanzen und Nistplatzangebote (WESTRICH 1989), so dass auch Arten mit wenig spezifischen Nistplatzansprüchen heute vielfach in der Agrarlandschaft fehlen (GATHMANN 1998). Die Möglichkeiten der Förderung von Arten durch das Entstehen weidebedingter Offenbodenstellen, die von bodennistenden Bienenarten als Nistplatz genutzt werden, verdienen daher besondere Aufmerksamkeit.

Die vorliegende Untersuchung befasst sich zunächst mit den Faktoren, die das Weideverhalten der Rinder steuern. Anschließend wird der Frage nachgegangen, welche der umgesetzten Maßnahmen im Projektgebiet maßgeblich die Habitateignung der Flächen für die Vögel, Tagfalter und Wildbienen beeinflussen und ob der langfristige Populationserhalt von gefährdeten Offenlandarten bei großflächiger, ungesteuerter Extensivbeweidung gesichert ist.

Es sollen Antworten auf die folgenden Fragen gefunden werden:

- Welche Faktoren bestimmen das Weideverhalten auf großflächigen Weiden?
- Welche Tierarten der untersuchten Gruppen profitieren von dem Nutzungskonzept?
- Welche Tierarten lassen rückläufige Bestandsentwicklungen erwarten?
- Welche Bedeutung haben die Beweidung, Düngungsaufgabe und Wiedervernässung für die unterschiedlichen Tiergruppen?
- Lassen sich generelle Konfliktsituationen zwischen dem Nutzungskonzept und dem langfristigen Populationserhalt von Offenlandarten identifizieren?

2 Untersuchungsgebiet Oberes Eidertal und Projektbeschreibung

2.1 Das Untersuchungsgebiet Oberes Eidertal

Das Untersuchungsgebiet liegt 10 km südlich von Kiel im Naturraum Östliches Hügelland (Abb. 1 A), hat eine Größe von etwa 430 ha und umfasst zu etwa gleichen Anteilen entwässerte Niedermoorböden sowie an den angrenzenden Hängen Mineralböden (Abb. 1 B). Die Eider durchfließt das Gebiet von Süden nach Norden. Die nächsten größeren Städte sind Bordesholm im Süden und Flintbek im Norden, näher am Projektgebiet liegen die Siedlungen Grevenkrug, Techelsdorf, Schmalstede und Reesdorf (Abb. 1 C).

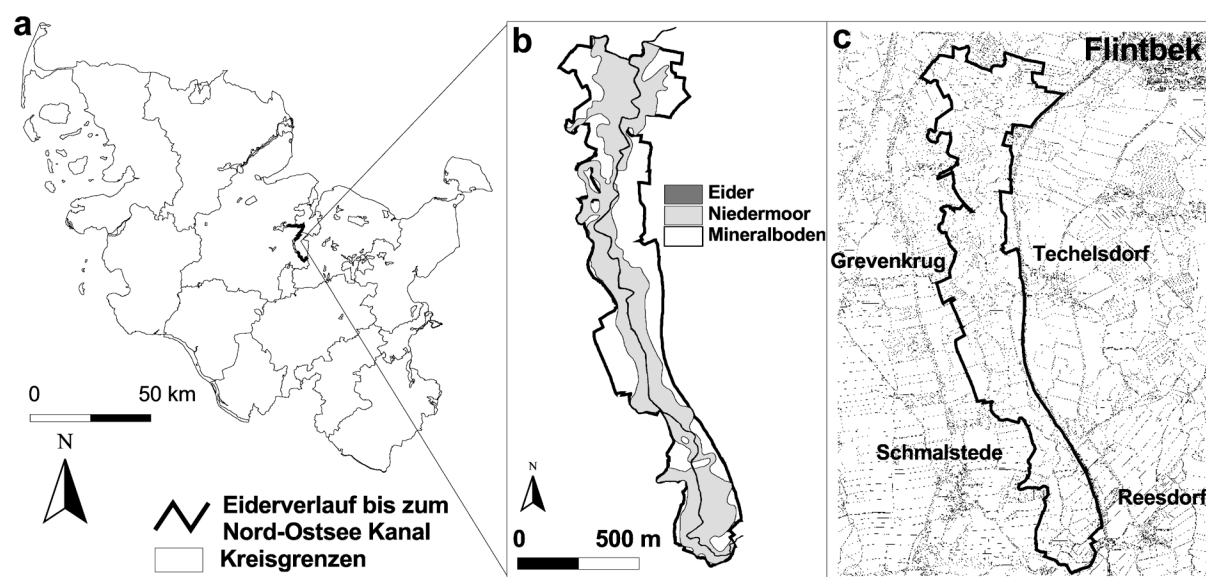


Abb. 1: A: Lage des Projektgebietes in Schleswig-Holstein; B: Verteilung von Bodentypen; C: Lage von Siedlungen um den Projektraum.

2.1.1 Landschaftsentstehung

Die Landschaftsentstehung des Oberen Eidertals ist von GRIPP (1964), HERRMANN (1971), STEPHAN (1974), FRÄNZLE (1981, 1983) und FREUND (1987) näher untersucht worden.

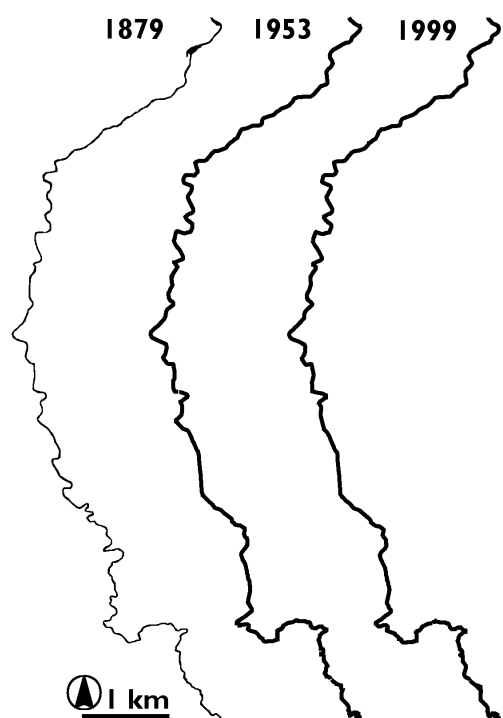
Die heutige Oberflächenform in der Jungmoränenlandschaft des Östlichen Hügellandes wurde durch mehrere Gletschervorstöße während der Weichseleiszeit und die sich daran anschließenden, mit dem Abschmelzen der Gletscher einsetzenden Erosions- und Verlandungsprozesse geprägt.

Zwischen Schmalstede und Flintbek bildeten flache Grundmoränensenken und Toteislöcher eine Kette von Seen, die im Laufe des Holozäns langsam verlandeten. In diesen Senken lagerten sich bis zu 8 Meter mächtige kalkreiche, mit Molluskschalen angereicherte Tonmudden ab. Über einer Schicht stark zersetzter Torfmudde, die in ihrer Mächtigkeit variiert, haben sich dann eutrophe Schilf-, Erlenbruch- und Radzellentorfe gebildet. Die Torfmächtigkeit liegt zwischen 0.3 und 4.2 Metern (FREUND 1987, TREPPEL & KLUGE 2002). An die Niedermoorböden angrenzend erheben sich mineralische Talflanken bis zu 30 m über

das Gelände. Im Nordwesten und im mittleren Abschnitt der Ostflanke herrschen Grundmoränen mit Geschiebelehm bzw. -mergel vor, die restlichen Hänge werden von Sanderflächen mit Sanden, Kiesen und Schottern gebildet (HERRMANN 1971, FRÄNZLE 1983). Die Talsohlenbreite beträgt im mittleren Abschnitt etwa 80 m, im Süden 550 m und Norden 700 m.

2.1.2 Hydrologie

Das Projektgebiet liegt im Einzugsgebiet der Eider, die bei Reesdorf in das ehemals Schmelzwasser abführende Tunneltal eintritt und von dort mit sehr schwachem Gefälle nordwärts in Richtung Flintbek fließt. Das vorgelagerte Einzugsgebiet der Eider hat eine Größe von etwa 135 km². Die Wasserstände der Eider zeigen ein Maximum im Winter und eines im Sommer (TREPPEL 2000). Am niedrigsten ist der Wasserstand im Mai, nach den Winterhochwassern und vor dem Aufwachsen der Wasserpflanzen. Das Makrophytenwachstum führt im Sommer zu einem Anstieg der Wasserstände um etwa 50 cm (OTTEN 2001), so dass die Eider-Vegetation regelmäßig gemäht wird, um eine Entwässerung der Niederungsflächen zu gewährleisten.



Im letzten Jahrhundert wurde die Eider mehrfach vertieft und teilweise begradigt (Abb. 2). Der Eiderverlauf verkürzte sich von 1879 bis 1999 im Projektgebiet um etwa 600 m (PIEPER 2001). Die Niedermoorflächen werden über zahlreiche Gräben entwässert, wobei das Grabennetz an quelligen Standorten besonders dicht ist. Am Talrand tritt in Abhängigkeit von den geologischen Verhältnissen stellenweise Grundwasser aus.

Durch die Entwässerung haben sich die Standortverhältnisse im Niedermoor in den letzten 200 Jahren grundlegend geändert, wie aus der Beschreibung von HANSEN (1842) ersichtlich wird: „Die Eiderwiesen sind im Allgemeinen die schlechtesten im ganzen Amte, was ihrer niedrigen Lage und dem torfig-nassen Untergrunde, auf dem sie gewissermaßen zu schwimmen scheinen, zuzuschreiben ist.“

Abb. 2: Eiderverlauf 1879, 1953 und 1999.

Die Eiderwiesen werden spätestens seit dem 17ten Jahrhundert landwirtschaftlich genutzt. Zur Bodenverbesserung wurde bereits vor 1795 Sand auf moorige Standorte gefahren, um die Trittfestigkeit zu verbessern und die Geländehöhe zu erhöhen (HANSEN 1842). Auf den eidernahen Niedermoorböden wurden die Sommer-Wasserstände in den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts auf durchschnittlich 50-100 cm unter Flur abgesenkt.

Flächendeckende Daten zu den heutigen Feuchtverhältnissen im Niedermoor sind aus der Vegetationskarte abgeleitet worden. Die Differenzierung der Wasserstufen erfolgte nach dem Vorkommen bzw. Fehlen definierter Feuchte- oder Nässezeiger in den einzelnen Vegetationstypen (JENSEN et al. 2001). Dieses Vorgehen birgt einige Ungenauigkeiten, da Pflanzenarten unter natürlichen Konkurrenzbedingungen zwar prinzipiell Standortbedingungen belegen, gleichzeitig aber Veränderungen derselben aufgrund ihres Beharrungsvermögens mit einer Verzögerung anzeigen (ELLENBERG 1986). Die aus der Vegetationskartierung abgeleiteten Wasserstufen ergaben eine Fläche von ca. 8 ha mit Wasserständen von 0-10 cm unter Flur. Auf 68 ha lagen die Wasserstände bei 15 - 35 cm unter Flur und auf weiteren 121 ha bei 40-70 cm unter Flur. Die übrigen Flächen im Projektgebiet sind grundwasserferne Standorte.

2.1.3 Nährstoffverhältnisse

Die Nährstoffverhältnisse im Projektgebiet werden vom Ausgangssubstrat, den hydrologischen Verhältnissen und der Art der landwirtschaftlichen Vornutzung geprägt. Die im Osten vorherrschenden lehmigen Geschiebemergel wurden vorwiegend intensiv als Grünland und teilweise als Acker genutzt. Die substratbedingte hohe Nährstoffhaltekapazität erschwert eine Aushagerung dieser Grünland-Standorte (SACH 1999). Die sandig bis kiesigen Böden der westlichen Hänge wurden ebenfalls vorwiegend als Grünland genutzt und regelmäßig gedüngt und werden von eutrophen Weidelgras-Weißklee-Weiden dominiert. Lediglich auf 11 ha Gesamtfläche, finden sich mesotraphente Weidelgras-Weiden und Weidelgras-Brachen. Die Niedermoorböden im Talraum weisen durch Entwässerung und Bodenentwicklung zumeist nährstoffreiche Verhältnisse auf. Mesotraphente Vegetationseinheiten treten nur kleinflächig auf (GRANKE 2000). Vermutlich erhielten die Eiderwiesen auch in der Vergangenheit bei Überflutungen mit Flusswasser Nährstoffeinträge; die heutigen Nährstoffverhältnisse werden jedoch durch die entwässerungsbedingte Mineralisierung der Torfe bestimmt (TREPPEL & KLUGE 2002). Oligotrophe Verhältnisse finden sich im Projektgebiet insgesamt auf 2 ha Fläche, in den beiden kesselmoorartigen Senken auf der Westseite. Die Vegetation einer dieser Senken wird durch Torfmoose geprägt.

Die zahlreichen Quellen im Untersuchungsgebiet unterscheiden sich in ihren Nährstoffreichtum. In einigen Quellen wurde im Wasser ein hoher Nitratgehalt von bis zu 20 mg NO₃-N gemessen, andere Quellen haben dagegen deutlich geringere Nitrat-N Konzentrationen (KIECKBUSCH pers. Mitt.). Dies ist auf die unterschiedlichen Mischungsverhältnisse der anströmenden Grundwässer zurückzuführen. Das Quellwasser hat ebenso wie das Flusswasser einen etwa neutralen pH-Wert, das Quellwasser hat zudem einen für das östliche Hügelland typischen hohen Kalziumgehalt. Dies erklärt u.a. das Vorkommen von Pflanzenarten, die für basenreiche Standorte typisch sind, wie *Juncus subnodulosus*.

2.1.4 Vegetation

In den Jahren 1999 und 2000 wurde von HOPPE (2000) und GRANKE (2000) eine Vegetationskartierung im Eidertal nach einem Kartierschlüssel durchgeführt, der sich an dem geobotanischen Gliederungskonzept von SCHRAUTZER & WIEBE (1993) und SCHRAUTZER

(2001) orientiert. Der Schlüssel wurde für Schleswig-Holstein entwickelt und ermöglicht eine Differenzierung von Vegetationseinheiten unterschiedlicher Trophie, Hydrologie und Sukzessionsstadien (JENSEN et al. 2001). Die Kartierungen wurden auf der Grundlage von Luftbildern und topographischen Karten durchgeführt und anschließend digitalisiert. Die Lagegenauigkeit der digitalen Karte liegt bei etwa 4 m.

In den Offenlandbereichen des Projektgebietes waren im Jahr 1999 etwa 26 km Knicks und Erlenreihen vorhanden sowie mehrere kleinflächige Erlengehölze, Weidengebüsche und Nadelholzpflanzungen. Im mittleren Abschnitt des Projektgebietes grenzen größere Buchenwälder und Nadelforste an die Niederung, die allerdings in den folgenden Untersuchungen nicht berücksichtigt wurden. Einer Beweidung von Waldflächen wurde bisher nur in einem kleinflächigen Abschnitt zugestimmt. Im Niedermoor waren zu Projektbeginn neben genutzten Grünlandbeständen große Flächen brach gefallen, auf den Mineralböden traten nur kleinflächige Brachen auf (JENSEN et al. 2001). Insgesamt wurden 94 Kartiereinheiten unterschieden, von denen jedoch nur 27 eine Fläche von mehr als 2 ha einnehmen (Tab. 1).

Tab. 1: Vegetationseinheiten ab 3 ha Größe im Projektgebiet im Jahr 1999/2000 nach GRANKE (2000) und HOPPE (2000).

Kartiereinheit	Fläche in ha	Kartiereinheit	Fläche in ha
Flutrasen	59	Eider	7
Weidelgras-Weide eutroph	55	Eichen-Fichten-Forst	7
Feuchtwiesen-Brache ruderalisiert	33	Buchenwald	7
Flutrasen-Brache	32	Fichtenforst	6
Feuchtwiesen-Brache	24	Flutrasen mit Feuchtgrünlandarten	5
Hainsimsen-Buchenwald	23	Laubwald-Forst	4
Nadelforst	21	Perlgras-Buchenwald	4
Weidelgras-Brache eutroph	19	Knick	3
Ruderalflur feuchter Standorte	14	Buchenforst	3
Acker	13	Kahlschlag	3
Weidelgras-Brache ruderalisiert	13	Stillgewässer	3
Flutrasen-Brache ruderalisiert	13	Weidelgras-Weide mesotroph	3
Ruderalflur trockener Standorte	8	Röhricht ruderalisiert	3
Weidelgras-Brache mesotroph	8		

Alle weiteren Auswertungen beziehen sich auf die Vegetationsausprägung, wie sie bei Projektbeginn im Gebiet auftrat. Flächendeckende Veränderungen der Vegetation innerhalb des Untersuchungszeitraums konnten nicht berücksichtigt werden, da eine Wiederholungskartierung nicht stattfand. Es wurden jedoch 91 eigene Vegetationsaufnahmen zwischen 2000 und 2002 auf einer Weide durchgeführt; acht davon auf denselben Flächen, um Veränderungen des Vegetationstyps zu dokumentieren. Zudem wurden Vegetationshöhen auf drei Weiden in den Jahren 2000, 2001 und 2002 erfasst.

2.1.5 Nutzung

Im Projektgebiet waren im Jahr 2000 etwa 60 ha Brachen vorhanden, 130 ha Extensivweiden, 140 ha Intensivweiden und 13 ha Äcker. Die meisten Brachen und einige Extensivweiden befinden sich auf Flächen der Stiftung Naturschutz. Eine Extensivbeweidung auf diesen Flächen ist an Auflagen gebunden, es waren aber weitere Weiden im Gebiet vorhanden, die nicht intensiv genutzt wurden. Die Zuordnung von einzelnen Flurstücken zu den Extensivweiden und Intensivweiden war zum Teil schwierig, wenn keine dokumentierte vertragliche Bindung der Landwirte vorlag. Als Extensivweiden werden im Folgenden Flächen bezeichnet, auf denen die Tierzahl unter 1,5 Rindern/ha bei Halbjahresbeweidung lag und seit längerem keine Weidepflege stattgefunden hatte. Eine Düngung kann auf einigen Extensivweiden nicht ausgeschlossen werden, auf Teilen einer Fläche wurde gewalzt. Unter den Extensivweiden der Stiftung Naturschutz gibt es eine aus fünf Flurstücken zusammengelegte Weide (Reesdorf 1), die bereits seit 1992 eine entsprechende Nutzung aufweist.

Als Intensivweiden wurden Flächen bezeichnet, die im Jahr 2000 zwischen Mitte und Ende Mai gemäht und anschließend mit mehr als 1,5 Tieren beweidet wurden. Ein größerer Abschnitt innerhalb einer Intensivweide, der seit längerem ausschließlich beweidet wurde und auf dem keine Weidepflege stattgefunden hat, ist als Extensivweide innerhalb der Intensivweide im Geographischen Informationssystem (GIS) verzeichnet worden.

Die Brachen waren im Jahr 2000 unterschiedlich alt, von etwa 6 ha Brachen liegen keine Angaben zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe vor.

Brachealter	1-3 Jahre	4-6 Jahre	7-9 Jahre	10-13 Jahre
Flächengröße	6,7 ha	23,8 ha	10,9 ha	11,6 ha

2.2 Klima und Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum

Das Untersuchungsgebiet hat ein gemäßigtes Klima mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3 °C und etwa 800 mm Niederschlag. Die Witterungsverhältnisse während der Untersuchungsjahre 1999 bis 2002 werden anhand von Daten des Deutschen Wetterdienstes der Station Schleswig dargestellt (Abb. 3).

Im Jahr 1999 war der Witterungsverlauf in der Weidesaison bis in den September hinein dem langjährigen Jahresdurchschnitt recht ähnlich. Im September fielen die Niederschläge dann bei erhöhten Durchschnittstemperaturen niedriger aus als im langjährigen Mittel, so dass auf den Mineralböden die Vegetation Trockenschäden zeigte.

Im Jahr 2000 wiesen die Niedermoorböden bereits zu Beginn der Weideperiode im Mai aufgrund von erhöhten Durchschnittstemperaturen und geringeren Niederschlagsmengen eine hohe Trittfestigkeit auf. Die Aufwüchse auf dem Mineralboden waren Ende Mai sehr viel geringer als bei durchschnittlichem Witterungsverlauf. Bis zum Ende der Weidesaison im November waren die Niedermoore durchgehend trocken.

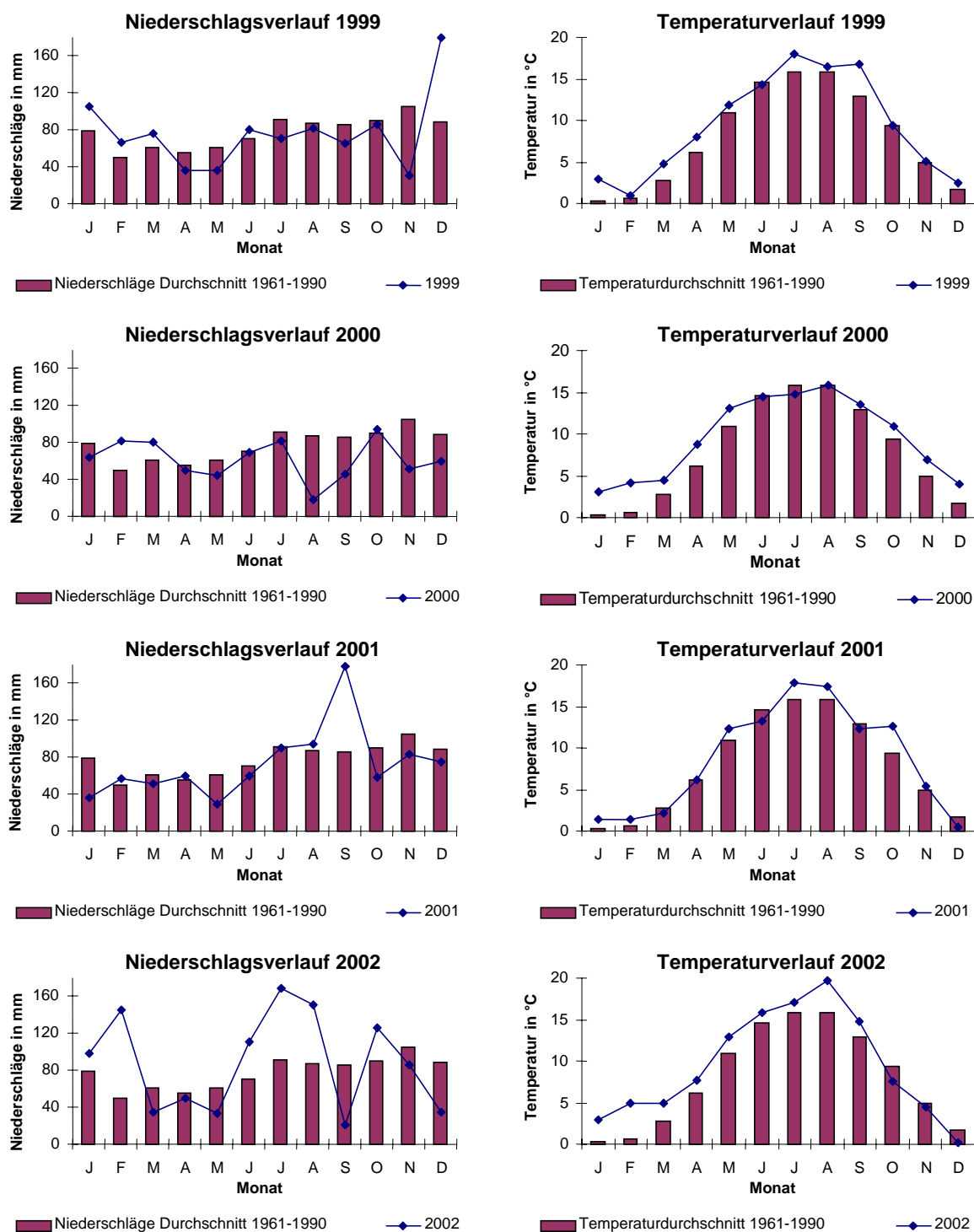


Abb. 3: Witterungsverlauf in den Untersuchungsjahren 1999 bis 2002 nach den Niederschlags- und Temperaturdaten der Station Schleswig des Deutschen Wetterdienstes.

Im Jahr 2001 lagen die Niederschlagsmengen bis zum September leicht unter den langjährigen Monatsmitteln, die Temperaturen lagen im Juli und August über den Durchschnittswerten. Im September führten dann ausgiebige Regenfälle zu Überflutungen in eidernahen Bereichen und zu Stauwasseransammlungen auf großen Teilen der Niedermoorfläche. Die Trittfestigkeit war im Niedermoor meist so gering, dass die Rinder

großflächig durch die Grasnarbe traten. Der warme Oktober führte zu anhaltendem Wachstum des Grünlandaufwuchses.

Im Jahr 2002 lagen die Temperaturen bis in den September über den langjährigen Durchschnittswerten, durch die zum Teil weit überdurchschnittlichen Regenmengen trat jedoch keine Wassermangelsituation ein. Auf den Mineralböden war der Grünlandaufwuchs nicht durch Trockenheit limitiert. Die Niedermoorböden waren zumeist von geringer Tragfähigkeit. In einigen Abschnitten verschiedener Weiden entstanden tief zertretene Engpässe, die verhinderten, dass alle Weideabschnitte von den Rindern erreicht werden konnten. Die Niedermoore waren teilweise erst im September wieder in allen Bereichen für die Tiere zugänglich.

2.3 Das Naturschutzprojekt Halboffene Weidelandschaft

Ziel des auf 20 Jahre angelegten Nutzungskonzeptes ist zum einen die Wiedervernässung der eidernahen Niedermoorböden durch Einstellen der Gewässerunterhaltung, um die Stoffeinträge in die oberirdischen Gewässer und damit auch in die Nord- und Ostsee durch Rückhalt in der Fläche zu reduzieren (StUA Kiel 2000). Gleichzeitig findet eine extensive Rinderbeweidung statt, um insbesondere dem Bestandsrückgang von Offenlandarten entgegen zu wirken. Hierzu wurde das Projektgebiet zunächst in 30 - 50 ha große Weiden unterteilt, die mit maximal 1,5 Rindern pro ha von Mai bis Oktober beweidet werden. Langfristig wird die Beweidung des gesamten Gebietes mit einer Herde angestrebt. Auf einer Fläche wird eine Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern durchgeführt. Kleinere Gehölze und Knicks werden in die Beweidung mit einbezogen. Die Räumung der Gräben und die Krautmahd in der Eider werden eingestellt, so dass eine langsame Vernässung des Gebietes stattfinden wird. Eine Düngung unterbleibt und es findet keine Weidepflege statt, so dass sich Gehölze in den Flächen ausbreiten können.

2.3.1 Projektumsetzung

Im Jahr 1999 wurde zunächst die 36 ha große Weide Grevenkrug nach den vertraglich geregelten Bedingungen beweidet, im Jahr 2000 kamen die 28 ha große Weide Blumenthal und die 26 ha große Weide Flintbek dazu (Abb. 4). Die Weide Blumenthal wurde im Jahr 2002 um 2,3 ha erweitert, die Weide Flintbek im Spätsommer des Jahres 2002 um 2,7 ha. Im Jahr 2000 begann die Ganzjahresbeweidung der Weide Techelsdorf 1 im Sommer auf einer Fläche von 3,8 ha, die bereits im Herbst auf 7,8 ha erweitert wurde. Im Sommer 2001 hatte die Weide eine Größe von etwa 20 ha, im folgenden Jahr waren es 33 ha. Während des Winters wurden den Tieren noch Teile der Weide Böhnhusen zur Verfügung gestellt.

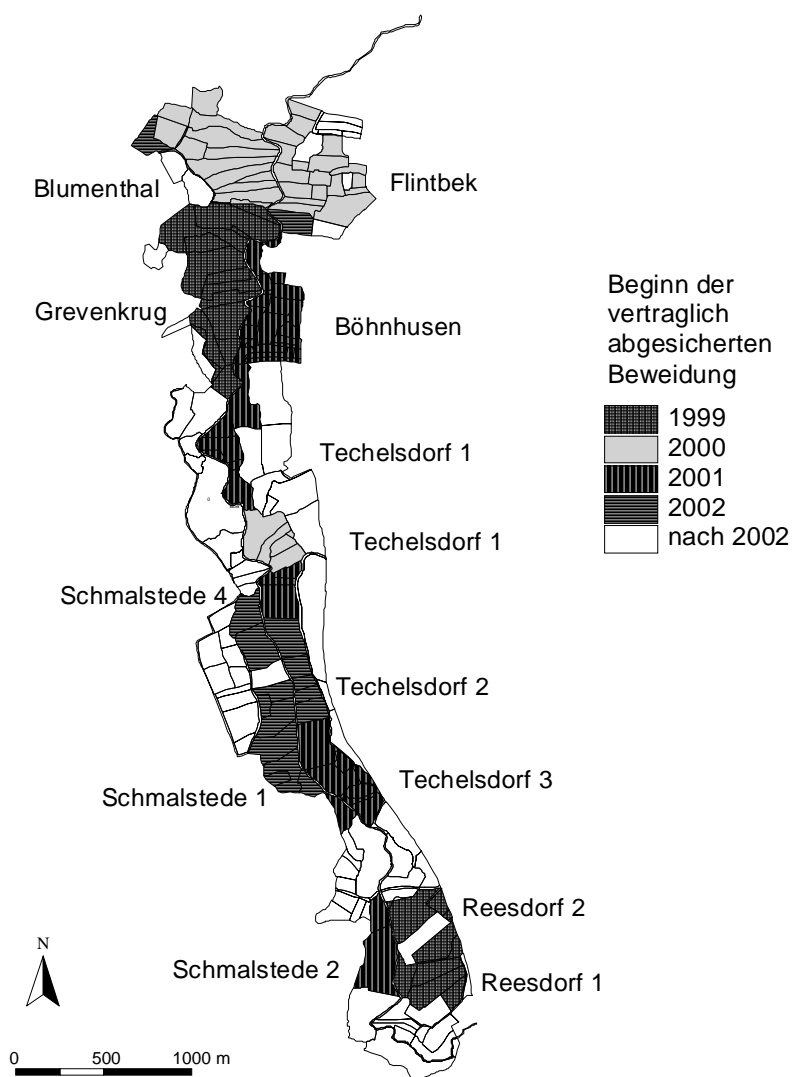


Abb. 4: Benennung der Weiden im Projektgebiet und Stand der Umsetzung von 1999 bis 2002.

3 Weideverhalten

3.1 Einleitung

Das Weideverhalten der Rinder beeinflusst die Vegetationsentwicklung im Projektgebiet maßgeblich und damit die Habitateignung des Gebietes für die Fauna. Die Faktoren, die das Verhalten der Rinder steuern, sind vielfältig und allgemeingültige Regeln für die Verteilung der Rinder in Landschaften wie dem Projektgebiet fehlen. Große Weideflächen ermöglichen den Tieren, ihre Aufenthaltsräume nach verschiedenen Selektionskriterien auszuwählen. Neben Eigenschaften der Vegetation, der Böden und spezieller landschaftlicher Strukturen der Weidefläche (z. B. tiefe Gräben) ist das Sozialverhalten ein wichtiger Faktor für die Verteilung der Rinder im Raum. Wichtige Geländeeigenschaften sind in steilem Gelände die Topographie und bei Winterbeweidung in kalten Wintern die

Thermoregulationsmöglichkeiten; bei hohen Tierdichten kann Konkurrenz die Verteilung im Raum beeinflussen und für Wildtiere ist zudem das Prädationsrisiko von Bedeutung (BAILEY et al. 1996). Das Wasserangebot spielt ebenfalls eine Rolle, besonders wenn die Tränken mehr als 3 km von geeigneten Futterplätzen entfernt liegen (HART et al. 1993). Bei der Vielzahl von Wasserquellen auf den Weiden im Projektgebiet kann dieser Aspekt jedoch vernachlässigt werden.

Nach der „Optimal Foraging Theory“ sollten alle Organismen anstreben, ihre Energie- oder Eiweißaufnahme zu maximieren (STEPHENS & KREBS 1986). Welche Nahrungsquelle von einem Tier jedoch optimal genutzt werden kann, ist dabei zunächst vom Verdauungssystem der Tierart abhängig. Zusätzlich ist das Selektionsvermögen für die Maximierung der Energieaufnahme von Bedeutung. Das Rind wird nach ABEL et al. (1995) zu den Rauhfutterfressern gezählt, die sich vorwiegend von faserreichen Monocotyledonen ernähren, diese aber nur bedingt selektiv aufnehmen. Die unbewegliche Maulform und dessen Breite lässt Rinder weniger selektiv fressen als Schafe, die ebenfalls zu den Rauhfutterfressern gezählt werden. Ziegen dagegen stehen vom Ernährungstyp zwischen Konzentratselektierern wie Rehen, die sich vor der Ausbreitung der Gräser bereits im Miozän entwickelt haben, und den evolutionsgeschichtlich jüngeren Rauhfutterfressern. Ziegen fressen größere Anteile von nährstoffreichen und faserarmen Blättern, kommen aber grundsätzlich mit beiden Nahrungsquellen zurecht.

Entscheidend für die Nahrungswahl ist die Verdaubarkeit der jeweiligen Pflanzenart (HOLTMEIER 2002) und das Nahrungsangebot. Rinder und Schafe haben eine Präferenz für hochwertige Nahrung mit einem hohen Anteil an Phosphor, Stickstoff, Zuckern und Gesamtenergie sowie einem geringen Faseranteil (ARNOLD 1964). Die biochemische Zusammensetzung und die Verdaubarkeit der Pflanzen ändert sich im Jahresverlauf und mit dem Alter des Auswuchses. In älteren Pflanzengeweben nehmen wichtige Inhaltsstoffe wie Stickstoff ab, andererseits steigt der Anteil von Toxinen und unverdaulichen Substanzen (CRAWLEY 1997), neu nachwachsende Pflanzenteile erreichen dagegen wieder eine höhere Futterqualität. Die Pflanzenarten unterscheiden sich in ihren Nährstoffgehalten und ihrem Regenerationsvermögen, nicht alle Arten sind während der gesamten Weidesaison verfügbar (KLAPP 1965). Die einzelnen Pflanzenarten erreichen in den verschiedenen Vegetationstypen unterschiedliche Deckungsgrade. Wenn die Unterschiede der Verdaubarkeit zwischen den Pflanzenarten größer sind, als die Schwankungen der Verdaubarkeit einer Art im Jahresverlauf, sollten sich auf einer beweideten Fläche Unterschiede in der Beweidungsintensität zwischen den verschiedenen Vegetationstypen finden lassen.

Die Raumnutzung wird neben der Futterqualität auch von Geländecharakteristika beeinflusst. Auf Rinderweiden bilden sich häufig Triftwege aus, die gute Futterquellen und Tränken miteinander verbinden. Entlang von regelmäßig frequentierten Wegen dürfte intensiver gefressen werden als in abgelegenen Vegetationstypen gleicher Futterqualität.

Die Raumnutzung von Herdentieren wird neben den zuvor genannten Aspekten auch durch das Sozialverhalten gesteuert. Dabei ist die Gruppengröße, in der die Tiere ein Gebiet durchstreifen, flexibel und wird häufig durch die Umweltbedingungen gesteuert (VULINK et

al. 2001a). In Oostvaardersplassen konnte eine weitgehende Trennung von Bullen und Kühen beobachtet werden, wobei die Kuhgruppen größere Areale durchstreifen als die Bullengruppen. Nach VULINK et al. (2001a) kann diese sexuelle Segregation bei einer Vielzahl von polygynen Ungulaten beobachtet werden. Über die Ursachen dieses Verhaltens gibt es zahlreiche unterschiedliche Hypothesen, diese Gruppenkonstellation tritt allerdings auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen nicht auf, da meist nur wenige Bullen mit einer großen Anzahl Kühen gekoppelt werden.

Darüber hinaus zeigen Rinder individuelle Verhaltensunterschiede, wie Vorlieben für bestimmte Futterpflanzen (KÄMMER pers. Mitt.). Das Verhalten von Einzeltieren gegenüber bestimmten Pflanzenarten kann wiederum eine ganze Gruppe beeinflussen. Solange die vorher nicht bekannten Futterpflanzen keine toxische Wirkung entfalten, können Rinder durch Beobachten anderer Gruppenmitglieder das Fressen von bestimmten, zunächst gemiedenen Pflanzenarten erlernen (RALPHS et al. 1994).

Sollten die individuellen und sozialen Verhaltensweisen die Wahl der Nahrungsflächen maßgeblich beeinflussen, können möglicherweise keine allgemeingültigen Aussagen über die Raumnutzung durch Rinder getroffen werden.

Ziel der Untersuchungen ist zunächst die Identifikation von Faktoren, die das Weideverhalten auf einer ausgewählten Weidefläche steuern. Anschließend wird überprüft, inwieweit sich die Befunde auf andere Weiden im Untersuchungsgebiet übertragen lassen und generelle Regeln ableitbar sind.

Die Rinder beeinflussen durch den Verbiss und Tritt die Vegetationsentwicklung auf den Weiden. Kurzfristig ändert sich die Vegetationsstruktur, längerfristig kann sich auch die Vegetationszusammensetzung ändern. Veränderungen in der Artenzusammensetzung treten bei der Wiedernutzung von Brachen voraussichtlich rascher auf als bei der Nutzungsextensivierung von Intensivgrünland (OBERMEIER et al. 1999, TESCH 1999). In Brachen dominieren meist hochwüchsige Pflanzen, die durch Lichtkonkurrenz und Streuakkumulation für eine Änderung der Artenzusammensetzung im Vergleich zu genutzten Beständen sorgen (KLAPP 1965, MCNAUGHTON 1979, ROSENTHAL et al. 1998). Bei erneuter Nutzung von Brachen ergeben sich besonders in den ersten Jahren rasche Änderungen in der Artenzusammensetzung, die wiederum den Futterwert und damit wahrscheinlich die langfristige Attraktivität der Fläche für die Rinder beeinflussen. Es gilt zu prüfen, ob sich aus den bisherigen Entwicklungen allgemeingültige Prognosen zur Entwicklung der Vegetation in den ausgedehnten Brachen des Projektgebietes ableiten lassen und Aussagen über die zukünftige Beweidungsfähigkeit der Niedermoorflächen getroffen werden können.

3.1.1 Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug

Der Wert einer Pflanzenart oder eines Vegetationsbestandes als Viehfutter kann durch verschiedene Methoden ermittelt werden. Weit verbreitet sind die Messungen von Pflanzeninhaltsstoffen (MENKE & HUSS 1987, VULINK & DROST 1991a). Diese Messungen lassen jedoch keine direkten Rückschlüsse auf die Bevorzugung der Pflanzen durch die Rinder zu. Mechanisch geschützte Pflanzen wie Disteln oder auch giftige Pflanzen können

sehr hohe Proteingehalte aufweisen und trotzdem von Vieh gemieden werden. Die Futter-Wertzahl nach KLAPP (1965) integriert die Verdaubarkeit der Pflanze und deren Attraktivität für Rinder im lebenden Bestand. Bei VOIGTLÄNDER & VOSS (1979) wird beschrieben, dass die Futter-Wertzahlen von KLAPP folgende Kriterien umfassen:

1. Futter-Wertzahl nach Analyse, Erfahrung, Gattungszugehörigkeit
2. Schmackhaftigkeit bzw. Beliebtheit beim Vieh
3. Anteil wertvoller Pflanzenteile
4. Zeitdauer der Vollwertigkeit
5. Zulässiger Bestandsanteil
6. Nutzbarkeit
7. Schädlichkeit, Giftigkeit, Schmarotzertum.

Für die meisten im Projektgebiet nachgewiesenen Pflanzenarten liegt eine Zuordnung von Futter-Wertzahlen vor, so dass für Vegetationsaufnahmen eine mittlere Futter-Wertzahl bestimmt werden kann.

Die Wertzahlen sind nicht gleichzusetzen mit dem Futterwert, wie er z. B. beim Hohenheimer Futterwerttest von MENKE & STEINGASS (zitiert in MENKE & HUSS 1987) verwendet wird, wo allein die chemische Zusammensetzung, die Verdaulichkeit und die Art der verdauten Stoffe des Futters in die Bewertung eingehen.

3.1.2 Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug

Die Bestimmung der Futter-Wertzahlen von Vegetationsaufnahmen ist die Grundlage für die weiteren Untersuchungen des Weideverhaltens. Dieses Verfahren setzt voraus, dass die Vegetationseinheiten die Skalenebene repräsentieren, auf der Unterschiede in der Beweidungsintensität auftreten. Innerhalb eines Vegetationsbestandes mit niedriger Futter-Wertzahl treten auch wertvollere Futtergräser auf, so dass die Rinder durch gezieltes Fressen von hochwertigen Pflanzen ihre Energie- und Nährstoffaufnahme über die durchschnittlichen Werte des Vegetationstyps erhöhen können (VULINK & DROST 1991a, WALLIS DE VRIES & SCHIPPERS 1994, KAHL 2001). Die Energieaufnahme des Weidetiers ist damit nicht aus den Durchschnittswerten der Vegetationstypen ableitbar. Sollten die Maxima der Futterqualität einzelner Pflanzenarten innerhalb eines Bestandes das Weideverhalten wesentlich beeinflussen, lässt sich durch die Verwendung der Mittelwerte der Vegetationstypen das Weideverhalten unter Umständen nicht prognostizieren. Es gibt jedoch experimentelle Hinweise darauf, dass die Skalengröße, auf der die Selektion wirksam ist, mit der Größe der Weidetiere zunimmt (ADLER et al. 2001) und dass Herdentiere prinzipiell eine höhere Wahrscheinlichkeit für unselektives Weideverhalten zeigen (AUGUSTINE & MCNAUGHTON 1998).

Um die Aktivität der Weidetiere zu dokumentieren, können verschiedene Methoden angewendet werden. Einige Untersuchungen dokumentieren die tatsächliche Futterraufnahme mittels Halsbandrekorder, Videoüberwachung und Ösophagusfisteln (VULINK et al. 2001b, KAHL 2001), in andern Versuchen wird die Weideaktivität der Tiere über den Verbiss der Vegetation und optische Kontrollen des Aufenthalts an Einzeltagen ermittelt (KAISER 1995).

Da die Kartierung des Verbisses der Vegetation zeitsparend ist, wurde diese Methode bei den folgenden Untersuchungen gewählt und auf ihre Übertragbarkeit hin überprüft.

3.1.3 Tritt

Beweidung durch Rinder wirkt auf die Vegetation als Störung, wobei neben dem Verbiss auch der Tritt ein wichtiger Faktor ist. Als Störung wird von GRIME (1981) die Summe aller an einem Standort wirksamen Faktoren definiert, die die lebende oder tote pflanzliche Biomasse durch deren teilweise oder vollständige Zerstörung beeinflussen. Tritt auf Niedermoorstandorten wirkt einerseits ähnlich wie der Verbiss, indem er die Lichtbedingungen im Bestand ändert; andererseits entstehen auf Böden, deren Tragfähigkeit überschritten wird, offene Bodenstellen, die als Keimstellen für Pflanzenarten dienen können. Zusätzlich führt Tritt zu einer Bodenverdichtung. Für die langfristige Vegetationsentwicklung kann Tritt daher insbesondere auf Moorstandorten ein wichtiger Einflussfaktor sein (KLAPP 1965, BRIEMLE 2001).

In der vorliegenden Untersuchung wird der Tritt nur in Hinblick auf seine räumliche Verteilung betrachtet. Es soll überprüft werden, ob wenig befressene Bereiche im Niedermoor auch wenig betreten werden und ob beide Faktoren mit gleicher oder unterschiedlicher Intensität auf die Pflanzenbestände einwirken.

3.1.4 Steuerung der Beweidungsintensität

Das Weideverhalten der Rinder wird maßgeblich durch den Futterwert der Vegetation bestimmt, es können aber noch weitere Faktoren die Verteilung der Rinder im Raum beeinflussen, die hier näher betrachtet werden. Es wurde angenommen, dass sehr weiche Böden von den Rindern weniger intensiv betreten werden als trittfeste Weideabschnitte. Gleichzeitig wurde untersucht, ob Vegetationseinheiten, die sich in enger räumlicher Nähe zu den Haupttriftwegen befinden, intensiver befressen werden als derselbe Vegetationstyp in wenig frequentierten Weidebereichen.

3.1.5 Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002

Im Jahr 2000 konnte das Weideverhalten auf der Weide Grevenkrug sehr genau untersucht werden. Um zu überprüfen, inwieweit die Beweidungsintensitäten der Vegetationstypen konstant sind, wurden zunächst Daten von derselben Weide aus den Jahren 1999, 2001 und 2002 und anschließend die Daten aus den Jahren 2000 bis 2002 von den Weiden Blumenthal und Flintbek ausgewertet.

3.1.6 Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte

Die langfristige Entwicklung der Vegetationsbestände im Eidertal hängt wesentlich von ihrer Nutzung durch die Rinder ab. Die bisherigen Untersuchungen der Beweidung gingen von den 1999 kartierten Vegetationsbeständen aus, die sich jedoch zum Teil schon nach wenigen Jahren sehr deutlich verändert haben. Nach Ausschluss der Beweidung ändert sich die Artenzusammensetzung meist erheblich (MCNAUGHTON 1979, ROSENTHAL et al. 1998), erneutes Nutzen von Brachen hat in den ersten Jahren ähnlich deutliche Änderungen in der

Artenzusammensetzung zur Folge (OBERMEIER et al. 1999). Je nach Artenzusammensetzung im Ausgangsbestand, Länge der Nutzungsaufgabe, der Art der früheren Nutzung und den Standortverhältnissen können Mosaike unterschiedlicher Vegetationsbestände in Brachen vorgefunden werden (ELLENBERG 1986, ROWECK & RISSE 1987, SCHREIBER 2003). Die Vegetationsveränderungen lassen einige wiederkehrende Prozesse erkennen. Auf nassen Standorte vollzieht sich die Veränderung häufig rascher als auf trockenen Flächen, es findet eine Zunahme der Vegetationshöhe und der Rhizomgeophyten statt, eine Abnahme der Pflanzenartenzahl und eine Zunahme der Streuschicht, so dass diese Standorte meist lange Zeit baumfrei bleiben und sich die Vegetationsentwicklung im Frühjahr verzögert (ELLENBERG 1986, ROSENTHAL et al. 1989, PFADENHAUER 1993). Der Bracheverlauf kann in verschiedene Sukzessionsstadien unterteilt werden. Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung ergeben sich im Sukzessionsstadium II, der ersten Brachephase, aus veränderten Konkurrenzbedingungen, in deren Folge sich die Abundanzen der bereits vorhandenen Arten verändern (SCHRAUTZER & JENSEN 1999). In Brachen breiten sich meist hochwüchsige Rhizompflanzen aus, deren Fähigkeit zur internen Nährstoffverlagerung gut ausgebildet ist. Im Sukzessionsstadium III, dem auch die untersuchten Ruderalfluren feuchter Standorte angehören, wandern auch neue konkurrenzkräftige Pflanzenarten in die Bestände ein (ROSENTHAL 1992, SCHRAUTZER 2001). Im Projektgebiet befanden sich bei Projektbeginn jeweils etwa 20 % der Flächen im Sukzessionsstadium II und III (JENSEN et al. 2001). Bei Wiedernutzung der Bestände breiten sich zunächst im Bestand vorhandene Arten aus, durch die Aktivierung der Samenbank oder Ausbreitungsvorgänge können aber auch neue Arten in der aktuellen Vegetation auftreten (JENSEN 1998). Dabei ist bei Beweidung von nährstoffreichen Ökosystemen eine größere Variabilität in der Reaktion bezüglich der Pflanzenartenzu- oder -abnahme zu beobachten, als in nährstoffarmen Systemen (PROULX & MAZUMDER 1998).

Rasche Änderungen in der Artenzusammensetzung der Vegetationsbestände sind im Projektgebiet in zuvor ungenutzten Beständen zu erwarten. Die annähernde Verdopplung der Beweidungsintensität in Ruderalfluren feuchter Standorte von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug war der Anlass für eine zweite Vegetationsaufnahme Ende 2002. Es war davon auszugehen, dass die Beweidung zu einer Veränderung der Deckungsgrade einzelner Pflanzenarten geführt hat. Es war zu überprüfen, ob sich eine einheitliche Vegetationsentwicklung infolge der Wiederbeweidung feststellen lässt, die Prognosen der Entwicklung der Futter-Wertzahlen ermöglicht.

3.1.7 Energiebedarf von Jungrindern

Für die Beweidungsfähigkeit von Standorten ist es langfristig von entscheidender Bedeutung, ob die Tiere ihren Bedarf an Mineralien, Energie und Protein auf den Flächen decken können. Die Gehalte an verdaubarer organischer Substanz (DOM) der Nahrungspflanzen sind unabhängig von deren Artzugehörigkeit im Winter am niedrigsten, einzelne Pflanzen unterschreiten jedoch bereits in den Sommermonaten kurzzeitig den Energiebedarf eines 450 kg schweren Rindes (VULINK & DROST 1991a). Für einige

Vegetationseinheiten, die in den Niedermoorflächen des Projektgebietes angetroffen werden, hat die Bestimmung der Futter-Wertzahlen nach KLAPP (1965) negative Werte erbracht, die darauf hindeuten, dass die Rinder in den zumeist seggenreichen Beständen ihren Energiebedarf nicht decken können. Für eine langfristige Nutzung von Flächen als Weide ist es nach MASCH (1994) jedoch wichtig, dass die Flächen für die Rinder nutzbar bleiben, damit eine extensive Weidewirtschaft aufrecht erhalten werden kann.

Mit Hilfe von chemischen Futterwert-Analysen, die im Jahr 2000 von BECKMANN (2001) im Projektgebiet auf der Weide Grevenkrug durchgeführt wurden und Angaben von VULINK & DROST (1991b) zum Energiebedarf von Rindern kann eine genauere Einschätzung der Futterqualität verschiedener Vegetationsbestände vorgenommen werden. Die tatsächliche Nutzung der Bestände durch die Rinder kann durch einen Vergleich mit der Verbissintensität am beprobten Standort im Jahresverlauf überprüft werden.

3.1.8 Gehölzentwicklung

Die Vegetationsentwicklung, die durch die Rinder wesentlich beeinflusst wird, ist die Grundlage für eine Habitateignung der Flächen für die Fauna. Für verschiedene Tiergruppen, wie zum Beispiel die Vögel, ist nicht primär die Artenzusammensetzung der Vegetation, sondern ihre Struktur von Bedeutung (MACARTHUR & MACARTHUR 1961, KAULE 1986). Dabei ist neben der Höhe der Krautschicht die Verteilung der Gehölze im Raum für die meisten Vogelarten entscheidend. Die Gehölzdichte in den Knicks wird durch die Beweidung lückiger, wobei nach bisherigen Beobachtungen wahrscheinlich nur in Einzelfällen Gehölze absterben werden. In den Grünländern werden dagegen neue Gehölze aufwachsen. In einigen Abschnitten des Untersuchungsgebietes kann bereits das Aufkommen von Erlen (*Alnus glutinosa*) und Weiden (*Salix spec.*) im Niedermoor beobachtet werden. Auf den Mineralböden etablieren sich Weißdorn und Rosen. Die aktuelle Gehölzentwicklung wird im Folgenden näher betrachtet.

3.2 Methode

3.2.1 Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug

Auf der Weide Grevenkrug wurden insgesamt 85 Vegetationsaufnahmen in verschiedenen Vegetationstypen durchgeführt, von denen 83 in die weitere Auswertung aufgenommen wurden.

Bei den Vegetationsaufnahmen wurden alle Pflanzenarten in ihren Deckungsanteilen geschätzt, die in einer Höhe wuchsen, die von den Rindern erreicht werden konnte. Baumbestände, deren unterste Äste höher als 1,5 m wuchsen, wurden nicht erfasst.

Die Anzahl der Vegetationsaufnahmen wurde so gewählt, dass Vegetationstypen mit einem großen Flächenanteil an der Weide mit einer höheren Anzahl Probeflächen belegt wurden als „seltene“ Vegetationstypen.

Auf jeweils 20 m² wurden alle Gefäßpflanzen bestimmt und deren Deckung nach REICHELT & WILMANN (1973) geschätzt. Die Deckungsklassen wurden in Prozentwerte umgesetzt, wobei für die weiteren Berechnungen der Klassenmittelwert genommen wurde:

2a = 5-15 % Deckung, Klassenmittelwert = 10 %.

Den einzelnen Pflanzenarten wurden Futter-Wertzahlen nach KLAPP (1965) von -1 für giftige Pflanzen bis 8 für in jeder Form wertvolle Futterpflanzen zugewiesen, wobei jedoch nicht für jede Pflanzenart eine Einstufung vorliegt. Die nicht zugeordneten Pflanzenarten wiesen im Untersuchungsgebiet allerdings meist geringe Deckungsgrade auf, so dass eine sinnvolle Auswertung gewährleistet war. Die Futter-Wertzahl der Vegetationsaufnahmen wurde bestimmt, indem die Deckungsgrade der verschiedenen Futter-Wertzahlstufen aufaddiert und mit der Wertzahl multipliziert wurden. Anschließend wurde durch die Gesamtdeckung geteilt und auf eine Nachkommastelle gerundet. Als Zusatzkriterien werden nach VOIGTLÄNDER & VOSS (1979) von KLAPP für bestimmte Pflanzenarten bei häufigem Auftreten folgende Einstufungen der Futter-Wertzahlen vorgenommen:

	Deckungsanteil		
	unter 10 %	10-30 %	über 30 %
<i>Deschampsia caespitosa</i>	3	1	-1
Große <i>Carex</i> -Arten	1	0	-1
Große <i>Juncus</i> -Arten	1	0	-1

Alle Vegetationsaufnahmen eines Vegetationstyps wurden zusammengefasst und ein Mittelwert berechnet. Für die flächenhafte Darstellung der Futter-Wertzahlen im GIS wurde den Flächen, in denen eine Aufnahme lag, der Wert der Vegetationsaufnahme zugeordnet. Alle anderen Flächen bekamen den errechneten Mittelwert des jeweiligen Vegetationstyps zugewiesen.

Um die Futter-Wertzahlen auf der Gesamtweide zu berechnen, kann nun nach der Übertragung der Mess- und Mittelwerte eine flächengewichtete Futter-Wertzahl für jeden Vegetationstyp (mit Ausnahme der Knicks) auf der untersuchten Weide berechnet werden, wie beispielhaft in der Tabelle 2 gezeigt wird. Für jedes Polygon der digitalen Karte werden die Futter-Wertzahl und die Flächengröße bestimmt und die Gesamtfläche jedes Vegetationstyps errechnet (Summe ha). Die flächengewichtete Futter-Wertzahl errechnet sich, indem zunächst die Flächengröße des Polygons mit der jeweiligen Futter-Wertzahl multipliziert und durch die Gesamtfläche des Vegetationstyps geteilt wird. Durch Aufaddieren der Einzelwerte erhält man die flächengewichtete Futter-Wertzahl.

Tab. 2: Berechnungsweg für die flächengewichtete Futter-Wertzahl am Beispiel eines Flutrasens.

	Futter-Wertzahlen					Summe ha	Gewichtete Futter-Wertzahl = ha x Futter-Wertzahl: Summe ha					Summe
	3,1	3,6	3,9	4,4	4,5		0,466	1,868	0,940	0,254	0,358	
ha	0,187	0,646	0,241	0,072	0,099	1,245	0,466	1,868	0,940	0,254	0,358	3,9

Die flächengewichteten Futter-Wertzahlen werden mit den Flächengößen des Vegetationstyps multipliziert und durch die Gesamtfläche der Mineralböden bzw. Niedermoore geteilt. Deren Summen ergeben die durchschnittliche Futter-Wertzahl für Niedermoor und Mineralböden.

3.2.2 Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug

Während der gesamten Weideperiode 2000 wurde vom 1.5. - 31.10. etwa alle 14 Tage der Verbiss in 5 Intensitätsstufen kartiert (BENN 2002). Dabei erfolgte die Einstufung wie folgt:

- 0 = kein Verbiss
- 1 = weniger als ein Drittel befressen
- 2 = ein bis zwei Drittel befressen
- 3 = mehr als zwei Drittel befressen
- 4 = fast die gesamte Vegetation abgefressen.

Die aufgenommenen Flächen hatten eine Größe von mindestens 16 m². Der Gesamtverbiss am Jahresende wurde durch ein Verschneiden der digitalen Karten und ein Aufaddieren der Verbissstufenwerte der 13 Kartier-Termine ermittelt und die Zahlen in Prozent Gesamtverbiss umgerechnet.

Aus dem Jahr 1999 lag von der Untersuchungsfläche eine einmalige Verbisskartierung vom Ende des Jahres vor, im Jahr 2001 wurden 4 Kartierungen durchgeführt und 2002 wieder eine Kartierung am Ende der Weidesaison. Die Kartierung aus dem Jahr 1999 erfolgte noch nicht nach dem 2000 verwendeten Schlüssel. Hier wurden noch Vegetationshöhen mit einem Zollstock gemessen und die Verbissintensität verbal beschrieben. Um die Jahre untereinander vergleichen zu können und für weitere Berechnungen musste eine einheitliche, gleichmäßige Klasseneinteilung gefunden werden. Daher wurde die Klasseneinteilung der Verbissintensitäten noch einmal verschoben. Es wurde eine Einteilung gewählt, die sechs Klassen unterscheidet (Tab. 3). Im Jahr 2002 wurde mit dieser neuen Klasseneinteilung kartiert.

Tab. 3: Umwandlung des ursprünglichen Kartierschlüssels in eine sechsstufige Skala.

Alte Klasseneinteilung		Neue Klasseneinteilung		
Verbiss Stufe	Verbiss in %	Verbiss Stufe	Verbiss in %	Mittelwert der Verbissstufe in %
0	0	0	0	0
1	1-29	1	1-20	10
2	30-59	2	21-40	30
3	60-89	3	41-60	50
4	90-100	4	61-80	70
		5	81-100	90

Für die Berechnung des Gesamtverbisses einzelner Vegetationstypen wurde die Gesamt-Verbisskarte, die in sechs Klassen eingeteilt war, mit der Vegetationskarte verschnitten und nach den unten dargestellten Verfahren in einen prozentualen Gesamtverbiss umgerechnet (Tab. 4).

Tab. 4: Beispielrechnung zur Bestimmung des Gesamtverbisses eines Vegetationstyps.

Verbissstufe	0	1	2	3	4	5	Summe
Verbiss Mittelwert in %	0	10	30	50	70	90	
Flutrasen (ha)	0,01	0,145	0,195	0,663	0,23	0,001	1,244 ha
Flutrasen ha : Summe ha (% ha)	0,008	0,117	0,157	0,533	0,185	0,000	
= V. Mittelwert x % ha	0	1,17	4,70	26,65	12,94	0,072	46 %

3.2.3 Tritt

Der Tritt wurde im Jahr 2000 alle 14 Tage auf Flächen ab 50 m² nach dem folgenden Schlüssel erhoben:

Trittstufe

- 0 keine Trittspuren erkennbar, Trittspuren auf 0 % der Fläche
- 1 vereinzelt Trittspuren, Trittspuren auf < 10 % der Fläche
- 2 einige bis zahlreiche, deutlich erkennbare Trittspuren, Trittspuren auf 10-25 % der Fläche
- 3 Vegetation stark zertreten und Horste aufgelöst, Trittspuren auf 25-40 % der Fläche
- 4 Vegetationsdecke in Horste zerfallen, Trittspuren auf > 40 % der Fläche

Die 14-tägig erhobenen Daten wurden digitalisiert und zur Ermittlung des Gesamttritts in ArcView zu einer Karte verschnitten. Die Trittintensitätsstufen der einzelnen Termine wurden aufaddiert und das Ergebnis nach dem Beispiel des Verbisses (Kapitel 3.2.1) in sechs Klassen eingeteilt. Für die gemeinsame Darstellung von Tritt und Verbiss wurde die folgende verbale Einteilung in Nutzungsintensitätsstufen gewählt:

- 0 = keine Nutzung
- 1 = sehr geringe Nutzung
- 2 = geringe Nutzung
- 3 = mäßig intensive Nutzung
- 4 = intensive Nutzung
- 5 = sehr intensive Nutzung

3.2.4 Steuerung der Beweidungsintensität

Betretbarkeit der Böden

Die Festigkeit von Niedermoorböden wird durch die Bodenfeuchte, den Zersetzungsgrad der Torfe und durch das Bodenentwicklungsstadium bestimmt (PROCHNOW & ZEITZ 1999). Für den Untersuchungsraum stehen flächendeckend Daten zur Bodenfeuchte in Form einer Wasserstufenkarte zur Verfügung, die aus der Vegetation abgeleitet wurde. Es wird überprüft, ob diese Daten eine für die Fragestellung ausreichende Genauigkeit erreichen. Damit wäre eine Übertragung auf nicht untersuchte Weideabschnitte und andere Gebiete möglich. Darüber hinaus wurde der Eindringwiderstand mit einem Penetrometer auf der Weide Grevenkrug gemessen (BENN 2002). Hierzu wurde im Mai 2000 ein Messraster über die Weide gelegt und in einem Abstand von jeweils 25 m erfolgte eine Messung des Eindringwiderstandes bis in 50 cm Tiefe. Von jeder Messung wurde eine Wiederholung vorgenommen und hinterher zwischen beiden Werten gemittelt. Das Gerät misst Eindringwiderstände bis zu einer Kraft von 50 kg und rechnet die Werte in N/cm² um. Für jeden cm Tiefe liegen zwei Messwerte vor. Die Messwerte wurden in 8 gleich große Klassen unterteilt, ein Mittelwert berechnet und die Ergebnisse in ein Raster im GIS überführt. Zwischen den Messwerten wurde interpoliert. Für die Auswertung wurde die Tiefenstufe 18-

24 cm herangezogen. In den oberen Bodenschichten traten kaum Unterschiede in der Trittfestigkeit auf; der Eindringwiderstand in den tieferen Schichten hat wahrscheinlich keine Bedeutung mehr für die Verteilung der Rinder auf der Fläche. Es erfolgte nur eine Messung im Jahr, da sich infolge geringer Niederschläge während der gesamten Weidesaison keine deutlichen Änderungen in den Bodenwasserverhältnissen und der Trittfestigkeit ergaben.

Entfernung von Haupttriftwegen

Die wichtigsten Pfade, die von den Rindern im Jahr 2000 regelmäßig begangen wurden und vegetationsfrei waren, wurden aufgenommen, als Linienkarte digitalisiert und die Abstände der Vegetationseinheiten zu diesen Pfaden in 25 m-Abschnitten angegeben.

Erzeugung von flächendeckenden Daten

Die digitalen Karten mit den Inhalten Futter-Wertzahlen, Betretbarkeit, Entfernung zu den Haupttriftwegen und Verbiss wurden jeweils einzeln mit einer Rasterkarte (Zellengröße 10 x 10 m) verschnitten. Zellen, die im Randbereich der Weide lagen, in denen weniger als 95% Weidefläche lag, wurden aus dem Datensatz entfernt. Es wurden Pivottabellenberichte erstellt, wobei die Rasterzellennummer gegen den Messwert (Futter-Wertzahl, Entfernung zu den Haupttriftwegen, Betretbarkeit der Böden und Verbiss) dargestellt und die Flächengröße der einzelnen Werte aufsummiert wurde. Für die einzelnen Rasterzellen wurden flächengewichtete Mittelwerte errechnet und in einer neuen Tabelle zusammengefasst. Für jeden neu zugefügten Datensatz wurden die Rasternummern überprüft und Rasterzellen, denen z. B. keine Futter-Wertzahlen zugewiesen werden konnten, eliminiert.

Vegetationsaufnahmen

Um den Verlust an Genauigkeit bei Verwendung von Mittelwerten der Futter-Wertzahlen zu überprüfen, wurden 83 Vegetationsaufnahmen ausgewertet. Die Aufnahmestellen wurden ins GIS übertragen und mit der Triftwegentfernungs- und Betretbarkeitskarte verschnitten und flächengewichtete Mittelwerte für die Faktoren berechnet. Für den Vergleich der Datengenauigkeit wurde den Vegetationsaufnahmen zusätzlich der Mittelwert des jeweiligen Vegetationstyps zugeordnet.

Statistik

Die Einzeldatensätze (z. B. Verbiss gegen Futter-Wertzahl) wurden zunächst als Scatterplot dargestellt, um zu überprüfen, ob eine lineare Anordnung der Werte oder Autokorrelationen vorlagen. Zu den Voraussetzungen der Durchführung einer multiplen Regressionsanalyse zählt nach NORMAN & STREINER (1993), dass die Daten als Intervalldaten vorliegen. Die Futter-Wertzahlen sind keine Intervalldaten im strengen Sinn, die einzelnen Abstufungen zwischen den Pflanzenarten unterteilen jedoch ein Kontinuum von Futterqualitäten in annähernd gleiche Abstände, so dass angenommen wird, dass die Voraussetzung für die Durchführung einer multiplen Regressionsanalyse nicht verletzt wird. Weitere Voraussetzungen sind die Normalverteilung der Daten und die Beschränkung der Zahl der Variablen auf höchstens ein Drittel der Anzahl der Messwerte. Um die Unterschiede in der Datengenauigkeit für Weiden zu ermitteln, von denen keine Vegetationsaufnahmen vorliegen,

wurde einmal mit den Futter-Wertzahlen für die Vegetationsaufnahmen („Messwerte“) eine multiple Regressionsanalyse errechnet. Bei einer zweiten Berechnung wurden stattdessen ausschließlich die Mittelwerte der Futter-Wertzahlen eines Vegetationstyps gewählt.

3.2.5 Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002

Von der Weide Grevenkrug liegen Daten aus vier Jahren vor, die jeweils den Verbiss am Ende der Weidesaison dokumentieren. Der Verbiss wurde für Niedermoor und Mineralboden getrennt dargestellt. Die Daten wurden in den Jahren 1999-2002 von drei verschiedenen Bearbeitern erhoben. Der Gesamtverbiss wurde nach dem in Kapitel 3.2.1. beschriebenen Verfahren berechnet, so dass unabhängig von der Zahl der Kartierdurchgänge einheitliche Klassengrößen vorlagen.

Im Jahr 2002 wurde die Weide durch einen Zaun geteilt und mit zwei unterschiedlich großen Herden beweidet (etwa 33 Tiere im Süden, 14 im Norden). Im südlichen Weideabschnitt wurde damit eine Rinderdichte von etwa 3 R / ha erreicht, im nördlichen Abschnitt dagegen 0,4 R / ha. Im südlichen Abschnitt wurde während der ganzen Weidesaison zugefüttert.

Die Weiden Blumenthal und Flintbek wurden im Jahr 2000 sechsmal von drei verschiedenen Bearbeitern begangen. Die Kartierungen sind digitalisiert worden, im GIS zu einer Karte verschnitten und der Gesamtverbiss in sechs Klassen unterteilt dargestellt worden. Im Jahr 2001 erfolgten vier Kartierungen, die zu einer Karte verschnitten wurden, und 2002 gab es eine Verbisserfassung am Ende des Jahres.

3.2.6 Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte

Es wurden acht Vegetationsaufnahmen in Ruderalfluren feuchter Standorte auf denselben Flächen durchgeführt wie im Jahr 2000 bzw. 2001, nach unter 3.2.1 beschriebenen Verfahren.

3.2.7 Energiebedarf von Jungrindern

Der Energiebedarf eines Jungrindes wurde in Untersuchungen von VULINK & DROST (1991b) ermittelt. Auf der Weide Grevenkrug sind von BECKMANN (2001) im Jahr 2000 Nährstoffanalysen in verschiedenen Vegetationstypen durchgeführt worden. Er ermittelte den Nettoenergiegehalt, angegeben in MJ NEL kg⁻¹ TM und bestimmte die umsetzbare Energie ME (WACHENDORF pers. Mitt.).

Die Messungen erfolgten in Flächen, die durch einen Elektrozaun vor den Rindern geschützt wurden. An 10 Terminen sind von Ende April bis Anfang Juli Proben genommen worden, die getrocknet und mittels NIRS-Verfahren auf ihre Futterqualität untersucht wurden. Die benötigten Referenzwerte wurden mit der Kjeldahl-Methode, der Van Soest-Detergenzienmethode und der Cellulasemethode (EULOS) ermittelt.

Aus den Rohdaten, die jeweils drei Wiederholungen der Messung umfassten, wurde jeweils der kleinste Energie-Wert gewählt, da ermittelt werden soll, ob die Vegetationsbestände den Energiebedarf der Rinder unterschreiten.

Um die Nutzung des Bestandes durch die Rinder bei Standorten mit geringer Futterqualität zu überprüfen, wurde für das von BECKMANN untersuchte Großseggenried die Verbissintensität im Jahresverlauf 2000 dargestellt. Die Verbisskartierung erfolgte nach der unter 3.2.2 beschriebenen Methode. Dabei wurde nur die untersuchte Fläche selbst berücksichtigt, der Verbiss in anderen Großseggenbeständen auf der Weide Grevenkrug wurde nicht ausgewertet.

3.2.8 Gehölzentwicklung

Im Sommer 2001 und 2002 wurden alle jungen Gehölze, die über die Krautschicht ragten, in Karten eingetragen und ins GIS übertragen. Dabei wurden Einzelgehölze punktgenau registriert, bei größeren Gehölzgruppen ist die Fläche des Aufwuchses erfasst worden; die Anzahl der Jungbäume wurde in flächenhaften Beständen jedoch nicht ausgezählt. Die Daten wurden mit der Wasserstufenkarte hinterlegt. Auf eine statistische Auswertung wurde verzichtet, da die Gehölzanzahl nicht genau erhoben wurde.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug

In der Tabelle 5 sind die Futter-Wertzahlen für die etwa 36 ha große Weide Grevenkrug zusammengestellt. Alle Polygone der GIS-Karte mit einer Vegetationsaufnahme wurden in ihren Flächengrößen aufaddiert und als untersuchte Fläche aufgeführt.

Auf der Weide Grevenkrug wurden große Unterschiede in den Futter-Wertzahlen der verschiedenen Vegetationstypen gefunden. Bei einigen Vegetationsaufnahmen in Feuchtwiesen und Großseggenriedern, in denen die Seggen über 30 % Deckung erreichten, wurden negative Futter-Wertzahlen ermittelt, während eine Weidelgras-Brache einen Wert von 6,7 erreichte.

Auch zwischen der Vegetationsaufnahmen eines Vegetationstyps schwanken die Futter-Wertzahlen zum Teil sehr stark.

Einige Vegetationstypen, von denen nur eine Vegetationsaufnahme vorliegt, zeigen auffallend hohe Futter-Wertzahlen, wie die Weiden-Erlen-Reihe und die Baumgruppe. Unter der Gehölzschicht, die aufgrund ihrer Höhe nicht von den Rindern als Futterquelle genutzt werden konnte, erreichen hochwertige Gräser hohe Deckungsanteile.

Tab. 5: Futter-Wertzahlen der Vegetationsaufnahmen der Weide Grevenkrug.

Vegetationseinheit	Fläche in ha	Untersuchte Fläche in ha	Anzahl Aufnahmen	Min.-Max. Wertzahlen	Mittelwert
Baumgruppe	0,13	0,10	1	5,7	5,7
Erlenbruch eutroph	0,21	0,13	1	1,9	1,9
Flutrasen	1,24	1,04	4	3,1-4,5	3,9
Flutrasen-Brache	5,75	4,5	11	3,1-5,0	4,1
Flutrasen-Brache ruderalisiert	2,38	1,25	6	3,4-5,4	4,4
Flutrasen mit Feuchtgrünlandarten	0,40	0,21	2	2,6-3,1	2,9
Feuchtwiese eutroph	0,35	0,17	2	-0,3-1,0	0,4
Feuchtwiesen-Brache eutroph	3,59	1,33	10	-0,5-4,0	1,2
Feuchtwiesen-Brache ruderalisiert	2,97	1,04	4	1,2-3,0	1,1
Feuchtwiese mesotroph	0,22	0,19	1	3,2	3,2
Feuchtwiesen-Brache mesotroph	0,23	0,13	2	0,4-2,9	1,7
Großseggenried eutroph	0,16	0,08	2	-0,3-0,7	0,2
Röhricht ruderalisiert	0,31	0,18	3	1,5-4,2	3,3
Ruderalflur feuchter Standorte	4,15	3,51	9	1,2-5,4	3,2
Weiden-Erlen-Reihe	0,41	0,03	1	5,8	5,8
Trockengebüsch eutroph	0,14	0,14	1	5,1	5,1
Ruderalflur trockener Standorte	2,13	1,86	4	4,1-4,9	4,6
Weidelgras-Weide eutroph	5,96	5,59	7	4,1-6,4	5,1
Weidelgras-Brache eutroph	1,18	0,36	3	4,4-6,7	5,3
Weidelgras-Brache mesotroph	0,52	0,23	1	5,0	5,0
Weidelgras-Brache ruderalisiert	2,72	1,89	6	2,6-4,6	3,7
Weidelgras-Weide mesotroph	0,44	0,39	2	4,6-5,2	4,9
Summe	35,59	24,35			

Vergleicht man die rechnerischen Mittelwerte der Vegetationstypen und die flächengewichteten Futter-Wertzahlen in der Tabelle 6 ergeben sich für einzelne Vegetationstypen Abweichungen. Die Ruderalfluren feuchter und trockener Standorte sowie die eutrophen Weidelgras-Brachen weisen bei Berücksichtigung des Flächenanteils der untersuchten Bestände niedrigere Futter-Wertzahlen auf als die Mittelwerte, die eutrophen Weidelgras-Weiden und die ruderalisierten Weidelgras-Brachen erreichen höhere Werte. Die flächengewichteten Futter-Wertzahlen schwanken zwischen 0,3 und 5,8, wobei die geringwertigen Futterbestände zumeist im Niedermoor wuchsen. Die Vegetationsbestände auf dem Mineralboden haben einen deutlich höheren Futterwert als die der Niedermoorflächen (Tab 6).

Verbrachende Bestände eines Vegetationstyps wiesen im Niedermoor keine geringeren Futter-Wertzahlen auf, als in den genutzten Typen. Auf den Mineralböden lag die Futter-Wertzahl der ruderalisierten Weidelgras-Brachen deutlich unter derjenigen der genutzten Weidelgras-Bestände.

Tab. 6: Berechnung der Futter-Wertzahlen auf der gesamten Weide Grevenkrug, nach Bodentypen getrennt.

	Flächengewichtete Futter-Wertzahlen	ha	Futter-Wertzahl x ha geteilt durch Gesamtfläche Moor oder Mineralboden	
Niedermoor	Flutrasen	3,9	1,24	0,215
	Boden stark gestört	0,0	0,08	0,000
	Erlenbruch eutroph	1,9	0,21	0,018
	Flutrasen mit Feuchtgrünlandarten	2,9	0,40	0,052
	Flutrasen-Brache	3,9	5,75	0,999
	Flutrasen-Brache ruderalisiert	4,4	2,38	0,466
	Feuchtwiese eutroph	0,6	0,35	0,009
	Feuchtwiesen-Brache eutroph	1,2	3,59	0,192
	Feuchtwiesen-Brache mesotroph	1,8	0,23	0,018
	Feuchtwiesen-Brache ruderalisiert	1,0	2,97	0,132
	Feuchtwiese mesotroph	3,2	0,22	0,031
	Großseggenried eutroph	0,3	0,16	0,002
	Ruderalflur feuchter Standorte	2,7	4,15	0,499
	Weiden-Erlen-Reihe	5,8	0,41	0,106
	Röhricht ruderalisiert	3,3	0,31	0,046
Gesamtfläche Niedermoor		22,45	2,8	
Mineralboden	Ruderalflur trockener Standorte	3,2	2,13	0,516
	Weidelgras-Weide eutroph	5,5	5,96	2,480
	Weidelgras-Brache eutroph	4,9	1,18	0,437
	Weidelgras-Brache mesotroph	5,0	0,52	0,197
	Weidelgras-Brache ruderalisiert	4,1	2,72	0,844
	Weidelgras-Weide mesotroph	4,6	0,44	0,153
	Trockengebüsch eutroph	5,1	0,14	0,054
	Baumgruppe	5,7	0,13	0,056
Gesamtfläche Mineralboden		13,22	4,7	

3.3.2 Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug

In der folgenden Abbildung 5 sind die Vegetationseinheiten über 0,15 ha Größe nach ihrer Verbissintensität geordnet dargestellt. Die am intensivsten verbissenen Bestände waren auch diejenigen mit den höchsten Futter-Wertzahlen, mit Ausnahme der linienhaft angeprägten Weiden-Erlen-Reihen. Auf etwa 14 ha der 36 ha großen Weide erreichten die Verbissintensitäten Werte von 40-68 %. Diese Vegetationsbestände lagen - mit Ausnahme des Flutrasens - alle auf dem Mineralboden. Die höchste Attraktivität für die Rinder hatten die mesotrophen Weidelgras-Weiden und mesotrophe Weidelgras-Brachen, die höchsten Futter-Wertzahlen erreichten jedoch die eutrophen Weidelgras Bestände.

**Gesamtverbiss der Weide Grevenkrug im Jahr 2000
von Vegetationstypen über 0,15 ha Größe**

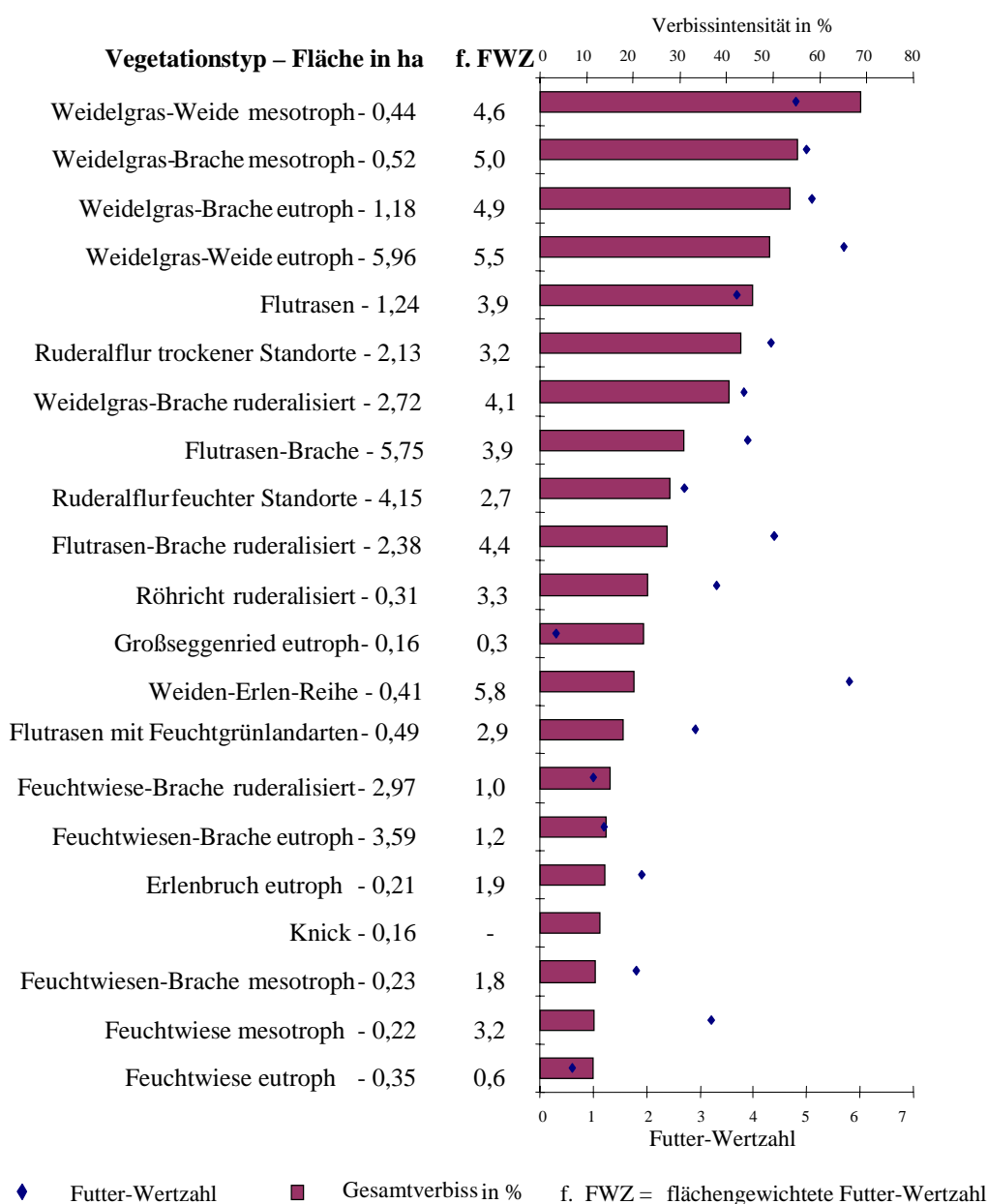


Abb. 5: Verbissintensität und Futter-Wertzahl verschiedener Vegetationstypen auf der Weide Grevenkrug im Jahr 2000.

Während sich insgesamt ein signifikanter Zusammenhang von abnehmenden Futter-Wertzahlen und abnehmender Beweidungsintensität feststellen lässt, gibt es einzelne Ausnahmen. Die Großseggenriede sind trotz ihrer geringen Futterqualität genauso stark befressen worden wie Vegetationseinheiten mit mehr als 10-fach höheren Futter-Wertzahlen. Gleichzeitig wurde die Krautschicht unter den Weiden-Erlen-Reihen trotz ihrer hohen Futter-Wertzahl wenig beweidet.

Die Berechnung der Pearson-Korrelation zwischen Futterwert und Verbissintensität ergab eine Korrelation von $r = 0,8$ bei einem $p < 0,001$, wenn man den Sonderfall der Weiden-

Erlen-Reihen nicht mit berücksichtigt (Abb. 6). Damit ergibt sich eine recht gute Voraussagbarkeit der Verbissintensität bei Kenntnis der Futter-Wertzahlen.

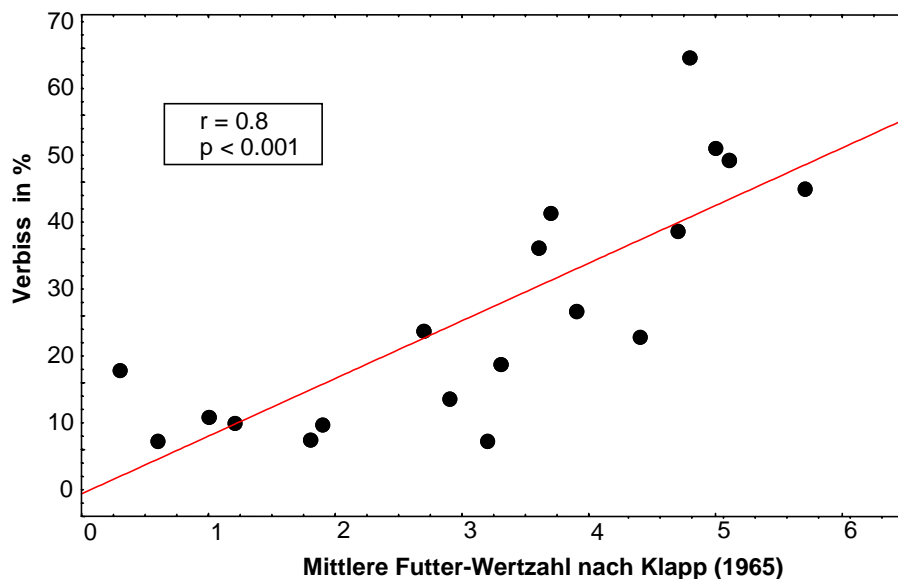


Abb. 6: Korrelation zwischen mittlerer Futter-Wertzahl und mittlerer Verbissintensität der Vegetationstypen im Jahr 2000.

3.3.3 Tritt

Insgesamt wirkt der Tritt gleichmäßiger als der Verbiss, die Rinder suchen also auch Teile der Weide auf, in denen sie nicht fressen (Abb. 7). Fast der gesamte Mineralbodenanteil wird intensiv genutzt, im Niedermoor findet man dagegen alle Nutzungsintensitätsstufen. Die größten Unterschiede zwischen Verbiss und Tritt findet man im Niedermoor. Hier wurden große Flächen nicht oder kaum verbissen. Der Tritt zeigt jedoch, dass sich die Tiere dennoch in diesen Flächen aufgehalten haben. Nur eine Fläche am Ostrand der Weide wurde weder verbissen noch betreten. Hier befindet sich ein quelliger Bereich mit einem *Carex paniculata*-Bestand.

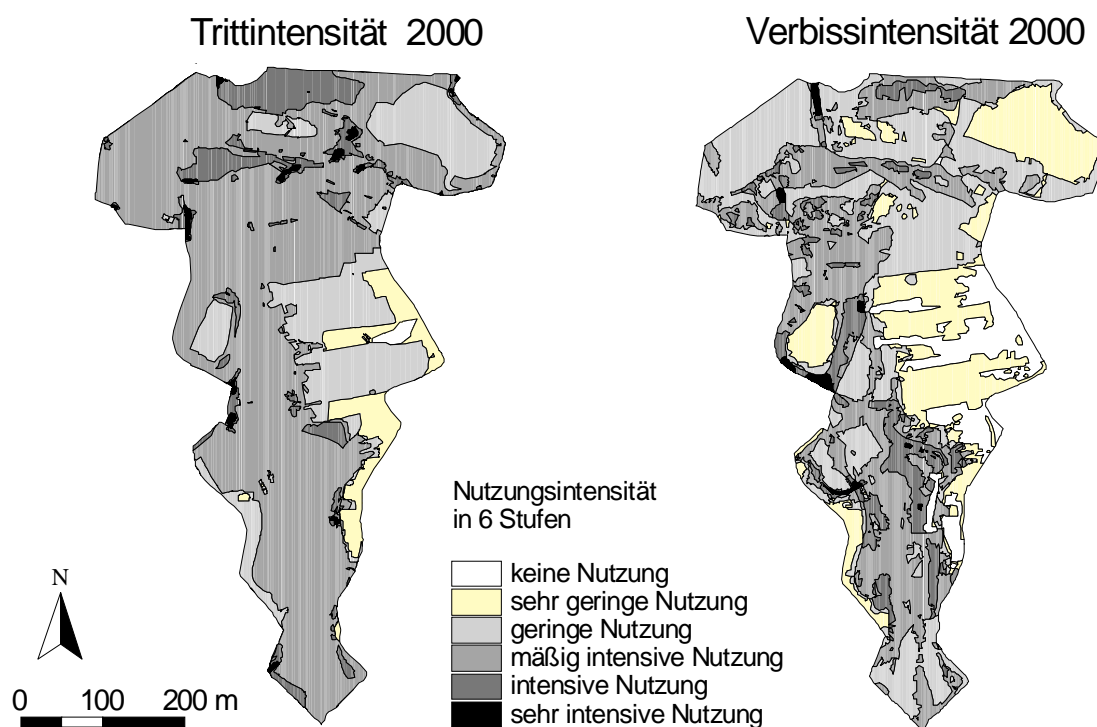


Abb. 7: Vergleich der Tritt- und Verbissintensität auf der Weide Grevenkrug am Ende der Weidesaison 2000.

3.3.4 Steuerung der Beweidungsintensität

Die Ergebnisse der zweifach durchgeführten multiplen Regressionsanalyse sind in der Tabelle 7 dargestellt. Sowohl bei der Auswertung der „Messwerte“, als auch bei den rechnerischen Mittelwerten für die Futter-Wertzahlen leisten alle drei betrachteten Variablen einen signifikanten Anteil zur erklärten Gesamtvarianz des Weideverhaltens (Tab. 7).

Tab. 7: Veränderung der erklärten Varianz für das Weideverhalten der Rinder bei Verwendung von „Mess“- und Mittelwerten für die Futter-Wertzahlen an den Standorten der Vegetationsaufnahmen.

Erklärte Gesamtvarianz R ²	„Messwerte“		Mittelwerte	
	Anteil erklärter Varianz	p	Anteil erklärter Varianz	p
Futter-Wertzahl	44	0,000	31	0,002
Triftwegabstand	6	0,007	9	0,004
Penetrometermessungen	3	0,056	5	0,015

Auch wenn die erklärte Varianz bei der Verwendung der Mittelwerte der Vegetationstypen geringer ist als bei der Verwendung der errechneten Futter-Wertzahlen jeder einzelnen Aufnahme („Messwerte“), stimmen die Ergebnisse grundsätzlich überein. Nach beiden Analysen ist der wichtigste Faktor für das Weideverhalten auf der Fläche die Futter-Wertzahl

des Vegetationsbestandes, gefolgt vom Triftwegabstand der jeweiligen Vegetationseinheit und der Betretbarkeit der Böden.

Rechnet man für die Vegetationsaufnahmen einerseits und für die Rasterdaten der Gesamtfläche andererseits, erhält man folgendes Ergebnis (Tab. 8):

Tab. 8: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse der Rasterdaten und Vegetationsaufnahmen

	Rasterdaten		Vegetationsaufnahmen	
Gesamt R ²	49 %		53 %	
	Anteil Erklärte Varianz	p	Anteil Erklärte Varianz	p
Futter-Wertzahl	33	0,000	44	0,000
Triftwegabstand	12	0,000	6	0,007
Penetrometer	4	0,000	3	0,056

Die Auswertung der Rasterdaten zeigt dieselbe Reihenfolge in der Wichtigkeit der Faktoren wie die Auswertung der Vegetationsaufnahmen. Die Futter-Wertzahl ist mit 33 % bzw. 44 % der erklärten Varianz jeweils der wichtigste Faktor, der das Weideverhalten steuert. Danach folgt der Triftwegabstand mit zusätzlichen 12 % bzw. 6 % der erklärten Varianz und schließlich die Betretbarkeit der Böden mit weiteren 4 % bzw. 3 %.

Bei der Verwendung der Wasserstufendaten, die für den gesamten Untersuchungsraum von mehr als 300 ha vorliegen, zeigt sich eine Autokorrelation zwischen den Faktoren Futter-Wertzahl und Wasserstufe, die beide mit der Vegetationskarte verknüpft sind. Die Wasserstufenkarte kann zur multiplen Regressionsanalyse des Weideverhaltens nicht verwendet werden.

3.3.5 Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002

Die Tabelle 9 zeigt den Verbiss auf der Weide Grevenkrug von 1999 bis 2002, nach Bodentypen geordnet.

Tab. 9: Verbissintensität von Vegetationseinheiten im Niedermoor und auf dem Mineralboden auf der Weide Grevenkrug von 1999-2002 in Prozent.

Untersuchungsjahr	1999	2000	2001	2002
Rinder pro ha	1,0	1,3	1,5	1,5
Gesamtverbiss Niedermoor in %	34	25	28	34
Gesamtverbiss Mineralboden in %	57	47	61	75

Von 1999 bis 2001 stieg die Tierzahl auf der Weide an, 2002 befanden sich so viele Tiere auf der Weide wie im Vorjahr. Der Gesamtverbiss müsste die Tierzahl direkt abbilden, er liegt jedoch im Jahr 1999 höher als 2000 und 2002 höher als 2001.

In der Tabelle 10 ist die Beweidungsintensität für drei unterschiedliche Weiden dargestellt, wobei das Jahr 2000 überdurchschnittlich trocken war, 2001 bis zum sehr nassen September einen durchschnittlichen Witterungsverlauf zeigte und 2002 durch sehr hohe Niederschläge im Sommer gekennzeichnet war (Abb. 3).

Ein Vergleich der drei Weideflächen zeigt einige Unterschiede zwischen den Flächen (Tab. 10). Die Weiden unterscheiden sich in ihrer Vornutzung, dem Verhältnis von Mineralboden

Tab. 10: Verbissintensitäten zwischen 2000 und 2002 auf drei Weiden. Gesamtverbiss Niedermoor (N) bzw. Mineralboden (M): Summe Verbissintensität Vegetationstyp x ha : Gesamtfläche Niedermoor bzw. Mineralboden; Gesamtjahresverbiss: Verbiss N x ha N : Gesamt ha + Verbiss M x ha M : Gesamt ha

	Grevenkrug			Blumenthal			Flintbek		
Vornutzung	Acker/Brache/Weide			Acker/Brache			Weide/Ackerbrache		
Mineralboden in %	36			18	24	30	60		
Niedermoor in %	64			82	76	70	40		
Futter-Wertzahl Mineralboden	4,7			4,7	4,9	4,5	4,3		
Futter-Wertzahl Niedermoor	2,8			3,1	3,1	3,1	3,6		
Gesamtfutter-Wertzahl	3,5			3,6	3,6	3,5	3,9		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Tierbestand	Einj., Zweij. + Muttertiere						Mutterkuhherde		
GV pro ha	1,1	1,3	1,1	0,6	1,0	1,1	2,4	1,5	1,6
	Verbissintensität im Gesamtjahr in %								
Gesamtverbiss Niedermoor (N)	25	28	34	20	31	54	48	52	55
Gesamtverbiss Mineralboden (M)	47	61	75	31	60	76	61	53	75
Gesamtjahresverbiss	33	40	49	23	38	60	51	52	63
Unterschied Verbissintensität M/N	1,9	2,2	2,1	1,6	2,0	1,4	1,2	1,0	1,4
Vegetationstyp									
Adlerfarn Dominanzgesellschaft	-	-	-	-	-	-	30	10	70
Erlenbruch	14	15	23	-	-	-	-	-	-
Flutrasen	46	49	59	26	39	58	52	57	62
Flutrasen-Brache	31	31	30	27	38	51	56	64	83
Flutrasen-Brache ruderalisiert	27	30	37	24	38	63	31	32	60
Flutrasen mit Feuchtgrünlandarten	18	18	46	-	-	-	24	44	12
Feuchtwiese eutroph	11	16	13	-	-	-	-	-	-
Feuchtwiese mesotroph	11	10	9	-	-	-	-	-	-
Feuchtwiesen-Brache eutroph	14	19	21	22	28	38	15	29	9
Feuchtwiesen-Brache mesotroph	12	11	43	-	-	-	-	-	-
Feuchtwiesen-Brache ruderalisiert	15	20	20	9	17	39	31	27	17
Großseggenried eutroph	22	26	42	-	-	-	22	43	29
Röhricht ruderalisiert	23	33	48	8	24	39	42	55	30
Röhricht eutroph	30	46	50	-	-	-	-	-	-
Ruderalflur feuchter Standorte	28	34	48	17	31	69	30	20	69
Baumgruppe	30	62	86	14	45	39	58	51	35
Trockengebüsch eutroph	4	86	87	-	-	-	54	13	12
Trockengebüsch mesotroph	-	-	-	-	-	-	50	26	39
Magerrasen	-	-	-	-	-	-	50	13	53
Knick	13	52	62	26	56	62	65	64	87
Mischwald	-	-	-	-	-	-	60	67	52
Ruderalflur trockener Standorte	43	46	60	32	44	70	30	25	69
Weidenbruch eutroph	12	10	39	-	-	-	7	18	6
Weiden-Erlen-Reihe	20	24	25	21	27	51	-	-	-
Weidelgras-Weide eutroph	49	63	81	55	70	85	63	59	85
Weidelgras-Brache eutroph	53	67	73	-	-	70	58	38	71
Weidelgras-Brache mesotroph	55	65	70	-	-	-	66	65	84
Weidelgras-Brache ruderalisiert	40	58	68	35	48	50	65	60	83
Weidelgras-Weide mesotroph	69	76	86	-	-	-	55	47	60

zu Niedermoor und den Futter-Wertzahlen auf den unterschiedlichen Bodentypen, die Gesamtfutter-Wertzahlen der drei Weideflächen sind dagegen ähnlich hoch. Während die Weide Flintbek vor Projektbeginn intensiv genutzt wurde und im Niedermoor Vegetationsbestände mit einer höheren Futter-Wertzahl aufwies, lagen die Niedermoorflächen der anderen beiden Weiden vorher brach. Die Unterschiede in den Futter-Wertzahlen und in der Beweidungsintensität waren zwischen den beiden Bodentypen auf der Flintbekweide am geringsten. Die größten Unterschiede in den Futter-Wertzahlen zwischen Mineralboden und Niedermoor wurden auf der Weide Grevenkrug festgestellt. Hier waren die Unterschiede in der Beweidungsintensität auch am ausgeprägtesten.

Zu den am wenigsten befressenen Vegetationstypen zählen die Feuchtwiesen und Feuchtwiesen-Brachen sowie die Flutrasen mit Feuchtwiesenarten. Diese Vegetationstypen sind durch einen hohen Anteil an Seggen gekennzeichnet. Stark beweidet wurden Weidelgras-Weiden und Weidelgras-Brachen auf den Mineralböden sowie Flutrasen. Die meisten Vegetationseinheiten wurden in allen Untersuchungs Jahren in etwa gleichmäßig befressen. Eine deutliche Zunahme der Beweidungsintensität lässt sich dagegen fast durchgehend über alle drei Jahre und alle Weideflächen bei den Ruderalfluren feuchter und trockener Standorte feststellen. Zudem wurden die meisten Gehölzbestände, mit Ausnahme des Erlenbruchs, unabhängig von der Bodenart in jedem Jahr häufiger aufgesucht.

Auffällig ist, dass die Witterung einen geringen Einfluss auf die Nutzung des Niedermoors zeigt. Im Jahr 2002 wurden die nassen Niedermoorböden in allen Weideflächen nicht seltener aufgesucht als im trockenen Jahr 2000.

3.3.6 Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte

Die acht untersuchten Flächen lassen sich zunächst nach ihrer Beweidungsintensität durch die Rinder in zwei Gruppen teilen. Die erste Gruppe von Flächen wird intensiv befressen, meist steigt die Nutzungsintensität von 1999 bis 2001 an (Abb. 8).

Die Futter-Wertzahl auf der Fläche 200 änderte sich von 2000 bis 2002 nicht; betrachtet man jedoch die Deckungsgrade der einzelnen Pflanzenarten, zeigt sich ein starker Rückgang der Brennnessel (*Urtica dioica*, Futter-Wertzahl 1) und eine Zunahme vom Kriechenden Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) mit der Futter-Wertzahl 2 (Tab. 11). Gleichzeitig ist der Deckungsanteil hochwertiger Gräser leicht rückläufig.

Der Anstieg der Futter-Wertzahl auf der Fläche 400 ist im wesentlichen auf die Zunahme des Gewöhnlichen Rispengrases (*Poa trivialis*), mit einer Futter-Wertzahl von 7, bei gleichzeitiger Abnahme der Deckung vom Wolligen Honiggras (*Holcus lanatus*), (Futter-Wertzahl 4) und Brennnessel zurückzuführen. Im Jahr 1999 wurde die Fläche im Herbst geschlegelt.

Der Rückgang der Futter-Wertzahl der Fläche 26 beruht vorwiegend auf einer Zunahme vom Kriechenden Hahnenfuß (Futter-Wertzahl 2) bei gleichzeitiger Abnahme von *Poa trivialis* (Futter-Wertzahl 7). Die Brennnessel zeigte ebenfalls einen Rückgang von 10 % auf 0,1 % in der Deckung. Im Jahr 1999 wurde die Fläche zweimal geschlegelt.

Gruppe I

Tab. 11: Entwicklung der Deckungsgrade der wichtigsten Pflanzenarten in 4 Vegetationsaufnahmen in Ruderalfluren feuchter Standorte zwischen 2000/2001 und 2002 bei mittlerer bis hoher Beweidungsintensität

Aufnahmenummer Jahr	200		400		26		2200	
	2000	2002	2000	2002	2001	2002	2000	2002
Pflanzenart	Deckung in Prozent, Mittelwert der Deckungsklasse							
<i>Ranunculus repens</i>	10	38	10	10	4	38	10	20
<i>Urtica dioica</i>	63	10	20	4	10	0	10	20
<i>Poa trivialis</i>	10	4	10	38	63	10	4	4
<i>Holcus lanatus</i>	4	4	38	20	38	20	4	4
<i>Elymus repens</i>	10	4	10	10		4		4
<i>Lolium perenne</i>		4					0	10
<i>Cirsium arvense</i>	1		10			4	38	10

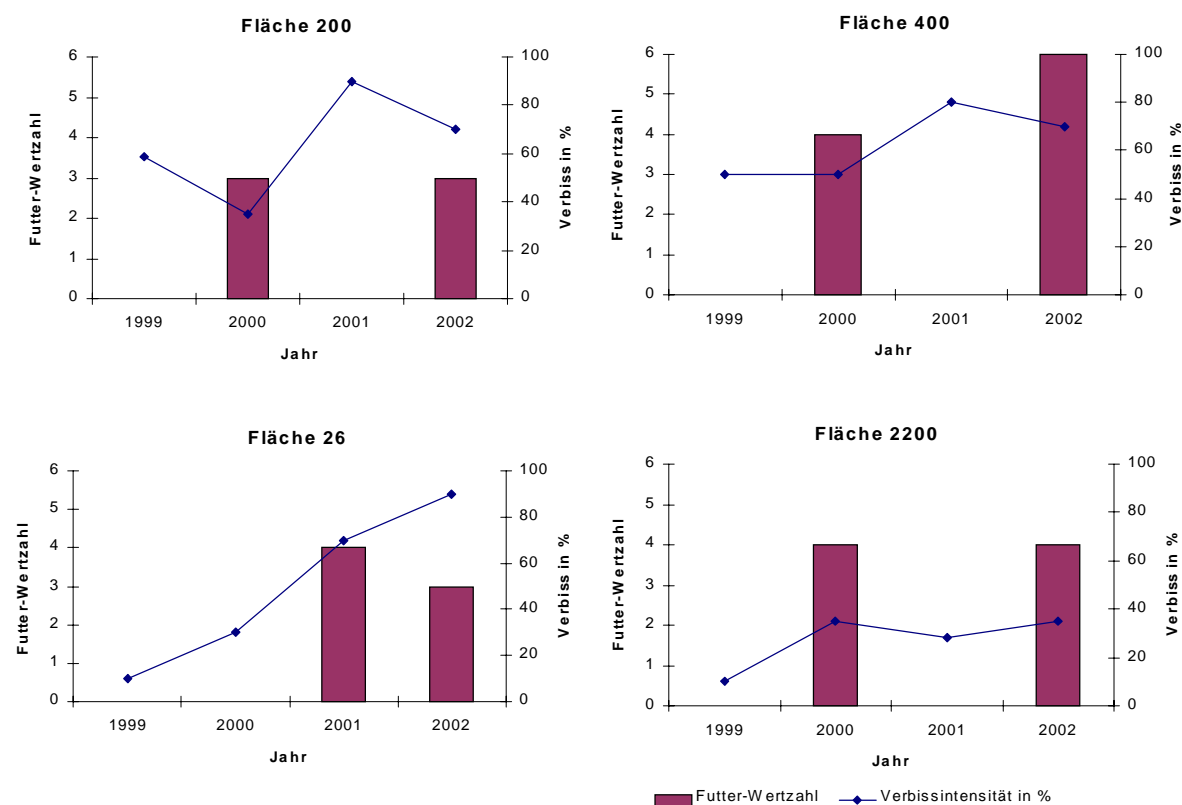


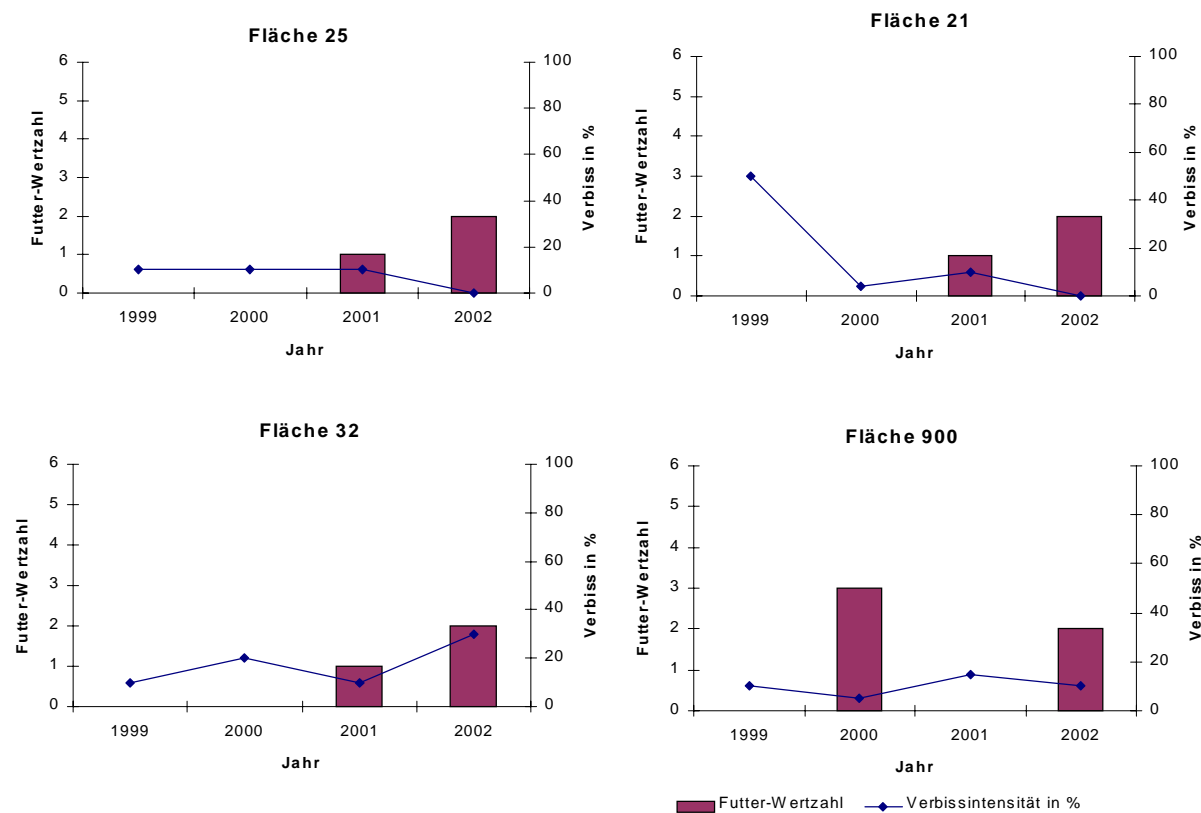
Abb. 8: Entwicklung der Futter-Wertzahlen in Ruderalfluren feuchter Standorte bei intensiver Beweidung auf der Weide Grevenkrug von 1999 bis 2002.

Auch wenn die Futter-Wertzahl auf der Fläche 2200 keine Änderungen zeigt, haben sich die Deckungsgrade der Pflanzen stark verändert. Die Kratzdistel (*Cirsium arvense*), mit einer Futter-Wertzahl von 0, ging von einem mittleren Deckungsanteil von 38 % im Jahr 2000 auf 10 % zurück. Gleichzeitig war der Deckungsgrad hochwertiger Gräser leicht rückläufig. Leichte Zunahmen konnten dagegen bei der Brennnessel (Futter-Wertzahl 1) und beim Kriechenden Hahnenfuß (Futter-Wertzahl 2) festgestellt werden.

Gruppe II

Tab. 12: Entwicklung der Deckungsgrade der wichtigsten Pflanzenarten in 4 Vegetationsaufnahmen in Ruderalfluren feuchter Standorte zwischen 2000 und 2002 bei geringer Beweidungsintensität

Aufnahmenummer Jahr	25		21		32		900	
	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2000	2002
Pflanzenart	Deckung in Prozent, Mittelwert der Deckungsklasse							
<i>Ranunculus repens</i>			2		4		10	
<i>Urtica dioica</i>	88	88	88	88	88	88	38	88
<i>Poa trivialis</i>	4	4	1		2	4	10	
<i>Holcus lanatus</i>		4					10	
<i>Elymus repens</i>	2	10	4	4	2	10		4
<i>Lolium perenne</i>							10	
<i>Cirsium arvense</i>	10		1	4	10	4		

**Abb. 9:** Entwicklung der Futter-Wertzahlen in Ruderalfluren feuchter Standorte bei geringer Beweidungsintensität auf der Weide Grevenkrug von 1999 bis 2002.

Die zweite Gruppe von Flächen wurde wenig befressen, in den meisten Jahren lag die Verbissintensität unter 20% (Abb. 9). Während die Beweidungsintensität auf niedrigem Niveau blieb, veränderten sich die Futter-Wertzahlen in allen vier Flächen. In drei Flächen stieg sie an, in einer Fläche sank sie. Der Mittelwert der Deckungsklasse der Brennnessel lag auf allen Flächen zwischen 38 und 88 % (Tab. 12). Der Anstieg der Futter-Wertzahl auf den Fläche 25 und 32 ist im wesentlichen auf die geringfügige Zunahme der Gemeinen Quecke (*Elymus repens*) zurückzuführen, die eine Futter-Wertzahl von 6 aufweist. Die Deckung der Brennnessel blieb auf den Flächen zwischen 2001 und 2002 konstant, ihr Mittelwert liegt bei

88 %. Die Fläche 25 wurde in allen drei Jahren kaum befressen, die Fläche 32 wurde im Jahr 1999 zweimal geschlegelt, in den folgenden Jahren aber kaum von den Rindern genutzt.

Die hohe Beweidungsintensität auf der Fläche 21 im Jahr 1999 trat in Folge eines Schlegelns auf. Über die Fläche verlief ein Mahdstreifen, der von den Rindern als Weg genutzt wurde. Im folgenden Jahr verlor der Brennesselbestand seine Attraktivität wieder. Der Anstieg der Futter-Wertzahl ist auf eine leichte Zunahme der Deckung von nicht aufgeführten Grasarten zurückzuführen, ohne dass die Deckung von *Urtica dioica* abnahm (Tab. 12).

In der Untersuchungsfläche 900 stieg der Anteil der Deckung der Brennessel von einem Mittelwert von 38 % auf 88 % an. Die Deckung verschiedener Gräser, die alle hohe Futter-Wertzahlen aufweisen, nahm ab. Obwohl die Fläche in der Nähe eines Rinderpfades lag und 1999 geschlegelt wurde, war die Nutzung der Fläche durch die Rinder gering.

Bei der Wiederbeweidung der bisher ungenutzten Ruderalfluren feuchter Standorte im Niedermoor können auf den meisten Flächen deutliche Änderungen der Deckungsgrade der Pflanzen festgestellt werden; es waren jedoch unterschiedliche Pflanzenarten an dieser Entwicklung beteiligt. Daher entwickelten sich die Futter-Wertzahlen auf den verschiedenen Flächen uneinheitlich. In den betrachteten Ruderalfluren feuchter Standorte nahm die Beweidungsintensität von 1999 bis 2001 über alle Flächen gemittelt zu, die Hälfte der Flächen zeigten jedoch keine Nutzungsintensivierung, andere Flächen eine Vervielfachung der Beweidungsintensität.

3.3.7 Energiebedarf von Jungrindern

Der Energiebedarf für sich frei bewegende Jungrinder wird von VULINK & DROST (1991b) für unterschiedliche tägliche Zuwachsraten angegeben (Tab. 13). Dabei wird angenommen, dass die Rinder eine Trockenmasse von 7,5 kg pro Tag (2,5% der Körpermasse eines 300 kg schweren Rindes) aufnehmen. Die Autoren gehen davon aus, dass die Aufnahmekapazität des Wiederkäuer-Magens dann erreicht ist und kein zusätzliches Futter aufgenommen werden kann. Aus diesen Werten wurde der Energiegehalt berechnet, der nötig ist, bei einer Trockenmasseaufnahme von bis zu 7,5 kg den Energiebedarf eines Jungrindes zu decken.

Tab. 13: Energiebedarf als tägliche Aufnahme bei unterschiedlichen täglichen Zuwachsraten (einjähriges Rind mit einer Körpermasse von 300 kg) nach VULINK & DROST (1991b) und aus den Angaben errechneter Energiegehalt des benötigten Futters.

Zuwachsraten (kg pro Tag)	0,40	0,45	0,50	0,55	0,60
Benötigte Energie (MJ)	60,0	62,4	64,8	67,9	71,0
Energiegehalt Futter in MJ ME pro kg ⁻¹ TM	8,0	8,32	8,64	9,05	9,47

Die errechneten Werte für den Energiegehalt des Futters können nun mit den von BECKMANN (2001) im Projektgebiet gemessenen Werten verglichen werden (Abb. 10). Die Anforderungen an den Energiegehalt bei den verschiedenen Zuwachsraten der Jungrinder werden als grauer Balken in den Graphiken 1-5 dargestellt. In dem von BECKMANN (2001) untersuchten Zeitraum unterschritten die verschiedenen Vegetationseinheiten bereits im Juni den Energiewert für maximale Zuwachsraten bei Jungrindern. Die Weidelgras-Weiden, die

Feuchtwiese und der Flutrasen unterschieden sich dabei nur geringfügig, das Großseggenried zeigte dagegen schon früher im Jahr einen geringeren Energiegehalt.

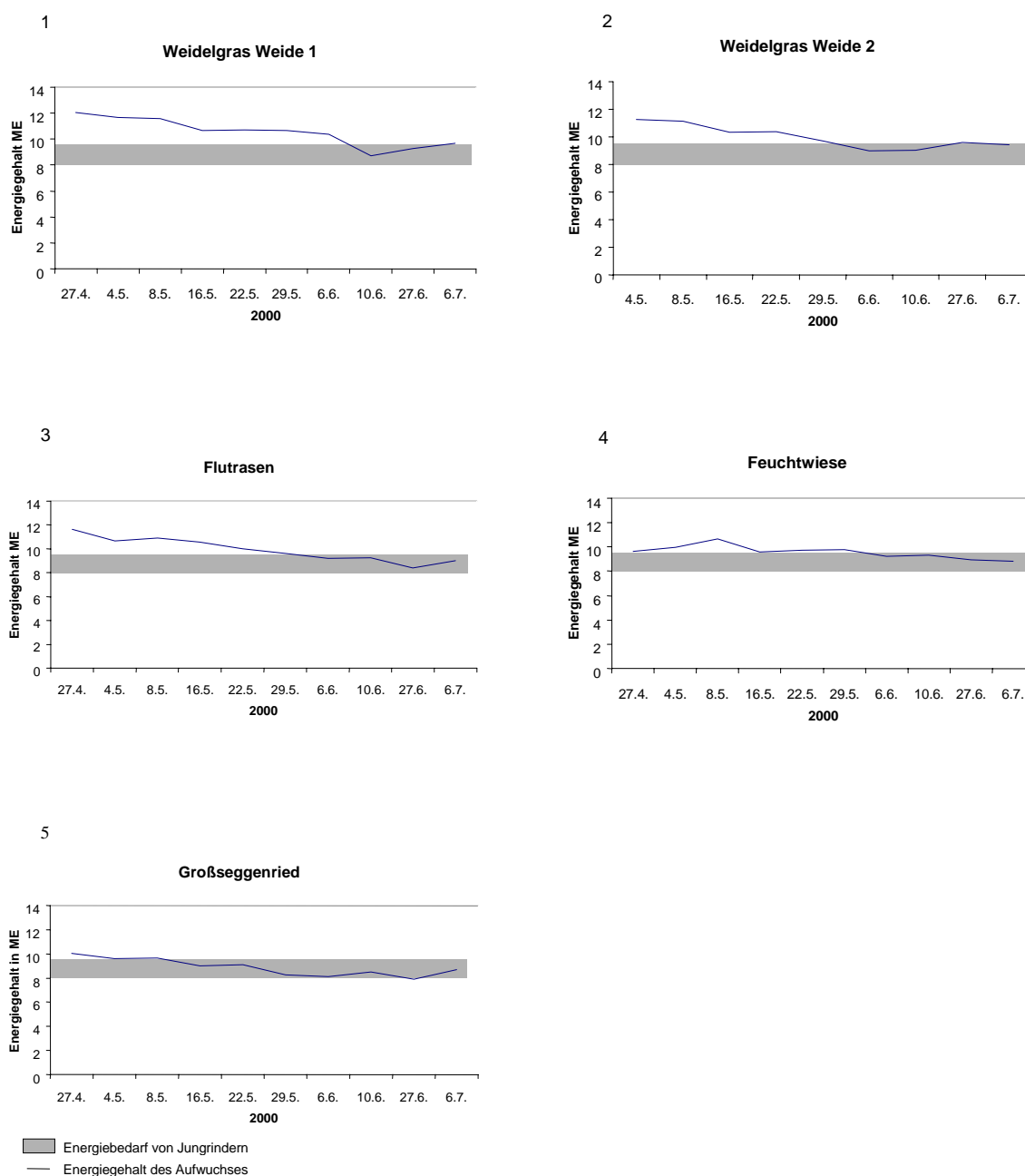


Abb. 10: (1-5) Energiegehalt unterschiedlicher Vegetationsbestände auf der Weide Grevenkrug (BECKMANN 2001) und Spannweite des Energiebedarfs von Jungrindern bei unterschiedlichen Zuwachsraten, nach VULINK & DROST (1991b).

Das Großseggenried unterschreitet als einziger Vegetationstyp auch kurzfristig den untersten berechneten Zuwachswert. In der Feuchtwiese, in der die Seggen ebenfalls einen Deckungsanteil von 80 % erreichten, lag der Energiegehalt dagegen höher und unterschritt während des Versuchszeitraumes den Energiebedarf der Jungrinder für mittlere Zuwachsraten nicht.

Zum Zeitpunkt der ersten Verbiss-Kartierung auf der Weide Grevenkrug hatte das Großseggenried das Maximum seines Energiegehaltes bereits überschritten (Abb. 11).

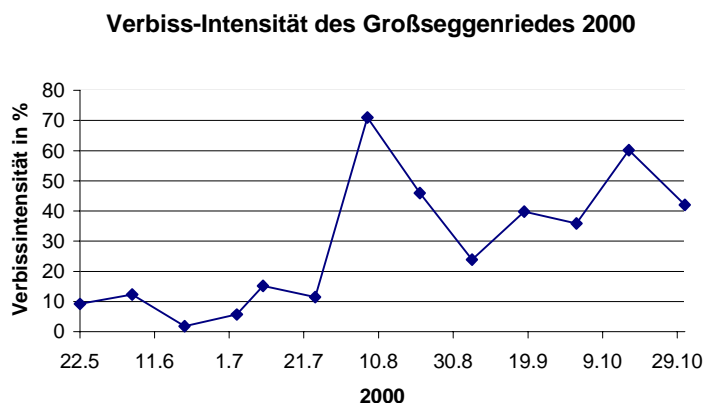


Abb. 11: Verlauf der Verbiss-Intensität im von BECKMANN (2001) untersuchten Großseggenried im Jahr 2000.

Bis Ende Juli wurde der Bestand von den Rindern wenig genutzt, danach steigerte sich die Beweidungsintensität deutlich. Messungen des Energiegehaltes liegen von diesem Zeitpunkt nicht vor.

3.3.8 Gehölzentwicklung

Den größten Anteil am Gehölzjungwuchs im Niedermoor nimmt die Erle ein. Flächen mit

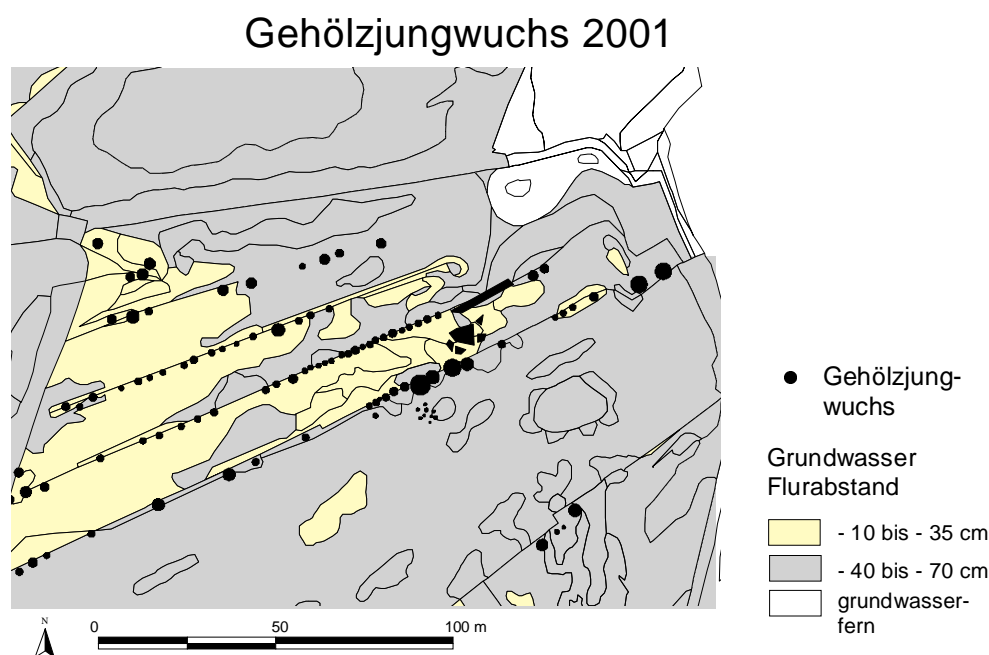


Abb. 12: Gehölzaufkommen auf der Weide Reesdorf 1 im Jahr 2001 nach 9 Jahren extensiver Beweidung ohne Weidepflege.

Erlenjungwuchs befinden sich im gesamten Projektgebiet überwiegend auf Weidebereichen der Wasserstufe 2 (Grundwasser-Flurabstand bei – 10 bis –35 cm), die jedoch nur ein Drittel der Niedermoorfläche ausmachen. Auf der Weide Reesdorf 1 (Abb. 12) wurde die Verteilung der jungen Gehölze genauer aufgenommen. Die jungen Gehölze stehen in dem betrachteten

Weideabschnitt fast ausschließlich entlang der Gräben. Die Weide ist seit 1992 im Besitz der Stiftung Naturschutz und wird seitdem extensiv beweidet, mit 1-1,5 Rindern pro ha, ohne dass Düngung oder Weidepflege stattgefunden hätten. Die kartierten Gehölze waren zum Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2001, mit Ausnahme von drei älteren Erlen, etwa 50-150 cm hoch und mindestens vier Jahre alt.

Auf einer ehemaligen Ackerbrache auf Mineralböden wurden hohe Anzahlen von jungen Rosen (*Rosa spec.*) und Weißdorn (*Crataegus spec.*) festgestellt. Die Pflanzen waren bis zu einem Meter hoch und zeigten im Herbst 2002 noch keine Verbisschäden. In geschlossenen Grünlandbeständen auf Mineralböden konnten dagegen keine Neuansiedlungen von Gehölzen beobachtet werden, lediglich eine Ausläuferausbreitung von Schlehen (*Prunus spinosa*), Zitterpappel (*Populus tremula*) und Kirschen (*Prunus spec.*) aus den Knicks bzw. aus dem Bahndamm heraus.

3.4 Diskussion

3.4.1.1 Bestimmung der Futter-Wertzahl auf der Weide Grevenkrug

Bestimmt man aus den einzelnen Vegetationsaufnahmen den Vegetationstyp, ergibt sich nicht in jedem Fall derselbe Typ, der bei der Vegetations-Kartierung am jeweiligen Standort kartiert wurde (JENSEN, pers. Mitt.). Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in Veränderungen der Vegetation infolge des veränderten Nutzungsregimes zwischen 1999 (dem Zeitpunkt der Kartierung) und dem Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen (2000 bzw. 2001). Die hohen Schwankungen der Futter-Wertzahlen innerhalb eines Vegetationstyps sind zum Teil die Folge der veränderten Vegetationstypen.

Bei der Betrachtung der Futter-Wertzahlen in Tab. 5 fällt auf, dass insbesondere die Werte für Vegetationseinheiten im Niedermoor stark schwanken. Während sich die Werte auf den Mineralböden innerhalb eines Vegetationstyps um maximal 2,3 Wertzahlstufen unterscheiden, treten im Niedermoor bei den Feuchtwiesen-Brachen und Ruderalfluren feuchter Standorte Unterschiede von 4,5 bzw. 4,3 Wertzahlenstufen auf. Betrachtet man die Gesamt-Flächengrößen des jeweiligen Vegetationstyps und der untersuchten Flächen, dann wird ersichtlich, dass in der Mehrzahl der kartierten Bestände der Weide Grevenkrug eine Vegetationsaufnahme liegt. Damit ist der Erfassungsgrad auf der untersuchten Weide großräumig recht gut; weniger als ein Drittel der Fläche bekam die Mittelwerte zugeordnet. Für andere Untersuchungsflächen ohne Vegetationsaufnahmen, für die die ungenaueren Mittelwerte verwendet wurden, wird die Aussagekraft der Futter-Wertzahlen deutlich geringer. Insbesondere in den Niedermooren auf anderen Weiden im Eidertal ist ein hoher Übertragungsfehler zu erwarten, wenn die Vegetationseinheiten Feuchtwiesen-Brache oder Ruderalflur feuchter Standorte große Flächenanteile einnehmen.

In der Literatur finden sich bei KLAPP (1965) und VOIGTLÄNDER & VOSS (1979) Zuordnungen von Futter-Wertzahlen zu Vegetationseinheiten (Tab. 14). Dabei wurden verschiedene Schlüssel für die Vegetationseinteilung verwendet, so dass nur für wenige der im Projektgebiet kartierten Vegetationstypen Einstufungen vorliegen.

Tab. 14: Vergleich der Futter-Wertzahlen im Projektgebiet mit Literaturdaten von KLAPP (1965) und VOIGTLÄNDER & VOSS (1979).

Vegetationstyp	Weidelgras-Weide	Feuchtwiese	Großseggenried	Flutrasen
FW Literatur	5,75 - 7,27	3,5 - 5,5	1,48 - 2,88	4 - 4,6
FW Projektgebiet	4,1 - 6,4	-0,3 - 3,2	-0,3 - 0,7	3,1 - 4,5

Vergleicht man die Futter-Wertzahlen in den Vegetationsaufnahmen des Projektgebietes mit den Literaturdaten, wird ersichtlich, dass insbesondere die Feuchtwiesen, aber auch die Weidelgras-Weiden, zum Teil deutlich geringere Futter-Wertzahlen aufweisen als in der Literatur erwähnt. Hierdurch wird deutlich, dass aktuelle Vegetationsaufnahmen aus jedem Untersuchungsgebiet nötig sind, um auf Futter-Wertzahlen basierende Prognosen erstellen zu können. Die Beurteilung eines unbekanntes Gebietes aufgrund von Literaturdaten ist nur eingeschränkt möglich. Als Ursache kommen sowohl Unterschiede in der Ausprägung des Vegetationstyps in Frage als auch Unterschiede im Gliederungskonzept der Vegetation.

Die ermittelten Futter-Wertzahlen sind konstante Zahlen, der Energie- und Nährstoffgehalt der Pflanzen ändert sich jedoch im Jahresverlauf. Diese Veränderungen werden durch das Altern des Pflanzenbestandes verursacht. Messungen von BECKMANN (2001), die im Jahr 2000 im Projektgebiet durchgeführt wurden, zeigen unter anderem starke Schwankungen im Energiegehalt während der Vegetationsperiode. Der Energiegehalt steigt bis Mai an, sinkt dann aber wieder - wenn der Bestand nicht abgeerntet wird - durch den Aufbau schwer verdaulicher Gerüstsubstanzen und die Lignifizierung. Nach dem Beginn der Blüte sinkt die Attraktivität von einigen Gräsern für die Rinder deutlich, was auch im Jahr 2000 von BENN (2002) beobachtet werden konnte. Der Gehalt an verdaubarer organischer Substanz (DOM) sinkt bei *Poa trivialis* in den Blüten ab Juli unter den von den Rindern benötigten Wert ab (VULINK & DROST 1991a). Diese Beobachtung deckt sich mit den Ergebnissen von KAHL (2001), die in zwei Versuchsjahren im Juni eine intensive Beweidung von Gräsern bis zum Beginn ihrer Blüte beobachtete und ab Juli dann eine Meidung dieser Futterquelle.

Werden die Bestände dagegen befressen, finden positive Rückkopplungseffekte statt (MCNAUGHTON 1979, JEFFERIES et al. 1994). Die neu nachwachsenden Gräser haben einen höheren Energiegehalt und einmal befressene Flächen bleiben daher im Jahresverlauf bevorzugte Futterflächen, wenn die klimatischen Bedingungen kontinuierliches Pflanzenwachstum ermöglichen (WALLIS DE VRIES & DALEBOULDT 1994, ADLER et al. 2001).

Diese positiven Rückkopplungseffekte können durch die statischen Futter-Wertzahlen nicht abgebildet werden. Daher war zu überprüfen, inwieweit die Futterwahl der Rinder durch die Futter-Wertzahlen darstellbar ist.

3.4.2 Erfassung der Verbissintensität im Jahr 2000 auf der Weide Grevenkrug

Die Kartierung von Verbissintensitäten im Gelände ist mit verschiedenen Fehlern behaftet, die durch Schwierigkeiten bei der Abgrenzung von Intensitätsstufen bedingt sind und mit der Flächengröße der abgegrenzten Einheiten zusammenhängen. Die Erhebung der Flächendaten im Gelände und die Übertragung ins GIS führen zu Abweichungen von den realen

Flächengrenzen. Es wird davon ausgegangen, dass es zu Abweichungen von bis zu 5 m kommen kann, wenn sich die kartierten Flächen inmitten eines Flurstückes befinden und keine weiteren Geländemarken eine genauere Orientierung ermöglichen. Anschließend wird die Verbisskarte mit der Vegetationskarte verschnitten, die ebenfalls eine Abweichung von den realen Verhältnissen enthält. Es wird davon ausgegangen, dass sich beide Fehler zusammen in einigen Bereichen auf 10 m Abweichung aufaddieren können. An Flurstücksgrenzen ist dieser Fehler geringer. Bei kleinen Flächen ist der prozentuale Fehler beim Verschneiden mit der Vegetationskarte besonders groß. Es können hier Fälle auftreten, in denen Verbissstufe und Vegetationseinheit keine Überschneidungen in den Karten aufweisen, obwohl beide Flächen in der Realität genau übereinander liegen. Bei großen Flächen entsteht durch eine Verschiebung der realen Grenzen um bis zu 10 m ein prozentual geringerer Fehler. Es wurde versucht, den Fehler bei kleinen Flächen geringer zu halten, indem beim Digitalisieren die Vegetationskarte unterlegt wurde, um zum Beispiel wenig befressene Distelvorkommen mit den Vegetationseinheiten zur Deckung zu bringen. Generell führt diese Fehlerbetrachtung jedoch zu der Notwendigkeit, den Verbiss über größere Flächen zu mitteln und z. B. wenig befressene Vegetationsinseln unter 16 m² Größe nicht gesondert aufzunehmen. Daher ist die Vegetationshöhe innerhalb einer Verbissstufe zumeist nicht homogen, die Verbissintensität schwankt zum Teil innerhalb der Flächen erheblich, insbesondere im Niedermoor. Hier sind teilweise breite Pfade in einen ansonsten ungenutzten Bestand gefressen worden, die bei einer Breite von unter einem Meter nicht gesondert dargestellt wurden.

Der signifikante Zusammenhang zwischen Futter-Wertstufe und Verbissintensität lässt einerseits die Aussage zu, dass über die Vegetationseinheiten das Weideverhalten prognostiziert werden kann. Andererseits sind jedoch noch weitere Faktoren auf der Untersuchungsfläche wirksam. Die relativ hohe Beweidungsintensität der Großseggenriede trotz ihrer extrem geringen Futter-Wertzahlen ist wahrscheinlich mit ihrer räumlichen Lage zu erklären. Etwa die Hälfte der Gesamtfläche der Großseggenriede liegt an einem Haupttrampelpfad und wurde recht intensiv befressen. Es stellt sich aber auch die Frage, ob die besondere Herabstufung der Futter-Wertzahlen bei einer Deckung von Großseggen von mehr als 30 %, die nach VOIGTLÄNDER & VOSS (1979) von KLAPP getroffen wird, gerechtfertigt ist. Nach den vorliegenden Ergebnissen ist diese Korrektur der Futter-Wertzahlen nicht erforderlich.

Die geringe Beweidungsintensität der Weiden-Erlen-Reihen mit ihrer hohen Futter-Wertzahl deutet auf einen weiteren Aspekt des Weideverhaltens hin, der auch bei anderen Untersuchungen beobachtet wurde: Besonders hochwertige oder geringwertige Bestände werden bei kleiner Flächengröße nicht besonders aufgesucht oder gemieden. Das gezielte Aufsuchen dieser weit verstreuten Flächen war den Rindern entweder aufgrund mangelnder Raumkenntnis nicht möglich oder nicht lohnend. Untersuchungen von WALLIS DE VRIES et al. (1999) weisen auf eine ungünstige Kosten-Nutzen-Relation beim gezielten Beweiden kleiner Flächen hin. In ihren Versuchen wurden den Rindern Flecken unterschiedlicher Futterqualität in einem Raster 2 x 2 m und 5 x 5 m Größe angeboten. Bei der kleinräumigen Verteilung

selektierten die Rinder das höherwertige Futter nicht gezielt, bei der größeren Rasterung wurde in den Abschnitten mit dem besseren Futterangebot intensiver gefressen. Abhängig von der Größe des Tieres sind die energetischen Kosten für die Änderung der Beweidungsrichtung für eine Selektion bei kleineren Raumeinheiten offenbar größer als der zusätzliche Energiegewinn durch die Aufnahme besseren Futters. Möglicherweise sind auch die Größe der Unterschiede in der Futterqualität und das Selektionsvermögen der eingesetzten Weidetiere für das gefundene Verhalten mit verantwortlich. Für Schafe konnte ARNOLD (1987) zeigen, dass die Tiere erst dann selektieren, wenn die Unterschiede in den verschiedenen Futterkategorien sehr groß sind. Geringe Unterschiede in der Qualität eines neuen Bestandes können von den Tieren möglicherweise nicht von dem vorher beweideten Bestand unterschieden werden (ILLIUS et al. 1992), so dass es zwischen benachbarten Futterbeständen zu einem Überlappungseffekt in der Beweidungsintensität kommen kann.

Obwohl die Tiere nicht flächenscharf an Vegetationsgrenzen selektieren und das in Qualität und Menge wechselnde Futterangebot nicht berücksichtigt werden konnte, konnte auf der untersuchten Weide auf der Ebene der Vegetationseinheiten das Weideverhalten durch die Futter-Wertzahlen großräumig relativ zuverlässig prognostiziert werden, mit Ausnahme der oben beschriebenen kleinräumigen Sonderflächen. Dennoch findet auch eine Einzelartselektion innerhalb der Vegetationseinheiten statt, die besonders hoch- oder geringwertige Pflanzenarten betrifft. Auf Mineralböden werden Disteln und Breitblättriger Ampfer gemieden, in Brennnesselbeständen gezielt Gräser gefressen.

3.4.3 Tritt

Die generellen Unterschiede in der Musterbildung zwischen Tritt und Verbiss sind zunächst mit der unterschiedlichen Kartiergenauigkeit zu erklären. Während bei der Verbisskartierung Flächen ab 16 m² aufgenommen wurden, lag die untere Flächengröße bei der Trittkartierung bei 50 m². Daher zeigt die Trittkartierung weniger kleinräumige Nutzungsintensitätswechsel. Der Vergleich der beiden Kartierungen zeigt jedoch auch Unterschiede in der Flächenwirksamkeit. Bereiche, die nicht befressen wurden, sind von den Rindern immer wieder aufgesucht worden. Diese Beobachtung wurde in Niedermooren der Almendweiden ebenfalls gemacht (ROSENTHAL mündl.). Auch bei guter Futterqualität und geringer Entfernung zu Wasserquellen legen Rinder durchschnittlich täglich eine Strecke von 1,9 km zurück, wobei die während des Grasens durchquerte Fläche noch nicht mit gemessen worden ist (HEPWORTH et al. 1991). Bei einer Berücksichtigung aller Strecken kommen HART et al. (1993) bei Rindern auf 24 ha großen Standweiden auf eine durchschnittlich zurückgelegte Strecke von 3,2 km am Tag. Nach ELSÄSSER (2000) kann sich die täglich zurückgelegte Entfernung bei schlechterer Futterqualität noch erhöhen. Aufgrund ihrer hohen durchschnittlichen Bewegungsaktivität dürften die Rinder über eine gute Geländekenntnis verfügt haben; wenig befressene kleinflächige Vegetationsbestände hoher Futterqualität sind von den Tieren demzufolge zwar gefunden, jedoch nicht gezielt befressen worden.

Der Tritt zeigte in einem Niedermoorgebiet in Bayern größere Auswirkungen auf die Vegetation als der Verbiss (OBERMEIER et al. 1999). Die größten Einflüsse erreicht der Tritt

auf den am stärksten grundwasserbeeinflussten Standorten. Wenn hier gleichzeitig weideempfindliche Arten wie Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Schilf (*Phragmites australis*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) auftraten, ist auf solchen Flächen von den Autoren eine starke Dynamik der Vegetationsentwicklung zu beobachten gewesen. Die größten Trittbelastungen wurden entlang von Zäunen, unter Gehölzen, an Tränken, auf Pfaden und in Gräben beobachtet. Sind die genannten Faktoren kombiniert mit Hanglagen oder Feuchtbereichen, wurden die Trittbelastungen noch verstärkt.

Unabhängig vom Verbiss verursacht der Tritt durch die Bodenverdichtung eine Verschiebung im Artengefüge der Vegetation. Auf unverdichteten Niedermoorböden können nach KLAPP (1965) Arten wie Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Brennessel (*Urtica dioica*) und Wiesenkerbel (*Anthriscus sylvestris*) in großen Beständen gefunden werden; bei Verdichtung breiten sich nach seinen Befunden Flutrasenarten und Flatterbinse (*Juncus effusus*) aus. Allein durch das Betreten von vormals ungenutzten Beständen kann also ein Rückgang von Rohrglanzgras und Brennessel im Projektgebiet erwartet werden. Ein Rückgang der Brennessel wurde bereits nach dreijähriger Wiederbeweidung von Brachen großflächig auf der Weide Blumenthal beobachtet, bei gleichzeitiger Ausbreitung von Flutrasenarten. Die Flutrasen erreichen höhere Futter-Wertzahlen (durchschnittliche Futter-Wertzahlen von 3,9) als die verdrängten Ruderalfluren feuchter Standorte (Futter-Wertzahl bei hoher Brennesseldeckung um 1,2) und damit werden vormals ungenutzte Niedermoorflächen langfristig attraktivere Weideflächen.

Neben einer Verschiebung des Artenspektrums durch Bodenverdichtung kann Tritt auch zur Neuetablierung von Pflanzenarten beitragen (SCHOPP-GUTH 1993). Durch den Tritt entstehen auf Niedermoorböden Vegetationslücken, in denen Samen keimen können, während die Streuauflage in Brachen die Etablierung von Arten aus der Samenbank behindert (ROTH et al. 2001, JENSEN 1997, RASRAN 2001). Pflanzenarten, die in der aktuellen Vegetation fehlen aber am Standort vorkamen, können in der Samenbank überdauern (PFADENHAUER & MAAS 1987). Die Überdauerungsfähigkeit der Samen ist artspezifisch und wird von abiotischen Standorteigenschaften überprägt. Viele typische Feuchtgrünlandarten haben nach der Definition von verschiedenen Autoren (in PFADENHAUER 1997) eine kurzfristig persistente Samenbank (ROSENTHAL 1992, JENSEN 1998) oder sind nicht nachweisbar (PATZELT 1998). Die Samenbank auf ehemals intensiv genutzten Niedermoorflächen – wie Flutrasen oder Weidelgras-Weiden - besteht vorwiegend aus Arten gestörter Standorte (SACH & SCHRAUTZER 1994, PFADENHAUER et al. 2001), die sich nach Narbenverletzungen etablieren können und eine lang andauernde Diasporenbank bilden. Eine Aktivierung der Samenbank führt daher auf solchen Standorten zu einer Ruderalisierung der Bestände, so dass PFADENHAUER et al. (2001) postulieren, dass Bodenverletzungen durch menschliche oder tierische Einwirkungen nicht zu einer Renaturierung von artenreichen Feuchtwiesen beitragen. In künstlich erzeugten Trittsiegeln auf Niedermoor konnten KÜHN & KIEHL (2002) zwar Keimlinge von konkurrenzschwachen Feuchtgebietsarten am Boden und am Rand der Trittsiegel feststellen, Lichtmangel und die Konkurrenz von vegetativ wachsenden Gräsern und Seggen verhinderten jedoch in den meisten Fällen das Aufwachsen der Pflanzen.

Mehrfach beschrieben und im Projektgebiet beobachtet wurde dagegen die Etablierung von Erlen im beweideten Niedermoor (z. B. ROSENTHAL et al. 2002, OBERMEIER et al. 1999). In eutraphenten Feuchtbrachen mit dominanten Brachepflanzen kann die dichte Streuschicht dagegen zum Teil jahrzehntelang die Etablierung von Gehölzen verhindern (UCHTMANN & ROSENTHAL 1996, ROWECK, H. & S. RISSE (1987)).

Die langfristige Entwicklung der Vegetation im Niedermoor dürfte letztlich im wesentlichen durch den Tritt gesteuert werden, indem er zunächst zum Rückgang von dominanten Pflanzenarten wie Rohrglanzgras und Brennessel führt und zudem Vegetationslücken für die Gehölzetaablierung schafft.

Auf Mineralbodenstandorten beschreiben HART et al. (1993) dagegen auch negative Effekte des Tritts auf die Keimung und Etablierung von Pflanzen. Bei hoher Trittbelastung kann eine fast vollständige Zerstörung von Graskeimlingen beobachtet werden. Auch kann starker Tritt bis zu 45 % der Grassamen so tief in den Boden befördern, dass eine Keimung dann nicht mehr möglich ist (WINKEL et al. 1991).

3.4.4 Steuerung der Beweidungsintensität

NORMAN & STREINER (1993) geben an, dass die Parameter, die zu einer multiplen Regression herangezogen werden, insgesamt mindestens die Hälfte der gefundenen Varianz erklären und das R bei 0,7 (= R^2 von 0,6) liegen sollte. Dieser Wert wird bei den vorliegenden Analysen der Vegetationsaufnahmedaten fast erreicht ($R^2 = 0,53$). Darüber hinaus wird von den Autoren gefordert, dass der erste Parameter etwa 20-30 % der Varianz erklärt, der zweite 10-15 % und der dritte 3,5-10 % etc., bis das R^2 insgesamt bei 0,6 liegt. Bei den vorliegenden Ergebnissen liegt das R^2 bei allen drei verwendeten Datensätzen für den ersten Parameter, die Futter-Wertzahlen, zwischen 31 und 44 %, für die den zweiten Parameter zwischen 6 und 12 % und für den dritten Parameter zwischen 3 und 5 %. Damit sind die Voraussetzungen für eine sinnvolle Interpretierbarkeit erfüllt. Eine Berücksichtigung von mehr als drei Parametern hätte die erklärte Gesamtvarianz wahrscheinlich soweit erhöht, dass ein R^2 von 0,6 erreicht worden wäre. Die gemessenen Parameter können wesentliche Teile des Weideverhaltens der Rinder erklären, wobei die Futter-Wertzahl den größten Einfluss auf das Weideverhalten hat und der Triftwegabstand der zweitwichtigste Faktor ist, während die Betretbarkeit der Böden nur noch einen geringen Einfluss auf der untersuchten Fläche hatte.

Bei der Verwendung der Rasterdaten verliert der Faktor Futter-Wertzahl an Genauigkeit, da hier einigen Flächen in der Weide Grevenkrug der Mittelwert der Futter-Wertzahl zugeordnet wurde. In der untersuchten Weide traf das aber nur auf etwa ein Drittel der Fläche zu. Die Bedeutung der Futterqualität wird bei Verwendung der Rasterdaten deutlich geringer ($R^2 = 0,33$) eingeschätzt als bei Verwendung der Vegetationsaufnahmen ($R^2 = 0,44$). Für andere Weideflächen liegen keine Vegetationsaufnahmen vor, es können im Projektgebiet nur Mittelwerte der Futter-Wertzahl für die Vegetationstypen angegeben werden. In diesen Weiden kann die Futter-Wertzahl dann weniger als 30 % der Varianz des Weideverhaltens erklären.

Die Ergebnisse der Auswertung der Rasterdaten einerseits und der Vegetationsaufnahmen andererseits lassen zwei Aussagen zu. Die untersuchten drei Faktoren haben einen Einfluss auf das Weideverhalten der Rinder und die insgesamt erklärte Varianz des Weideverhaltens ist auf der untersuchten Fläche recht konstant bei ca. 50 %. Sie sinkt auch bei der Verwendung von Mittelwerten für die Futter-Wertzahlen von Vegetationseinheiten nur geringfügig ab. Damit bleibt jedoch auch bei den Datensätzen mit der größten Genauigkeit etwa die Hälfte des Varianz des Weideverhaltens unerklärt.

3.4.5 Weideverhalten von 1999 bis 2002 auf der Weide Grevenkrug und den Weiden Blumenthal und Flintbek von 2000 bis 2002

Die Kartierung der Verbissintensität nach Augenschein ist eine zeitsparende Methode zur Erfassung der Nutzungsintensität bestimmter Weidebereiche, hat aber eine geringe Genauigkeit zur Folge. Der größte Unterschied zwischen den Untersuchungsjahren kommt durch die unterschiedliche Anzahl von Kartierdurchgängen zustande. Bei einer einmaligen Begehung können Weideabschnitte, die nur einmal am Ende des Jahres befressen wurden, nicht von solchen unterschieden werden, die während des gesamten Jahres kontinuierlich genutzt wurden. Die einmalige Kartierung überschätzt die Beweidungsintensität damit eher als eine mehrmalige Kartierung.

Die Ausprägung der Unterschiede in den Futter-Wertzahlen ist nach den vorliegenden Ergebnissen der wichtigste Faktor für die Verteilung der Rinder auf den Weiden. Weisen die Niedermoore und Mineralböden annähernd gleichhohe Futter-Wertzahlen auf, nutzen die Tiere beide Bodentypen in ähnlicher Intensität. Demnach wird die Beweidungsintensität auf den unterschiedlichen Bodentypen von den Futter-Wertzahlen bestimmt; die Bodenart und damit auch die Trittfestigkeit der Flächen haben bei den derzeitigen Feuchteverhältnissen kaum Einfluss auf die Verteilung der Rinder gehabt.

Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl von Kartierungen zwischen den Untersuchungsjahren sind geringe Änderungen in der Verbissintensität eines Vegetationstyps wahrscheinlich eher methodenbedingte Schwankungen und als reale Wechsel der Verbissintensität. Die durchgehende Verbisszunahme in fast allen Weiden und Untersuchungsjahren auf den Ruderalflächen deutet dagegen auf tatsächliche Änderungen im Weideverhalten hin.

Für die langfristige Entwicklung der Flächen ist es wichtig, Weidebereiche zu identifizieren, die möglicherweise eine ungestörte Sukzession durchlaufen, und solche, die sich durch Nutzungsintensivierung verändern werden. Auf den drei untersuchten Weiden konnten keine Vegetationseinheiten festgestellt werden, die nicht beweidet wurden. Die Niedermoore werden zwar insgesamt weniger stark genutzt als die Mineralböden, durchgehend unbeweidete Vegetationseinheiten konnten jedoch nicht angetroffen werden.

Eine Nutzungsintensivierung der Ruderalfluren führt besonders im Niedermoor zu raschen Veränderungen der Vegetationszusammensetzung und damit möglicherweise zu einer Veränderung der Futter-Wertzahl (KLAPP 1965). Hierdurch können Rückkopplungseffekte auf die Beweidungsintensität und langfristig Weideflächen mit einer höheren Attraktivität entstehen.

Betrachtet man die Nutzungsintensität der gesamten Niedermoorfläche in allen drei Weiden, kann in keiner Fläche ein Rückgang der Niedermoornutzung aufgrund der erhöhten Regenfälle im Jahr 2002 beobachtet werden. Obwohl in der Weide Flintbek und in Blumenthal Teile des Niedermoors für die Rinder über mehrere Monate nicht mehr erreichbar waren, weil stark zertretene Engpässe nicht durchquert werden konnten, wurden die erreichbaren Niedermoorflächen dann entsprechend intensiver befressen, obwohl die Tiere 15-20 cm tief einsanken. In einigen Abschnitten waren die Niedermoorflächen sehr stark zertreten, so dass große Offenbodenanteile ausgebildet waren. Die geringe Trittfestigkeit hielt die Rinder jedoch nicht von der Nutzung dieser Flächen ab. Besonders auffällig war dieses Verhalten auf der Weide Flintbek, wo parallel zur intensiven Beweidung der nassen Flutrasen große Teile des Mineralbodens wenig befressen wurden. Zu den Zeiten der höchsten Niederschläge wurde im Herbst 2001 und im Sommer 2002 eine Kartierung der Wasserflächen durchgeführt. Die Abbildung 13 zeigt die Flächen, in denen Wasser über Flur oder direkt unter Flur in Trittsiegeln stand. Dabei waren nur in wenigen Abschnitten

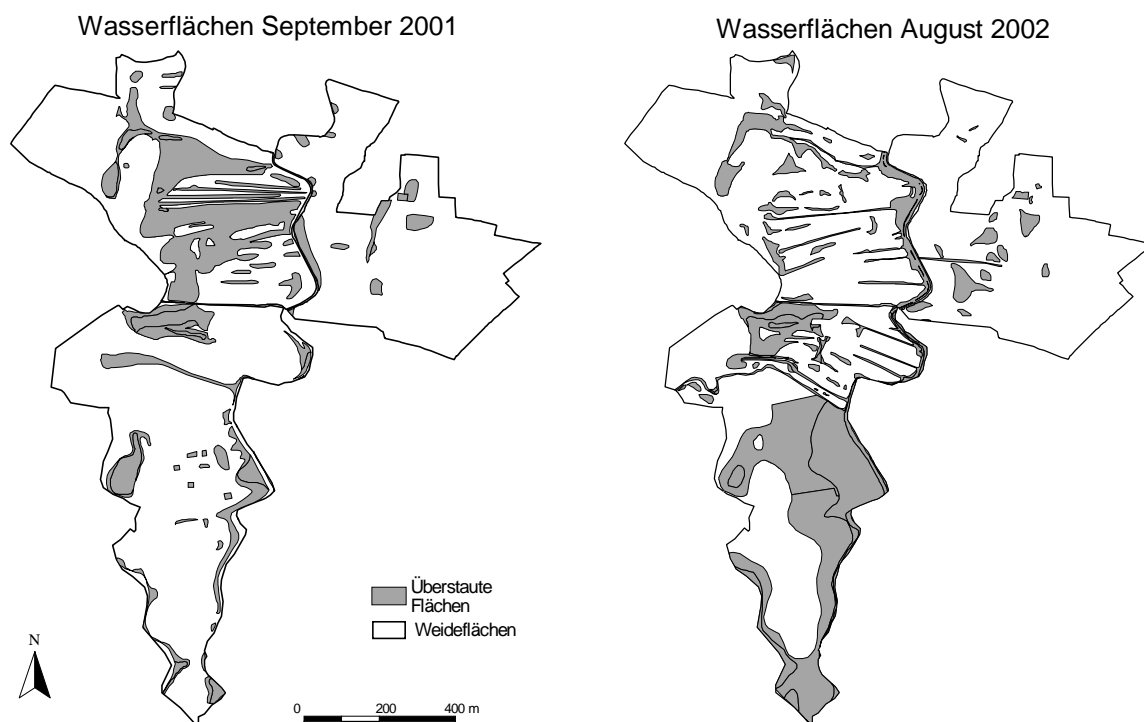


Abb. 13: Wasserflächen der Weiden Grevenkrug, Blumenthal und Flintbek im Herbst 2001 und Sommer 2002.

Überschwemmungen durch die Eider festzustellen, die Flächen waren jedoch großflächig durch nicht abfließendes Regenwasser und den Zufluss aus den Hangquellen überstaut. Von den drei untersuchten Weiden war die Weide Flintbek, die östlich der Eider liegt, am wenigsten von Überstauungen betroffen, die Rinder konzentrierten sich jedoch gerade in den nassen Bereichen der Weide.

Die Ergebnisse der Verbisskartierung aus dem Jahr 2002 unterstreichen die Befunde der multiplen Regressionsanalyse in bezug auf die Betretbarkeit der Böden. Durch die sehr unterschiedlichen Witterungsverhältnisse im Sommer 2000 und 2002 wird deutlich, dass die Veränderung der Tragfähigkeit der Böden durch die Regenfälle im Jahr 2002 für die Rinder im Projektgebiet eine geringe Rolle spielt. In Gebieten mit durchgehend höheren Wasserständen kann der Faktor Trittfestigkeit bedeutsamer sein.

Aufgrund der Ergebnisse der multiplen Regressionsrechnung und den Beobachtungen des Weideverhaltens in den Jahren 2000-2002 wird erwartet, dass sich das Weideverhalten der Rinder infolge der Einstellung der Gewässerunterhaltung im Projektgebiet kaum verändern wird. Die Einstellung der Eidermahd wird sich in den meisten Jahren nur unwesentlich auf die Betretbarkeit der Niedermoorböden auswirken es treten höchstens kleinflächig Sommerüberflutungen im eidernahen Bereich auf (OTTEN 2001, TREPPEL 2002). Infolge der Grabenverlandungen dürften dagegen langfristig größere Flächen nasser werden, großflächig oberflächennahe Wasserstände wie im Jahr 2002 werden jedoch eine Ausnahme bleiben auftreten.

3.4.6 Nutzungsbedingte Veränderungen in Ruderalfluren feuchter Standorte

Die Ruderalfluren feuchter Standorte sind durch einen wechselnden Anteil der Brennnessel gekennzeichnet, die auf den untersuchten Flächen eine mittlere Deckung von 10-88 % im Ausgangsbestand aufweist. Dicotyle wachsen von apicalen Meristemen, die bei Beweidung entfernt werden, während Gräser von bodennahen, intercalaren Meristemen wachsen, die weniger anfällig gegen Beweidung sind (MCNAUGHTON 1979). Als Schutz vor Beweidung hat die Brennnessel, wie zahlreiche andere Dicotyle, daher Schutzmechanismen (z.B. Dornen, Stacheln und giftige sekundäre Inhaltsstoffe) entwickelt (z.B. COLEY et al. 1985). Dieser Pflanze wird von KLAPP (1965) eine Futter-Wertzahl von 1 zugewiesen, da die Rinder insbesondere junge Pflanzen meiden (SCHOLZ 1995), obwohl Untersuchungen in Oostvaardersplassen belegen, dass die Brennnessel ganzjährig einen höheren Protein- und Energiegehalt aufweist als die Gräser (VULINK & DROST 1991b). Im Untersuchungsjahr wurden die ausgewachsenen Pflanzen auf unterschiedlichen Weiden in Juni/Juli sehr stark befressen, die nachwachsenden Triebe blieben anschließend jedoch wieder unbeweidet (BENN 2000).

Der unterschiedliche Deckungsanteil der Brennnessel in den Ausgangsbeständen ist neben der Lage der Bestände in der Weidefläche eine Ursache für die heterogene Entwicklung der Ruderalfluren feuchter Standorte. Großflächig konnte eine Umwandlung von Brennnesselbeständen in Flutrasen in der Weide Blumenthal beobachtet werden. Hier ist die Futter-Wertzahl von etwa 1 auf 4 angestiegen. Damit besitzen die Niedermoorflächen inzwischen eine deutliche höhere Attraktivität als Weidefläche. Auf der Weide Grevenkrug trat dieser Effekt nur in kleinen Abschnitten außerhalb der Vegetationsaufnahmen auf. Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in der Verteilung der Ruderalfluren im Raum: In Blumenthal lagen die Brennnesselbestände zumeist in Abschnitten, in denen die Trittbelastung besonders hoch waren. Bei Beweidung wird ein Rückgang der Brennnessel im

Niedermoor nicht nur durch den Verbiss ausgelöst, sondern auch durch die Verletzung der trittempfindlichen Rhizome (SCHOLZ 1995) bzw. durch die Bodenverdichtung (KLAPP 1965).

Bei hoher Beweidungsintensität ist in drei von vier Vegetationsaufnahmen ein Rückgang der Brennessel zu beobachten gewesen. In diesen Flächen erreichte die Pflanze Deckungen bis zu 63 %, Flächen mit einem mittleren Deckungsanteil von 88 % Brennessel wurden jedoch von den Rindern wenig beweidet. Bei einer geringen Beweidungsintensität von bis zu 15 % Verbiss im Gesamtjahr konnte eine Zunahme der Brennessel festgestellt werden.

Ein Rückgang von Brennesseln auf ehemaligen Niedermoorbrachen bei Wiedereinführung von Mahd oder Beweidung wurde von verschiedenen Autoren beschrieben (BRIEMLE 2001, KAISER 1995, ZAHN et al. 2002). So war in einem Untersuchungsgebiet bereits nach 2 Jahren mit dreimaliger Mahd die Deckung der Brennessel von 90 auf 4 % zurückgegangen (BRIEMLE 2001). Bei Wiedereinführung von Schafbeweidung auf einer 15-jährigen Brache in Norderstapel konnte GERTH (1978) in Beständen, in denen *Urtica* einen Ertragsanteil von über 95 % erreichte, eine Ausbreitung von *Poa trivialis* und *Holcus lanatus* beobachten.

An der unterschiedlichen Entwicklung der Ruderalfluren feuchter Standorte in den Weiden Blumenthal und Grevenkrug ist neben der Pflanzenartenzusammensetzung im Bestand und der Lage im Raum möglicherweise noch ein weiterer Faktor beteiligt. In bayerischen Untersuchungsgebieten wurden von OBERMEIER et al. (1999) festgestellt, dass die Wahl unterschiedlicher Futterpflanzen durch die Rinder auch davon abhängt, ob die Tiere die einzelnen Pflanzen kennen oder nicht. Durch den Einsatz von jährlich wechselnden Gruppen von Jungrindern können demnach zwischen verschiedenen Jahren größere Unterschiede im Weideverhalten auftreten, als wenn dieselbe Herde eine Fläche kontinuierlich beweidet. Auch in Oostvaardersplassen wurde beobachtet, dass Brennesselbestände in verschiedenen Jahren von wechselnden Herden sehr unterschiedlich intensiv genutzt wurden (VULINK & DROST 1991b), es muss jedoch offen bleiben, ob diese Unterschiede auf den Wechsel der Rinderherden oder durch Unterschiede im physiologischen Zustand der Pflanzen bei unterschiedlichen Witterungsverläufen zurückzuführen sind.

Auch wenn in den acht Vegetationsaufnahmen in den Ruderalfluren feuchter Standorte keine einheitliche Vegetationsentwicklung festgestellt werden konnte und jede Aufnahmestelle eine andere Entwicklung aufweist, ist bei drei untersuchten Weideflächen über alle Bestände gemittelt eine Zunahme der Nutzungsintensität festzustellen gewesen. Eine Prognose der Entwicklung der Futter-Wertzahlen infolge der Vegetationsänderungen bei Extensivbeweidung ist jedoch nicht möglich. Ein gewisser Anteil nicht vorhersagbarer Vegetationsentwicklungen ist jedoch kein Charakteristikum von extensiv beweideten Flächen mit wechselnden Nutzungsintensitäten, sondern kann sowohl in natürlichen Feuchtgebieten wie Erlenbrüchen, als auch auf wiedervernässten Flächen ohne eine Nutzung (KLÖTZLI & GROOTJANS 2001) beobachtet werden.

Insgesamt waren im Eidertal bei Projektbeginn knapp 14 ha Ruderalfluren feuchter Standorte vorhanden; flächenhaft bedeutsamer waren in den brachgefallenen Beständen die ruderalisierten Feuchtwiesen-Brachen mit 34 ha Flächenanteil. In diesen Beständen ist das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) die dominante Pflanzenart, die nach Versuchen von

BARCZAK et al. (1999), zitiert in ELSÄSSER (2000), ungeru von Rindern gefressen wird. KLAPP (1965) und DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) haben die Bedeutung dieser Pflanze für die Rinder dagegen hoch eingeschätzt und ihr die Futter-Wertzahl 5 bzw. 6 (auf einer neunstufigen Skala) zugewiesen. Dass die Rinder bei den Versuchen von BARCZAK et al. (1999) das Rohrglanzgras von 12 angebotenen Pflanzenbeständen als vorletzten Bestand wählten, ist unter Umständen eher eine Folge der angebotenen Auswahl als ein Nachweis für die Meidung der Pflanze. Die langfristige Entwicklung der Feuchtwiesen-Brachen ist jedoch nicht nur von dem Verbiss dieser dominanten Pflanzenart abhängig, denn das Rohrglanzgras ist auch empfindlich gegen Bodenverdichtung (KLAPP 1965). Daher wird die Deckung dieser Art bei Wiederbeweidung voraussichtlich langfristig allein durch den Tritt zurückgehen, auch wenn die Rinder die Pflanze nicht befressen sollten.

3.5 Energiebedarf von Jungrindern

Die Untersuchungen des Energiegehaltes der Vegetation von BECKMANN (2001) aus dem Projektraum erstrecken sich von April bis Juli und umfassen damit nur einen sehr eng begrenzten Zeitraum der Weideperiode. Sie dokumentieren die Veränderungen im Energiegehalt nur ausschnittsweise, die größten Veränderungen treten in den meisten Vegetationsbeständen jedoch erst gegen Ende der Weidesaison im Projektgebiet auf (VULINK & DROST 1991b). Die einzelnen Pflanzenarten verhalten sich dabei sehr unterschiedlich. Größere Abnahmen im Energiegehalt können beispielsweise beim Schilf (*Phragmites australis*) im Herbst beobachtet werden. Gräser (*Poa trivialis*) und Kräuter (*Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Atriplex prostrata*, *Sonchus arvensis*, *S. asper*, *Carduus crispus* und *Cirsium vulgare*) zeigten bei Untersuchungen in den Niederlanden jedoch im Herbst ähnliche Energiewerte wie im Frühjahr (VULINK & DROST 1991b). Die Rückgänge der Energiegehalte sind auf Nährstoffverlagerungen aus der absterbenden oberirdischen Biomasse in die Speicherorgane zurückzuführen, wobei sich diese Speicherorgane bei Rhizompflanzen unterirdisch befinden und bei Gräsern wie *Molinia caerulea* in basalen Sprosstteilen (PFADENHAUER 1993). Der Energiegehalt der abgestorbenen Biomasse der Kräuter lag bei den Untersuchungen aus den Niederlanden im Winter nur noch halb so hoch wie in den Gräsern (VULINK & DROST 1991b).

Die Seggenbestände könnten nach Beendigung der Untersuchung im Juli nochmals deutlich in ihren Energiegehalten absinken und für die Rinder nicht mehr beweidbar sein. Da die Tiere jedoch erst im August anfangen, den untersuchten Seggenbestand intensiver zu beweidern, wird angenommen, dass der Energiegehalt dieses Futters auch später im Jahr noch den Bedarf der Rinder deckt.

Insgesamt liegt der Energiegehalt der von BECKMANN (2001) beprobten Pflanzenbestände wahrscheinlich niedriger als in vergleichbaren Beständen der untersuchten Weide, die von den Rindern befressen wurden. Die Untersuchungsplots waren durch Zäune vor den Rindern geschützt, so dass nur ungenutzte Vegetation beprobt wurde. In Folge der Beweidung treten jedoch positive Rückkopplungseffekte auf und die neu nachwachsende Biomasse weist wieder höhere Energie- und Eiweißgehalte auf als unbeweidete Bestände (MENKE & HUSS

1987). Daher liegen die Energiewerte der Bestände, die den Rindern zugänglich waren wahrscheinlich meist über den von Beckmann gemessenen Werten. Zudem ist der Durchschnittswert eines Vegetationsbestandes meist nicht identisch mit dem von Rind in dem Bestand aufgenommenen Energiewert (VULINK & DROST 1991b, KAHL 2001). Auch wenn der Energiegehalt des Gesamtbestandes niedrig liegt, kann durch gezielte Selektion die Energieaufnahme über den Durchschnittswert erhöht werden. Diese Selektion von höherwertigem Futter ist allerdings nur auf Flächen mit einem Überangebot an Futter möglich (ELSÄSSER 2000). Die im Jahresverlauf zunehmende Verbissintensität des Seggenriedes ist jedoch nicht auf eine Selektion einzelner hochwertiger Futterpflanzen innerhalb des geringwertigen Seggenriedes zurückzuführen. Hier wurden die Seggen selber beweidet, so dass am Jahresende der Bestand gleichmäßig auf eine Höhe von etwa 15 cm abgefressen war. Daher wird angenommen, dass die Seggenrieder während der sommerlichen Weidesaison eine Futterquelle darstellen, die die Bedürfnisse der Rinder erfüllt. Da Großseggen reiche Vegetationstypen die niedrigsten durchschnittlichen Futter-Wertzahlen im Projektgebiet erreichen, wird davon ausgegangen, dass junge Rinder ihren Energiebedarf wahrscheinlich in allen angetroffenen Vegetationstypen während der halbjährigen Weidesaison decken können.

Im Winter können sich die Verhältnisse jedoch ändern, so dass bei Ganzjahresbeweidung möglicherweise Engpässe in der Energieversorgung auftreten. Zur Qualität der Vegetationsbestände im Winter liegen aus dem Untersuchungsgebiet jedoch keine Ergebnisse vor. Bei Untersuchungen in Oostvaardersplassen von VULINK & DROST (1991a) lag der Gehalt an verdaubarer organischer Substanz (DOM in g kg TM⁻¹) im Winter nur bei den Kräutern über dem Bedarf der Rinder; Gräser, Schilf und Zweige deckten den Tierbedarf nicht. Die untersuchten Rinder (Schwarzbunte und Highlander) verloren im Winter im Vergleich zu Pferden mehr Gewicht, nahmen aber auch bis zum Herbst mehr zu. Pferde können als Enddarmfermentierer mit schlechterer Futterqualität besser umgehen, da sie zwar das aufgenommene Futter schlechter aufschließen, jedoch die Futterraufnahme in der Menge steigern können. Durch das schnellere Ausscheiden von unvollständig verdauter Substanz können sie bei schlechter Futterqualität mehr Gesamtenergie aufnehmen als Wiederkäuer mit begrenztem Pansenvolumen (VULINK et al. 2001b). Bei Winterbeweidung konnte eine Gewichtsabnahme der Rinder um mehr als 20 % der Körpermasse beobachtet werden, die Zunahmen bis zum Herbst betragen jedoch fast 30 %, so dass die Tiere übers Jahr gesehen immer noch Zuwächse erzielten. Inwieweit man diese Gewichtsfluktuationen zulässt oder durch Winterfütterung auszugleichen versucht, ist in den meisten Wintern weniger eine biologische Notwendigkeit als vielmehr eine Frage der ökonomischen Zielsetzung.

Die Berechnungen von VULINK & DROST (1991b) gehen für ein 300 kg schweres Rind von einer maximalen Trockenmasseaufnahme von 7,5 kg pro Tag aus. MENKE & HUSS (1987) weisen jedoch darauf hin, dass die Futterraufnahme auch von der Energiekonzentration im Futter abhängt. Bei höherer Verdaulichkeit verringert sich die Verweildauer im Pansen und es kann mehr Futter aufgenommen werden. Bei den Berechnungen von VULINK & DROST (1991b) ist eine Energiekonzentration von 8,0 MJ ME/kg TM der unterste Wert, für den Gewichtszunahmen von Jungrindern berechnet wurden. Diese Energiegehalte sind auch für

Milchkühe noch ausreichend, um eine Milchleistung von 15 kg FCM (fettkorrigierte Milch)/Tag zu erzielen (siehe MENKE & HUSS 1987). Für höhere Milchleistungen sind dagegen sehr viel höhere Energiegehalte im Futter nötig. Auch bei einem Energiegehalt von 9 MJ ME/kgTM produziert eine Kuh von 500 kg noch nicht wesentlich mehr als die oben genannte Milchmenge. Daraus folgt, dass mit den Futterqualitäten auf den Flächen im Projektgebiet zwar Jungrinder und Mutterkuhherden ernährt werden können, jedoch keine Milchproduktion der heutigen Standards erzielt werden kann. Diese Feststellung trifft nach Ausführungen von MASCH (1994) für alle Extensivweiden zu.

Die langfristigen Folgen der Einstellung der Düngung im Projektgebiet auf die Menge der produzierten Phytomasse und damit auf den Umfang des Futterangebots sind nicht untersucht worden. Untersuchungen aus dem Hamburger Moorgürtel von TESCH (1999) zeigten, dass nach 10 Jahren extensiver Bewirtschaftung ohne Düngung nur in Einzelfällen eine Zunahme von Magerkeitszeigern festzustellen war. Aus den USA liegen Beobachtungen von Mineralböden vor, die nach 25 Jahren keinen Rückgang in der Produktivität der Flächen erkennen lassen, wenn bis zu 35 % der Biomasse durch Rinder entfernt wird (MILCHUNAS et al. 1994). Wenn die Rinder über 25 Jahre hinweg jeweils 60 % der Biomasse entfernten, konnte ein Rückgang der Produktivität in trockenen Jahren um 12 % beobachtet werden, in nassen Jahren um 3%. Ein Rückgang der Produktivität im Projektgebiet wird bei den heutigen atmosphärischen Stickstoffeinträgen auf den Geschiebemergelböden mit hohem Lehmanteil während der Projektlaufzeit von 20 Jahren nicht erwartet. Auf Sandböden können jedoch Aushagerungen bei Düngungsaufgabe auftreten (SACH 1999, CHRISTIANSEN 2000), während hohe Grundwasserstände, die infolge der Einstellung der Gewässerunterhaltung im Projektgebiet zunehmen sollten, die Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen im Niedermoor senken (z.B. GROOTJANS 1985, SCHOLLE 1997, SACH 1999). Die Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Produktion im Untersuchungsgebiet sind nicht genau quantifizierbar. Für eine Anhebung des mittleren Grundwasserstandes im Projektgebiet um 30 cm wurde von TREPPEL & KLUGE (2002) ein Rückgang der Produktion auf den Niedermoorböden um 7 % berechnet. Damit würde die bisher geplante Wiedervernässung (Einstellung der Eidermahd, Aufgabe der Grabenpflege und evtl. Verschließen von Gräben) nicht zu gravierenden Änderungen der Futterverfügbarkeit in den nächsten Jahren führen, wobei die genaue Höhe der zukünftigen Wasserstände noch schwer einzuschätzen ist.

3.5.1 Gehölzentwicklung

Die Ausbreitung der Erlen wird im Projektgebiet im Wesentlichen durch zwei Faktoren beeinflusst. Der Großteil der Jungerlen steht auf Niedermoorböden mit einem Grundwasser-Flurabstand von 10 bis 35 cm, gleichzeitig scheint die Beweidungsintensität ein wichtiger Faktor zu sein. Auf grundwassernahen Standorten treten die Rinder durch die Grasnarbe und schaffen Offenbodenstellen, in denen Erlen keimen. Die Beweidungsintensität ist anschließend dafür verantwortlich, ob die Erlenkeimlinge aufwachsen oder gefressen werden. Erlen, die heute als Jungpflanzen auf den Flächen über die Krautschicht ragen, sind vor Projektbeginn gekeimt. Es liegen demnach keine Daten zur Beweidungsintensität während

der Etablierung der Pflanzen vor. Während ein- bis zweijährige Erlen wahrscheinlich in intensiv beweideten Beständen mitgefressen und die Pflanzen damit von den Flächen entfernt werden, meiden die Rinder größere Pflanzen offenbar, die dann meist ungehindert aufwachsen können. Verbissene Jungerlen wurden selten beobachtet, obwohl ZAHN et al. (2002) auch an Erlen einen mittleren Verbiss von 40-70 % durch Galloways feststellen konnten. OBERMEIER et al. (1999) beobachteten dagegen, dass Erlen bereits im zweiten Jahr nicht mehr von den Rindern verbissen wurden. Die Ursachen für die unterschiedlichen Befunde der beiden Autoren sind nicht bekannt. Aus den Gebirgsregionen beschreibt ELLENBERG (1986) die Ausbreitung der Grauerle (*Alnus incana*) auf Viehweiden, die aufgrund ihres schlecht schmeckenden Laubes nicht gefressen wird. Es wird angenommen, dass die Erlen im Untersuchungsgebiet auch in Zukunft nicht deutlich häufiger befressen werden, als es zur Zeit zu beobachten ist, an kleinen einzelstehenden Erlen treten jedoch Trittschäden und teilweise Verletzungen der Stammrinde auf. Der heute vorhandene Erlenjungwuchs wird sich wahrscheinlich jedoch mit wenigen Ausnahmen ohne größere Verzögerungen weiterentwickeln. In den ersten 10 Jahren extensiver Beweidung sind die Erlen noch so klein, dass der offene Charakter der Niedermoorflächen weitgehend erhalten bleibt. Dann kann jedoch mit einem raschen Aufwachsen der Gehölze gerechnet werden.

3.6 Ausblick

Die Rinder nehmen durch Verbiss und Tritt Einfluss auf die Vegetationsentwicklung im Projektgebiet. Bei einer Wiederbeweidung von Brachen zeigt sich eine Veränderung der Strukturen der Krautschicht. Je intensiver die ehemaligen Brachen durch der Rinder genutzt werden, desto rascher verändern sich die Bestände. Verbiss verändert zunächst die Konkurrenzbedingungen in den Vegetationsbeständen und wirkt langsamer als der Tritt (OBERMEIER et al. 1999). Nur bei wenigen Pflanzenarten konnten die Autoren rasche Änderungen in den Deckungsgraden durch Verbiss beobachten. Zu ihnen zählen Schilf (*Phragmites australis*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*), die bei Beweidung zurückgehen.

Für die Vegetationsänderung im Niedermoor ist der Tritt wahrscheinlich der wesentliche Faktor. Die deutlichsten Veränderungen im Projektgebiet ergaben sich anfangs durch die Wiedernutzung der Brachen im Niedermoor. In diesen Beständen dominieren im Projektgebiet die Brennnessel und das Rohrglanzgras, die beide gegen Tritt und daraus folgender Bodenverdichtung empfindlich sind. Da der Tritt relativ gleichmäßig auf die Weidefläche wirkt - auch in Weideabschnitten, die wenig befressen werden, - ist ein Rückgang dieser hochwüchsigen Arten bei gleichzeitiger Ausbreitung niedrigwüchsiger Arten zu erwarten. Für die Brennnessel konnte innerhalb von 2 Jahren ein großflächiger Rückgang auf der Weide Blumenthal beobachtet werden, bei einer gleichzeitigen Ausbreitung von Flutrasenbeständen.

Die langfristig bedeutendsten Änderungen des Landschaftsbildes in der „Weidelandschaft Eidertal“ ergeben sich ebenfalls in Folge des Tritts der Rinder im Niedermoor. Das Aufkommen von Erlenjungwuchs in Bereichen hoher Bodenfeuchte und geringen Verbisses

wird nach etwa 10 Jahren extensiver Beweidung ohne Weidepflege das Erscheinungsbild der Niederungsflächen deutlich verändern. Da die Bodenfeuchte durch die Einstellung der Gewässerunterhaltung steigt, werden Vegetationsbestände der Wasserstufe 2 zunehmen, die heute 34 % der Niedermoorfläche ausmachen. In dieser Feuchtigkeitsstufe konnten zum Untersuchungszeitpunkt der Großteil aller Jungerlen über 50 cm festgestellt werden. Bereiche mit erhöhter Wahrscheinlichkeit von Erlenetablierung nehmen damit zu.

Es liegen keine gezielten Untersuchungen zum Einfluss der Weidegröße auf das Weideverhalten vor. Aus den bisherigen Ergebnissen können jedoch einige Entwicklungstendenzen prognostiziert werden. Bei gleicher Tierzahl pro Hektar wirkt die Beweidung auf kleine Weiden gleichmäßiger ein. Einerseits ist dies eine Folge der langen Strecken, die Rinder täglich zurücklegen. Damit werden auf kleinen Weiden bis zu 5 ha Größe sämtliche Weideabschnitte häufiger aufgesucht. Außerdem treten geringere Unterschiede in den Futter-Wertzahlen innerhalb einer Weide auf, da die gesamte Fläche meist eine einheitliche Nutzungsgeschichte aufweist und häufig auch nur einen Bodentyp enthält. Im Projektgebiet sind die hochwertigsten Futterbestände auf dem Mineralboden zu finden, in den Niedermooren befanden sich ausgedehnte Brachen mit geringwertigen Futterbeständen. Je größer der Mineralbodenanteil mit hohen Futter-Wertzahlen innerhalb einer Weide ist, desto geringer wird die Verbissintensität in den Niedermoorflächen werden. Damit wird sich dort Erlenaufwuchs wahrscheinlich noch beschleunigen, da in den Flächen durch Tritt Keimstellen für Erlen geschaffen werden und die Jungpflanzen dann durch die geringe Verbissintensität ungehindert aufwachsen können. Viele Jungerlen überstehen die ersten Jahre, in denen sie noch vollständig durch den Verbiss beseitigt werden können, dann unbeschadet.

Das Beweidungsprojekt ist langfristig darauf angewiesen, dass die Vegetationsbestände im Eidertal für die eingesetzten Jungrinder- und Mutterkuhherden nutzbar bleiben. Eine Verschlechterung der Futterqualität im Projektgebiet während der 20jährigen Projektlaufzeit, die eine Beweidung durch Rinder langfristig unmöglich macht, ist bisher nicht absehbar. Bei einer 6-monatigen Beweidungszeit mit Rinderdichten von 1,5 Tieren pro ha wird voraussichtlich auch ohne Düngung eine qualitativ ausreichende Aufwuchsmenge erzielt werden können.

4 Einfluss großflächiger extensiver Beweidung auf die Vögel

Einleitung

Von den im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Tiergruppen haben die Vögel die größten Raumannsprüche und sie sind die am besten untersuchte Artengruppe. Vögel sind als Bioindikatoren gut geeignet, da sie in fast allen Biotoptypen vorkommen, in hohem Maße strukturabhängig und gut erfassbar sind (STEIOF 1983, GATTER 2000). Sie können aufgrund ihrer hohen Mobilität sehr schnell auf Veränderungen des Störungsregimes, der Struktur oder des Nahrungsangebots reagieren (FLADE 1994). Trotz der zahlreichen Untersuchungen, die sich mit der Vogelbesiedlung verschiedener Gebiete oder mit den Habitatansprüchen

einzelner Arten beschäftigt haben, können die Auswirkungen des Naturschutzkonzeptes „Halboffene Weidelandschaft“ nicht allein anhand von Literaturlauswertungen prognostiziert werden. In Folge der großflächigen extensiven Beweidung und Vernässung des Projektgebietes werden sich zahlreiche Veränderungen der Habitatqualität für Rastvögel, Nahrungsgäste und Brutvögel ergeben. Zu den wichtigsten Veränderungen im Projektgebiet zählen die Wiederbeweidung von Brachen und die Extensivierung von Intensivgrünland. Hierdurch ändern sich bereits kurzfristig die Vegetationsstruktur, das Nahrungsangebot und die Nahrungserreichbarkeit für verschiedene Vogelarten. Gleichzeitig wirkt der Tritt der Weidetiere auf den Bruterfolg boden- oder bodennah brütender Vogelarten. Langfristig wirksame Faktoren sind die Wiedervernässung und die Änderungen in der Gehölzverteilung im Raum.

Für die Bewertung der im Projektgebiet durchgeführten Managementmaßnahmen ergeben sich folgende Fragen, die durch die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen beantwortet werden sollen:

- Welche Bedeutung haben die unterschiedlich genutzten Flächen und die Knicks für die rastenden und überwinternden Vogelarten?
- Welche Vogelarten brüten in Brachen, Intensivgrünländern und Extensivweiden?
- Welche Bedeutung haben die Knicks als Brutplätze für Vogelarten?
- Für welche Vogelarten sind neu entstehende Gehölze geeignete Brutplätze?
- Wie hoch ist das Viehtrittisiko für Gelegen unterschiedlicher bodenbrütender Vogelarten?
- Welche Vogelarten profitieren von einer Anhebung der Wasserstände?
- Welche Auswirkungen hat die potentielle Gehölzentwicklung auf die Brutvögel?

4.1 Nahrungsgäste im Eidertal

4.1.1 Winterhalbjahr

Einleitung

Das Projektgebiet wird von zahlreichen Vogelarten zur Fortpflanzung genutzt, deren Reviere vollständig oder teilweise im Untersuchungsraum liegen. Darüber hinaus suchen Nichtbrüter die Flächen zur Nahrungssuche auf. Im Herbst wird der Raum von Zugvögeln genutzt, von denen die Mehrzahl der Arten fast alle Teile der Kulturlandschaft (Wälder, Brachen, Äcker, Weiden, Wiesen, Gärten etc.) als Rast- und Nahrungshabitate nutzen kann (STEIOF 2000). Die meisten Arten können ihre Wanderungen fast beliebig zur Rast und Nahrungsaufnahme unterbrechen. Nur wenige Arten besitzen spezielle Rastplatztraditionen und suchen bestimmte Räume gezielt auf (Kraniche, Gänse). Dabei ist das Nahrungsangebot in der Landschaft ein entscheidender Faktor, der zunächst die zeitliche Dynamik des Zuges beeinflusst, letztlich aber bis zu einer Verlagerung der Überwinterungsgebiete führen kann (GATTER 2000).

Starke Veränderungen im Nahrungsangebot haben sich in den letzten Jahren durch die Zunahme der Holzvorräte in den Wäldern und die damit einhergehende höhere Samenproduktion der Bäume ergeben. Waldvogelarten finden damit ein verbessertes Nahrungsangebot vor und verlagern den Zeitpunkt ihres Abzuges auf später. Bei anderen Arten konnte am Randecker Maar, eine Vorverlegung des Abzuges beobachtet werden, wobei von GATTER (2000) das Fehlen von Stoppelbrachen als mögliche Ursache diskutiert wird. Für zahlreiche Vogelarten hat sich gezeigt, dass für das Überleben der Tiere die Winterhabitate von besonderer Bedeutung sind (MORRISON et al. 1985). Dabei werden von den Vögeln im Winter häufig andere Ressourcen und Habitate genutzt als im Sommer, so dass ganzjährige Datenerhebungen für die Beurteilung der Bedeutung von Biototypen für Vögel wichtig sind.

Für die Standvögel, Teilzieher und Kurzstreckenzieher, die Schleswig-Holstein als Überwinterungsgebiet nutzen und nur bei langanhaltender ungünstiger Witterung abziehen, ist ein dauerhaftes Nahrungsangebot im Winter von entscheidender Bedeutung. Außerhalb der Wälder liefern Gehölze in Knicks und Hecken einen großen Teil der Winternahrung für zahlreiche Vogelarten. Pro Gehölzart fressen durchschnittlich 11 Vogelarten in Mitteleuropa an den Diasporen, wobei zusätzlich Knospen-, Blattfraß sowie Baumsaftaufnahme auftreten (TURCEK 1961). Auch landwirtschaftlich genutzte Flächen dienen unterschiedlichen Vogelarten als Rast- und Nahrungsfläche, wobei das Nahrungsangebot und die Vegetationsstruktur von Bedeutung sind. Intensiv beweidete Flächen bieten ein reiches Invertebraten Angebot, auf Brachen und Stoppelfeldern finden samenfressende Vögel ein höheres Angebot vor (WILSON et al. 1996).

Die Untersuchungen haben zum Ziel, die Nutzung der unterschiedlichen Grünlandflächen und Gehölze durch die Zug- und Rastvogelarten im Projektgebiet zu dokumentieren. Die Veränderung der Qualität des Projektgebietes als Rast- und Überwinterungsgebiet für Vögel wird anschließend diskutiert.

Methode

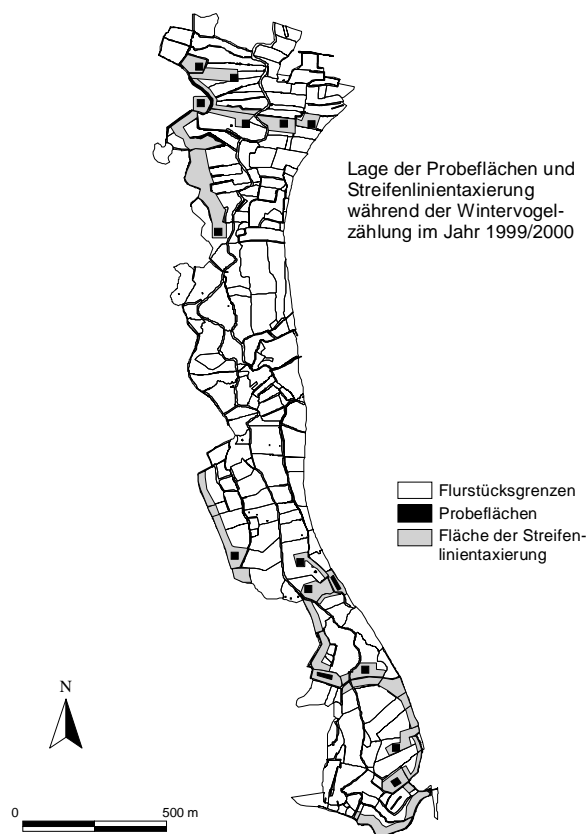
Von Anfang Oktober 1999 bis Ende März 2000 wurden alle 2 Wochen Vogelzählungen auf 15 Flächen von 50 x 50 m durchgeführt. Zwei Knicks und ein Redder wurden auf 100 m Länge kontrolliert. Die Probeflächen wurden so ausgewählt, dass alle Nutzungstypen im Projektgebiet sowie lineare Gehölzstrukturen untersucht wurden. Aufgrund der geringeren Übersichtlichkeit der Brachen wurden die Beobachtungspunkte in diesem Biototyp in die Mitte der Untersuchungsfläche gelegt, in den anderen Grünland- und Ackerflächen an deren Rand. Zur ersten Übersicht wurden die Probeflächen nach Nutzungsarten zusammengestellt (Tab. 15). Im Projektgebiet sind Flächen, die lediglich der Schnittnutzung unterliegen, selten; es wurde daher nur eine Wiese untersucht.

Tab. 15: Verteilung der 18 Probeflächen auf die Nutzungs-, Gehölz- und Bodentypen.

Nutzung / Gehölztyp	Anzahl Probeflächen	Mineralboden Flächen-Nr.	Torfboden Flächen-Nr.
Brache	4	4, 13	2, 14
Intensivweide	3	12	7, 18
Extensivweide	5	1, 10	17, 5, 6
Wiese	1	-	15
Acker	2	11, 16	-
Knick	2	9	8
Redder	1	3	-

Pro Fläche wurden 10 Minuten lang alle Beobachtungen notiert. Zur Auswertung gelangten nur Beobachtungen, bei denen eine Nutzung der Probeflächen vorlag. Vogelzug wurde damit ausgeschlossen, nahrungssuchende Greife wurden hingegen ebenso berücksichtigt wie Schwalben, die während des Zuges Nahrung über den Flächen aufnahmen.

Die geringe Größe der Probeflächen führt zu einer deutlichen Störung der Vögel durch den Beobachter. Andererseits wird durch die geringe kontrollierte Flächengröße und die längere Aufenthaltszeit sichergestellt, dass alle anwesenden Vögel erfasst werden. Weitere Daten wurden nach der bei FLADE (1994) beschriebenen Methode der Streifenlinientaxierung erhoben, bei der ebenfalls eine Störung durch den Beobachter eintritt, das größere kontrollierte Gebiet jedoch zu einer erhöhten Zahl von Beobachtungen führt. Die Lage der Probeflächen und der Flächen der Streifenlinientaxierung ist in Abb. 14 dargestellt.

**Abb. 14:** Lage der Probeflächen und der Flächen der Streifenlinientaxierung im Winter 1999/2000.

Entlang des Weges zwischen den Probeflächen wurde ein Geländestreifen festgelegter Breite kartiert. Dabei ist berücksichtigt worden, dass der Erfassungsgrad in den unübersichtlichen Brachen geringer ist als auf Intensivgrünländern. Es wurde angenommen, dass in den Brachen alle Vögel rechts und links des Beobachters in einem Abstand von 25 m erfasst wurden, während die kontrollierte Fläche auf den genutzten Grünländern 50 m zu beiden Seiten des Beobachters beträgt, in übersichtlichem Gelände ist die kontrollierbare Fläche noch etwas größer gewesen. Die bearbeitete Fläche wurde ins GIS übertragen und der Flächenanteil jedes Nutzungstyps ermittelt, um Vogeldichten berechnen zu können. Im Unterschied zu der Probeflächenuntersuchung ist der Erfassungsgrad der Kleinvögel in der Krautschicht bei der Streifenlinientaxierung geringer.

Ergebnisse

Bei den Probeflächenuntersuchungen wurden insgesamt 29 Vogelarten und 337 Individuen festgestellt (Tab. 16). Vier in Schleswig-Holstein gefährdete Arten wurden im Projektgebiet angetroffen, Bekassinen (Rote Liste 2 = stark gefährdet) und Wiesenpieper (Rote Liste 3 = gefährdet), die sich auf dem Wegzug befanden, Feldlerchen (Rote Liste 3), die im Frühjahr bereits in ihren zukünftigen Brutrevieren angetroffen wurden, und zwei Raubwürger (Rote Liste 1 = vom Aussterben bedroht), die Winterreviere im Projektgebiet besetzt hatten.

Die Mehrzahl aller Vogelbeobachtungen in den Probeflächen im Winterhalbjahr erfolgte in den Knicks und Reddern, wobei etwa 100 Individuen auf einen einzigen Rotdrosselschwarm in den Knicks entfielen.

In den Grünlandflächen wurden die meisten Vögel in den Weiden angetroffen, in der Wiese erfolgte keine Vogelbeobachtung. Ausschließlich im Intensivgrünland traten Feldlerche, Stockente und Graugans auf, während die einzigen Nachweise von Misteldrossel, Raubwürger und Rauchschwalbe in den Extensivweiden lagen.

In den Extensivweiden, in denen die höchste Anzahl an Probeflächen lag, wurden die meisten Vogelarten nachgewiesen. Von den 11 Arten stehen Bekassine, Wiesenpieper und Raubwürger auf der Roten Liste. Die Rote Liste bezieht ihre Einstufungen allerdings auf den schleswig-holsteinischen Brutbestand, während die zwei Raubwürger, die im Eidertal 1999/2000 überwinterten, zum skandinavischen Brutbestand gehören dürften (BUSCHE & LOOFT 2002).

Von den 7 Vogelarten, die sich in den Intensivweiden aufhielten, stehen ebenfalls zwei Arten - Bekassine und Feldlerche - auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins. In den Brachen sind 6 Arten festgestellt worden, von denen eine - der Wiesenpieper - in Schleswig-Holstein als gefährdet gilt. Hier wurde die höchste Dichte an Nahrungsgästen festgestellt, etwa ein Drittel mehr als in den Extensivweiden. Die geringste Bedeutung als Nahrungsfläche hatten die Äcker (zwei Probeflächen) und Wiesen (eine Probefläche). In beiden Nutzungstypen konnten keine Vögel beobachtet werden.

Tab. 16: Beobachtungen von Vogelarten im Winter 1999/2000 pro 1 ha bzw. pro 1 km Gehölzlänge in unterschiedlichen Probestflächen. Fett: Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995).

	Brache	Extensiv- weide	Intensiv- weide	Wiese	Acker	Knick	Redder
Probestflächenzahl	4	5	3	1	2	2	1
Vogelindividuen	14	37	30	-	-	165	95
Artenzahl	6	11	7	-	-	17	16
Anzahl Rote Liste Arten	1	3	3	-	-	-	-
Nahrungsgäste/1 ha	14	29,6	40	0	0	825	950
1 Amsel	1	4				110	200
2 Bekassine		2,4	2,7				
3 Blaumeise						25	40
4 Buchfink						10	70
5 Buntspecht						5	10
6 Eichelhäher						40	20
7 Erlenzeisig						10	250
8 Fasan						5	20
9 Feldlerche			2,7				
10 Gartenbaumläufer						5	20
11 Gimpel						5	10
12 Graugans			2,7				
13 Kohlmeise						40	110
14 Mäusebussard	2	1,6				5	10
15 Misteldrossel		4					
16 Rabenkrähe		1,6	21,3				
17 Raubwürger		1,6					
18 Rauchschwalbe		7,2					
19 Rohrammer	1	0,8					
20 Rotdrossel						500	80
21 Rotkehlchen						20	30
22 Singdrossel						5	20
23 Star						25	
24 Stockente			2,7				
25 Sumpfmeise						10	
26 Turmfalke	3	3,2	2,7				
27 Wiesenpieper	1	0,8	5,3				
28 Wintergoldhähnchen							50
29 Zaunkönig	6	2,4				5	10

Die Streifenlinientaxierung ergab ähnliche Ergebnisse in Bezug auf die Bedeutung der einzelnen Strukturen für die Vögel (Tab. 17), es wurden jedoch in den Extensivweiden höhere Vogeldichten ermittelt als in den Intensivweiden. Insgesamt sind 350 Vögel in den Knicks und Reddern festgestellt worden, in den Flächen wurden die beweideten Grünländer besonders intensiv von Vögel genutzt (465 Beobachtungen), in Brachen wurden 58 Vögel angetroffen, während in den Wiesen und Äckern nur 2 Beobachtungen gemacht werden konnten.

Tab. 17: Beobachtungen von Vogelarten im Winter 1999/2000 pro 1 ha bzw. pro 1 km Gehölzlänge bei der Streifenlinientaxierung in unterschiedlichen Nutzungs- und Biotoptypen. Fett: Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995).

Vogelart	Brache	Extensivweide	Intensivweide	Wiese	Acker
Flächengröße in ha/ Gehölzlänge in km	6,7	12,9	18,8	2,0	3,3
Vogelindividuen	58	223	242	2	-
Artenzahl	7	22	17	1	-
Anzahl Rote Liste Arten	-	2	3	-	-
Nahrungsgäste / 1 ha oder 1 km Gehölzlänge	8,7	17,3	12,9	1	-
1 Amsel		1,7	0,6		
2 Bergfink					
3 Bergpieper		0,4			
4 Blaumeise		0,1			
5 Buchfink		0,1	3,7		
6 Eichelhäher		0,2			
7 Erlenzeisig					
8 Fasan	3	0,2	0,1		
9 Feldlerche			0,5		
10 Feldsperling					
11 Gartenbaumläufer					
12 Goldammer					
13 Graugans			0,4		
14 Graureiher	0,1	0,3			
15 Grünfink					
16 Kleiber					
17 Kohlmeise		1,3			
18 Kolkrabe		0,2	0,1		
19 Mäusebussard	0,7	0,3			
20 Misteldrossel		0,1	0,1		
21 Rabenkrähe		0,2	1,0	1	
22 Raubwürger		0,5	0,2		
23 Rauhfußbussard		0,2			
24 Rohrammer	0,1	0,1			
25 Rotdrossel		9,3	2,2		
26 Rotkehlchen		0,1			
27 Saatkrähen			0,9		
28 Schwanzmeise					
29 Star			0,6		
30 Stieglitz	3		0,3		
31 Stockente		0,2	0,1		
32 Turmfalke	0,4	0,8	0,3		
33 Wacholderdrossel			1,9		
34 Weidenmeise		0,2			
35 Wiesenpieper		0,2	0,1		
36 Wintergoldhähnchen					
37 Zaunkönig	1,2	1,0			

Rechnet man die Anzahl der Beobachtungen in den Flächen auf Nahrungsgäste pro ha um, dann wurden die meisten Vogelindividuen, wie bei der Untersuchung der Probeflächen, in den Extensivweiden festgestellt.

In den Brachen wurden nur etwa halb so viele Individuen angetroffen wie in den Extensivweiden, Wiesen und Äcker sind dagegen für rastende und überwinternde Vögel im Projektgebiet fast bedeutungslos.

Insgesamt wurden 875 Individuen angetroffen, die 37 Arten angehörten. Bei der Streifenlinientaxierung sind mit Feldlerche, Wiesenpieper und Raubwürger drei Vogelarten der Roten Liste erfasst worden.

In den Brachen erreichten Stieglitz und Fasan ihre höchsten Dichten. Feldlerche, Rabenkrähe, Saatkrähe, Graugans, Star und Buchfink traten in den Intensivgrünländern am häufigsten auf. Bei der Streifenlinientaxierung wurden Misteldrossel, Raubwürger und Stockente in Extensiv- und Intensivweiden angetroffen, bei der Probeflächenuntersuchung wurden sie nur in einem von beiden Nutzungstypen gesehen. Allein die Graugans wurde sowohl bei den Probeflächenuntersuchungen als auch bei den Streifenlinientaxierungen ausschließlich im Intensivgrünland angetroffen.

Insgesamt wurde bei der Streifenlinientaxierung eine deutlich geringere Anzahl von Vögeln pro ha erfasst als bei den Probeflächenuntersuchungen.

Die Winterreviere der Raubwürger umfassten intensiv und extensiv beweidetes Grünland sowie kleinflächige Brachen. Einige Zufallsfunde von Gewöllen und aufgespießten Nahrungsvorräten zeigten, dass neben Mäusen und Laufkäfern bis Anfang Dezember auch eine größere Anzahl von Mistkäfern einen wichtigen Anteil an der Beute stellte. Aktive Mistkäfer konnten im Untersuchungsgebiet noch am 8.12.1999 angetroffen werden.

Folgende Arten wurden als Nahrungsgäste und Durchzügler im Winterhalbjahr außerhalb der Probeflächen und Streifenlinientaxierungen angetroffen:

	RL Status	
Zwergschnepe	-	regelmäßig zur Zugzeit, KIECKBUSCH pers. Mitt.
Uhu	R	Standvogel
Seeadler	3	regelmäßig
Tafelente	-	regelmäßig in der Eider
Singschwan	-	gelegentlich Eider/Überschwemmungsflächen
Höckerschwan	-	gelegentlich in der Eider
Blessralle	-	ganzjährig in der Eider
Reiherente	-	ganzjährig in der Eider
Sperber	-	ganzjährig im Untersuchungsgebiet
Grünspecht	2	eine Einzelbeobachtung.

Diskussion

Die Ergebnisse der Probeflächenuntersuchung und der Streifenlinientaxierung gleichen sich weitgehend in Bezug auf die Bedeutung der einzelnen Biotoptypen für überwinternde und rastende Vögel. Beide Methoden haben unterschiedliche Fehler. Bei der Probeflächenuntersuchung tritt eine hohe Störung durch den Beobachter auf, die Streifenlinientaxierung führt zu einem höheren Fehler bei der Erfassung von Kleinvögeln und Bekassinen in hoher Vegetation. Bei der Probeflächenuntersuchung haben wegen der

Anwesenheit des Beobachters während der Datenerhebung nur wenige Vögel die Fläche aufgesucht. Die meisten registrierten Tiere befanden sich bei Beobachtungsbeginn auf den Flächen, viele verließen die Fläche während der Kartierung. Auch wenn die Probeflächenzahl pro Nutzungstyp zum Teil gering war, zeigt ein Vergleich mit der Streifenlinientaxierung, dass die Kontrolle von größeren Flächen, mit Ausnahme der Extensiv- und Intensivweiden, dieselbe Einschätzung der Bedeutung der Nutzungstypen ergibt wie die Untersuchung von Flächen von 50 x 50 Metern. Zwischen den beiden Beweidungsintensitäten bestehen demnach keine absicherbaren Unterschiede in der Bedeutung für rastende und überwinterte Vögel.

Im Winterhalbjahr hatten die Knicks und Redder die höchste Bedeutung für die Vögel im Untersuchungsgebiet. In dem Knick auf Niedermoorboden war die Erle (*Alnus glutinosa*) die häufigste Gehölzart. Auf dem Mineralboden traten zudem Weißdorn (*Crataegus spec.*), Holunder (*Sambucus nigra*), Hasel (*Coryllus avellana*) und Schlehe (*Prunus spinosa*) auf. Die Samen der Haselnüsse sind für viele Vogelarten nicht zugänglich und die Holunderbeeren meist Ende September bereits überall vollständig abgeerntet. Längerfristig waren Erlensamen, Schlehen und Weißdornbeeren für die Vögel im Projektgebiet verfügbar. Erlensamen werden regelmäßig von Sumpfmeise, Stieglitz und Erlenzeisig gefressen, während Schlehen und Weißdornbeeren im Projektgebiet verschiedenen Drosselarten, Rotkehlchen, Kohlmeisen, Kernbeißern, Fasanen, Elstern, Grünfinken und Eichelhähern als Nahrung dienen können (TURCEK 1961). Während Anfang September Holunderbeeren von zahlreichen Vogelarten gefressen werden, ist im weiteren Verlauf des Herbstes und Winters der Weißdorn die wichtigste Nahrungsquelle für die im Projektgebiet anwesenden fruchtfressenden Vogelarten gewesen. Im Gegensatz zu Waldbäumen, die nur in Mastjahren ein reiches Nahrungsangebot für Vögel bereit stellen, gehört es bei Beerensträuchern zur Ausbreitungsstrategie, dass Früchte von Vögeln gefressen werden. Die Gehölzarten in den Knicks bieten Vögeln daher alljährlich ein recht gleichmäßiges Nahrungsangebot (GATTER 2000).

Durch die zukünftige Umwandlung von Wiesen und Äckern in extensiv beweidetes Grünland gewinnt das Projektgebiet an Bedeutung als Durchzugs und Rastgebiet für Vögel. Der Rinderdung auf Weiden bietet einer Vielzahl von Insektenarten Entwicklungsmöglichkeiten, solange keine Medikamente zur Entwurmung der Rinder eingesetzt werden. Im Projektgebiet wurden Mistkäfer vom Raubwürger im Jahr 1999 bis in den Dezember hinein gefressen. Diese weidespezifische Winternahrung erreicht jedoch insgesamt nur zeitweise eine höhere Bedeutung. Überwiegend besteht die Nahrung des Raubwürgers aus Wirbeltieren, wobei die Wühlmäuse in den meisten Gebieten den größten Anteil der Beute ausmachen (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993, STRAKA 1991). In unbeweideten Gebieten fand STRAKA (1991) auch größere Anzahlen von Getreidelaufkäfern (*Zabrus spec.*) im Beutespektrum.

In den Brachen des Projektgebietes wurden Fasan, Zaunkönig und Stieglitz in höheren Dichten angetroffen. Dabei nutzt der Fasan die hohe Vegetation in den Brachen als Deckung, der Stieglitz die Samen in der Krautschicht als Nahrung. Bei der Umstellung der Bewirtschaftung auf extensive Beweidung wird sich das Nahrungsangebot im Projektraum für den Stieglitz nicht verschlechtern, da einer potentiellen Abnahme des Samenangebotes in den

Brachen eine Zunahme von Disteln auf bisher intensiv genutzten Flächen gegenübersteht. Der nicht heimische Fasan konnte auch in den Extensivweiden und Knicks festgestellt werden und wird wahrscheinlich weiterhin auf den Niedermoorflächen ausreichend hohe Vegetationsreste als Deckung vorfinden, ebenso wie der Zaunkönig, der in den hohen Vegetationsbeständen nach Nahrung sucht.

Bei Untersuchungen von unterschiedlich genutzten Flächen konnten WILSON et al. (1996) bei Bekassine, Wiesenpieper und Rebhuhn eine höhere Dichte in unbeweidetem Grasland feststellen, als sie bei zufälliger Verteilung zu erwarten gewesen wäre.

Die Bedeutung der Brachen für ziehende Bekassinen wurde aufgrund der zeitlichen Begrenzung der Untersuchungen im Projektgebiet unterschätzt. Während einer Begehung im September 2001 wurden 7 Tiere in den Brachen angetroffen, mehr als bei den 12 Begehungen der Probeflächenuntersuchung zusammen, die erst im Oktober begannen. HANDKE (1997) nennt neben Bekassine und Stieglitz als typische Rastvögel in Brachen Blaumeise, Grünfink, Bluthänfling, Feldsperling, Rohrsänger (*Acrocephalus spec.*) und Kornweihe, die alle in der vorliegenden Untersuchung nicht in den Brachen nachgewiesen wurden. Die Rohrsänger sind wahrscheinlich aufgrund des Untersuchungsbeginns im Oktober nicht mehr im Gebiet angetroffen worden, Blaumeise, Feldsperling, Grünfink, Stieglitz, und Bluthänfling haben ihre Hauptdurchzugsperiode in Falsterbo zwischen der ersten und dritten Oktoberdekade (CARLSSON 1993) und hätten im Projektgebiet noch nachgewiesen werden können. Die Brachen im Projektgebiet werden möglicherweise im September noch häufiger von Zugvögeln frequentiert, von Oktober bis März kommt diesen Flächen jedoch eine geringe Bedeutung für ziehende und überwinterte Vögel zu. Im Vergleich zu anderen Gebieten wird die Bedeutung der Brachen im Projektgebiet daher gering eingeschätzt.

Auf den Intensivweiden wurden zahlreiche Arten festgestellt, die jedoch meist auch in anders genutzten Flächen oder den Knicks vorkamen. Ausnahmen sind Feldlerche, Graugans und Saatkrähe, die ausschließlich in diesem Nutzungstyp festgestellt wurden. Buchfink und Rabenkrähe erreichten ihre größten Dichten im Intensivgrünland, wobei der Buchfink als Waldart keine besondere Bindung an Offenlandschaften aufweist und dieses Ergebnis somit ein zufälliger Befund ist. Bei Rabenkrähe, Saatkrähe und Graugans scheint dagegen eine Bevorzugung von Intensivweiden vorzuliegen. Für die Rabenvögel wurde dieser Befund in England von WILSON et al. (1996) bestätigt. VULINK et al. (2001c) wiesen nach, dass Gänse intensiv beweidete Flächen gegenüber gering- und unbeweideten Flächen bevorzugen, weil sie eine höhere Futterqualität bieten. Während die Autoren feststellten, dass eine großflächig niedrige Vegetationshöhe für Weißwangengänse eine große Bedeutung bei der Rastplatzwahl hat, wurden in dieser Untersuchung Grau- und Blessgänse auch in unmittelbarer Nähe von ungestörten Schilfbeständen angetroffen. Demnach wird ein höherer Vegetationsrest in extensiv beweideten Flächen im Projektgebiet die Graugänse voraussichtlich nicht von der Nutzung der Flächen abhalten. Intensiv beweidete Bereiche mit hoher Futterqualität sind auch zukünftig sowohl im Niedermoor als auch auf den Mineralböden vorhanden.

Das ausschließliche Vorkommen der Feldlerche auf den Intensivgrünländern hat einerseits mit der Bevorzugung von kurzgrasigen Vegetationsbeständen zu tun, aber auch mit dem

Geländere relief und der Verteilung der Gehölze im Projektraum. Feldlerchen halten einen Abstand von etwa 60 m zu Gehölzen ein (FLADE 1994), so dass im Projektgebiet allein aufgrund der Raumstruktur nur wenige Flächen für die Feldlerche geeignet sind. Die Befunde aus dem Untersuchungsgebiet sind damit nicht ohne weiteres auf andere Gebiete übertragbar. Die Feldlerchen-Nachweise stammen ausschließlich von einer Intensivweide, die auch als Brutrevier gewählt wurde. Da auf der Weide aufgrund der hohen Nutzungsintensität im Untersuchungszeitraum keine erfolgreichen Bruten stattfanden, ist die Fläche für die Feldlerche eine ökologische Falle (BEINTEMA 1986, WITT 1986). Sollten bei extensiver Nutzung die höheren Vegetationsreste die Feldlerche zukünftig von einer Ansiedlung abhalten, kann dieser Effekt nur positiv bewertet werden. In anderen Gebieten mit erfolgreich brütenden Feldlerchen würde ein Abwandern dieser Brutpaare aufgrund einer veränderten Vegetationsstruktur anders bewertet werden müssen.

Durch die Eider und einige kleinere Gewässer hat das Untersuchungsgebiet auch für verschiedene Wasservögel eine Bedeutung, die durch die Auswahl der untersuchten Flächen nicht erfasst wurde. Bei winterlichen Überschwemmungen konnten Singschwäne und Stockenten auf den Grünländern festgestellt werden sowie zahlreiche Lach- und Sturmmöwen, Dohlen, Saat- und Rabenkrähen, die am Rand der Überflutungsflächen unter anderem nach ertrunkenen Tieren suchten.

Die geringen Nachweiszahlen einzelner Arten machen eine Einschätzung der Bedeutung des Projektgebietes auf Artniveau schwierig. Für Arten, von denen weniger als 15 Nachweise vorliegen oder bei denen die Beobachtungen einen einzigen Schwarm betreffen, ist eine Aussage zu Biotypenpräferenzen nicht sinnvoll. Die einzigen im Winterhalbjahr festgestellten Vogelarten, die möglicherweise durch die einheitliche Nutzung des Projektgebietes als Extensivweide Nachteile zu erwarten haben, sind nach der vorliegenden Datenlage Fasane, die mehrheitlich in den Brachen nachgewiesen wurden. Alle anderen Arten profitieren von den Umwandlung von Weiden und Äckern in Extensivweiden und verlieren durch die Umwandlung von Intensivweiden in Extensivweiden keine wichtigen Nahrungsflächen.

4.1.2 Nahrungsgäste im Sommer

Einleitung

Während der Brutsaison wird das Projektgebiet neben den Brutvögeln auch von zahlreichen Vögeln als Nahrungsfläche genutzt, die ihre Neststandorte außerhalb des Projektraumes haben oder nicht brüten. Einzelne Schläge hatten als Brutplätze keine Bedeutung, wurden jedoch regelmäßig als Nahrungsflächen genutzt. Die Habitatspezifität innerhalb einer Art ist zum Teil sowohl zwischen den Geschlechtern als auch zwischen den Reproduktionsphasen und Jahreszeiten unterschiedlich (MORRISON et al. 1992). Die Nahrungsgäste wurden daher im Winter und während der Brutsaison gezählt, um ein möglichst vollständiges Bild von der Bedeutung des Projektgebietes für die Vögel zu erhalten.

Methoden

Im Jahr 2000 wurde von März bis Juli eine Brutvogelkartierung mit sechs Durchgängen durchgeführt. Aus den Daten, die dabei erhoben wurden, sind auch die der nahrungssuchenden Vögel ausgewertet worden, die keine Brutplätze innerhalb des Untersuchungsgebietes besaßen, sowie nahrungssuchende Jungvögelschwärme des Stieglitzes und Schwärme von Staren und Ringeltauben. Die beiden letztgenannten Arten brüten im Projektgebiet, während der Brutsaison sind jedoch mehr Individuen im Gebiet als der eigentliche Brutbestand. Von Ringeltauben können zudem größere Anzahlen von Nichtbrütern auftreten (FLADE 1994). Von der Rabenkrähe sind ebenfalls Nichtbrüteranteile in der Population bekannt (MÄCK & JÜRGENS 1999). Da jedoch nie größere Anzahlen im Gebiet beobachtet wurden, ist eine Unterscheidung von Nichtbrütern und Brutvögeln nicht möglich gewesen und die Art deshalb bei den Nahrungsgästen im Sommer nicht mit aufgeführt. Während der Brutvogelkartierung konnten die nahrungssuchenden Schwalben nicht berücksichtigt werden. Diese Arten wurden im Jahr 2001 durch Probeflächenbeobachtungen erfasst. Von Mai bis Juni 2001 wurden 8 Begehungen von 12 Untersuchungsflächen durchgeführt. Jeweils vier Flächen befanden sich auf Intensivweiden, Extensivweiden und Brachen. Die Flächen waren 50 x 100 m groß und wurden jeweils 30 Minuten lang vom Rand beobachtet. Von jedem Nutzungstyp liegen insgesamt 16 Stunden Beobachtungszeit vor.

Die Ergebnisse wurden in Nahrungsgäste pro 10 ha umgerechnet, um die Bedeutung der unterschiedlich genutzten Flächen vergleichen zu können.

Zum Vergleich der Bedeutung der Nutzungstypen für nahrungssuchende Vögel zur Brutzeit und im Winterhalbjahr wurden alle Registrierungen einer Vogelart während eines Untersuchungszeitraumes aufaddiert und deren prozentualer Anteil in den unterschiedlich genutzten Grünländern dargestellt.

Bei der Mehrzahl der Beobachtungen im Grünland wurden im Winterhalbjahr und während der Brutsaison 2000 die Vegetationshöhen in einem Umkreis von 1,5 m um den Aufenthaltsort des Vogels in 7 Klassen unterteilt in einer Tabelle festgehalten. Bei Nachweisen an offenen Bodenstellen wurden die Flächen kleiner gewählt, hier wurden Registrierungen in einem Umkreis von 30 cm mit einer Vegetationsbedeckung von weniger als 10 % aufgenommen. Es wurden homogene Vegetationsbestände und heterogene Höhenverteilungen nach folgender Klasseneinteilung unterschieden:

Krautschichthöhe in cm, homogen						Krautschichthöhe in cm, heterogen
0	1-10	11-40	41-80	80-120	>120	10-120

Bei der Erfassung des Aufenthaltsortes der nahrungssuchenden Vögel in unterschiedlichen Krautschichthöhen kann kein Vergleich mit dem Angebot dieser Flächen zum jeweiligen Kartiertermin im Gesamtgebiet gezogen werden. Nur auf den Weiden Flintbek und Blumenthal wurde während der Weidesaison 2000 der Verbiss an 6 Terminen kartiert und in jeder aufgenommenen Teilfläche der Anteil der Vegetation in verschiedenen Höhenklassen geschätzt. Dabei wurden die Krautschichthöhen nach dem oben beschriebenen Schlüssel für

homogene Bestände unterschieden. Für die Krautschichthöhe 1-10 cm wurden die Daten ausgewertet und der Flächenanteil dieser Höhenklasse in den Weiden Flintbek und Blumenthal an den 6 Terminen dargestellt.

Zum Vergleich der Bedeutung der Nutzungstypen für nahrungssuchende Vögel zur Brutzeit und im Winterhalbjahr wurden alle Registrierungen einer Vogelart während eines Untersuchungszeitraumes aufaddiert und deren prozentualer Anteil in den unterschiedlich genutzten Grünländern dargestellt.

Ergebnisse

Von den nahrungssuchenden Vögeln, die während der Brutvogelkartierung 2000 registriert wurden, traten die meisten Individuen in den Intensivgrünländern auf (Abb. 15). Schwalbenvorkommen sind in den Daten nicht enthalten. In den Intensivweiden suchten mehr als doppelt so viele Vögel pro ha nach Nahrung wie in den Extensivweiden. Die Unterschiede in den Individuendichten der Brachen und Äcker sind gering, beide Nutzungstypen wurden kaum von Vögeln aufgesucht. In den Extensivweiden lag die Anzahl der Vögel pro ha etwa 14 mal höher als in den Brachen.

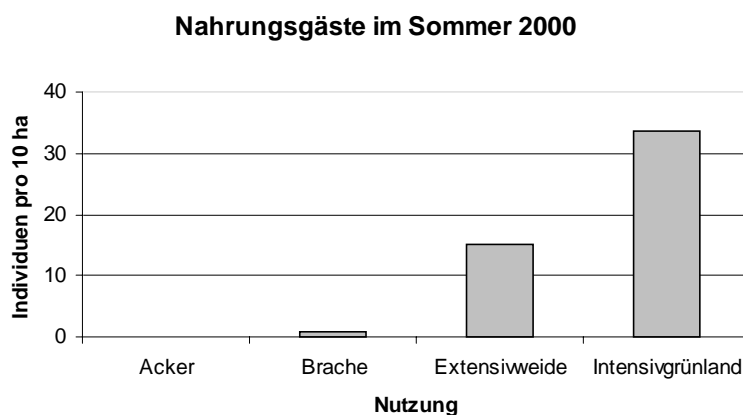


Abb. 15: Nahrungsgäste ohne Schwalben pro 10 ha im Projektgebiet zwischen März und Juli 2000 in unterschiedlichen Nutzungstypen.

Die Verteilung der einzelnen Vogelarten auf die unterschiedlichen ist in Tabelle 18 zusammengefasst. Stare und Graugänse sind in den Intensivweiden die häufigsten Nahrungsgäste, Kanadagänse und Reiherenten wurden ausschließlich in diesem Nutzungstyp angetroffen. Im Frühjahr suchten zahlreiche Rotdrosseln im Intensivgrünland nach Nahrung, ab Juni auch regelmäßig Kiebitze.

In den Extensivweiden war ebenfalls der Star die häufigste Vogelart, zudem erreichten Stieglitze, Lachmöwen, Stockenten und Saatkrähen höhere Individuenzahlen. Ausschließlich in Extensivweiden wurden Saatkrähen und Ringeltauben nachgewiesen, wobei von beiden Arten jeweils ein Trupp gesehen wurde. Die Brachen hatten insgesamt eine geringe Bedeutung für nahrungssuchende Vogelarten während der Brutzeit. Alle hier nachgewiesenen Vogelarten nutzten auch andere Nahrungsflächen im Projektgebiet. Die Unterschiede

zwischen Extensivweiden und Intensivweiden sind statistisch jedoch nicht signifikant (Mann-Whitney U-Test: $p = 0,972$).

Tab. 18: Nahrungsgäste pro 10 ha ohne Schwalben während der Brutsaison 2000 im Projektgebiet. Fett: Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995)

	Acker	Brache	Extensivweide	Intensivweide	Wiese
Flächengröße in ha	4,6	60	130	120	18
Vogelindividuen	-	9	193	389	18
Artenzahl	-	4	9	11	2
Anzahl Rote-Liste-Arten	-	-	2	2	1
Graureiher		0,3	0,4	0,8	0,6
Graugans			0,1	6,2	
Kanadagans				0,2	
Kiebitz			0,1	3,1	9,4
Lachmöwe			1,5	2,8	
Rotdrossel				3,7	
Reiherente				0,2	
Ringeltaube			0,7		
Saatkrähe			0,8		
Star		0,2	7,3	10,6	
Stieglitz		0,3	2,6		
Stockente		0,7	0,8	3,4	
Sturmmöwe				0,8	
Turmfalke			0,2	0,3	
Weißstorch			0,2	0,1	

Die Auswertung der Daten der Probeflächenerhebungen im Jahr 2001 zeigte eine intensive Nutzung der Extensivweiden durch nahrungssuchende Schwalben (Abb. 16). Die häufigste Art war mit fast 200 Registrierungen die Uferschwalbe, deren Kolonie in einer an das Projektgebiet grenzenden Kiesgrube lag. Für die fliegend nahrungssuchenden Schwalben waren die Extensivweiden die wichtigsten Nahrungsflächen überhaupt. Sie wurden doppelt so häufig genutzt wie die Intensivweiden und etwa fünfmal so häufig wie die Brachen.

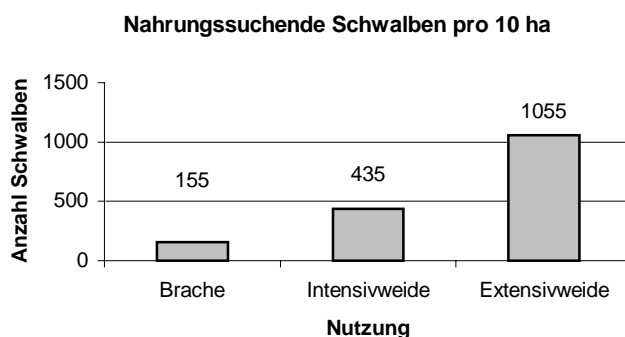
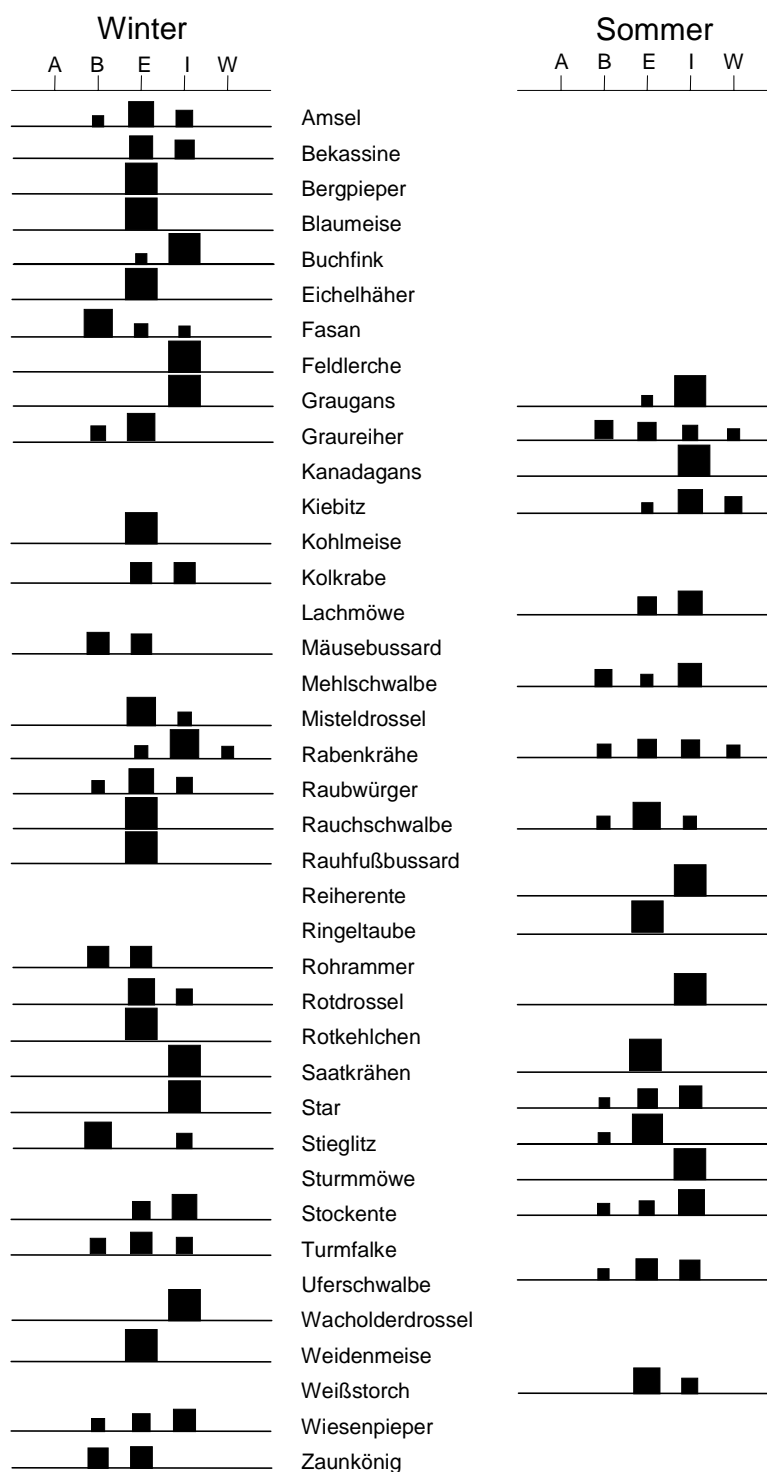


Abb. 16: Nahrungssuchende Schwalben pro 10 ha zwischen Mai und Juni 2001 in unterschiedlich genutzten Grünlandbeständen.

Die Daten der Erfassungen im Winterhalbjahr 1999/2000 wurden den Nachweisen von Nahrungsgästen während der Brutsaison 2000 und der Probeflächenuntersuchung im Mai/Juni

2001 gegenübergestellt. Dabei zeigten sich Unterschiede in der Nutzungsfrequenz von Extensiv- und Intensivweiden (Abb. 17).



A = Acker, B = Brache, E = Extensivweide, I = Intensivweide, W = Wiese

Abb. 17: Relative Häufigkeit von Nahrungsgästen im Winter 1999/2000 und während der Brutsaison 2000 sowie der Schwalben im Jahr 2001 in unterschiedlich genutzten Grünländern.

Die Extensivweiden und Intensivweiden wurden im Winterhalbjahr etwa gleichhäufig zur Nahrungssuche genutzt.

Während der Brutsaison 2000 wurden die Intensivweiden deutlich häufiger genutzt als die Extensivweiden, hier wurden doppelt so viele Nahrungsgäste direkt in der Fläche angetroffen. Berücksichtigt man die über den Flächen nahrungssuchenden Schwalben, haben Extensivweiden und Intensivweiden eine ähnlich hohe Bedeutung für Nahrungsgäste im Sommer. In den Wiesen, die im Winter nur von Rabenkrähen genutzt wurden, traten im Sommer auch Kiebitze und Graureiher auf. Die Brachen hatten weder im Winter noch im Sommer eine besondere Bedeutung für Nahrungsgäste. Zahlreiche Vogelarten, die im Winter als Nahrungsgäste registriert wurden, sind im Sommer Reviervögel gewesen und daher nicht im Datensatz enthalten. Da wenige Arten im Sommer und Winter angetroffen wurden, von denen eine ausreichende Anzahl von Nachweisen vorliegt, konnte kaum ein Wechsel der präferierten Nutzungstypen im Jahresverlauf auf Artniveau festgestellt werden. Rotdrosseln wurden im April auf Intensivgrünland angetroffen, im Winterhalbjahr überwiegend auf Extensivweiden, die Saatkrähen verhielten sich umgekehrt. Graureiher nutzten im Sommer alle Grünlandtypen, im Winter bevorzugten sie Intensiv- bzw. Extensivweiden. Stare waren im Sommer ebenfalls in verschiedenen Nutzungstypen anwesend, während sie im Winterhalbjahr nur auf Intensivweiden gesehen wurden. Graugänse nutzten dagegen sowohl im Sommer als auch im Winter die Intensivgrünländer am häufigsten.

Im Projektgebiet wurden noch weitere Nahrungsgäste beobachtet, die sich nicht einzelnen Flächen zuordnen ließen und die daher in den bisherigen Daten nicht enthalten sind (Tab. 19).

Tab. 19: Nahrungsgäste während der Brutsaison 2000. Rote Liste Schleswig-Holsteins: KNIEF et al. (1995)

Art	Rote Liste S.-H.	Anzahl
Wespenbussard	-	2 Paare
Fischadler	0	Einzelbeobachtung
Rotmilan	3	regelmäßige Einzelbeobachtungen
Rohrweihe	-	2 Paare
Habicht	-	min. 1 Paar
Sperber	-	min. 2 Paare
Uhu	R	1 Paar
Waldohreule	-	1 Totfund
Eisvogel	3	regelmäßige Einzelbeobachtungen
Schleiereule	-	1 Totfund
Kolkrabe	-	2 Paare

Um mögliche Ursachen für die Nahrungsflächenwahl zu ermitteln, wurden die Daten zur Wahl der Vegetationshöhe während der Nahrungssuche ausgewertet (Abb. 18 A und B).

Die Individuenzahl war in den niedrigwüchsigen Beständen im Winter am höchsten. Es wurden etwa zwei Drittel aller Individuen in Vegetationsbeständen angetroffen, die einheitlich kurz waren. Auch von den übrigen Registrierungen erfolgten die meisten in kurzer Vegetation, die jedoch in unmittelbarer Nähe von hohen Pflanzenbeständen auftrat. In diesen heterogenen Beständen wurde ein weiteres Drittel der Individuen angetroffen.

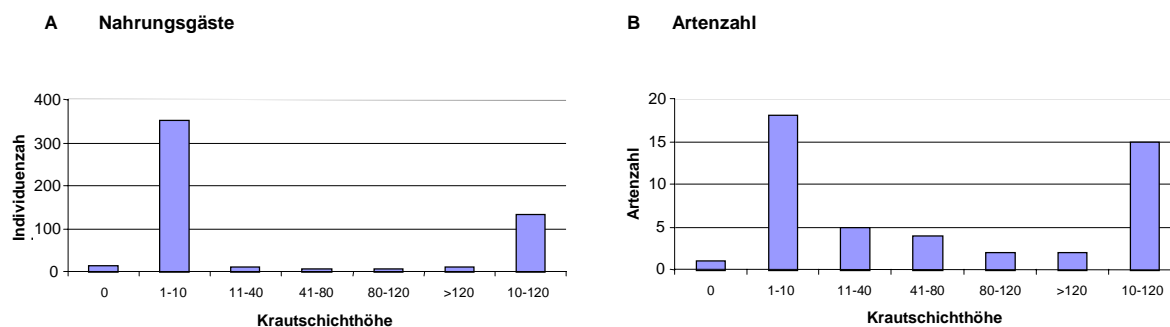


Abb. 18: Nahrungssuchende und rastende Vögel von Oktober 1999 bis März 2000 in unterschiedlichen Krautschichthöhen A: Individuenzahlen B: Artenzahlen.

Die Betrachtung der Artenzahlen zeigt, dass ähnlich viele Arten in den einheitlich kurzen und den heterogenen Krautschichtbeständen angetroffen wurden. Vergleicht man die Übereinstimmung der Arten, die in beiden Strukturklassen angetroffen wurden, zeigt sich nur ein geringer Überlappungsgrad. Ausschließlich in den einheitlich kurzgrasigen Vegetationsbeständen wurden Saatkrähe, Kolkrabe, Wacholderdrossel, Rotdrossel, Graugans, Stockente, Bergpieper, Feldlerche und Buchfink angetroffen (Anhang, Tab. 1). Nur in den heterogenen Beständen waren Rotkehlchen, Blaumeise, Rauhußbussard, Stieglitz und Graureiher auf Nahrungssuche, wobei nur von den letzten beiden Arten mehr als ein Individuum gesehen wurde.

Während der Brutsaison 2000 suchten etwa die Hälfte der registrierten Individuen in den niedrigwüchsigen Beständen nach Nahrung (Abb. 19 A und B).

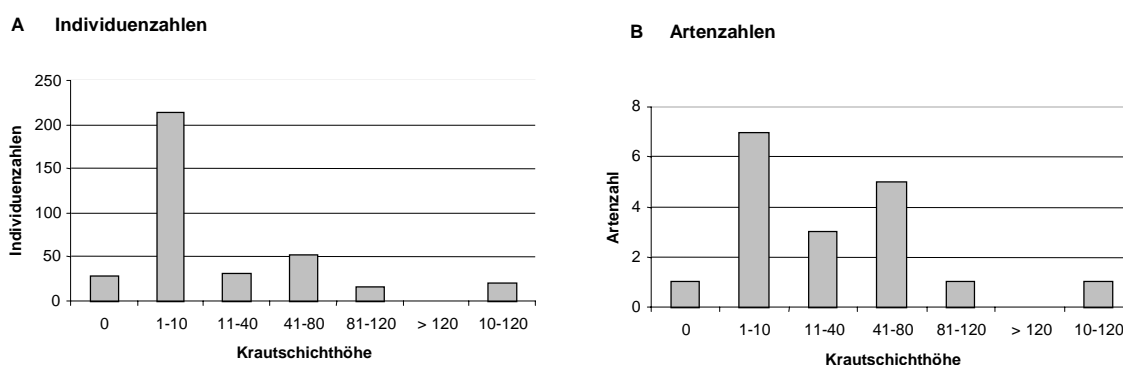


Abb. 19: Nahrungsgäste während der Brutsaison 2000 in unterschiedlichen Krautschichthöhen A: Individuenzahlen B: Artenzahlen.

Die Individuen, die in den Vegetationshöhen von 41-80 cm angetroffen wurden, waren mehrheitlich Stare und Graugänse. Stare waren auch an den offenen Bodenstellen und in den Krautschichthöhen 11-40 cm die häufigsten Nahrungsgäste. Wenig genutzt wurden heterogene Vegetationsbestände, die ausschließlich in den Extensivweiden vorhanden waren. Da Reviervögel nicht berücksichtigt wurden, ist die Artenzahl im Sommer deutlich niedriger

als im Winter. Nur für 10 Vogelarten wurde die Vegetationshöhe während der Nahrungssuche notiert. Ausschließlich in Krautschichthöhen unter 11 cm wurden Rotdrossel, Sturm- und Lachmöwe nachgewiesen (Anhang, Tab. 2). In den heterogenen Vegetationsbeständen wurden ausschließlich Stare festgestellt. Stieglitze waren auf den Disteln in der Höhenklasse 81-120 cm die einzigen Nahrungsgäste.

Die Vegetationshöhe 1-10 cm wurde während der Brutsaison 2000 am intensivsten von Nahrungsgästen frequentiert. Das Angebot dieses Strukturtyps lag auf den Weiden Blumenthal und Flintbek im Jahr 2000 bis Anfang August zwischen 10 und 30 % der Gesamtfläche (Abb. 20). Betrachtet man die Flächenanteile niedrigwüchsiger Vegetation auf beiden Weideflächen, fallen deutliche Unterschiede auf. Während auf der Weide Flintbek bereits Ende Juni der Anteil kurzgrasiger Vegetation bei über 25 % der Weidefläche liegt, wird dieser Wert auf der Weide Blumenthal bis zum Ende der Weideperiode nicht erreicht. Auf dem sandigen Mineralboden der Weide Flintbek herrschen mesotraphente Vegetations-

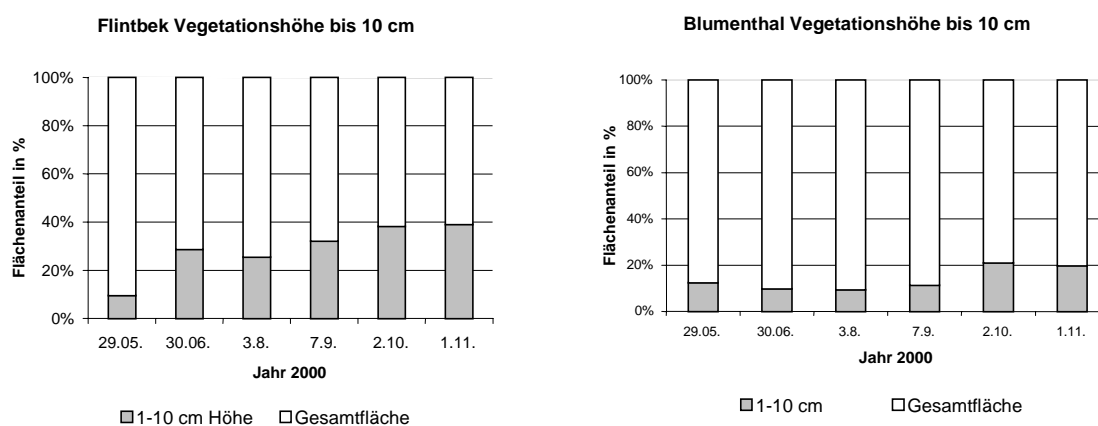


Abb. 20: Anteil niedrigwüchsiger Vegetation in Prozent der Gesamtfläche auf den Weiden Flintbek und Blumenthal während der Weidesaison 2000 an 6 Kartierterminen.

bestände vor und die Flächen wiesen eine geringere Produktivität auf als die Weide Blumenthal, deren Mineralböden zur Hälfte aus frisch eingesäten Ackerflächen bestanden, zugleich war die Tierzahl auf der Weide Blumenthal geringer.

Diskussion

Die ort- und zeitgebundenen Untersuchungen zur Nutzung des Projektgebietes als Nahrungsfläche für Vögel lassen nur bedingt verallgemeinerbare Aussagen zu. Die Häufigkeit und Verbreitung von Arten ist bekanntlich von zahlreichen lokalen und regionalen Faktoren abhängig, die stark variieren können (MORRISON et al. 1992). So bestimmen z. B. die Witterungsverhältnisse sowohl das Vorkommen der Vogelarten als auch das Nahrungsangebot an Wirbellosen, so dass einjährige Untersuchungen nur begrenzt aussagefähig sind. Das Auftreten einzelner Vogelschwärme führt zu starken Schwankungen in der Gesamtzahl der registrierten Vogelindividuen.

Als gesichert kann jedoch gelten, dass die Grünlandbrachen für alle im Untersuchungsgebiet angetroffenen Nahrungsgäste sowohl im Sommer als auch im Winter eine geringe Bedeutung haben; das gilt auch für samenfressende Vogelarten. WILSON et al. (1996) wiesen dagegen auf

Ackerbrachen und Stoppelfeldern sehr viele überwinternde Vögel nach. Eine Wiederbeweidung bisheriger Brachen hat daher voraussichtlich nur für den Fasan Nachteile, von dem fast alle Nachweise in den Brachen lagen.

Im Sommer und im Winter hatten Intensivweiden und Extensivweiden die höchste Bedeutung für nahrungssuchende Vögel, wobei in beiden Weidetypen niedrige Vegetationsbestände am häufigsten genutzt wurden. Der Aufenthalt der Vögel in den Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensität wird hier als indirekter Nachweis für die Qualität dieser Flächen als Nahrungsquelle genutzt. Die Annahme, dass häufig aufgesuchte Flächen mehr zur Nahrungsversorgung eines Tieres beitragen als selten genutzte Bereiche, ist wahrscheinlich in vielen Fällen richtig, aber keineswegs zwingend. Je nachdem, ob die Nahrung nach ihrer Menge, ihrer Qualität, ihrer Entfernung von schützender Deckung oder nach einer Kombination von allem von einem Vogel ausgewählt wird, werden unterschiedliche Flächen aufgesucht (MORRISON et al. 1992). Dabei ist die Erreichbarkeit der Nahrung möglicherweise der entscheidende Faktor für die pro Zeiteinheit aufnehmbare Nahrungsmenge. Eine höhere Krautschicht vermindert die Erreichbarkeit von Organismen am Boden, erhöht den Raumwiderstand und kann besonders größere Vogelarten bei der Flucht vor Prädatoren behindern. Kleinere Vogelarten können sich bei der Flucht durch die Vegetation bewegen, so dass sie diesen Arten Schutz bietet. Während der Brutsaison führen die geringen Rinderdichten in den Extensivweiden auf nährstoffreichen Standorten dazu, dass nur geringe Anteile kurzgrasiger Vegetation auf den Weiden vorhanden sind, wie auch bei Untersuchungen von MASCH (1994) festgestellt wurde.

Während sich die Vegetationsstruktur den Winter über kaum ändert, entsteht die kurzgrasige Vegetation im Sommer nur bei hoher Nutzungsintensität. In den Intensivgrünländern, die zum Teil vor der Beweidung noch einmal gemäht wurden, ist die Vegetation zwar nicht großflächig und dauerhaft niedrig, die wechselnden Nutzungsfrequenzen im Gesamtgebiet schaffen jedoch auf unterschiedlichen Flächen immer wieder kurzgrasige Bestände. Nahrungssuchende Vögel ohne Revierbindung oder mit großen Revieren suchen in verschiedenen Abschnitten des Projektgebietes die von ihnen bevorzugten Bestandshöhen gezielt auf. Im Untersuchungsgebiet waren Stare, Graugänse, Rotdrosseln, Stockenten, Kiebitze und Lachmöwen die am häufigsten im Intensivgrünland nachgewiesenen Arten. Während des Winterhalbjahres war die Gesamtfläche kurzgrasiger Vegetation in den Extensivweiden kleiner als in den Intensivgrünländern, die fast flächendeckend eine Vegetationshöhe unter 11 cm aufwiesen. Trotz des geringeren Angebotes an niedriger Vegetation wurden die Extensivweiden ähnlich häufig wie die Intensivweiden aufgesucht. Möglicherweise bieten die Extensivweiden im Winter ein besseres Nahrungsangebot, was jedoch durch detaillierte Untersuchungen überprüft werden müsste.

Das bisher bestehende Nutzungsmosaik von Intensiv- und Extensivweiden ermöglicht den nahrungssuchenden Vögeln einen Wechsel zwischen den unterschiedlich genutzten Grünländern während des Jahres, wobei die meisten Nahrungsgäste kurzgrasige Vegetation bevorzugen, die jedoch im Jahresverlauf auf unterschiedlichen Flächen angetroffen wird. Es wird angenommen, dass durch das verminderte Angebot von kurzgrasigen Beständen in den

Extensivweiden im Sommerhalbjahr das Projektgebiet für nahrungssuchende Graugänse, Kiebitze, Rotdrosseln und Sturmmöwen langfristig weniger attraktiv wird, wobei eine Quantifizierung dieses Effektes nach den vorliegenden Daten nicht möglich ist. Da Intensivgrünländer ansonsten in der Landschaft weit verbreitet sind und die ausschließlich hier angetroffenen Arten große Areale nutzen, wird einer potentiellen Abnahme dieser Arten im Projektgebiet während des Sommerhalbjahres keine besondere Bedeutung zugemessen. Durch die Nutzungsumstellung von Intensiv- auf Extensivbeweidung könnten im Sommer nahrungssuchende Stieglitze und Schwalbenarten profitieren. Die Wintergäste die in höheren Individuenzahlen im Extensivgrünland angetroffen wurden, nutzten auch andere Biotoptypen regelmäßig und werden durch die Extensivbeweidung nicht direkt gefördert. Unter den sommerlichen und winterlichen Nahrungsgästen gibt es nach den vorliegenden Daten keine gefährdeten Arten, die durch die Extensivbeweidung deutlich gefördert werden.

4.2 Brutvögel

4.2.1 Artenspektrum im Gesamtgebiet

Einleitung

Für unterschiedliche Landschaftstypen in Norddeutschland wurden von FLADE (1994) Brutvogelgemeinschaften beschrieben, die eine Abschätzung der Vollständigkeit des vorgefundenen Arteninventars erlauben. Dieses Konzept ermöglicht bei der Zuordnung des Projektgebietes zu den Landschaftstypen verschiedene Einstufungen, so dass sich hier unterschiedliche Erwartungswerte an das Artenspektrum ergeben. Die Landschaftstypen sind zudem verschieden gut untersucht worden, und die Auswirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsformen wie Mahd oder Beweidung auf die Vogelbesiedlung sind nicht direkt ableitbar.

Die Datenlage über Vogelgemeinschaften in unterschiedlich genutzten binnenländischen Grünländern ist relativ gut (z.B. 73 Untersuchungsflächen bei FLADE 1994 ausgewertet).

Sehr viel lückenhafter sind die Daten über die zu erwartenden Brutvogelgemeinschaften in Brachen, die sich bei Nutzungsaufgabe auf Niedermoorböden entwickeln. Bei FLADE (1994) sind neun Untersuchungen unterschiedlich alter Brachen in Flussnähe oder auf Niedermoorböden zur Kategorie der Nassbrachen zusammengefasst worden, die insgesamt 140 ha umfassen. Von „gehölzarmen Feldern“ wurden mehr als 20.000 ha untersucht und von „Frischwiesen“ noch 2400 ha. Damit ist der Landschaftstyp Brache in Norddeutschland vergleichsweise schlecht untersucht.

In den folgenden Kapiteln wird zunächst ein allgemeiner Überblick über das Artenspektrum und die Siedlungsdichten im Projektgebiet gegeben und die Besiedlung der Knicks untersucht. Es folgen eine GIS-gestützte Auswertung von Strukturen in Revieren ausgewählter Arten und eine Analyse der Revierwahl in Bezug auf Parameter des gesamten Projektraumes. Anschließend wird die Gültigkeit der Befunde für einen größeren Übertragungsraum diskutiert. Dazu werden Literaturangaben und Siedlungsdichteuntersuchungen aus anderen Grünlandgebieten hinzugezogen.

Methoden

Die Erfassung der Brutvögel erfolgte in den Jahren 2000 bis 2002 zwischen März und Juli in den frühen Morgenstunden nach der Revierkartierungsmethode von OELKE (1980). Es wurden 6 vollständige Begehungen durchgeführt. Weitere Beobachtungen wurden bei anderen Datenerhebungen im Projektgebiet notiert, für die Vergleiche zwischen den Jahren jedoch nicht mit ausgewertet, um eine einheitliche Datengrundlage zu haben. Die im Jahr 2000 kartierte Fläche umfasst 330 ha, wobei die Wälder und Aufforstungen im Osten des Projektgebietes nicht kartiert wurden (Anhang, Abb. 1).

Zusätzlich erfolgten Nachkontrollen zur Erfassung von Uhu und Wachtelkönig. Der zeitliche Aufwand der Kartierungen lag im Jahr 2000 bei etwa 34 min/ha. Im Jahr 2001 und 2002 sind nur Teilbereiche mit einem ähnlichen Zeitaufwand erfasst worden.

Die Existenz eines Reviers wurde in Anlehnung an BIBBY et al. (1995) dann angenommen, wenn mindestens zwei Registrierungen eines Vogels zu unterschiedlichen Zeitpunkten außerhalb der Zugzeit vorlagen, davon mindestens eine revieranzeigende, oder eine Beobachtung eines Nestes oder am Nest fütternder Altvögel. Ausnahmen sind Arten, die unauffällig singen oder sehr früh im Jahr brüten, so dass ihre Hauptgesangsaktivität schon vor Beginn der Kartierung lag. Bei diesen Arten wurde eine einmalige revieranzeigende Registrierung als Revier gewertet. Zu ihnen zählen in der vorliegenden Untersuchung Grauschnäpper, Dompfaff, Sumpfmeise, Weidenmeise, Tannenmeise und Wintergoldhähnchen.

Auch wenn ein Paar nicht erfolgreich gebrütet hat, ist sein Revier verzeichnet worden. Der Bruterfolg konnte nicht systematisch kontrolliert werden. Für einige Brutpaare, die häufiger beobachtet wurden, kann im Jahr 2000 jedoch aufgrund der nachweislich kurzen Revierbesetzung ein Bruterfolg ausgeschlossen werden. Zwar haben alle Brutpaare, die in der Tabelle 4.2.1 in der Kategorie „ohne Bruterfolg“ genannt sind, nicht erfolgreich gebrütet. Der Umkehrschluss, dass alle Paare, die unter „Revierpaare“ genannt sind, erfolgreich waren, gilt jedoch nicht. Alle Registrierungen wurden digitalisiert und die Daten im GIS weiter verarbeitet.

Aus den Vogelregistrierungen wurden nun die „gruppierten Registrierungen“ zu „Papierrevieren“ zusammengefasst (FLADE 1994). Die Ermittlung von Papierrevieren aufgrund von Vogelregistrierungen birgt eine Vielzahl von Fehlerquellen bei der Interpretation (PUCHSTEIN 1999a). Daher werden in der vorliegenden Untersuchung verschiedene Auswertemethoden angewendet. In diesem Kapitel wurden zunächst alle Registrierungen eines „Revierpaares“ durch Linien verbunden und die Mitte des Reviers als Punkt in eine Karte eingetragen. Für die Auswertung der Revierwahl nach Nutzungstypen wurde die Karte der Reviermittelpunkte mit einer Nutzungskarte verschnitten. Revierpunkte an Nutzungsgrenzen sind als halbe Reviere für jeden Nutzungstyp gezählt worden.

Besondere Probleme bereitet die Ermittlung von Revieren des Wachtelkönigs. Zu Beginn der Brutperiode bilden die Männchen oft Rufgruppen, die auch mit Hilfe von Klangattrappen aufgebaut werden können (SCHÄFFER 1995). Damit ist nicht allein die Habitatauswahl des Gebietes für die Anwesenheit größerer Ansammlungen des Wachtelkönigs verantwortlich. Da

sich die Geschlechter beim Wachtelkönig bereits während der Legephase wieder trennen und die Männchen anschließend zum Teil weite Wanderungen unternehmen und sich erneut verpaaren, kann nicht von Brutpaaren in eigentlichen Sinne gesprochen werden. Auch Reviere werden nur für wenige Tage während der Nacht verteidigt, tagsüber durchqueren die Männchen häufig andere Territorien (SCHÄFFER 1999). Der Autor konnte nachweisen, dass verpaarte Männchen im Durchschnitt 24 Tage an einem Rufplatz verweilten und länger anhaltende starke Rufaktivität am Tag auf verpaarte Vögel hindeutet. Nicht verpaarte Männchen riefen meist ca. 5 Nächte an einer Stelle. Als ein weiteres Kriterium zur Erkennung von Brutvögeln wird das Ankunftsdatum verwendet, nachdem FLADE (1991) darauf hingewiesen hat, dass spät ankommende Vögel sich zumeist bereits erfolgreich z. B. in Polen verpaart haben und in Norddeutschland möglicherweise nicht mehr zur Brut schreiten. PUCHSTEIN (1999b) konnte jedoch bei spät ankommenden Tieren am Westensee einen Brutnachweis erbringen. Ein später Ankunftsdatum wird daher nicht als Ausschlusskriterium für eine erfolgreiche Verpaarung angesehen. Von Wachtelkönigen, die 20 Tage und mehr an einem Rufplatz gehört wurden, wird angenommen, dass sie sich erfolgreich im Gebiet verpaart haben.

Im Frühjahr und Frühsommer 2001 und 2002 wurden ausgewählte Brutvogelarten auf etwa 120 ha von vier Bearbeitern kartiert. Zwei Flächen, die im Vorjahr nach längerer Brache zum ersten Mal beweidet wurden, und eine im März gemähte Fläche wurden mit konstant genutzten Extensivweiden und Dauerbrachen verglichen (Anhang, Abb. 2). Typische Knickvögel, die keine ausgeprägten Nahrungsbeziehungen zu den Grünländern aufweisen, wurden nicht erfasst.

Für die Darstellung der Brutpaardichten in den unterschiedlich genutzten Grünlandflächen wurden nur Vogelarten ausgewertet, die direkt in den Flächen brüteten. Neuntöter sind in diesem Datensatz nicht enthalten, ebenso fehlen bodenbrütende Arten wie Fitis und Zilpzalp, die meist an der Basis von Gehölzen brüten und ihre Nahrung in der Baum- und Strauchschicht suchen. Die Brutpaardichten wurden auf Brutpaare pro 10 ha umgerechnet.

Im Jahr 2002 wurden zusätzlich zu den im Jahr 2001 erfassten Flächen von vier Beobachtern auch die Weiden Grevenkrug und Schmalstede 2 kartiert (Anhang, Abb. 3). Drei der vier Bearbeiter waren sowohl im Jahr 2001 als auch im Jahr 2002 im Gelände tätig.

Während der Kartierung im Jahr 2000 wurden, wie bereits im Kapitel 4.1.2 erwähnt, Beobachtungen im Grünland in unterschiedlichen Vegetationshöhen in einem Umkreis von 1,5 m bzw. von 30 cm an Offenbodenstellen um den Aufenthaltsort des Vogels in Klassen unterteilt festgehalten. Da eine flächendeckende Aufnahme der zeitlich variablen Krautschichhöhen nicht möglich war, kann kein Vergleich zwischen Nutzung und Angebot gezogen werden.

Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 2000 insgesamt 55 Brutvogelarten nachgewiesen, darunter 10 Arten, die in der Roten Liste Schleswig-Holsteins geführt werden (Tab. 20). Ein

Brutverdacht besteht für die Rohrweihe, die regelmäßig jagend im Eidertal beobachtet wurde. Eine gezielte Nestsuche brachte jedoch kein positives Ergebnis.

Besonders bemerkenswert ist die hohe Anzahl von Wachtelkönigen im Projektgebiet. Nach den oben genannten Kriterien kann davon ausgegangen werden, dass 7 der 8 rufenden Männchen Weibchenkontakt hatten und der Wachtelkönig damit zu den Brutvögeln des Projektgebietes gezählt werden kann.

Tab. 20: Brutvogelarten im Eidertal im Jahr 2000. RL SH: Arten der Roten Liste (KNIEF et al. 1995); 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; R = extrem selten. BV: Brutverdacht.

Vogelart	RL SH	Anzahl Reviere	Ohne Bruterfolg	Vogelart	RL SH	Anzahl Reviere	Ohne Bruterfolg
Rabenkrähe		6		Misteldrossel		2	
Amsel		129		Mönchsgrasmücke		46	
Bachstelze		6		Neuntöter	3	18,5	
Baumpieper		21		Rebhuhn	3	1	
Bekassine	2	7	5	Reiherente		min. 1	
Blessralle		1		Ringeltaube		8	
Blaumeise		17		Rohrhammer		54	
Braunkehlchen	3	28	2	Rohrweihe		BV	
Buchfink		75		Rotkehlchen		40	
Buntspecht		3		Schilfrohrsänger	2	5	3
Dompfaff		2		Schlagschwirl	R	14	
Dorngrasmücke		12		Schwanzmeise		3	
Elster		1		Singdrossel		18	
Fasan		13		Sprosser		4	
Feldlerche	3	3	2	Star		5	
Feldschwirl		25		Stieglitz		10	
Fitis		24		Stockente		min. 1	
Gartengrasmücke		13		Sumpfmeise		1	
Gartenrotschwanz		7		Sumpfrohrsänger		59	
Gelbspötter		10		Tannenmeise		2	
Goldammer		8		Wachtel	2	3	
Grauschnäpper		5		Wachtelkönig	1	8	1 Rufer
Grünfink		5		Weidenmeise		3	
Heckenbraunelle		24		Wiesenpieper	3	27	
Klappergrasmücke		8		Wintergoldhähnchen		6	
Kohlmeise		71		Zaunkönig		57	
Kuckuck		7		Zilpzalp		44	
Mäusebussard		1					

Betrachtet man die Verteilung der Reviere von Vogelarten, die auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995) geführt werden, im Projektgebiet (Abb. 21), dann fällt auf, dass sich fast alle Reviere im Niedermoorbereich befinden. Während die von gefährdeten Vogelarten dicht besiedelten Flächen im Süden als Extensivweiden genutzt werden, liegen viele Reviere im mittleren Abschnitt des Projektgebietes in Brachen. Es gibt jedoch auch im Niedermoor Bereiche, in denen keine gefährdeten Vogelarten brüteten. Es handelt sich hier um intensiv genutzte, strukturarme Grünlandflächen, die im Jahr 2000 zumeist bis zum 10. Mai gemäht und anschließend beweidet wurden. Auf den Mineralböden wurden neben den ausschließlich auf diesem Bodentyp festgestellten Feldlerchen auch mehrere Neuntöter- und ein Wiesenpieperrevier nachgewiesen.

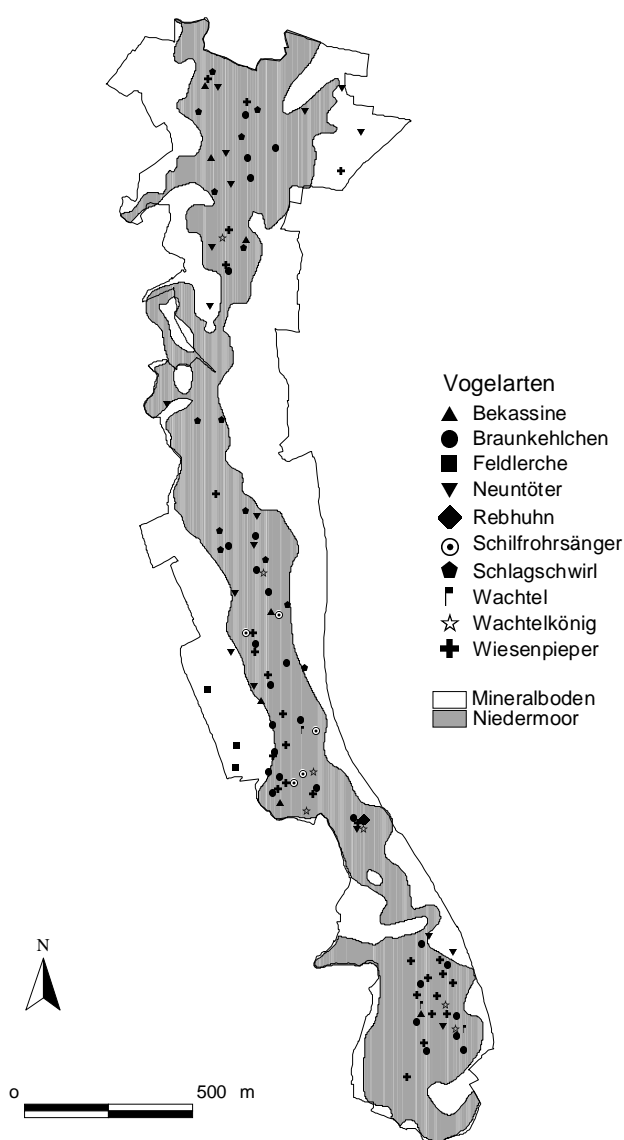


Abb. 21: Revierzentren von Vogelarten der Roten Liste Schleswig-Holsteins im Projektgebiet im Jahr 2000 auf unterschiedlichen Bodentypen.

Eine Zuordnung der Revierzentren zu Nutzungstypen zeigt, dass die meisten Brutpaare von gefährdeten Vogelarten in ungenutzten oder extensiv beweideten Flächen angetroffen wurden (Tab. 21). Bis auf die Feldlerche meiden alle Arten die intensiv genutzten Flächen, die sich vorwiegend auf den Mineralböden befanden. Im Intensivgrünland wurden außer der Feldlerche noch Wiesenpieper, Braunkehlchen und Neuntöter festgestellt, die letzten drei Arten erreichen jedoch in Extensivweiden höhere Siedlungsdichten. Die Feldlerchenreviere wurden auf verschiedenen Mineralbodenschlägen nachgewiesen, alle übrigen Reviere im Intensivgrünland befanden sich auf einer etwa 2 ha großen Mähweide im Niedermoor. In dieser Fläche befand sich ein nicht gemähter feuchter Bereich, in dem sich die Vögel vorwiegend aufhielten. Die Mähweide weist somit eine geringere Nutzungsintensität auf als die übrigen Intensivgrünländer des Projektgebietes.

Tab. 21: Siedlungsdichten pro 10 ha von Brutvögeln der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995) in unterschiedlich genutzten Grünlandschlägen im Jahr 2000 (Auswertung der Revierzentren). Fett: Höchste Siedlungsdichten im Jahr 2000 im Projektgebiet in einem Nutzungstyp.

Fläche in ha	Gesamt	Brache	Extensivweide	Intensivgrünland
	330	60	130	140
Rebhuhn	0,03	0,16		
Wachtelkönig	0,23	0,66	0,24	
Schilfrohrsänger	0,16	0,58	0,12	
Schlagschwirl	0,46	1,23	0,52	
Wachtel	0,10	0,16	0,16	
Bekassine	0,23	0,16	0,48	
Braunkehlchen	0,85	1,00	1,46	0,14
Neuntöter	0,56	0,67	1,00	0,11
Wiesenpieper	0,82	0,33	1,75	0,25
Feldlerche	0,10			0,25

Mit Ausnahme des Rebhuhns, von dem nur ein Brutpaar nachgewiesen werden konnte, und der Feldlerchen wurden alle Arten sowohl in den Brachen als auch in den Extensivweiden festgestellt. Rebhuhn, Wachtelkönig, Schilfrohrsänger und Schlagschwirl erreichten in den Brachen höhere Siedlungsdichten, Bekassine, Braunkehlchen, und Neuntöter in den Extensivweiden. Die Wachtel wurde in beiden Nutzungstypen in gleichen Dichten angetroffen.

Summiert man die Siedlungsdichten von gefährdeten Vogelarten in den verschiedenen Nutzungstypen auf, wird eine ähnlich hohe Bedeutung von Brachen und Extensivgrünland für Vogelarten der Roten Liste in allen Untersuchungsjahren im Projektgebiet ersichtlich (Abb. 22). In den Jahren 2000 und 2001 waren die Siedlungsdichten im Extensivgrünland etwas höher als in den Brachen, im Jahr 2002 waren die Brachen etwas dichter von Rote Liste-Arten besiedelt.

Das intensiv genutzte Grünland hatte eine geringe Bedeutung als Brutplatz für gefährdete Arten. Hier befanden sich jedoch alle Feldlerchenreviere. Im Jahr 2001 lag die Siedlungsdichte im Intensivgrünland sehr viel höher als in allen anderen Jahren. Dieser Effekt ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass sich der Flächenanteil des kartierten Intensivgrünlands im Jahr 2001 deutlich verringert hat (Tab. 22). Auf der oben erwähnten 2 ha großen Niedermoorfläche, die im Jahr 2000 drei Brutpaaren von Rote Liste-Arten als Revier gedient hatte, wurden 2001 wieder drei Paare angetroffen. Da die Intensivgrünlandfläche jedoch von etwa 140 ha im Jahr 2000 auf ca. 8 ha kartierter Fläche zurückging, kommt die Zunahme der Siedlungsdichten im Intensivgrünland durch Flächenverlust zustande. Im Jahr 2002 wurde die Weide ebenfalls kartiert; Brutpaare von gefährdeten Arten konnten jedoch nicht nachgewiesen werden.

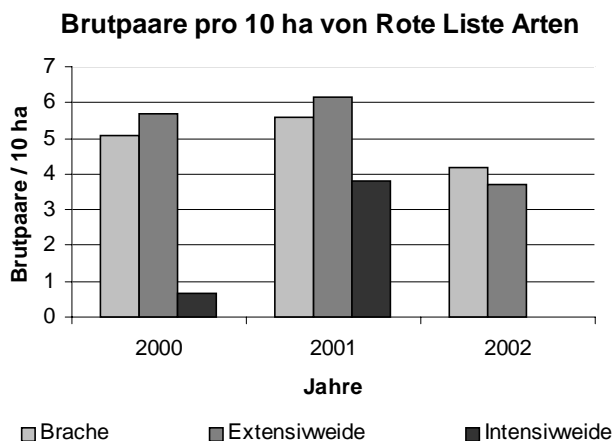


Abb. 22: Siedlungsdichten in Brutpaaren pro 10 ha von Vogelarten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995) in unterschiedlichen Nutzungstypen in den Jahren 2000 - 2002.

Tab. 22: Kartierte Fläche unterschiedlicher Nutzungstypen in den Jahren 2000 – 2002.

Untersuchungsjahr	Brache	Extensivweide	Intensivgrünland
2000	60 ha	130 ha	140 ha
2001	24 ha	88 ha	8 ha
2002	7 ha	153 ha	2 ha

Im Jahr 2002 ist eine deutliche Abnahme der Brutpaardichten von gefährdeten Vogelarten im gesamten Gebiet gegenüber dem Vorjahr festzustellen. Dieser Befund ist im Wesentlichen auf das Ausbleiben des Wachtelkönigs im Projektgebiet zurückzuführen (Tab. 23). Alle anderen Arten zeigten zwischen 2001 und 2002 nur geringfügige Veränderungen in den Siedlungsdichten.

Tab. 23: Siedlungsdichten in Brutpaaren pro 10 ha von Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins im Projektgebiet in den Jahren 2000 - 2002.

	2000	2001	2002
Kartierte Fläche in ha	330	120	162
Art			
Bekassine	0,21	0,42	0,31
Braunkehlchen	0,85	1,92	1,30
Feldlerche	0,09	-	-
Kiebitz	-	0,08	0,06
Neuntöter	0,56	0,67	0,49
Rebhuhn	0,03	-	-
Schilfrohrsänger	0,15	-	-
Schlagschwirl	0,42	0,50	0,31
Wachtel	0,09	-	-
Wachtelkönig	0,21	0,83	-
Wiesenspieper	0,82	1,58	1,23

Im Jahr 2001 wurden 10 Wachtelkönige lang anhaltend rufend im Eidertal nachgewiesen, im Jahr 2002 wurden einmalig drei Tiere gleichzeitig verhört, die jedoch rasch das Gebiet

verließen. Schilfrohrsänger und Wachtel wurden beide nur im Jahr 2000 im Gebiet angetroffen.

Berücksichtigt man alle Vogelarten, die direkt in den Flächen nisten, unabhängig von ihrem Gefährdungsgrad, werden Brachen häufiger als Brutplatz genutzt als Extensivweiden und Intensivgrünländer (Abb. 23). Im Projektgebiet brüten Rohrammer, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Fasan zusätzlich zu den gefährdeten Offenlandarten im Grünland.

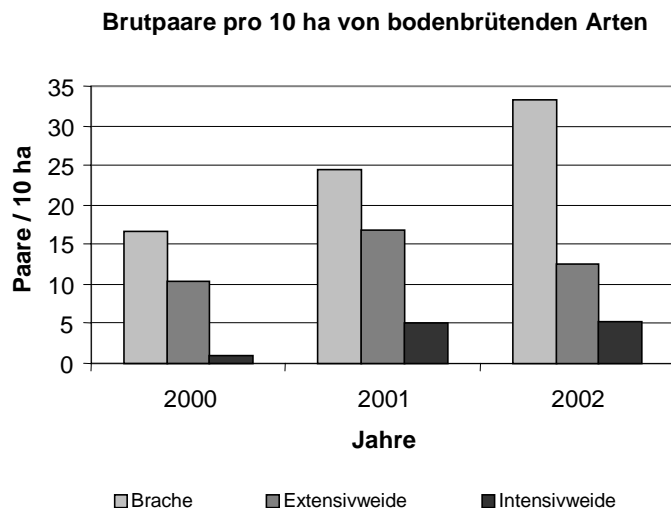


Abb. 23: Siedlungsdichten in Brutpaaren pro 10 ha von boden- und bodennah brütenden Vogelarten in unterschiedlichen Nutzungstypen in den Jahren 2000 - 2002.

Die Ergebnisse zeigen eine Zunahme der Revierdichten von 2000 auf 2001 in allen Nutzungstypen. Im Jahr 2002 nehmen die Revierdichten in den Brachen zu, während Extensivweiden weniger häufig als Brutplatz genutzt wurden. Es scheint eine Konzentration von Brutpaaren in den letzten verbleibenden Brachflächen stattzufinden, während die von Brachen zu Extensivweiden umgewandelten Flächen von einigen Arten gemieden werden. Genauere Einblicke in die Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren erlaubt ein Vergleich der Vogelbesiedlung von zwei ausgewählten Flächen (Tab. 24). Die 6,6 ha große Brache stellt im Jahr 2002 fast die Gesamtfläche aller im Projektgebiet verbliebenen Brachen dar. Die Brachfläche von 21 ha wurde im Laufe des Sommers 2001 mit in die Beweidung genommen; zur Brutzeit desselben Jahres fand jedoch noch keine Nutzung statt.

Die Zunahme von Brutpaaren in beiden Flächen zwischen 2000 und 2001 ist auf die größeren Nachweiszahlen von Rohrammer und Sumpfrohrsänger zurückzuführen. Im Jahr 2002 stieg die Zahl der Sumpfrohrsänger-Nachweise in der kleinflächigen Brache noch einmal um mehr als das Doppelte, während in der wieder beweideten Brache ein Drittel weniger Brutpaare festgestellt wurden. Der Feldschwirl zeigte ähnliche Entwicklungen der Brutpaarzahlen zwischen 2001 und 2002. Die Zahl der Feldschwirle in der neu eingerichteten Extensivweide ging um mehr als die Hälfte zurück, während in der Brache doppelt so viele Brutpaare nachgewiesen wurden.

Tab. 24: Entwicklung der absoluten Brutpaarzahlen boden- oder bodennah brütender Vogelarten in den Jahren 2000-2002 in ausgewählten Teilflächen des Projektgebietes. Fett: Vogelarten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995)

Nutzung	6,6 ha			21,0 ha		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002
	Brache	Brache	Brache	Brache	Brache	Ex.-Weide
Bekassine	-	-	-	1	1	-
Braunkehlchen	1	2	1	2	6	5
Fasan	1	-	-	1	2	1
Feldschwirl	2	2	4	8	10	4
Rohrammer	3	6	6	9	19	15
Rohrweihe	-	-	-	-	-	1
Schlagschwirl	2	2	2	1	2	-
Sumpfrohrsänger	3	5	11	8	33	22
Wachtel	-	-	-	1	-	-
Wachtelkönig	-	1	-	2	7	-
Wiesenpieper	-	-	-	-	-	1
Brutpaarzahl	12	18	24	37	80	49
Brutpaare RL Arten	3	5	3	7	16	6

Betrachtet man die von den Brutvögeln genutzten Krautschichthöhen im gesamten Projektgebiet, fällt eine annähernde Normalverteilung der Registrierungen auf (Abb. 24 A und B). Es findet keine Bevorzugung einer einzelnen Höhenklasse statt. Ausschließlich in niedrigwüchsigen Beständen wurden Amsel, Bachstelze und Singdrossel angetroffen. Die Krautschichthöhe in den Feldlerchenrevieren überschritt kurzzeitig die Höhe von 10 cm, so dass die Tiere auch in höherer Vegetation beobachtet wurden. Alle anderen Arten nutzen ein breites Spektrum an Vegetationshöhen (Anhang, Tab. 3).

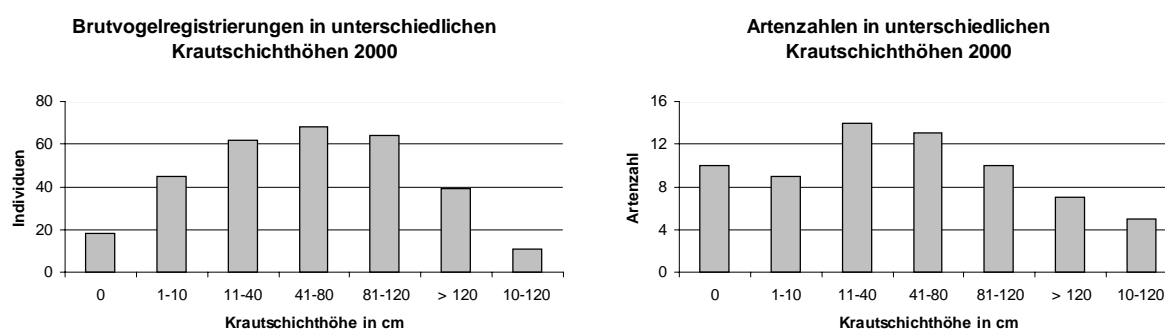


Abb. 24: Brutvogelregistrierungen in unterschiedlichen Krautschichthöhen im Jahr 2000 A: Individuenzahl. B: Artenzahl.

Diskussion

Revierkartierungen sind mit zahlreichen Fehlern behaftet. Sowohl systematische Fehler durch mehrfache Bruten einzelner Vogelarten bei gleichzeitiger Revierverlagerung als auch Erfassungsfehler im Freiland beeinflussen das Ergebnis (FLADE 1994). Bei einer Anzahl von 6 vollständigen Kontrollen im Projektgebiet ist der Erfassungsfehler aufgrund der tageszeitlichen Aktivitätsmuster der Vögel besonders groß. Im Jahr 2000 kartierte ein

Beobachter die Gesamtfläche - damit wurden regelmäßig bis zum späten Vormittag Daten erhoben. Im Jahr 2001 waren die Kartierungen auf kleinerer Fläche mit vier Beobachtern sehr viel früher beendet und dadurch ergeben sich insbesondere für Rohrammern und Sumpfrohrsänger große Erfassungsunterschiede. Im Jahr 2000 wurden etwa 20 räumlich verteilte Registrierungen vom Sumpfrohrsänger nicht als Revier gewertet, da die Art dort nur einmal singend angetroffen worden war. DIERSCHKE (1990) hat den Erfassungsgrad des Sumpfrohrsängers in Abhängigkeit von der Uhrzeit genauer untersucht. Er konnte nachweisen, dass bei einer Kartierung deutlich nach Sonnenaufgang nur 57 % aller Reviere erfasst werden konnten. Damit ist der Sumpfrohrsänger im Jahr 2000 methodenbedingt stark untererfasst worden; für die Rohrammer dürfte dasselbe gelten. Diese Unterschiede in der Erfassungsgenauigkeit zwischen 2000 und 2001 betreffen jedoch die Brachen und Extensivweiden in gleicher Weise und verändern die Gesamtaussage nicht.

Weitere Arten, deren Brutpaarzahlen im Jahr 2000 wahrscheinlich nicht vollständig erfasst wurden, sind Ringeltaube und Entenarten. Aufgrund der Beendigung der Brutvogelkartierung im Projektgebiet Ende Juli ist davon auszugehen, dass nicht alle Ringeltauben-Bruten erfasst wurden, da deren jahreszeitliche Aktivitätsmuster besonders deutlich von denen anderer Arten abweichen. Ringeltauben brüten noch bis in den September hinein erfolgreich und werden in den Knicks oft erst im Mai angetroffen, wenn sich die Gehölze belaubt haben (MULSOW 1979, GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1980, ULLRICH 2001). Daher sind weitere Bruten der Ringeltaube im Projektgebiet wahrscheinlich. Des Weiteren wurden die Enten, die keine Reviere halten, nicht vollständig erfasst. In den Brachen und auf einer Schlammbank am Eiderufer wurde jeweils ein Nest von Stock- und Reiherente gefunden; weitere Bruten sind durch die Funde von Schalen geraubter Enteneier wahrscheinlich, aber nicht belegbar.

Bei den nachgewiesenen singenden Schlagschwirlen im Projektgebiet handelt es sich wahrscheinlich nicht in allen Fällen um Brutpaare, da die Kontrollen zumeist tagsüber stattfanden. Tagsüber singen die unverpaarten Männchen besonders intensiv (FLADE 1994), so dass der Brutbestand mit dieser Methode wahrscheinlich überschätzt wird.

Durch eine erhöhte Anzahl von Kontrollen im Gebiet hätte der Fehler bei der Erfassung einzelner Arten reduziert werden können, dann wäre es allerdings nicht möglich gewesen, das gesamte Untersuchungsgebiet in einem Jahr zu kartieren. Die Übertragung der Ergebnisse von kartierten Teilbereichen auf die nicht erfassten Flächen im Projektgebiet hätte jedoch eine noch größere Ungenauigkeit in der Beurteilung des Projektgebietes zur Folge gehabt.

Die Brutvogelbestände werden von Habitatausstattung des Gebietes bestimmt, aber auch durch die überregionalen Witterungsbedingungen beeinflusst. Im Jahr 2000 war die Wetterlage zur Zugzeit günstig, so dass von Wachtel und Wachtelkönig große Anzahlen von Rufern im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins festgestellt wurden (BERNDT 2001). Die Brutzeit 2000 war für die meisten Vogelarten aufgrund der anhaltenden Hochdrucklage sehr günstig, so dass es keine witterungsbedingten Brutauffälle gab. Einzige Ausnahme ist die Bekassine, die wahrscheinlich durch das frühe Abtrocknen der Niedermoorflächen in mindestens fünf Revieren nicht erfolgreich gebrütet hat.

Im Jahr 2001 waren mehrere Zugvogelarten in Schleswig-Holstein aufgrund der Witterungsbedingungen zur Zugzeit seltener als im Vorjahr (BERNDT 2002). Hierzu zählten Neuntöter, Wachtel, Wachtelkönig und Braunkehlchen. Die Anzahl von 10 langanhaltend rufenden Wachtelkönigen im Projektgebiet ist daher besonders bemerkenswert. Wachteln zählten im Jahr 2001 nicht zu den Brutvögeln, Neuntöter und Braunkehlchen zeigten keine deutlich gesunkenen Brutbestände. Vergleicht man die Revieranzahl in der in beiden Jahren kartierten Fläche, ging der Neuntöter von 9 auf 8 Paare zurück, das Braunkehlchen von 25 auf 23 Paare. Der Schilfrohrsänger wurde im Projektgebiet im Jahr 2001 nicht wieder angetroffen, obwohl die Art keine großräumigen Änderungen in den Häufigkeiten in Schleswig-Holstein zeigte (BERNDT 2002).

Nach dem milden Winter 2001/2002 waren Verluste unter den Standvögeln gering. Einige Zugvogelarten waren dagegen nach Beobachtungen von KOOP (2003) in Brutjahr 2002 weniger häufig, unter anderem Neuntöter, Sprosser und Schwirle; zugenommen hat nach seinen Angaben dagegen der Brutbestand des Sumpfrohrsängers. Beim Schilfrohrsänger stellte er keine Veränderung fest. Auch Wachtelkönige waren im Jahr 2002 in Schleswig-Holstein nicht sehr häufig. Vom Neuntöter wurde im Jahr 2002 in der Fläche, die in jedem Jahr kartiert wurde, nur 4 Brutpaare angetroffen, während es 2001 noch 8 Paare waren. Für den Rückgang des Neuntötters dürfte der überregionale Trend mit verantwortlich sein. Das Braunkehlchen ging innerhalb dieser Fläche ebenfalls von 23 Paaren auf 17,5 Paare zurück. Bei dieser Art gibt es keinen dokumentierten überregionalen Trend; da jedoch verschiedene Brutvogelarten in diesem Jahr in Schleswig-Holstein seltener waren als in anderen Jahren, wird ein Einfluss der Witterung nicht ausgeschlossen. Eine Verschlechterung der Habitatqualität in den Flächen konnte nicht beobachtet werden.

Im Projektgebiet erreichten einige Vogelarten, die in Schleswig-Holstein auf der Roten Liste stehen, hohe Brutpaardichten. Die meisten Brutpaare der gefährdeten Arten wurden im Niedermoor angetroffen, wobei Wiesenpieper, Neuntöter, Rebhuhn, Braunkehlchen und Wachtel auch in grundwasserfernen Landschaftstypen regelmäßig brüten (GLUTZ v. BLOTZHEIM et al. 1973-1977, GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1985, 1991, FLADE 1994). Daher dürfte die geringere landwirtschaftliche Nutzungsintensität in den Niedermoorflächen für die Ansiedlung der meisten der hier nachgewiesenen gefährdeten Arten, die von ROSENTHAL et al. (1998) als bracheliebig oder brachetolerant eingestuft werden, von Bedeutung gewesen sein. Die einzige Ausnahme unter den nachgewiesenen Arten ist die Feldlerche, die ausschließlich auf den intensiv genutzten Mineralböden vorkam.

Für gefährdete Vogelarten haben die Brachen und Extensivweiden im Projektgebiet eine ähnlich hohe Bedeutung als Brutplatz. Betrachtet man alle in den Flächen nistenden Vogelarten, brüteten ein Drittel bis die Hälfte mehr Brutpaare in den Brachen als in den Extensivweiden. Die hohe Bedeutung von Nassbrachen für gefährdete und spezialisierte Vogelarten wurde von FLADE (1994) beschrieben, wobei sich seine Untersuchungsflächen durch einen hohen Schilfanteil vom Projektgebiet unterscheiden und Sperbergrasmücke, Karmingimpel und Blaukehlchen aufgrund ihrer gegenwärtigen Verbreitung im Projektgebiet nicht erwartet werden können (BERNDT et al. 2002).

Von H. NEUMANN wurde in den Jahren 2000 bis 2002 eine Wachtelkönig-Erfassung entlang der Eider initiiert. Das erfasste Gebiet erstreckte sich von südlich des Bothkamper Sees bis zum Flemhuder See, konnte allerdings nicht ganz lückenlos kartiert werden. Außerhalb des Projektgebietes wurden entlang der etwa 50 km langen Strecke im Jahr 2000 noch 9 weitere Rufplätze festgestellt, vier weitere Rufer sind nach den oben genannten Kriterien als Brutvögel eingestuft worden. Im Jahr 2001 lagen sechs Rufplätze außerhalb des Projektgebietes, für zwei Tiere bestand Brutverdacht (NEUMANN, pers. Mitt.). Das Projektgebiet dürfte damit 2000 und 2001 der wichtigste Brutplatz auf den etwa 50 km des untersuchten Eiderverlaufs gewesen sein.

Die Abwesenheit von Wachtelkönigen im Jahr 2002 im gesamten Projektgebiet wird nicht auf die Nutzungsänderungen zurückgeführt. Während Wachtelkönige bei früheren Untersuchungen meist in Wiesen angetroffen wurden, liegen in jüngster Zeit Nachweise aus beweideten Gebieten vor (Nationalpark Unteres Odertal: SCHMIDT, pers. Mitteilungen, PUCHSTEIN 1999b). Der Rückgang des Bracheanteils im Projektgebiet dürfte nicht für die Abwesenheit der Tiere verantwortlich sein, obwohl 2000 und 2001 im Projektgebiet in den Brachen höhere Dichten als im Extensivgrünland festgestellt wurden. Vielmehr sind große Schwankungen in den Häufigkeiten des Wachtelkönigs bekannt. Auch große Vorkommen können innerhalb weniger Jahre von bis zu 20 Tieren auf 4 Rufer zurückgehen, wie im Heidmoor, Kreis Segeberg, beobachtet wurde (PUCHSTEIN 1999b, BERNDT 2002). Das große Vorkommen in den relativ trockenen Brachen und Extensivweiden des Projektgebietes im Jahr 2001 ist nach der Literatur allerdings eher ungewöhnlich (GLUTZ v. BLOTZHEIM et al. 1973, PUCHSTEIN 1999b). Demnach wären die Flächen aufgrund der niedrigen Wasserstände kein Optimalhabitat für den Wachtelkönig gewesen. SCHÄFFER (1999) stellte dagegen in seinem Untersuchungsgebiet in Polen fest, dass die Bedeutung von Überschwemmungsflächen in der Literatur meist überschätzt wurde. Die Abwesenheit des Wachtelkönigs im Projektgebiet im Jahr 2002 ist wahrscheinlich nicht auf Veränderungen innerhalb des Gebietes bzw. eine suboptimale Habitatqualität zurückzuführen.

Während der Datenerhebung für den Brutvogelatlas Schleswig-Holsteins (BERNDT et al. 2002) ist das Projektgebiet im Jahr 1987 von W. SCHARENBERG kartiert worden, in den Jahren 1990 und 1991 erhob B. KOOP Daten im nördlichen, etwa 270 ha großen Teil des Gebietes. Beide Kartierer stellten ihre Daten zum Vorkommen gefährdeter Arten, die sicher dem Projektgebiet zugeordnet werden konnten, zur Verfügung. Aufgrund dieser Daten ist die Gebietsentwicklung seit 1987 zum Teil rekonstruierbar. Die Niedermoorflächen wurden Anfang der 1990er Jahre noch intensiver genutzt, die meisten Brachen entstanden erst nach 1991. KOOP konnte daher noch an mehreren Stellen im Niedermoor Kiebitze und Feldlerchen nachweisen. Im Jahr 2000 wurden auf der gesamten von KOOP untersuchten Fläche weder Feldlerche noch Kiebitz im Niedermoor angetroffen. Das einzige Paar Kiebitze brütete 2001 und 2002 im von KOOP nicht untersuchten südlichen Teil des Projektgebietes. Von der Zunahme der Brachen und Extensivweiden profitiert haben dagegen Braunkehlchen und Schlagschwirl. Schilfrohrsänger und Wachtelkönig wurden vor dem Jahr 2000 nicht im Gebiet nachgewiesen. Der Wachtelkönig nahm in den letzten 10 Jahren bundesweit stark zu,

so dass er in der neuen bundesweiten Roten Liste nicht mehr „als vom Aussterben bedroht“ geführt wird, sondern als „stark gefährdet“ zurückgestuft wurde (BAUER et al. 2002). Habitatveränderungen im Projektgebiet sind daher nicht die einzige Erklärungsmöglichkeit für die Zunahme des Wachtelkönigs bis zum Jahr 2001.

Die Unterschiede in den Brutpaarzahlen aller Arten in den Jahren 2000 und 2001 sind wahrscheinlich, wie oben erwähnt, auf methodische Unterschiede in der Datenerhebung durch die größere Anzahl der Kartierer zurückzuführen. Die Unterschiede in der Erfassungsgenauigkeit betreffen jedoch alle Nutzungstypen in gleicher Weise und verändern die Gesamtaussage der Bedeutung der einzelnen Nutzungstypen für die Brutvögel nicht. Die Ergebnisse aus den Jahren 2001 und 2002 sind dagegen gut vergleichbar, es sind keine methodischen Unterschiede festzustellen. Hier lassen sich zwei Arten identifizieren, die wahrscheinlich aufgrund der Nutzungsänderung Veränderungen der Siedlungsdichten zeigen: Feldschwirl und Sumpfrohrsänger kommen beide in Extensivweiden vor, bevorzugen jedoch Brachen und scheinen ihre Reviere zum Teil verlagert zu haben.

Die Wiederbeweidung von Brachen führt bei einigen Vogelarten wahrscheinlich zu einem Rückgang der Siedlungsdichten, wobei die meisten Arten das Projektgebiet weiterhin besiedeln werden. In den Extensivweiden bleiben bracheähnliche Strukturen erhalten, die von Arten wie dem Schlagschwirl, dessen Raumbedarf zur Brutzeit 0,02 - 0,83 ha umfasst (FLADE 1994), besiedelt werden können. Mit einem Rückgang der Siedlungsdichten des Schlagschwirls in den nächsten Jahren kann jedoch gerechnet werden, wobei sich die Art im Projektgebiet innerhalb Schleswig-Holsteins ohnehin an ihrem westlichen Verbreitungsrand befindet (BERNDT 2002). Schwankungen in den Siedlungsdichten können daher auch überregionale Ursachen haben. Neben dem Schlagschwirl scheinen auch Sumpfrohrsänger und Feldschwirl bei Wiederbeweidung von Brachen rückläufige Bestandsentwicklungen zu zeigen, wobei dieser Trend angesichts der geringen Anzahl an betrachteten Brutpaaren einer weiteren Überprüfung bedarf. Insgesamt können in den Feuchtwiesen und Nassbrachen des Untersuchungsgebietes nach den Auswertungen von FLADE (1994) ähnlich hohe Anzahlen von gefährdeten Brutvogelarten erwartet werden, in den ungenutzten Beständen sind die Siedlungsdichten insgesamt jedoch deutlich höher. Die Siedlungsdichten nehmen von genutztem binnenländischen Feuchtgrünland (9,1 Brutpaare/10 ha) über Nassbrachen (58,6 Brutpaare/10 ha) bis hin zu Weidenwäldern mit mehr als 200 Brutpaaren/10 ha zu.

In den seit 8 Jahren extensiv beweideten Flächen in Reesdorf 1 kommen Wiesenpieper und Braunkehlchen in besonders hohen Dichten vor; die Bekassine wurde dagegen häufiger in Extensivweiden angetroffen, die bis vor kurzem brach lagen. Durch die Nutzungsumstellung auf großflächige Extensivbeweidung wird voraussichtlich kurzfristig keine Vogelart das Gebiet verlassen. Ergebnisse genauerer Untersuchungen zur Veränderung der Habitateignung des Gebietes für gefährdete Vogelarten infolge der Beweidung werden im Kapitel 4.2.2 vorgestellt.

4.2.1 Knicks

Seit vielen Jahren beschäftigen sich zahlreiche ornithologische Untersuchungen in Schleswig-Holstein mit den für dieses Bundesland charakteristischen Wallhecken, den Knicks (z. B. HAHN 1966, SPERLING 1966, KIRCHHOFF 1972). Neben Untersuchungen zur Siedlungsdichte traten zunehmend spezielle Fragestellungen zur Knickstruktur und den Auswirkungen der Knickpflege in den Vordergrund des Interesses (PUCHSTEIN 1980, ZIESEMER 1996). Um 1950 hatte das Knicknetz besonders in den kleinbäuerlichen Landschaften noch eine hohe Dichte. Insgesamt waren zu diesem Zeitpunkt rund 75.000 km Knicks vorhanden. Seitdem sind etwa 40 % aller Knicks im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren beseitigt worden (PUCHSTEIN 1980, HEYDEMANN 1997). Ein Rückgang des Knicknetzes in dieser Größenordnung ist auch für das Projektgebiet nachgewiesen worden (PIEPER 2001). Durch den Verlust an Knicks sind nach Berechnungen verschiedener Autoren in ganz Schleswig-Holstein zwischen 500.000 und 1 Million Brutvögel aus der Landschaft verschwunden (PUCHSTEIN 1980, BERNDT et al. 2002). Bei einem Vergleich mit dem derzeitigen Landesbestand an Brutvögeln von etwa 1,9 Millionen Brutpaaren wird das Ausmaß des Verlustes deutlich (BERNDT et al. 2002).

Neben dem großflächigen Rückgang von Brutvögeln in der Landschaft durch die Beseitigung von Knicks wird seit einigen Jahrzehnten auch eine Veränderung der Zusammensetzung der Vogelarten beobachtet. Die Vogelmehrheit wird vor allem durch die Knickstruktur bestimmt. Das Alter der Strauchschicht, deren Breite, das Auftreten von Überhältern oder Doppelknicks und die Krautschichtstruktur sind entscheidende Faktoren für die Brutvögel, ebenso wie die angrenzende landwirtschaftliche Nutzung (PUCHSTEIN 1980, BERNDT et al. 2002). Vielfach hat in den letzten Jahrzehnten die Pflegefrequenz der Knicks nachgelassen; zahlreiche Knicks werden nicht mehr regelmäßig auf den Stock gesetzt, so dass BERNDT et al. (2002) schätzen, dass sich zum Zeitpunkt der Atlaskartierung (1985-1994) nur noch 10 % der Knicks in gutem Erhaltungszustand befunden haben. Aber auch die Intensivierung der Landwirtschaft hat zur Verschlechterung der Situation für die Knickvögel beigetragen. Die Umwandlung von Grünland in Ackerland, aber auch die Intensivierung der Grünlandnutzung hat das Nahrungsangebot für verschiedene typische Knickbrüter verschlechtert (LILLE 1996, HEYDEMANN 1997, ULLRICH 2001).

Die Einbeziehung der Knicks in die Beweidung im Projektgebiet ist nur durch eine besondere Genehmigung möglich, da Knicks nach § 15a des Landesnaturschutzgesetzes geschützt sind. Im Gebiet werden die Knicks in den nächsten 20 Jahren nicht mehr auf den Stock gesetzt; dadurch werden die jungen Knickstadien seltener, während der Anteil der älteren zunimmt. Durch den Einfluss der Rinder ändert sich die Strauch- und Krautschichtstruktur. Bis in Kopfhöhe der Tiere werden die unteren Zweige der Gehölze verbissen; die Krautschicht wird zumeist stark beweidet und vertreten, da die Knicks Schutz vor Regen oder intensiver Sonneneinstrahlung bieten und häufig von den Rindern aufgesucht werden. Vogelarten, die ihre Nester bevorzugt in Höhen von bis zu 1,5 Metern anlegen, dürften in Zukunft weniger geeignete Brutplätze vorfinden. In den unteren Knickbereichen

nimmt zudem die Störungsintensität nach dem Auftrieb der Rinder zu. Zum Teil werden die Wurzeln der Sträucher freigelegt und einzelne Gehölze sterben ab.

Gleichzeitig etablieren sich durch die Unterlassung der Weidpflege Gehölze in den Flächen, die nicht wieder entfernt werden. Auf Mineralböden des Projektgebietes sind dies überwiegend Dornsträucher wie Weißdorn (*Crataegus spec.*), Schlehe (*Prunus spinosa*) oder Rosen (*Rosa spec.*), im Niedermoor zumeist Erlen.

Die nachfolgenden Untersuchungen beschreiben die Knickbesiedlung bei Projektbeginn und Auswirkungen der Knickbeweidung nach 2 bis 3 Jahren für die Brutvögel. Die Bedeutung der neu aufwachsenden Gehölze infolge der Aufgabe der Weidpflege wird anhand von Literaturangaben diskutiert.

Methode

Im Herbst 1999 erfolgte eine Knickkartierung, in der unter anderem das Alter des aktuellen Gehölzbestandes geschätzt wurde. Im Niedermoorbereich des Projektgebiets sind zahlreiche Erlenreihen vorhanden, die zum Teil mindestens einmalig geknickt worden sind, jedoch keine typische Knickstruktur aufweisen. Diese Gehölzreihen sind ebenfalls in den erhobenen Daten enthalten. Die Lage der Knicks und Erlenreihen wurde digitalisiert und die Daten der Knickstruktur in Tabellen angefügt.

Im Jahr 2000 wurden auf 330 ha alle Brutvögel in sechs Durchgängen im Projektgebiet kartiert. Die Auswertung erfolgte anhand der einzelnen Vogelregistrierungen, da bei der großen Anzahl von Brutvögeln in den Gehölzen die Reviere bei sechs Kartierdurchgängen auf der Gesamtfläche kaum sinnvoll abgegrenzt werden können. Die Einzelregistrierungen der Vögel wurden digitalisiert, mit der digitalen Knickkarte verschnitten und ausgewertet.

Eine genauere Beurteilung der Auswirkungen der Knickbeweidung kann nur für Teilflächen erfolgen, da sich das Projekt noch in der Umsetzungsphase befindet. Von den Weiden Grevenkrug und Blumenthal liegt eine intensivere Brutvogeluntersuchung mit 9 Begehungen zwischen Ende März und Mitte Juli aus dem Jahr 2000 vor. Diese Kartierung wurde im Jahr 2002 wiederholt. Zu diesem Zeitpunkt wurde die Weide Grevenkrug im vierten Jahr beweidet, auf der Weide Blumenthal hatte die dritte Weidesaison begonnen. Für die Auswertung wurden nur Arten herangezogen, die in den Gehölzen oder am Boden in Gehölznähe brüten. Aus den Punktregistrierungen wurden die Reviere im GIS als Flächen dargestellt, indem die am weitesten voneinander entfernten Registrierungen die Eckpunkte des Papierreviers bildeten. Lagen nur zwei Registrierungen vor, wurde ein schmales Rechteck um die beiden Punkte gelegt. Um nun eine Zuordnung der Reviere zu den Knickabschnitten zu erhalten, wurde aus jedem Revierpolygon der Längenanteil der einzelnen Abschnitte addiert und gleich 100 gesetzt. Das Revier wurde nun prozentual auf die einzelnen Knickabschnitte aufgeteilt, wobei Klassen von 25 % gebildet wurden. Liegt beispielsweise ein Amselrevier vollständig in einem Knickabschnitt, bekommt der Abschnitt eine 1 für diese Art, liegen 25 % in dem Abschnitt eine 0,25 etc.

Ein Teil der zweimal untersuchten Knicks lag außerhalb der Umzäunung und wurde nicht beweidet, die anderen Knicks lagen innerhalb der Weiden und konnten durchweidet werden,

mit Ausnahme zweier kurzer Abschnitte am Fanggatter der Weide Grevenkrug, wo sich ein Zaun innerhalb der Weide befand.

Ergebnisse

In der Tabelle 25 sind die Vogelarten nach der Häufigkeit der Einzelregistrierungen im Gesamtgebiet im Jahr 2000 geordnet worden. Dabei haben viele Arten nur Teilreviere in den Knicks und nutzen ansonsten Feldgehölze oder angrenzende Waldränder.

Die häufigsten Arten in den Knicks waren Amsel, Buchfink, Kohlmeise, Mönchsgrasmücke, Baumpieper, Rotkehlchen, Zaunkönig und Zilpzalp. Diese Arten bevorzugen dabei Knicks, die älter als 10 Jahre sind, auch wenn diese Präferenzen zum Teil nicht besonders stark ausgeprägt sind. Die meisten der nachgewiesenen Arten nutzen jedoch fast alle Altersklassen der Knicks, lediglich die Altersklassen 1-5 Jahre und > 35 Jahre werden von einigen Arten gemieden. Durch die Einstellung der Knickpflege wird die Altersklasse > 35 Jahre zunehmen, in der Rabenkrähe, Ringeltaube, Blaumeise und Rohrammer besonders häufig angetroffen wurden. Die jüngeren Knicks wurden von Dorngrasmücke, Braunkehlchen und Neuntöter häufiger aufgesucht, als es dem Angebot entsprach.

Tab. 25: Rangfolge der am häufigsten nachgewiesenen Vogelarten mit mehr als 5 Nachweisen im Jahr 2000 und deren prozentuale Nutzung von Knickabschnitten und Erlenreihen unterschiedlichen Alters. Fett: Nutzung min. ein Drittel häufiger als Angebot.

		Gehölzalter in Jahren	1-5	6-10	11-19	20-35	> 35
		Angebot Länge in m	2232	7463	10335	5572	598
		Angebot in %	9	28	39	21	2
Rang	Art	Nachweiszahl	Nutzung in %				
1	Amsel	134	4	27	43	25	1
2	Buchfink	93	0	24	48	24	4
3	Kohlmeise	85	2	25	45	25	4
4	Mönchsgrasmücke	58	3	26	43	26	2
4	Baumpieper	58	0	21	36	38	5
5	Rotkehlchen	57	2	25	49	23	2
5	Zaunkönig	57	2	23	40	30	5
6	Zilpzalp	55	2	27	36	31	4
7	Heckenbraunelle	42	7	31	38	24	0
8	Blaumeise	32	3	19	47	22	9
9	Gartengrasmücke	29	7	24	31	34	3
10	Singdrossel	28	4	25	43	29	0
11	Fitis	21	5	14	33	43	5
12	Goldammer	20	5	30	45	20	0
12	Neuntöter	20	10	25	60	5	0
13	Dorngrasmücke	19	11	5	58	26	0
13	Stieglitz	19	5	32	42	21	0
14	Klappergrasmücke	17	0	41	29	24	6
15	Eichelhäher	11	9	18	55	18	0
15	Rohrammer	11	0	9	73	9	9
16	Rabenkrähe	10	0	10	50	30	10
16	Ringeltaube	10	0	40	20	30	10
17	Grünfink	8	0	38	25	38	0
17	Star	8	0	50	38	13	0
17	Sumpfrohrsänger	8	0	0	50	50	0
18	Braunkehlchen	6	33	17	33	17	0

Ein Vergleich der Weiden Grevenkrug und Blumenthal in den Jahren 2000 und 2002 zeigt einen Rückgang der Brutpaarzahlen um mehr als 20 % (Tab. 26). Die Länge der besiedelbaren Knicks verkürzte sich in diesem Zeitraum um insgesamt 6 %, innerhalb der Weiden sind 4 % der Knicks im Winter 2001 auf den Stock gesetzt worden, außerhalb 9 %. Die geknickten Gehölze wuchsen auf beiden Seiten der Zäune im Jahr 2002 kaum auf, da Rinder und Rehe die jungen Gehölzaustriebe stark verbissen hatten und diese Abschnitte im Jahr 2002 daher als Brutplatz ausfielen. Innerhalb der Weideflächen gingen die Brutpaarzahlen sehr viel stärker zurück als außerhalb, obwohl durch die Knickpflege die besiedelbare Gehözlänge stärker abnahm.

Tab. 26: Entwicklung der Brutpaarzahlen knickbrütender Vogelarten in Knicks der Weiden Grevenkrug und Blumenthal zwischen 2000 und 2002. Grau unterlegt: Arten, die ihre Nester zumeist unter 2 m Höhe anlegen, nach Angaben von GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER (1980-1993).

Arten	Länge in m	Gesamtlänge		Beweidet		Unbeweidet	
		2000	2002	2000	2002	2000	2002
		6981	6561	4631	4431	2350	2130
Amsel	28	26	20,50	18,50	7,50	7,50	
Baumpieper	5	5	4,25	4,00	0,75	1,00	
Blaumeise	6,5	6	4,25	4,50	2,25	1,50	
Buchfink	20	12	10,50	8,50	9,50	3,50	
Fitis	3	3	2,25	2,25	0,75	0,75	
Gartengrasmücke	4	1	3,75	0,75	0,25	0,25	
Gartenrotschwanz	0	1	0,00	0,00	0,00	1,00	
Gelbspötter	4	6	4,00	4,50	0,00	1,50	
Goldammer	1	0	0,75	0,00	0,25	0,00	
Heckenbraunelle	9	9	7,50	6,25	1,50	2,75	
Klappergrasmücke	2	2	2,00	2,00	0,00	0,00	
Kohlmeise	18	13	15,25	9,50	2,75	3,50	
Neuntöter	4	3	4,00	3,00	0,00	0,00	
Mönchsgrasmücke	13	11	8,00	4,75	5,00	6,25	
Schwanzmeise	0	1	0,00	1,00	0,00	0,00	
Singdrossel	9	5	6,50	3,00	2,50	2,00	
Ringeltaube	0	2	0,00	1,50	0,00	0,50	
Rotkehlchen	11	3	7,25	1,50	3,75	1,50	
Stieglitz	4	1	4,00	0,00	0,00	1,00	
Zilpzalp	13	10	6,00	4,50	7,00	5,50	
Zaunkönig	11	9,5	5,25	6,00	5,25	3,50	
Summe Brutpaare		165,5	129,5	116	86	49	43,5

Eine Auswertung der Brutpaarzahlen nach Nisthöhe zeigt, dass der Rückgang unabhängig von der Nisthöhe der einzelnen Arten ist. Die niedrig nistenden Arten gingen in den beweideten Knicks stärker zurück als in den unbeweideten Abschnitten, die höher brütenden Vogelarten ebenso, obwohl ihre Nistplätze nicht unmittelbar durch die Rinder beeinträchtigt werden (Tab. 27).

Tab. 27: Entwicklung der Brutpaarzahlen zwischen 2000 und 2002 in den Weiden Blumenthal und Grevenkrug von Arten, die zumeist in einer Höhe von weniger als 2 m brüten, und von Arten, die höher nisten. Nach Angaben von GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER (1980-1993).

	Beweidete Knickabschnitte		Unbeweidete Knickabschnitte	
	2000	2002	2000	2002
Bruthöhe meist unter 2 m	55	39,5	24,5	23
Bruthöhe über 2 m	61	46,5	24,5	20,5

Neben der Knickstruktur selbst hat sich auch die Nutzung der angrenzenden Flächen geändert. Die Brachen wurden wieder beweidet und das Nahrungsangebot für die Vögel in den umliegenden Flächen hat sich damit wahrscheinlich geändert. Stellt man die Brutpaarzahlen nach der Ernährungsweise der Vogelarten zusammen, dann zeigen die samenfressenden Vogelarten einen stärkeren Rückgang als die Insektenfresser (Tab. 28).

Tab. 28: Entwicklung der Brutpaarzahlen in den Untersuchungsjahren 2000 und 2002 in den Weiden Grevenkrug und Blumenthal nach Nahrungspräferenz (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1980-1993).

Ernährungstyp	Jahr		Rückgang in %
	2000	2002	
Insektenfresser	140	116	13 %
Samenfresser	25	13	48 %

Diskussion

Aufgrund der Anzahl von nur sechs vollständigen Geländebegehungen im Jahr 2000 konnten keine Reviere abgegrenzt werden. Ein direkter Vergleich mit den Ergebnissen der Dominanzberechnungen anderer Autoren, die auf Revierauswertungen beruhen, ist daher nicht möglich. Zum Vergleich mit anderen Untersuchungen wurden in der Tabelle 29 die 10 häufigsten Vogelarten aus verschiedenen Untersuchungen herangezogen. Die Knickbesiedlung im Projektgebiet ist der von ZIESEMER (1996) im Jahr 1991/1992 für eine Fläche in der Nähe des Selenter Sees beschriebenen am ähnlichsten. Dieses Gebiet ist gekennzeichnet durch das hohe Alter seiner Knicks und die starke Durchweidung der Gehölze durch Damwild. Die Sträucher standen hier locker und die Zweige der Gehölze begannen erst ab Kopfhöhe des Wildes dichter zu werden. Auffällig ist weiterhin, dass Dorngrasmücke, Fitis und Goldammer, die in den aufgeführten Vergleichsuntersuchungen unter den 10 häufigsten Vogelarten waren, im Projektgebiet „Weidelandchaft Eidertal“ zwar vorkommen, aber relativ selten sind.

Tab. 29: Rangfolge der 10 häufigsten Vogelarten in den Knickuntersuchungen verschiedener Autoren von 1966-2001 (KIRCHHOFF (1972), PUCHSTEIN (1980), ZIESEMER (1996), ULLRICH (2001), PUCHSTEIN und ULLRICH untersuchten dieselbe Fläche: Krems II).

Autor	KIRCHHOFF	PUCHSTEIN	ZIESEMER	ULLRICH	HOLSTEN
Untersuchungsjahr	1968/1969	1966/67+1974	1991/1992	2001	2000
Art					
Dorngrasmücke	1	1	7	1	
Fitis	2	5	8		
Goldammer	10	2	2	1	
Heckenbraunelle	3	3	5	3	7
Amsel	4	5	3	1	1
Gartengrasmücke	5	6	4	3	9
Sumpfrohrsänger	9	4		2	
Ringeltaube	6	9			
Gelbspötter	7	8		4	
Rebhuhn	8				
Singdrossel	10				
Zilpzalp			6	5	6
Buchfink			1	2	2
Klappergrasmücke		7			
Braunkehlchen		7			
Kohlmeise			4	5	3
Blaumeise			5		8
Mönchsgrasmücke			9		4
Rabenkrähe			9		
Baumpieper					4
Rotkehlchen					5
Zaunkönig					5

Ein Rückgang von Goldammer, Fitis, Dorngrasmücke und Baumpieper in den Knicks wurde bereits von BUSCHE (1992) für größere Teile Schleswig-Holsteins festgestellt. Er beschreibt zudem die großflächige Zunahme von Buchfink, Amsel, Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Blau- und Kohlmeise. Damit haben sich die Siedlungsdichten der meisten Vogelarten in den Knicks in den letzten Jahrzehnten großflächig geändert und die vorgefundene Zusammensetzung der Knickavizönose im Projektgebiet ist typisch für die überregionale Entwicklung. Die Vogelarten, die in den Knicks stark zugenommen haben, gehören bis auf die Mönchsgrasmücke auch in den Wäldern zu den häufigsten Arten (FULLER 1982, FLADE 1994). Diese Arten zeigen zudem seit längerem (Amsel, Kohl- und Blaumeise) oder in jüngster Zeit (Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen u.a.) eine Tendenz zur Verstädterung und zählen daher zu den am weitesten verbreiteten Vogelarten. Bis auf Heckenbraunelle, Baumpieper und Gartengrasmücke zählen die zehn am häufigsten registrierten Arten in den Knicks des Projektgebietes auch zu den 13 häufigsten Arten in Schleswig-Holstein (BERNDT et al. 2002). Die Avizönose des Projektgebietes hat damit keine besondere Knickspezifität. Die einzige gefährdete Vogelart, die direkt in den Knicks nistet, ist der Neuntöter; die nachgewiesenen Braunkehlchen nutzten die Knicks ausschließlich als Singwarte.

Infolge des Weidemanagements wird sich das Knickalter im Projektgebiet in den nächsten 20 Jahren kontinuierlich erhöhen, da keine Knickpflege geplant ist. In den Knicks, die älter

als 35 Jahre sind, wurden Ringeltaube, Rabenkrähe, Blaumeise und Rohrammer besonders häufig registriert. Die ersten drei Arten werden in ihren Beständen durch das Durchwachsen der Knicks im Projektgebiet wahrscheinlich zahlreicher. Die Rohrammer wurde zwar genau wie das Braunkehlchen mehrfach in den Knicks registriert, beide Arten brüten jedoch im angrenzenden Grünland. Beide Arten nutzten Gehölze als Singwarte, die Vögel sind aber nicht auf diese Strukturen angewiesen. Zu- oder Abnahmen der Brutpaarzahlen sind durch die Veränderungen des Gehölzalters nicht zu erwarten. In den jungen Knicks, deren Flächenanteil in den nächsten Jahren zurückgehen wird, waren Dorngrasmücke und Neuntöter häufiger, als es dem Angebot entsprochen hätte. Beide Arten nutzen jedoch auch die Altersklasse 11-19 Jahre intensiv und somit ist die Entwicklung der Brutpaarzahlen aufgrund einer veränderten Altersstruktur der Knicks nicht absehbar.

Die Brutpaarzahlen in den Knicks der Weiden Blumenthal und Grevenkrug nach zwei bzw. drei Jahren Beweidung zeigen rückläufige Tendenzen, die verschiedene Ursachen haben dürften. Zunächst wurden einige Knickabschnitte geknickt, die dadurch im Jahr 2002 als Brutplätze ausfielen. Der Rückgang der Brutpaarzahlen übersteigt jedoch den Verlust an besiedelbarer Knicklänge. Auffallend ist zudem, dass auch die Brutpaarzahlen direkt außerhalb der Weideflächen rückläufig waren und der Verlust von sicheren Brutplätzen demnach nicht die einzige Ursache für die abnehmenden Vogeldichten sein kann. Die Veränderungen in der Krautschicht der angrenzenden Flächen und damit eine Veränderung des Nahrungsangebotes in der Umgebung ist möglicherweise ebenfalls von Bedeutung, da die Brutpaarzahl der samenfressenden Vögel stärker zurückging als die der Insektenfresser. Angesichts der geringen Anzahl der granivoren Vögel in den untersuchten Knickabschnitten ist dieses Ergebnis jedoch wahrscheinlich stark vom Zufall geprägt und bedarf einer weiteren Überprüfung.

Die Witterung kann ebenfalls eine Ursache für flächendeckend rückläufige Vogelbestände sein. Im milden Winter 2001/2002 erlitten die Standvögel allerdings keine größeren Winterverluste in Schleswig-Holstein (GRIMM & ULLRICH 2002), einige Zugvögel sind jedoch in geringeren Anzahlen festgestellt worden (KOOP 2003). Die Ursachen für die abnehmenden Brutpaarzahlen müssen daher wahrscheinlich im Projektgebiet gesucht werden, wobei hier ein Faktorenkomplex verantwortlich sein dürfte.

Auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Schäferhof bei Flensburg, der ca. 470 ha umfasst, ist nach vorübergehender Brache eine Nutzung durch Galloways und Schafe eingeführt worden. Auf der Fläche stehen zahlreiche junge Weißdornbüsche, wie sie nach längerer Extensivbeweidung ohne Weidepflege auch auf den Mineralböden des Projektgebiets auftreten werden. Auf der Fläche erbrachte eine Brutvogelkartierung im Jahr 2002 sehr hohe Dichten von Baumpieper, Dorngrasmücke, Fitis und Goldammer (HELLWIG-WALTER pers. Mitt.). Dies sind die Arten, die großflächig in den Knicks in Schleswig-Holstein abgenommen haben und auch im Projektgebiet nur vereinzelt angetroffen wurden. Durch die Etablierung von einzelstehenden Dornsträuchern auf den Mineralböden kann diesen Arten wahrscheinlich eine Struktur angeboten werden, die eine höhere Attraktivität besitzt als überalterte Knicks. Wie lange in diesem Gehölzaufwuchs so hohe Dichten dieser vier Arten auftreten werden,

muss bisher offen bleiben. Junge und ausgewachsene Weißdornbestände müssen nicht dieselbe Attraktivität als Brutplatz besitzen. Die Geschwindigkeit, mit der sich junge Gehölze im Eidertal auf den Weideflächen etablieren werden, ist bisher nicht absehbar. Die meisten Mineralböden werden intensiv beweidet und die Dornsträucher beim Austrieb der Zweige verbissen, so dass die Gehölzentwicklung, wie sie zur Zeit auf der Fläche Schäferhof vorliegt, im Projektgebiet wahrscheinlich auf den meisten Flächen erst in einigen Jahren auftritt. Auf zwei ehemaligen Ackerstandorten im Projektgebiet haben sich jedoch bereits zahlreiche junge Weißdornbüsche und Rosen etabliert, die bis zu einem Meter hoch sind. Im restlichen Gebiet mit seinen attraktiven Grünlandflächen auf den Mineralböden werden junge Gehölze aller Voraussicht nach stärker verbissen werden und daher länger zum Aufwachsen brauchen.

In den jungen Erlen- und Weidenbeständen, die sich zur Zeit im Niedermoor entwickeln, werden wahrscheinlich ebenfalls Dorngrasmücken siedeln können. Die Art erreicht in Norddeutschland in Weidenwäldern nach Auswertungen von FLADE (1994) ihre höchsten Siedlungsdichten und konnte auch im Bremer Raum in verbuschenden Nassbrachen häufig gefunden werden (RODE & MENKE 1996). In älteren Erlenbrüchen kommt die Art jedoch nicht vor. Der Autor nennt auch den Baumpieper als Brutvogel in Nassbrachen und Birkenbrüchen, Erlenbrüche werden aber ebenfalls gemieden. Im Gegensatz dazu existieren von Goldammer und Fitis auch Nachweise aus Erlenbrüchen, so dass angenommen wird, dass alle vier Arten zunächst auch in den jungen Gehölzen auf den Niedermoorflächen brüten können.

Langfristig werden wahrscheinlich insbesondere die ehemals in Schleswig-Holstein typischen Knickvögel, die seit längerem rückläufige Bestandstrends zeigen, durch die neu entstehenden Gehölzstrukturen in den Weiden profitieren. Dorngrasmücke, Baumpieper und Goldammer sind zur Zeit im Projektgebiet zumeist nicht häufig und würden in ihren Bestandszahlen langfristig zunehmen. In den ersten Jahren bietet der Jungwuchs allerdings kaum geeignete Brutplätze.

Das Weidemanagement führt zu einer Erhöhung des Knickalters, wichtiger als die Veränderungen der Altersstruktur scheinen nach den ersten Ergebnissen die Veränderungen der Gehölzstrukturen durch den Verbiss, die Störungen oder das Nahrungsangebot der umliegenden Flächen.

Die Beweidung der Knicks hat nach den ersten vorliegenden Ergebnissen für keine der knicktypischen oder gefährdeten Vogelarten einen positiven Effekt, die Brutpaarzahlen zahlreicher Arten zeigen rückläufige Tendenzen. Positiv wird sich dagegen langfristig die Aufgabe der Weidepflege auswirken, insbesondere die Ausbreitung von Rosen und Weißdorn auf den Mineralböden, die ehemals knicktypischen Vogelarten Brutplätze bieten dürften. Genauere Voraussagen über die artspezifische Entwicklung der Brutbestände sind aufgrund der Vielzahl der Faktoren, die die Knickavizönosen bestimmen, jedoch noch nicht möglich.

4.2.2 Habitatstrukturen in Revieren ausgewählter Vogelarten

Einleitung

Für die Abschätzung der Auswirkung der Managementmaßnahmen auf die unterschiedlichen Vogelarten werden detaillierte Analysen der Bedeutung von

Vegetationsstruktur, Wasserständen, Nutzungsintensität und Gehölzverteilung benötigt, was jedoch bei der Vielzahl der nachgewiesenen Arten nur eingeschränkt möglich ist. Für die detaillierten Auswertungen wurden die Reviere der Vogelarten der Roten Liste ausgewählt.

Gegenstand der Untersuchungen ist ausschließlich die Habitatwahl ausgewählter Arten, aus der jedoch nicht auf die Habitatqualität geschlossen werden kann (MORRISON et al. 1992). Die vorliegende Untersuchung befasst sich nur mit einem der beiden Faktoren, die nach KREBS (1978) für die Habitatselektion bedeutsam sind: die Stimuli, die eine Landschaft aussendet, die zur Ansiedlung einer Art führen. Der evolutive Wert der Brutplatzwahl durch die unterschiedliche Anzahl von Nachkommen bleibt dagegen unberücksichtigt.

Die Habitatwahl kann nach HUTTO (1985 in: MORRISON et al. 1992) als hierarchischer Entscheidungsprozess angesehen werden, bei dem die Wahl von Sommer- und Winterlebensräumen und Zugwegen wahrscheinlich genetisch fixiert und weitgehend unflexibel ist. Wichtig ist zudem die Lage eines Untersuchungsgebietes im Verbreitungsgebiet einer Art. Die Habitatspezifität einer Art ist am Rande ihres geographischen Areals meist höher als in ihrem Verbreitungszentrum (MORRISON et al. 1992).

Untersuchungen zu Habitatansprüchen finden auf verschiedenen Maßstabsebenen statt, die die Aussagekraft der Ergebnisse beeinflussen. Die höchste Maßstabsebene wäre das gesamte Verbreitungsgebiet einer Art, die niedrigste die Revierwahl und Raumnutzung eines Individuums (MORRISON et al. 1992). Je feiner die Maßstabsebene dabei wird, desto eher variieren die Ergebnisse zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten. Dabei sind Auen, Gewässer und Niedermoore Systeme, die eine starke Abhängigkeit von variablen Standortfaktoren zeigen, womit die Übertragung der typen-bezogenen Daten auf die Objektebene erschwert wird (ROWECK 1996).

Für die Revierwahl haben zudem nicht nur die Flächeneigenschaften innerhalb des jeweiligen Reviers eine Bedeutung, auch die Gesamtlandschaft beeinflusst die Verteilung der Vögel im Raum. Daher wird zunächst die Revierfläche und anschließend der gesamte Untersuchungsraum ausgewertet.

Methode

Die Analyse der Habitatstrukturen erfolgte zunächst anhand der einzelnen Registrierungen im Gelände (Punktdaten) und anhand von flächenhaften Revierkarten. Die „Papierreviere“ von gefährdeten Vogelarten wurden bestimmt, indem die äußersten Beobachtungspunkte mit Linien verbunden und das entstandene Polygon als Revier gewertet wurde. Die Lagegenauigkeit der Punktdaten ist begrenzt. Registrierungen an Strukturen wie Gehölzen oder Schlaggrenzen lassen sich sehr genau ins GIS übertragen, bei Beobachtungen mitten in Bracheflächen ist eine Abweichung von der späteren Lage in der Karte von mehreren Metern möglich. Damit die Einzelregistrierungen nicht vollständig neben den tatsächlich genutzten Strukturen liegen, wurde um jede Registrierung ein Kreis mit einem Durchmesser von 4 Metern gelegt. Diese kreisförmigen Flächen bilden die Datengrundlage für die Punktdatenauswertung.

Die Punktregistrierungen der gefährdeten Brutvögel und die aus diesen Daten ermittelten „Papierreviere“ wurden zur Analyse der Habitatstrukturen mit einer Nutzungskarte und der Vegetationskarte im GIS verschnitten. Zudem wurden Registrierungen aus der Brutsaison 2000 ausgewertet, bei denen im Freiland die Krautschichthöhe in einem Umkreis von 1,5 m bzw. 30 cm (Offenbodenstellen) um den Vogel erfasst wurde.

Aus Erhebungen im Gelände im Jahr 2000 und den Ergebnissen der Verbisskartierung auf den drei nördlichen Weiden wurde eine 10-stufige Karte der Nutzungsintensität erstellt. Auf den drei Extensivweiden wurde die am Jahresende kartierte Verbissintensität verwendet. Zur Brutzeit können einige Abschnitte der Weiden noch unbeweidet gewesen sein, was durch die Verwendung der Daten vom Jahresende nicht dokumentiert werden kann. Eine genauere zeitliche Auflösung scheint jedoch nicht sinnvoll, da von den restlichen Flächen keine vergleichbar detaillierten Daten vorliegen. Die Nutzungsintensitätsstufen 1-5 wurden nur auf den vertragsgebundenen Extensivweiden im Projektgebiet vergeben.

Die Nutzungsintensität wurde wie folgt zugeordnet:

Nutzungsstufe	Flächennutzung	Weiderest in %
0 unbeweidet	Brachen, Extensivweiden, eingezäunte Knicks	100
1 1-20 % beweidet	Extensivweide	80-99
2 21-40 % beweidet	Extensivweide	60-79
3 41-60% beweidet	Extensivweide	40-59
4 61-80% beweidet	Extensivweide	20-39
5 81-100 % beweidet	Extensivweide	19-0
6 Bis 1,5 Rinder/ha, Walzen im April	Extensivweide ohne Vertragsbindung	19-0
8 Mahd bis Ende Mai, > 2 R/ha	Intensivgrünland	0
10 Mahd bis Mitte Mai, > 2 R/ha	Intensivgrünland, Acker	0

Zunächst wurden die mit unterschiedlichen Methoden erzielten Ergebnisse zur Habitatnutzung von ausgewählten Vogelarten verglichen. Die Punktregistrierungen wurden den Ergebnissen der „Papierreviere“ gegenübergestellt, wenn deutliche Unterschiede in den Datensätzen auftraten. Dabei wurden die Nutzungsintensitätskarte und die unveränderte Wasserstufenkarte ausgewertet. Für die Nutzungsintensität und die Wasserstufen in den Vogelrevieren ist das Flächenangebot in den Grafiken mit dargestellt worden. Dabei bezieht sich das Angebot bei den Wasserstufen auf den gesamten untersuchten Raum; bei der Nutzungsintensität wird artabhängig zwischen dem Angebot im gesamten Raum und im Niedermoor unterschieden. Da Wachtelkönig, Bekassine und Schlagschwirl nur im Niedermoor vorkamen, wurden die Mineralböden nicht mit berücksichtigt, beim Neuntöter, Wiesenpieper und dem Braunkehlchen wurden alle Flächen ausgewertet.

Ein Verschneiden der Punktregistrierungen mit der Gehölzkarte erbrachte keine sinnvollen Ergebnisse, daher wurde nur der Gehölzanteil in den „Papierrevieren“ dargestellt. Der Anteil der Gehölzfläche in den Revieren wurde mit dem Angebot dieses Habitattyps in allen drei Untersuchungsjahren verglichen. Der Nutzungsindex wurde nach LILLE (1996) errechnet, wobei auf die von ihm eingeführte Quadratwurzeltransformierung verzichtet wurde. Der Nutzungsindex (NI) ist der Logarithmus des Quotienten aus Nutzung (n) und Angebot (a) eines Habitattyps:

$$NI = \log(n/a).$$

Durch die Logarithmierung des Quotienten werden positiv selektierte, also präferierte und gemiedene Habitattypen in der graphischen Darstellung gleich groß. Je dichter der Nutzungsindex bei 0 liegt, desto geringer sind Präferenz oder Meidung. Negative Werte zeigen eine Meidung des Habitattyps an, positive Werte eine Präferenz. Ein NI von 0,5 zeigt eine etwa 3 mal intensivere Nutzung als dem Flächenangebot entsprechend, ein Wert von – 1,5 eine 30fach geringere Nutzung.

Das Angebot an Gehölzen wurde bei Vogelarten, die ausschließlich im Niedermoor angetroffen wurden, nur für die Moorböden berechnet; für die anderen Arten wurde das Gehölzangebot im Gesamttraum berücksichtigt.

Die Analyse des gesamten Projektgebietes erfordert eine Abgrenzung von Flächen, denen bestimmte Eigenschaften zugeordnet werden können. Um subjektive Abgrenzungen zu vermeiden, wurde das gesamte Projektgebiet mit einem Raster von 50 x 50 m überzogen und die Eigenschaften innerhalb der Rasterflächen ermittelt. Alle Rasterzellen am Projektrand, in denen der Projektgebietsanteil unter 95 % lag, wurden aus dem Datensatz entfernt.

Für die Bestimmung der Bodenfeuchte wurde eine aus der Vegetationskarte abgeleitete Wasserstufenkarte verwendet. Dabei sind für die Stufen 0-4 unterschiedlich große Klasseneinteilungen gewählt worden. Während 0 offene Wasserflächen sind, liegt der Grundwasser-Flurabstand bei der Stufe 1 bei 1-10 cm unter Flur, in der Stufe 2 bei 10-35 cm unter Flur. Für eine multiple Regressionsanalyse gilt als Voraussetzung, dass die Daten als Intervalldaten vorliegen. Um bei der Analyse der Habitatansprüche eine positive Korrelation zum Wasserstand zu erhalten, wurde der nassesten Fläche die höchste Wertzahl zugewiesen. Bei der Wahl der Wasserstufen dagegen haben die offenen Wasserflächen den Wert 0. In der neuen Wasserstufenkarte erhält offenes Wasser den Wert 100, die nächste Stufe errechnet sich aus: $100 - \text{gemitteltem Klassenwert in Zentimetern}$ (Tab. 30).

Tab. 30: Umrechnung der Wasserstufenkarte für die multiple Regressionsanalyse.

Wasserstufe	Grundwasserflur- abstand	Klassenmittelwert	Neue Wasserstufenwerte
0	Offenes Wasser	0	100
1	-1 bis – 10 cm	- 5 cm	95
2	- 10 bis – 35 cm	- 22,5 cm	77,5
3	- 40 bis – 70 cm	- 55 cm	45
4	grundwasserfern	- 100 cm	0

Die Rasterkarte wurde mit der Vegetationskarte verschnitten und die Anzahl unterschiedlicher Vegetationstypen pro Zelle ermittelt, sowie der durchschnittliche neue Wasserstufenwert, die Nutzungsintensität und die Gehölzdeckung in Prozent errechnet. Anschließend wurden die Revierflächen der einzelnen Vogelarten mit den Rasterzellen verschnitten, deren prozentualer Anteil in jeder Rasterzelle bestimmt und eine multiple Regression berechnet.

Ergebnisse

Die Abbildung 25 zeigt das Angebot an Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Projektgebiet. Aus den Grundwasserflurabständen kann der Bodentyp abgeleitet werden. Offenes Wasser und Grundwasserstände von bis zu 70 cm unter Flur werden auf Niedermoorböden angetroffen, die grundwasserfernen Standorte befinden sich fast ausschließlich auf dem Mineralboden. Einem 13 ha großen Anteil der Vegetationstypen konnten keine Wasserstufen zugeordnet werden, weil sie keine Beziehung zum Grundwasserstand aufweisen und z.B. Bäume sowohl auf Niedermoor als auch auf Mineralboden vorkommen können. Diese Flächen konnten nicht berücksichtigt werden.

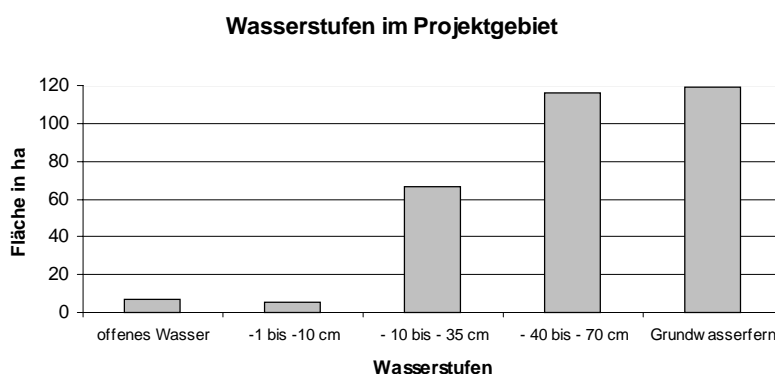
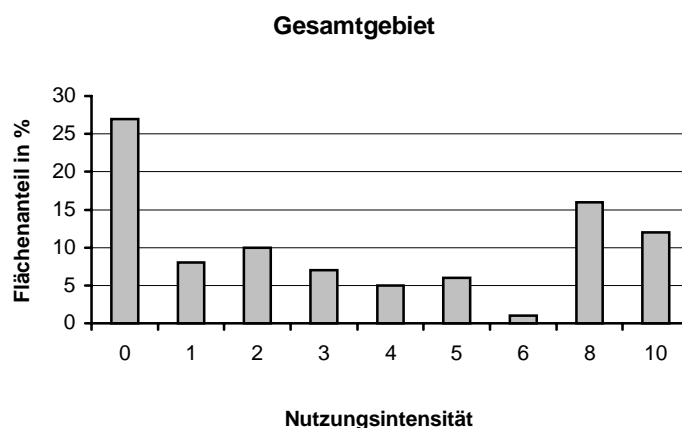


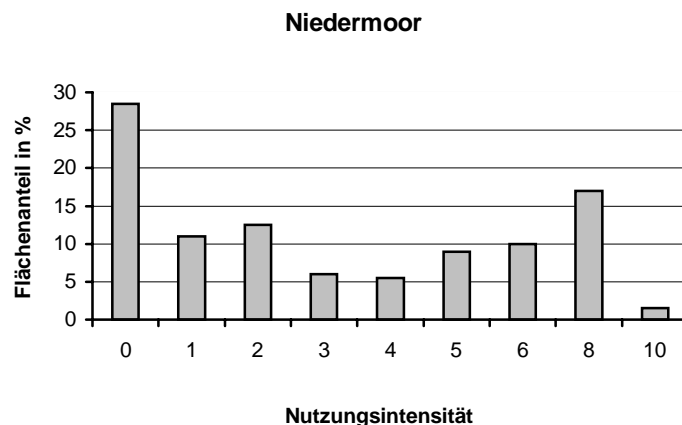
Abb. 25: Fläche unterschiedlicher Wasserstufen des im Jahr 2000 bei der Brutvogelkartierung bearbeiteten Gebietes.

In den Abbildungen 26 und 27 ist das Angebot der unterschiedlichen Nutzungsintensitätsstufen im Jahr 2000 im Gesamtgebiet und auf den Niedermoorböden dargestellt.



0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai im Jahr 2000

Abb. 26: Flächenanteil unterschiedlicher Nutzungsintensitätsstufen der bearbeiteten Brutvogelfläche im Gesamtgebiet.



0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai im Jahr 2000

Abb. 27: Flächenanteil unterschiedlicher Nutzungsintensitätsstufen der bearbeiteten Brutvogelfläche im Niedermoor.

Die Flächen mit der größten Nutzungsintensität lagen zumeist auf den Mineralböden; es gibt jedoch auch im Niedermoor Flächen, die im Jahr 2000 bereits vor dem 10. Mai gemäht wurden. Die Verteilung auf die Nutzungsstufen war im Niedermoor - abgesehen von dem Anteil der Stufe 10 - jedoch sehr ähnlich wie auf der Gesamtfläche.

Wachtel

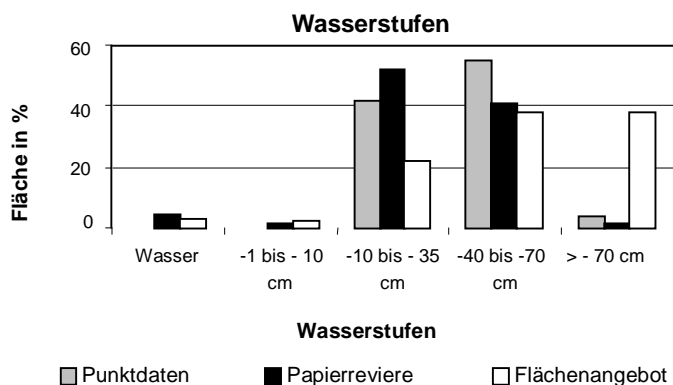
Von der Wachtel erfolgten weniger als 10 Registrierungen im Projektgebiet im Jahr 2000, in den folgenden Jahren wurde die Art nur noch einmal rufend festgestellt. Eine Auswertung der Daten ist daher nicht sinnvoll.

Wachtelkönig

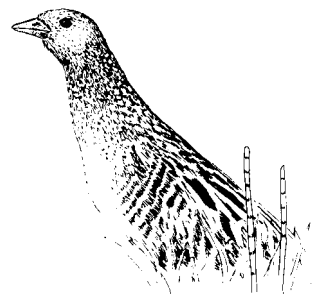
Die Auswertung der Wasserstufenkarte zeigt Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den Punktregistrierungen und der Auswertung der Papierreviere. Die Auswertung der Punktdaten ergab die höchsten Nachweisraten in trockenen Niedermoorflächen (Grundwasser-Flurabstand 40 bis 70 cm), die Revierdaten zeigen dagegen eine stärkere Nutzung nasserer Flächen durch den Wachtelkönig (Abb. 28 A). Da eine genauere Lokalisation der Tiere im Jahr 2000 nicht möglich war und auch im Jahr 2001 nur zwei Tiere gesehen wurden, ist die Genauigkeit der Punktdaten beim Wachtelkönig geringer als bei den meisten anderen hier betrachteten Arten. Gemeinsam ist den Datensätzen jedoch, dass Flächen mit Wasserständen von 10 bis 35 cm unter Flur häufiger genutzt wurden, als es dem Flächenanteil dieses Wasserstufentyps im Gesamtgebiet entsprochen hätte.

Die Auswertung der Einzelnachweise und die Ergebnisse der Auswertung der Papierreviere bezüglich der Nutzungsintensitätsstufen sind fast identisch (Abb. 28 B). Am häufigsten wurden die Tiere in ungenutzten Flächen nachgewiesen. Dabei entspricht der Aufenthalt von Wachtelkönigen in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensität in etwa dem Angebot der verschiedenen Typen im gesamten Niedermoor. Obwohl die Wachtelkönige fast ausschließlich hohe Vegetationsstrukturen nutzten, liegen auch Nachweise aus der Nutzungsstufe 5 vor. Zur Brutzeit des Wachtelkönigs, die spät im Jahr liegt, ist die Vegetation

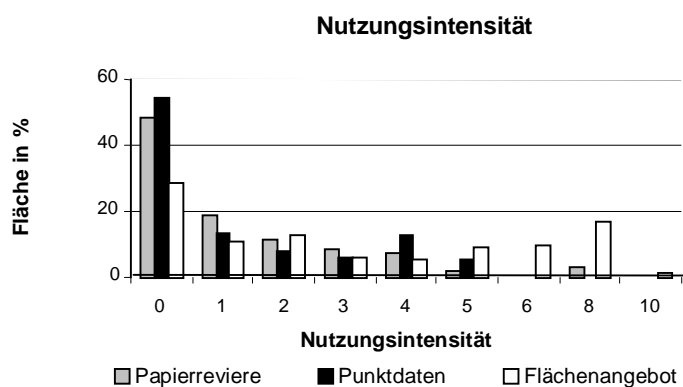
A

**Wachtelkönig**

8 Rufer

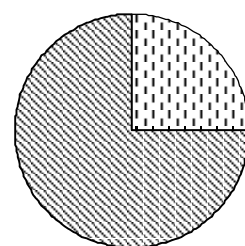


B



0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

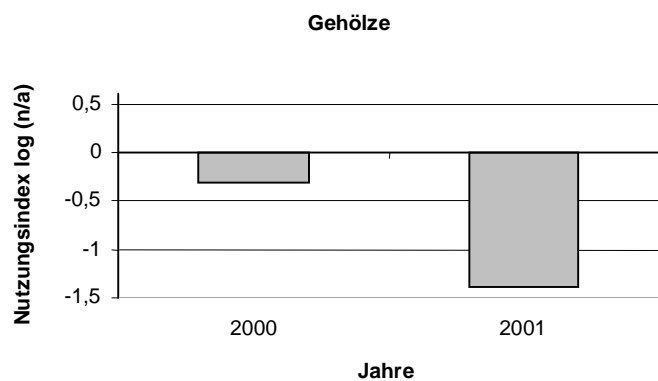
C

Krautschichthöhe n = 20

□ 41-80 cm

□ 81-120 cm

D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Wasserstufe	+
2. Nutzungsintensität	-
3. Anzahl Vegetationstypen	-
4. Gehölzanteil	-

Abb. 28: A: Nachweise des Wachtelkönigs in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000. B: Nachweise des Wachtelkönigs in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000. C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch den Wachtelkönig im Jahr 2000. D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren des Wachtelkönigs in den Jahren 2000 und 2001. E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projektraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

jedoch in diesen Weidebereichen noch recht hoch; erst am Jahresende ist die Krautschicht in der Nutzungsstufe 5 fast flächendeckend bodennah abgefressen. Die Wachtelkönige hielten sich überwiegend in höherer Vegetation auf (Abb. 28 C). Auch auf den Extensivweiden, in denen im Jahr 2000 etwa die Hälfte aller Registrierungen lag, wurden die hochwüchsigen

Bereiche bevorzugt. Die Flächen der Höhenstufen 81-120 cm waren meist mit Brennessel und Rohrglanzgras bestanden.

Die Wachtelkönigreviere wiesen nur geringe Anteile an Gehölzen auf (Abb. 28 D). Im Jahr 2002 war der Wachtelkönig kein Brutvogel im Projektgebiet. Zwischen den Untersuchungsjahren traten große Schwankungen in der Ausprägung der Gehölzmeidung auf. Für die Habitatwahl des Wachtelkönigs im Eidertal im Jahr 2000 weist die multiple Regressionsanalyse hohe Wasserstände und eine geringe Nutzungsintensität als die wichtigsten Faktoren aus (Abb. 28 E). Flächen mit einer hohen Vielfalt an Vegetationstypen wurden ebenso gemieden wie Flächen mit einem hohen Gehölzanteil.

Bekassine

Die Auswertung der Wasserstufenkarte weist trockene Mineralbodenbereiche als Revieranteile der Bekassine aus (Abb. 29 A), obwohl diese Standorte keine geeigneten Lebensräume für die Art sind. Dieses Ergebnis geht zurück auf die Revierwahl eines Brutpaares, das ein Gewässerufer als Teillebensraum nutzte, das durch einen Mineralbodenabschnitt vom Niedermoor getrennt wird. Der Mineralboden wurde jedoch ausschließlich überflogen. Der Nachweis der Bekassine im Wasser ist auf die Nutzung von Schlammhängen am Eiderufer zurückzuführen, die in der Vegetationskarte nicht getrennt vom Flusslauf dargestellt werden konnten. Obwohl die Bekassine im Gelände zumeist aus Flächen mit anstehendem Wasser aufflog, sind diese Bereiche nach Auswertung der Wasserstufenkarte nicht oder wenig genutzt worden. Die Wasserstufenkarte bildet die schwankenden Wasserstände im Gelände zum Teil nur unzureichend ab.

Die Auswertung der Punktdaten zeigt zahlreiche Nachweise der Bekassine in recht intensiv genutzten Flächen (Abb. 29 B). Die meisten Datenpunkte in diesen Fläche stammen jedoch von fliegenden Tieren und sind keine Nachweise direkt in den Flächen. Die Punktdaten werden im Fall der Bekassine als die ungenauere Datenquelle angesehen. Auch bei der Auswertung der Papierreviere finden sich noch Anteile von intensiv genutzten Flächen innerhalb der Reviere; zumeist wurden jedoch Brachen oder sehr wenig genutzte Bereiche von Extensivweiden von den Bekassinen besiedelt.

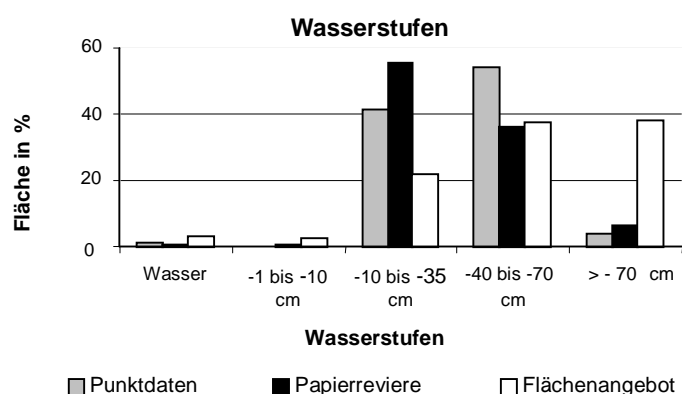
Beobachtungen von Bekassinen in einer Krautschichthöhe von 0 cm erfolgten auf einer offenen Schlammfläche am Eiderufer, nachdem der Wasserstand im Sommer stark abgesunken war, und in der höherwüchsigen Krautschicht von 11 bis 80 cm Höhe (Abb. 29 C). Registrierungen auf einer abgestorbenen Erle sind im Datensatz nicht enthalten, da in der Kartierung nur der Aufenthalt in der Krautschichtstruktur erfasst wurde.

Der Gehölzanteil in den Revieren der Bekassine war in jedem Jahr geringer als im Durchschnitt auf der Niedermoorfläche im Gesamtgebiet (Abb. 29 D). In zwei Jahren wurde ein 3 fach geringerer Gehölzanteil in den Revieren festgestellt, als es dem Angebot entsprochen hätte.

Als wichtigster Faktor für die Habitatwahl der Bekassine wurde eine geringe Nutzungsintensität durch die statistische Auswertung ermittelt (Abb. 29 E). Zudem lagen die Reviere in Flächen mit einer geringen Anzahl unterschiedlicher Vegetationstypen. Hohe

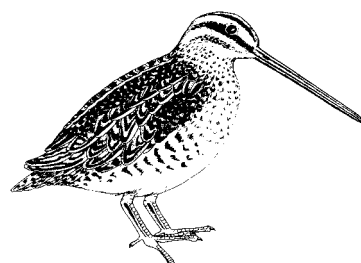
Wasserstände werden erst als drittichtigster Faktor ausgewiesen. Ein geringer Anteil von Gehölzen ist nach der Analyse ebenfalls für die Revierwahl von Bedeutung.

A

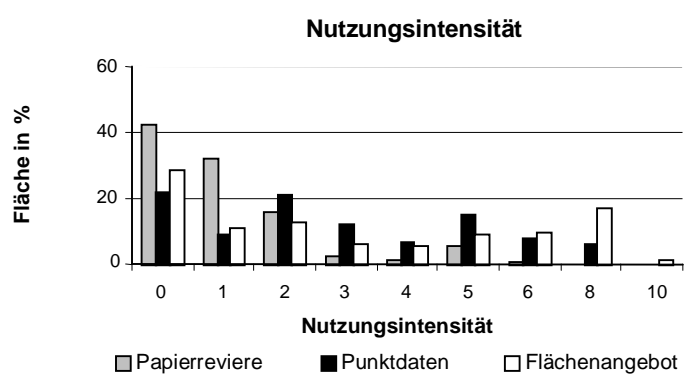


Bekassine

7 Reviere



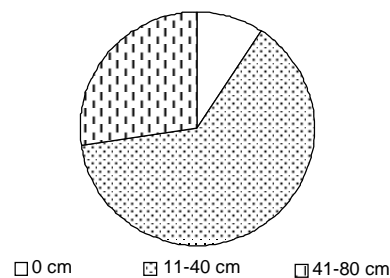
B



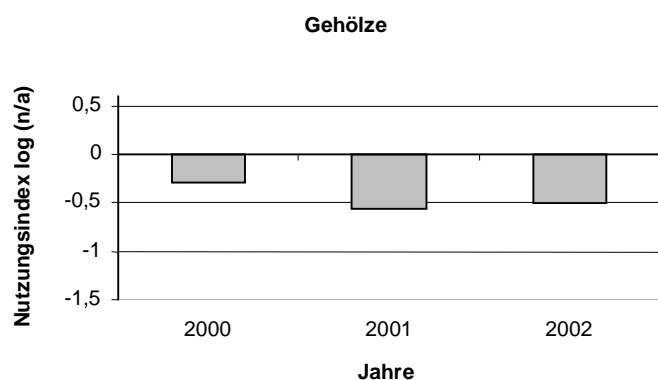
0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

C

Krautschichthöhe n = 11



D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Nutzungsintensität	-
2. Anzahl Vegetationstypen	-
3. Wasserstufe	+
4. Gehölzanteil	-

Abb. 29: A: Nachweise der Bekassine in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000

B: Nachweise der Bekassine in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000

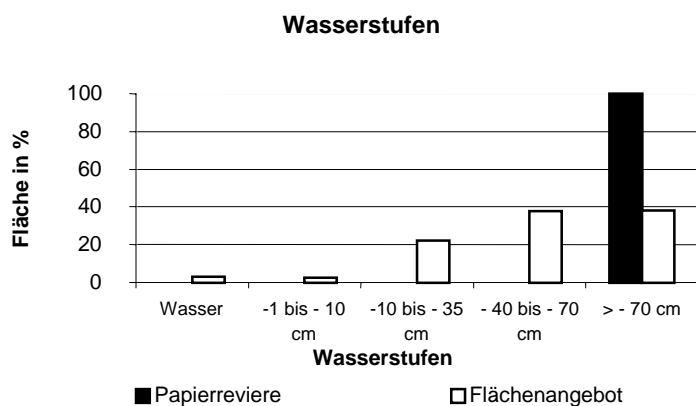
C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch die Bekassine im Jahr 2000.

D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren der Bekassine in den Jahren 2000-2002.

E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projektraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

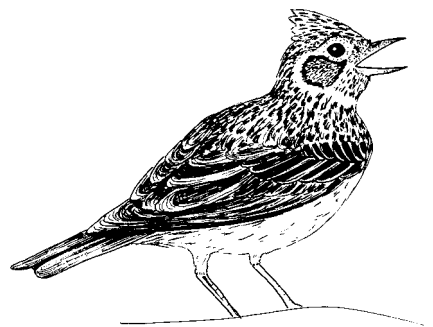
Feldlerche

A

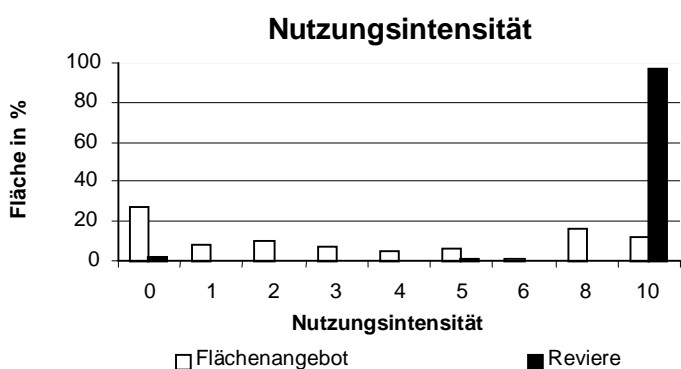


Feldlerche

3 Reviere



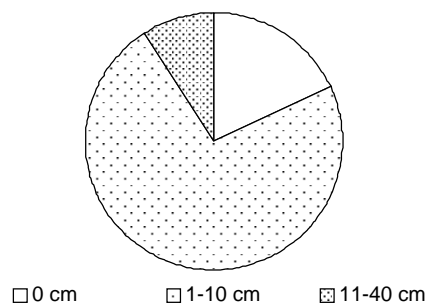
B



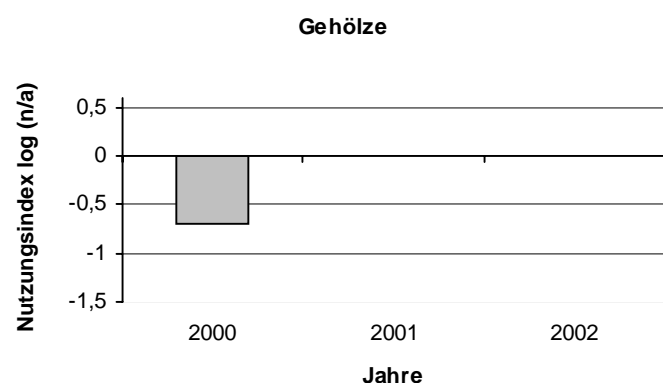
0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

C

Vegetationshöhe n = 11



D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Nutzungsintensität	+
2. Anzahl Vegetationstypen	-
3. Wasserstufe	+, p = 0,059

Abb. 30: A: Nachweise der Feldlerche in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000.

B: Nachweise der Feldlerche in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000

C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch die Feldlerche im Jahr 2000.

D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren der Feldlerche im Jahr 2000.

E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projektraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

In den Revieren der Feldlerche waren die Ergebnisse der Wasserstufennutzung bei der Auswertung der Punkt- und Papierrevierdaten identisch. Es wurden ausschließlich grundwasserferne Standorte genutzt. In beiden Datensätzen wurden die Flächen der Nutzungsintensitätsstufe 10 zu jeweils 95 % genutzt, in einem Revier wurde der Mineralbodenteil einer Extensivweide mit der Nutzungsstufe 5 gelegentlich zur Nahrungssuche aufgesucht. Die Anteile der ungenutzten Flächen entfallen auf die eingezäunten Kicks, die überflogen wurden.

Die Feldlerche wurde auf den Intensivgrünländern und dem Acker in niedriger Vegetation oder auf offenem Boden angetroffen (Abb. 30 A). Kurzzeitig überschritt die Vegetationshöhe auf dem Grünland eine Höhe von 20 cm, wurde dann jedoch gemäht und anschließend mit hohen Rinderzahlen beweidet. Die Vegetation blieb infolge der intensiven Nutzung niedrig, eine erfolgreiche Brut hat auf den Weiden jedoch nicht stattgefunden. Von der Ackerfläche fehlen weitere Beobachtungen während des Aufwuchses der Kulturpflanzen.

In einem Revier wurde ein neu angepflanzter Gehölzstreifen überflogen, der zum Zeitpunkt der Datenerhebung aus locker stehenden, etwa 1 m hohen Jungpflanzen bestand, in einem anderen Revier ein älterer Knick. Gehölze wurden insgesamt im Jahr 2000 jedoch weniger intensiv genutzt, als es dem Angebot entsprochen hätte. In den beiden Folgejahren liegen durch die Wahl des Kartiergebietes keine Daten über die Lage der Feldlerchenreviere vor.

Die multiple Regressionsanalyse weist als wichtigsten Faktor für die Habitatwahl der Feldlerche eine hohe Nutzungsintensität aus (Abb. 30 B). Die Anzahl der Vegetationstypen ist geringer als in den übrigen Flächen des Untersuchungsgebietes, die Wasserstände sind negativ mit der Revierwahl korreliert.

Wiesenpieper

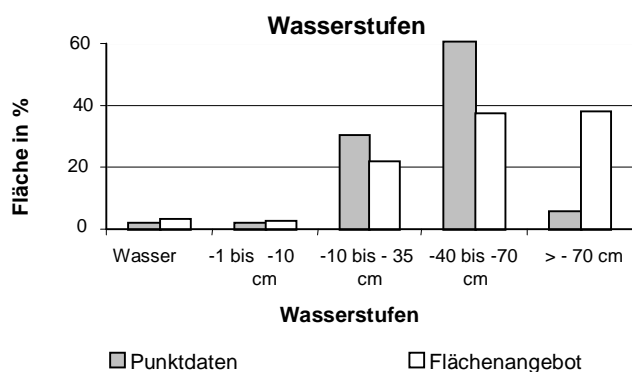
Die Auswertung der Punktdaten und Papierreviere ergab fast identische Ergebnisse in Bezug auf die Nutzung unterschiedlicher Wasserstufen durch den Wiesenpieper (Abb. 31 A). Daher wurde auf eine Darstellung der Ergebnisse der Revierauswertung verzichtet. Am intensivsten wurden die trockenen Bereiche der Niedermoorflächen genutzt, ein Revier befand sich vollständig auf dem Mineralboden.

Die Auswertung der vom Wiesenpieper genutzten Nutzungsintensitätsstufen ergab bei den unterschiedlichen Datensätzen ebenfalls kaum Unterschiede (Abb. 31 B). Die von den Rindern am intensivsten befressenen Bereiche der Extensivweiden wurden vom Wiesenpieper am häufigsten genutzt. Insgesamt wurde ein breites Spektrum von Nutzungsstufen aufgesucht, mit einem deutlichen Schwerpunkt in den genutzten Flächen.

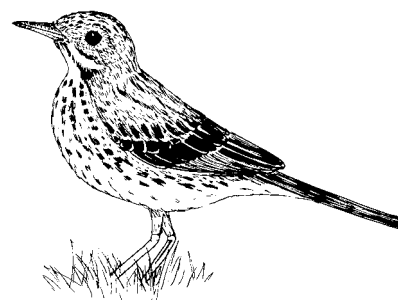
Der Wiesenpieper konnte in einer Vielzahl unterschiedlicher Krautschichthöhen angetroffen werden, wobei die Mehrzahl der Nachweise in Vegetationshöhen unter 40 cm lag (Abb. 31 C). Diese Vegetationsstrukturen treten in genutzten Beständen auf, höherwüchsige Bereiche werden jedoch toleriert.

Der Wiesenpieper zeigt im Projektgebiet eine sehr ausgeprägte Meidung von Gehölzen (Abb. 31 D). Es fanden sich in den Revieren der Vögel mehr als 10-mal weniger Bäume und Sträucher als im Durchschnitt auf den Flächen. In allen drei Jahren wurden maximal 5 %

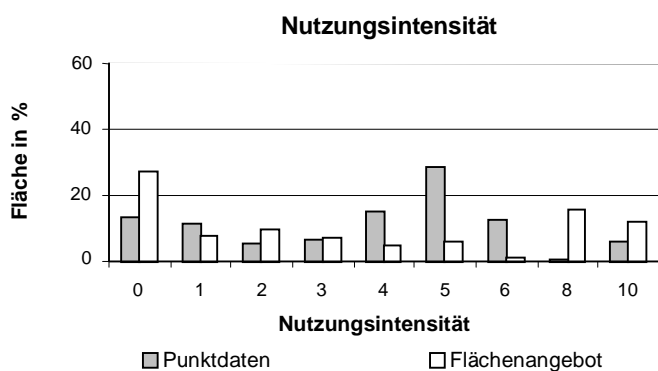
A

**Wiesenpieper**

27 Reviere

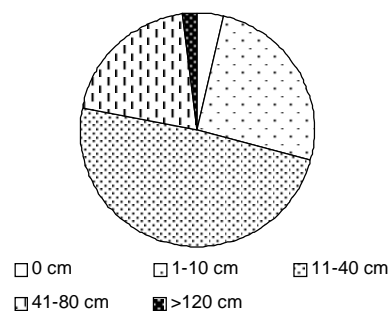


B

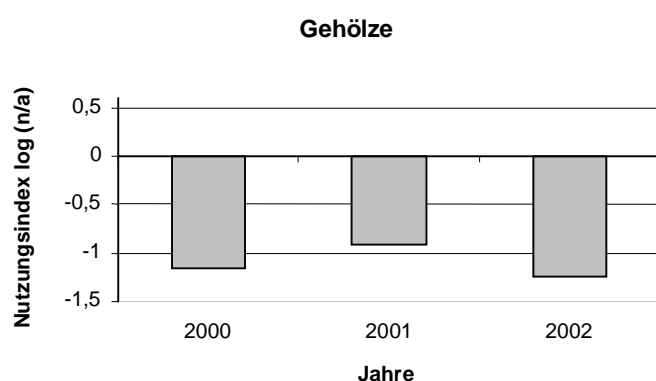


0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

C

Krautschichthöhe n = 55

D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Kor.
1. Wasserstufe	+
2. Gehölzanteil	-
3. Nutzungsintensität	+, p = 0,052

Abb. 31: A: Nachweise des Wiesenpiepers in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000.

B: Nachweise des Wiesenpiepers in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000

C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch den Wiesenpieper im Jahr 2000.

D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren des Wiesenpiepers in den Jahren 2000-2002.

E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projekttraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

Gehölze in einem Revier festgestellt, der Durchschnitt lag bei einem Flächenanteil von bis zu 1 %.

Für die Revierwahl des Wiesenpiepers waren im Jahr 2000 nach den Ergebnissen der multiplen Regressionsanalyse höhere Wasserstände und ein geringer Gehölzanteil die wichtigsten Faktoren (Abb. 31 E). Die Nutzungsintensität leistet nach strengen statistischen Maßstäben keinen signifikanten Beitrag mehr zur Erklärung der Habitatwahl. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch eine mäßig intensive Nutzung der Flächen für die Ansiedlung der Art im Projektgebiet ein bedeutsamer Faktor ist.

Neuntöter

Die Ergebnisse der Punktdaten- und der Revierauswertungen in Bezug auf die vorwiegend genutzten Wasserstufen unterschieden sich kaum, daher sind nur die Punktdaten dargestellt worden (Abb. 32 A). Neuntöter nutzen die Flächen etwa dem Angebot im Gesamtgebiet entsprechend.

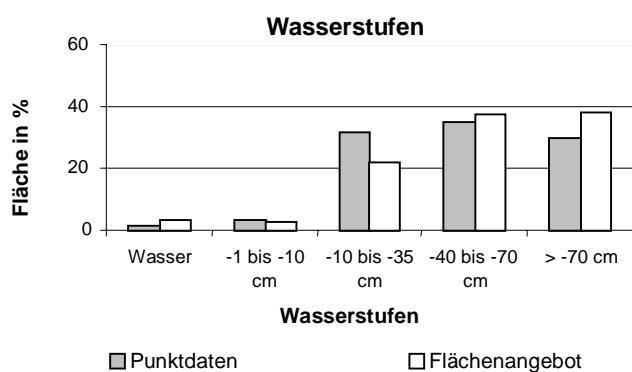
Vergleicht man die Ergebnisse der Neuntöterregistrierungen in unterschiedlichen Nutzungsstufen mit der Auswertung der Papierreviere, so ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Auswerteverfahren (Abb. 32 B). Während die meisten Einzelbeobachtungen in nicht genutzten Bereichen erfolgten, zeigt die Revierauswertung eine intensivere Nutzung der Nutzungsstufen 1 bis 3. Die Unterschiede in den Ergebnissen liegen im Verhalten des Neuntöters begründet. Zahlreiche Beobachtungen erfolgten in den Knicks, die in den meisten Flächen des Projektgebietes im Jahr 2000 noch ausgezäunt waren und somit als ungenutzte Flächen in der Karte verzeichnet sind.

Neuntöter wurden in einer Vielzahl unterschiedlicher Krautschichthöhen beobachtet, wobei Beobachtungen von revieranzeigendem Ansitzen in Gehölzen nicht mit aufgenommen wurden (Abb. 32 C). Nahrungssuchende Tiere konnten mit Ausnahme der niedrigwüchsigen Bereiche und der Vegetationshöhe über 120 cm in allen Strukturen angetroffen werden. Krautschichthöhen von über 120 cm kamen im Untersuchungsgebiet nur in Schilfbeständen vor, deren Nutzung nicht beobachtet wurde.

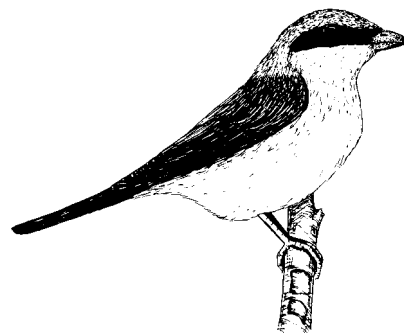
Auch wenn die Mehrzahl aller Registrierungen des Neuntöters direkt in Knicks oder einzeln stehenden Gehölzen erfolgte, ist der Anteil der Gehölze an den Revieren des Neuntöters in etwa so groß wie das Angebot dieses Habitattyps im Gesamtgebiet (Abb. 32 D).

Eine geringe landwirtschaftliche Nutzungsintensität ist nach der statistischen Auswertung der wichtigste Faktor für die Habitatwahl des Neuntöters im Projektgebiet im Jahr 2000 gewesen (Abb. 32 E). Weiterhin waren in den Revieren überdurchschnittlich viele Vegetationstypen vorhanden. Flächen mit größeren Gehölzvorkommen wurden dagegen gemieden.

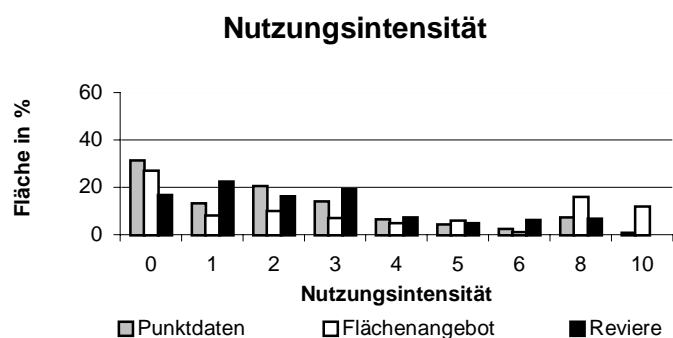
A

**Neuntöter**

18,5 Reviere

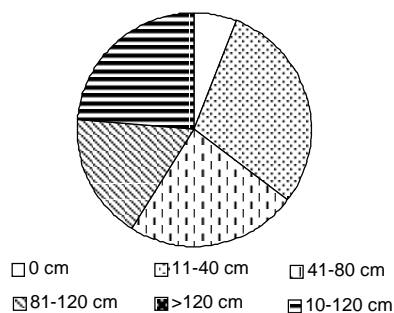


B

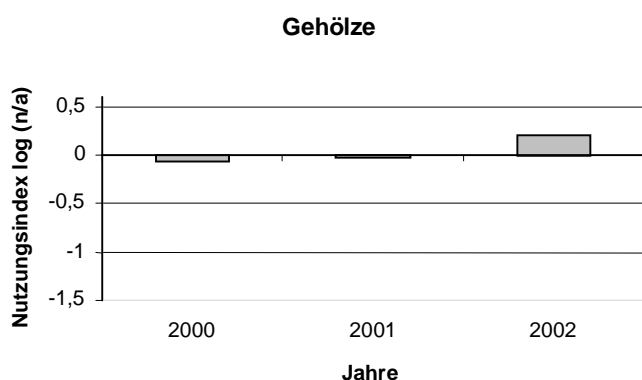


0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

C

Krautschichthöhe n = 7

D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Nutzungsintensität	-
2. Anzahl Vegetationstypen	+
3. Gehölzanteil	-

Abb. 32: A: Nachweise des Neuntöters in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000.

B: Nachweise des Neuntöters in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000

C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch den Neuntöter im Jahr 2000.

D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren des Neuntöters in den Jahren 2000-2002.

E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projektraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

Schlagschwirl

Die Auswertung der Einzelregistrierungen des Schlagschwirls ergab eine höhere Nutzungsfrequenz von nasserem Flächen als die Auswertung der Revierflächen (Abb. 33 A). In den Revieren war der Anteil trockener Flächen im Niedermoor größer. In beiden Datensätzen zeigt sich jedoch, dass der Schlagschwirl Flächen mit einem Wasserstand von 10 bis 35 cm unter Flur häufiger nutzte als es dem Angebot entsprach.

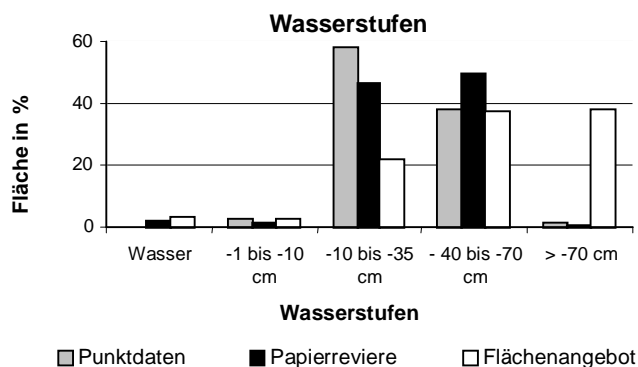
Auch bei der Auswertung der Nutzungsintensität zeigen sich beim Schlagschwirl Unterschiede zwischen den Punktregistrierungen und den Revierflächen-Ergebnissen (Abb. 33 B). Während die meisten anderen registrierten Arten leicht im Gelände zu erfassen sind und zahlreiche Ortswechsel aufgenommen werden konnten, bewegt sich der Schlagschwirl zumeist in der dichten Krautschicht und von den einzelnen Revierpaaren liegen nur wenige Registrierungen vor. Beide Datensätze zeigen jedoch eine Bevorzugung von Brachen und wenig beweideten Bereichen in Extensivweiden. Die tatsächliche Nutzung von Brachen war noch höher als aus beiden Datensätzen ersichtlich. Auf der neu eingerichteten Weide Blumenthal lagen vier Schlagschwirlreviere in Niedermoorflächen, die zuvor brach gelegen hatten.

Die Nutzungsintensitätskarte bildet jedoch die Situation auf der Weide am Jahresende ab, als Teile der Reviere von den Rindern beweidet wurden, die zum Brutzeitpunkt noch nicht betreten worden waren.

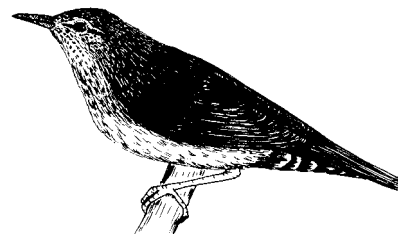
Die geringe Anzahl von Registrierungen des Schlagschwirls lässt nur eingeschränkte Aussagen zur Wahl der Krautschichthöhen zu, zeigt jedoch die Nutzung höherer Vegetationsstrukturen, wie sie für Brachen typisch sind (Abb. 33 C). Weitere Registrierungen von singenden Tieren erfolgten in den Gehölzen, die jedoch nicht im Datensatz enthalten sind. Der Schlagschwirl ist die einzige Art der Roten Liste im Projektgebiet, die durchgängig in allen drei Jahren höhere Anteile von Gehölzen in ihren Revieren wählte als es dem Angebot entsprochen hätte (Abb. 33 D).

Die multiple Regressionsanalyse ermittelt hohe Wasserstände und eine geringe Nutzungsintensität als die wichtigsten Faktoren für die Habitatwahl des Schlagschwirls (Abb. 33 E). Der Gehölzanteil wirkt sich dagegen nicht signifikant auf die Habitatwahl aus.

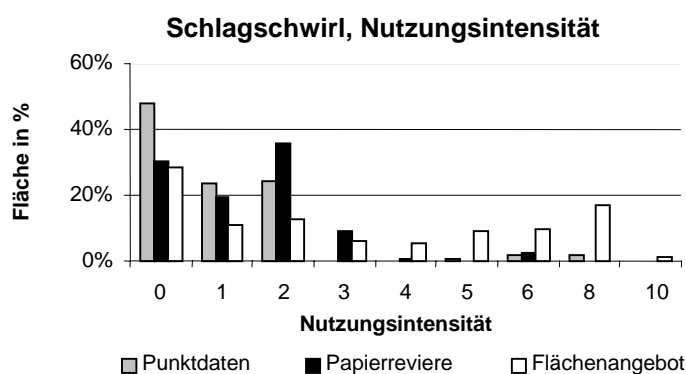
A

**Schlagschwirl**

14 Reviere

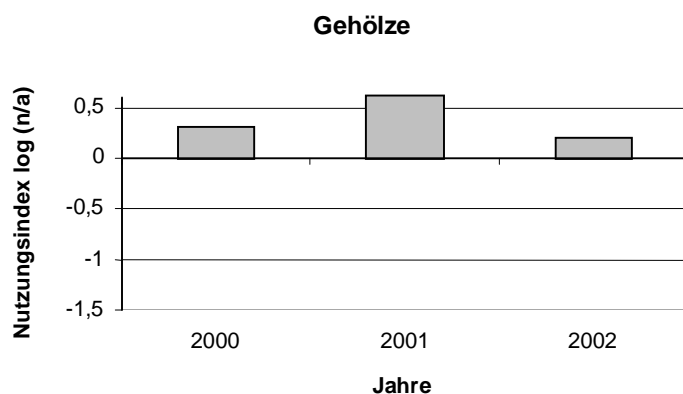


B

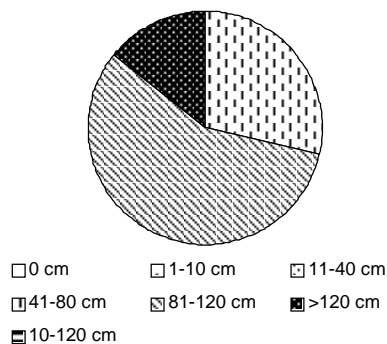


0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

D



C

Krautschichthöhe n = 7

E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Wasserstufe	+
2. Nutzungsintensität	-

Abb. 33: A: Nachweise des Schlagschwirls in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000
 B: Nachweise des Schlagschwirls in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000
 C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch den Schlagschwirl im Jahr 2000.
 D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren des Schlagschwirls in den Jahren 2000-2002.
 E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projekttraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

Schilfrohrsänger

In den meisten Revieren sangen die Schilfrohrsänger nur kurz, so dass angenommen wird, dass kaum erfolgreich gebrütet werden konnte. Aufgrund der kurzen Zeit der Registrierungen der singenden Männchen in den einzelnen Revieren sind die ermittelten Reviere sehr klein und eine weitere Auswertung von bevorzugten Strukturen erscheint wenig aussagekräftig.

Die Schilfrohrsänger, die nur im Jahr 2000 im Projektgebiet nachgewiesen wurden, nutzten hochwüchsige Rohrglanzgras- und Schilfbestände im Gebiet besonders häufig (Abb. 34 A). Dabei befand sich eine kleine Schilfinsel auf einer Extensivweide, die im Mai von den Rindern durchquert wurde. Die Fläche wurde daraufhin von den Vögeln verlassen. Alle Reviere befanden sich in gehölzlosen Brachen im Niedermoor oder in Schilfbereichen auf Extensivweiden.

A

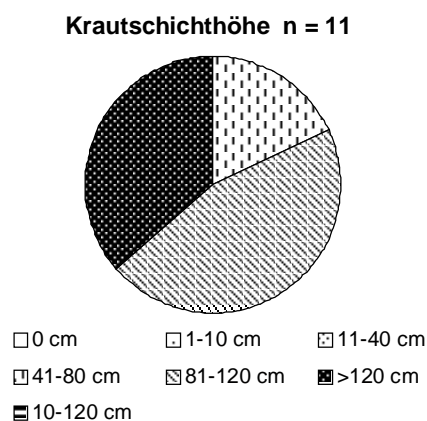


Abb. 34: A: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen durch den Schilfrohrsänger im Jahr 2000.

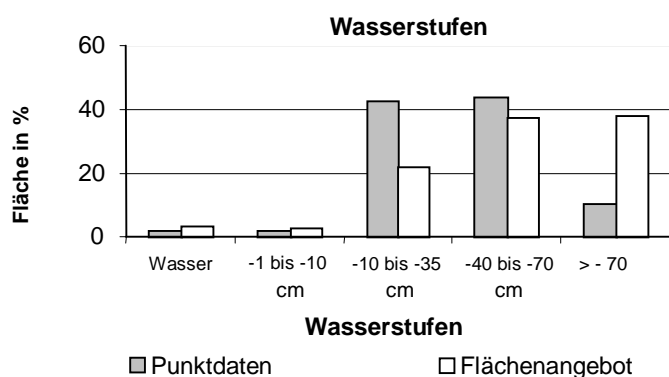
Nur am Altarm der Eider in der Mitte des Projektgebietes sangen Schilfrohrsänger in der Nähe von Weiden (*Salix spec.*).

Braunkehlchen

Die Auswertung der Punkt- und Revierdaten ergab nahezu identische Ergebnisse bezüglich der Nutzung unterschiedlicher Wasserstufen und Nutzungsintensitäten durch das Braunkehlchen im Jahr 2000; es wurden daher nur die Punktdaten dargestellt (Abb. 35 A und B). Flächen mit hohen Wasserständen wurden intensiver genutzt als es dem Angebot dieses Flächentyps im Projektgebiet entsprochen hätte. Grundwasserferne Standorte wurden dagegen gemieden (Abb. 35 A).

Das Braunkehlchen wurde in den unterschiedlich stark genutzten Bereichen weitgehend dem Flächenangebot entsprechend angetroffen (Abb. 35 B). Nur in sehr intensiv genutzten Grünländern fehlte die Art.

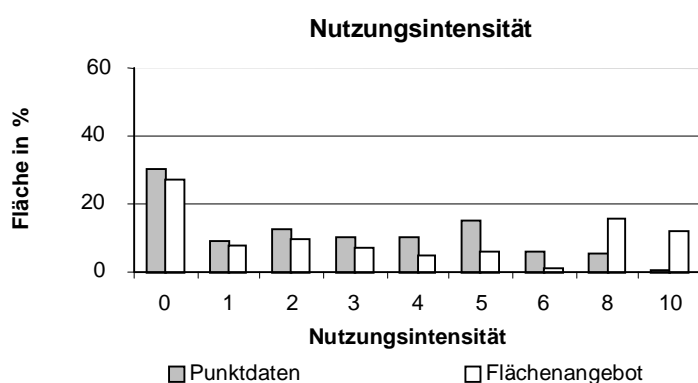
A

**Braunkehlchen**

28 Reviere

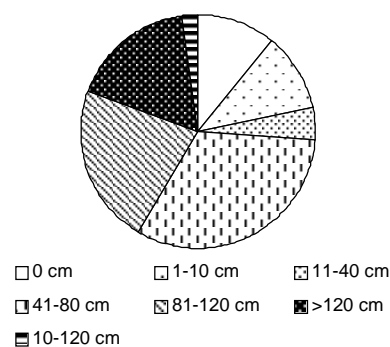


B

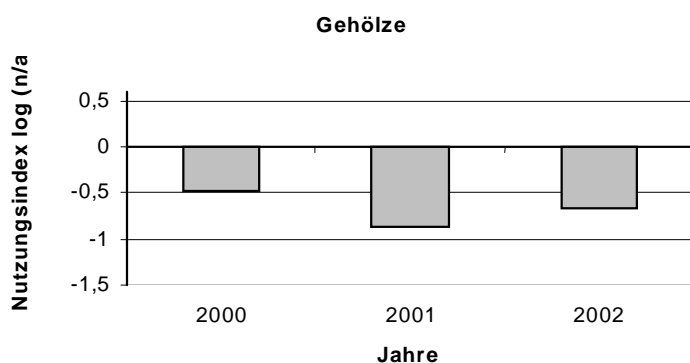


0 = ungenutzt bis 10 = Intensivgrünland, Mahd vor Mitte Mai

C

Krautschichthöhe n = 46

D



E

Multiple Regressionsanalyse

Faktorenreihenfolge	Beziehung
1. Wasserstufe	+
2. Gehölzanteil	-
3. Nutzungsintensität	-

Abb. 35: A: Nachweise des Braunkehlchens in Flächen unterschiedlicher Wasserstufen im Jahr 2000.

B: Nachweise des Braunkehlchens in Flächen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten im Jahr 2000

C: Nutzung unterschiedlicher Krautschichthöhen des Braunkehlchens im Jahr 200

D: Gehölzpräferenz bzw. -meidung in Revieren des Braunkehlchens in den Jahren 2000 - 2002.

E: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für den gesamten Projektraum im Jahr 2000 (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

Alle aufgenommenen Krautschichthöhen wurden von den Braunkehlchen genutzt, auch Schilfbestände mit einer Höhe von mehr als 120 cm (Abb. 35 C).

In den Revieren der Braunkehlchen waren die Gehölzanteile etwa drei Mal geringer als im Durchschnitt des Projektgebietes (Abb. 35 D). Eine genauere Analyse ergab einen maximalen

Gehölzanteil von 14 % in einem Revier. Einzelne große Bäume werden als Singwarten mit genutzt.

Die multiple Regressionsanalyse ergab eine Präferenz für feuchtere Flächen im Projektgebiet und eine Meidung von größeren Gehölzanteilen sowie sehr intensiv genutzten Bereichen durch das Braunkehlchen (Abb. 35 E).

Zusammenfassend wird die Korrelation der einzelnen Faktoren mit der Habitatwahl der einzelnen Rote-Liste-Vogelarten dargestellt (Tab. 31). Dabei wurde die Reihenfolge der Faktoren nicht berücksichtigt. Die Nutzungsintensität ist für alle, der Wasserstand für sechs der sieben untersuchten Vogelarten für die Revierwahl wichtig. Der Gehölzanteil und die Anzahl der Vegetationstypen sind für fünf der untersuchten Arten von Bedeutung.

Tab. 31: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse für Polygone der Reviere ausgewählter Vogelarten der Rote Liste (+ = Signifikant positiv korreliert; - = Signifikant negativ korreliert; Kein Eintrag = Kein signifikanter Einflussfaktor für die Habitatwahl der Art).

	Nutzungsintensität	Wasserstand	Gehölzanteil	Anzahl Vegetationstypen
Wachtelkönig	-	+	-	-
Bekassine	-	+	-	-
Feldlerche	+	- (n. sig.)	-	-
Wiesenpieper	+ (n. sig.)	+	-	-
Neuntöter	-		-	+
Schlagschwirl	-	+	-	-
Braunkehlchen	-	+	-	-

Diskussion

Die Unterschiede zwischen den Datensätzen der direkten Einzelregistrierungen und den Auswertungen der Papierreviere sind je nach untersuchter Vogelart und nach der Häufigkeit der Registrierungen unterschiedlich stark ausgeprägt. Die Auswertung der Einzelregistrierungen gibt die Habitatnutzung nicht in jedem Fall besser wieder als die Auswertung der Papierreviere. Das Verhalten der Vögel kann für Unterschiede in den Auswertungsergebnissen verantwortlich sein, wenn beispielsweise der Neuntöter die Gehölze intensiver als die Flächen dazwischen nutzt, der Flächenanteil jedoch bei der Auswertung der Reviere besonderes Gewicht erhält.

Auch ein geringer Stichprobenumfang kann bei einigen Arten für Abweichungen zwischen den Datensätzen mit verantwortlich sein. Von Wachtel, Wachtelkönig, Feldlerche, Schilfrohrsänger und Bekassine lagen jeweils weniger als 40 Einzelregistrierungen vor, 50 vom Schlagschwirl und 200 bis 253 von Neuntöter, Wiesenpieper und Braunkehlchen.

Wasserstände

Höhere Wasserstände sind nach den vorliegenden Ergebnissen für die meisten der angetroffenen gefährdeten Vogelarten positiv; nur die Feldlerche scheint feuchte Flächen zu meiden. Dabei ist zu beachten, dass die aus der Vegetation abgeleitete Wasserstufenkarte den Anteil feuchter Flächen im Projektgebiet je nach Witterung unterschiedlich stark

unterschätzen dürfte. Zahlreiche kleine Gräben sind nicht in der Karte verzeichnet, ebenso wie einige quellige oder überstaute Bereiche, die von Feuchtwiesen oder Flutrasen bedeckt waren. Als extrem nasse Bereiche (Grundwasser-Flurabstand 10 bis 35 cm) wurden diese Flächen in der Wasserstufenkarte nur bei Vorkommen von Großseggen und Röhrichten ausgewiesen.

Am wichtigsten sind hohe Wasserstände im Projektgebiet für Wachtelkönig, Bekassine, Wiesenpieper, Schlagschwirl und Braunkehlchen. Nach der Literatur sind die Arten mit der engsten Bindung an hohe Wasserstände Bekassine, Schlagschwirl und Wachtelkönig, wobei der Schlagschwirl auch in Feldgehölzen nachgewiesen werden kann und der Wachtelkönig auch gelegentlich auf Feldern erfolgreich brütet (FLADE 1994). Über die Bedeutung von hohen Wasserständen für den Wachtelkönig existieren nach SCHÄFFER (1999) unterschiedliche Einschätzungen. Während der Autor zahlreiche Untersuchungen anführt, die hohe Wasserstände als Voraussetzung für ein Vorkommen dieser Vogelart nennen, stellte er selber eine hohe Vegetation als wichtigsten Faktor für die Habitatwahl fest. Spät im Jahr überschwemmte Flächen wurden von den Tieren nach seinen Befunden sogar gemieden.

Braunkehlchen und Wiesenpieper besiedeln nach Auswertungen von FLADE (1994) eine Vielzahl trockener Landschaftstypen, erreichen die höchsten Siedlungsdichten in Norddeutschland jedoch zumeist in den feuchten Flächen. Auch BÖLSCHER (1988) und BASTIAN et al. (1997) erwähnen die Bedeutung von feuchten Stellen im Revier von Braunkehlchen, wobei Bereiche, in denen im Frühjahr länger das Wasser steht, lückiger aufwachsen und dann bevorzugt zur Nahrungssuche genutzt werden (BASTIAN & BASTIAN 1996). Es liegt demnach beim Braunkehlchen eine indirekte Beziehung über die Vegetationsstruktur und Nutzungsintensität zum Wasserstand vor. Feuchte Flächen werden in den meisten Gebieten weniger intensiv genutzt (STRASSER 1989).

Im Untersuchungsjahr wurden Feldlerchen ausschließlich auf den Mineralböden angetroffen, 1990 brüteten sie noch in Niedermoor entlang der Eider (KOOP pers. Mitt.). Diese Flächen fielen anschließend brach und die hohe Krautschicht die sich auf den entwässerten Niedermoorfläche entwickelte führte zum Verlassen dieser Flächen. Von einer deutlichen Anhebung der Wasserstände und der daraus folgenden verzögerten Vegetationsentwicklung im Frühjahr sowie einer geringeren Dichte der Krautschicht würde die Feldlerche dagegen profitieren können. Nach Auswertungen von FLADE (1994) kommen Feldlerchen auch in Großseggenrieden in ähnlichen Dichten wie in genutzten Frisch- oder Feuchtwiesen vor.

Eine Vernässung führt demnach für keine der nachgewiesenen Arten der Roten Liste zu einer Verschlechterung der Habitatqualität. Besonders für die Bekassine, die zwar bis zu sieben Brutpaare im Projektgebiet aufwies, jedoch aufgrund des frühen Abtrocknens der Flächen im Jahr 2000 die meisten Bruten frühzeitig abbrach, dürfte sich die Situation entscheidend verbessern.

Nutzungsintensität

Bei mittlerer Herbivorendichte entsteht ein breites Spektrum unterschiedlicher Vegetationsstrukturen durch die heterogene Beweidungsintensität (RIECKEN et al. 1997), die Vogelarten mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen geeignete Lebensräume bieten. Die meisten der hier genauer untersuchten Arten der Roten Liste bevorzugen nicht oder sehr wenig von Rindern genutzte Bereiche von Extensivweiden.

Für das Braunkehlchen ergab die statistische Auswertung eine negative Beziehung zur Nutzungsintensität, obwohl die Tiere im Untersuchungsgebiet in den Extensivweiden höhere Siedlungsdichten erreichten als in den Brachen (Tab. 32). Innerhalb der Extensivweiden werden jedoch die wenig von den Rindern genutzten Bereiche bevorzugt. Dieser Befund dürfte auch für das fast vollständige Fehlen der Braunkehlchen auf den Mineralböden verantwortlich sein, denn die Tiere zeigen in ihrem Gesamtverbreitungsgebiet keine besondere Bindung an hohe Wasserstände (BÖLSCHER 1988, FLADE 1994).

Nur das Vorkommen von Feldlerche und Wiesenpieper zeigt eine positive Korrelation mit der Nutzungsintensität, wobei die Feldlerche fast ausschließlich auf sehr intensiv genutzten Flächen vorkam. Dieser Befund ist jedoch nur bedingt übertragbar, wie ein Vergleich mit Literaturdaten zeigt (Tab. 33). Da Wiesenpieper und Feldlerche auch auf ungenutzten Flächen wie Kahlschlägen, in Kiesgruben, Heiden und Regenmooren, in Steinbrüchen und auf Rieselfeldern regelmäßig vorkommen (FLADE 1994), handelt es sich bei der Bevorzugung genutzter Flächen im Projektgebiet um eine indirekte Beziehung zur Vegetationsstruktur. Während in nährstoffarmen Flächen die von den Arten bevorzugten lückigen oder niedrigwüchsigen Krautschichtbestände ohne eine Nutzung entstehen, kommen solche Strukturen im Projektgebiet nur auf genutzten Flächen vor. In Tabelle 32 sind jeweils die Maximaldichten in verschiedenen Untersuchungsgebieten genannt, die zum Teil nur in Teilflächen der jeweiligen Nutzungstypen festgestellt wurden. Im Rhinluch erreichte die Feldlerche in den Brachen fast so hohe Siedlungsdichten wie im genutzten Grünland, der Wiesenpieper war in den Brachen sogar häufiger (HIELSCHER 1999). Aus diesem Untersuchungsgebiet liegen detaillierte Daten zu Flächennutzung und Grundwasserständen vor. Die Wasserstände lagen auf der 25 ha großen Fläche mit den größten Feldlerchendichten im Winter bei etwa 20 cm unter Flur, im Sommer bei – 50 cm. Das ehemalige Ansaatgrünland lag zu diesem Zeitpunkt zwei Jahre brach und es kamen Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Brennessel (*Urtica dioica*) und Quecke (*Elymus repens*) auf der Fläche vor. Diese Vegetationsbestände haben wahrscheinlich jedoch nur kleine Flächen eingenommen. Die Feldlerchenreviere lagen in feuchten Senken mit lückiger Vegetation, Überschwemmungen traten auf den Flächen dagegen nicht auf. Auf einer Fläche mit höheren Grundwasserständen - die seit 5 Jahren brach lag - konnte die Autorin jedoch sehr viel geringere Feldlerchendichten feststellen. Ursache hierfür dürfte das Aufkommen von Gehölzen und eine höhere Dichte von Rohrglanzgras- und Brennesselbeständen auf der Fläche gewesen sein. Hohe Feldlerchendichten auf entwässertem Niedermoor sind wahrscheinlich nur in jungen Brachen anzutreffen.

Tab. 32: Siedlungsdichten in Brutpaaren pro 10 ha von ausgewählten Vogelarten der Roten Liste Schleswig-Holsteins in Untersuchungen verschiedener Autoren. (R = Rhinluch, HIELSCHER 1999; HS = Hohner See, STRUWE-JUHL & BÜTJE 1995; AS = Alte Sorge Schleife, NEHLS 2001; RM = Ramstedter Moor; BRÄGER & DERNEDDE 1995; kD = keine Daten; WE = Weidelandschaft Eidertal 2000, bei genutztem Grünland nur Extensivweiden berücksichtigt, * = 2001)

Ort	Brache					Genutztes Grünland				
	R	AS	HS	RM	WE	R	AS	HS	RM	WE
Wachtel		kD			0,16	0,2	kD			0,16
Wachtelkönig	0,03	kD			0,66	0,3	kD	0,07		0,24
Kiebitz		kD				0,6	kD	1,93	0,8	0,1*
Bekassine	1,1	kD		3,3	0,16	0,1	kD	0,79	0,8	0,48
Feldlerche	2,8	0,44				2,7	2,65	1,69	2,4	
Wiesenpieper	3,2	2,19			0,33	2,0	1,65	0,86	0,8	1,75
Braunkehlchen	2,2	0,69			1,00	0,7	0,5	0,31		1,46
Schilfrohrsänger	3,2	kD	7,52	10,4	0,58	0,3	kD	0,17	3,9	0,12
Neuntöter	0,9	kD			0,67	0,3	kD			1,00
Schlagschwirl	0,1	kD			1,23		kD			0,52

Die Biomasserträge und die Vegetationsdichte sind in Feuchtwiesen vergleichsweise gering, solange diese noch genutzt werden. Bei Nutzungsaufgabe entwickeln sich zumeist hochwüchsige Röhrichte, Riede und Hochstaudengesellschaften (ROSENTHAL et al. 1998). Durch hohe Grundwasserstände wird dieser Prozess zunächst verzögert und eine Nutzungsaufgabe führt nicht sofort zum Verlust geeigneter Habitats für Feldlerche und Wiesenpieper. Auf Flächen mit schlechter Nährstoffversorgung finden beide Arten auch ohne eine Nutzung geeignete Habitats.

Gehölzdichte

Die Gehölzdichte ist bei den meisten hier untersuchten Arten negativ mit der Habitatwahl korreliert. Eine Ausnahme ist der Schlagschwirl, eine Art, die bei den Auswertungen von FLADE (1994) in den Weidenwäldern ihre höchsten Siedlungsdichten erreicht. Eine negative Korrelation der Siedlungsdichten und Artenzahlen gefährdeter Offenlandarten mit der Gehölzdichte im Gesamttraum wurde auch bei Untersuchungen in Schweden von PRÄT & SÖDERSTRÖM (1999) festgestellt.

Der Schilfrohrsänger zeigte im Projektgebiet kein beständiges Vorkommen. Die Datenlage ermöglicht keine detaillierteren Analysen der Habitatwahl. Aus der Literatur sind jedoch auch Vorkommen in Erlenbrüchen und Weidenwäldern bekannt, in denen die Art allerdings nur geringe Siedlungsdichten erreicht (FLADE 1994).

Bemerkenswert ist das Fehlen einer negativen Korrelation zwischen Gehölzvorkommen und Brutplatzwahl bei der Feldlerche, von der aus der Literatur bekannt ist, dass sie höhere Vertikalstrukturen meidet und Abstände von 60 m zu Gehölzen einhält (FLADE 1994, DAUNICHT et al. 1996). Ursache für die fehlende Korrelation ist der in einem Revier tolerierte neugepflanzte Knick mit Strauchhöhen von bis zu einem Meter, der bei der digitalen Kartenauswertung nur in seiner Breite, nicht jedoch in der Höhe berücksichtigt werden kann. Solange die Gehölze klein sind und locker stehen, werden sie von der Feldlerche toleriert. Auch Kahlschläge werden von den Feldlerchen besiedelt, bis die jungen Gehölze der

Wiederaufforstung aufwachsen (FLADE & JEBRAM 1995). Die Feldlerche ist neben dem Kiebitz, der nur in den Jahren 2001 und 2002 mit einem Brutpaar im Projektgebiete vertreten war, und der unbeständig vorkommenden Wachtel die Art, die nach Literaturdaten am empfindlichsten auf die Nähe von Gehölzen reagiert (FLADE 1994).

Die multiple Regressionsanalyse ergab beim Neuntöter im Jahr 2000 eine Meidung von Gehölzen, die Auswertung der Gehölznutzung in drei Untersuchungsjahren (Abb. 32 D) weist für das Jahr 2002 jedoch eine Gehölzpräferenz aus. Untersuchungen zur Gehölznutzung von fünf Revierpaaren im Projektgebiet, die von MENGE (2001) im Jahr 2000 durchgeführt wurden, ergaben in allen Revieren eine Bevorzugung von einzelstehenden Bäumen und Gehölzen; in drei von fünf Revieren wurden Knicks jedoch gemieden. Neuntöter legen ihre Nester zumeist in Dornsträuchern oder gelegentlich auf Bäumen an (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993), aber bereits Doppelknicks werden von der Art signifikant weniger genutzt als Einzelknicks (FLADE 1994). Als Ursache wird vom Autor die geringere Übersichtlichkeit der breiteren Gehölzstreifen genannt. Eine Meidung von Waldrändern wurde von BRANDEL et al. (1986) festgestellt, während KULLMANN (1999) eine positive Selektion von Waldrändern und Feldgehölzen in 191 untersuchten Neuntöterrevieren feststellt. Der Anteil aller Gehölztypen in ihren Untersuchungsgebieten lag zusammen jedoch nie über 3,5 % und war damit recht niedrig. Untersuchungen von WOLLSCHIED (1995) ermittelten einen Gehölzanteil von bis zu 7,1 % in den Neuntöterrevieren, im Projektgebiet waren es in einem Revier im Jahr 2002 sogar 29 %. Zur Nestanlage nutzt der Neuntöter zumeist Gehölze, ist aber nach den Untersuchungen von KULLMANN (1999) nicht darauf angewiesen. In ihren Untersuchungen lagen die Nester zumeist im Holunder und in Rosen (23 % bzw. 24 % der 123 ausgewerteten Neststandorte) aber auch regelmäßig in der Krautschicht. Etwa 25 % der Nester befanden sich auf Ästen in Brennesseln oder direkt in den Brennesseln. Der Bruterfolg in den Hochstauden lag bei 80 % und damit deutlich über dem der Strauchbruten (Rose 40 %, Holunder 29 % Bruterfolg). Der Neuntöter ist eine typische Halboffenlandart, die bei einem Aufwachsen von Gehölzen keine Bestandsrückgänge zeigen wird, wobei die Erlendichte im Niedermoor langfristig so hoch werden könnte, dass nur noch wenige Teilbereiche von der Art besiedelt werden können. Vorkommen vom Neuntöter in Erlenbrüchen sind jedoch mehrfach belegt (FLADE 1994).

Der Wiesenpieper zeigte bei der multiplen Regressionsanalyse eine stark ausgeprägte Meidung von Gehölzen im Projektgebiet, während die Beobachtungen von MENGE (2001) ergaben, dass Gehölze und Einzelbäume deutlich häufiger genutzt wurden, als es ihrem Angebot entsprach. Die in den von MENGE untersuchten Revieren vorhandenen Einzelbäume waren jedoch alle unter 3 m hoch. HÖTKER (1990) gibt an, dass Gehölze vom Wiesenpieper erst ab einer Höhe von 3-7 m gemieden werden, wobei die Art insgesamt in Mitteleuropa zwar die Gehölznähe meidet, einzelne Brutpaare jedoch die Nähe von Gehölzen tolerieren. Der Gehölzanteil in den insgesamt 66 im Projektgebiet ausgewerteten Revieren lag bei maximal 5 %. Das Braunkehlchen verhält sich den Gehölzen gegenüber grundsätzlich ähnlich wie der Wiesenpieper, toleriert im Untersuchungsgebiet jedoch einen Gehölzanteil von bis zu 13 % innerhalb seiner Reviere. Von BASTIAN & BASTIAN (1996) wurde ebenfalls eine

Meidung von Gehölzen festgestellt, die nach ihren Angaben einen Umkreis von etwa 60 m um die Gehölze betrifft. Ein Aufkommen von Gehölzen im Niedermoor wird die Siedlungsdichte von Wiesenpieper und Braunkehlchen nach mehr als 10 Jahren ohne Weidepflege wahrscheinlich zurückgehen. Eine Besiedlung des Mineralbodens ist beiden Arten jedoch möglich.

Die Bekassine zeigt nach den Erhebungen im Projektgebiet ebenfalls eine Meidung der Gehölze. Ein Vergleich mit Literaturdaten zeigt jedoch, dass es sich hierbei um ein zufälliges Ergebnis handelt. Die nassesten Flächen, die ausschlaggebend für die Revierwahl gewesen sein dürften (auch wenn die multiple Regressionsanalyse andere Faktoren zuerst nennt), befanden sich in gehölzfreien Bereichen des Projektgebietes. Eine Zunahme von Gehölzen, wie sie in einigen Flächen im Niedermoor beobachtet wurde, stellt für die Bekassine, die auch in Erlenbrüchen angetroffen wird, höchstens eine geringfügige Verschlechterung der Habitatqualität dar. Die Siedlungsdichten in Erlenbrüchen sind bei dem von FLADE (1994) ausgewerteten Datenmaterial geringer als die in offenen Landschaftstypen; das Projektgebiet wird jedoch weiter von der Bekassine besiedelt werden können.

Wachtelkönige zeigten im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2000 und 2001 unterschiedlich stark ausgeprägte Gehölzmeidungen. SCHÄFFER (1999) stellte eine Nutzung von Weidengebüschen besonders zu Beginn der Brutzeit fest, später wurden Gehölzbestände in seinen Untersuchungen nicht mehr aufgesucht. Während die Art also Einzelgehölzen gegenüber tolerant ist, werden Erlenbrüche in Mittel- und Norddeutschland nicht besiedelt (FLADE 1994). Ab welcher Gehölzdichte Lebensräume nicht mehr besiedelt werden, ist jedoch nicht bekannt. Langfristig wird das Projektgebiet wahrscheinlich durch das Gehölzaufkommen weniger attraktiv für den Wachtelkönig und langfristig voraussichtlich ganz von ihm aufgegeben werden, da die Art ihre Reviere nicht auf den Mineralboden verlagern wird. Vorkommen in Grünländern auf Mineralböden sind aus Schleswig-Holstein nicht bekannt (BERNDT 2002).

Der Schlagschwirl hat durch die Zunahme von Gehölzen auf den Niedermoorböden selbst nach 20 Jahren keine Habitatverschlechterung zu erwarten, Bekassine und Schilfrohrsänger zeigen in Erlenbrüchen geringere Siedlungsdichten.

Das Gehölzaufkommen ist für meisten untersuchten gefährdeten Arten langfristig mit einer Verschlechterung der Habitatqualität verbunden, die wenigsten Arten werden das Projektgebiet aufgrund der Gehölzentwicklung in den nächsten 20 Jahren jedoch verlassen. Neuntöter, Wiesenpieper und Braunkehlchen werden ihre Reviere langfristig wahrscheinlich auf die Mineralböden verlagern. Einzig der Wachtelkönig wird das Gebiet in 20 Jahren bei einem fortgesetzten Gehölzaufwuchs wahrscheinlich nicht mehr besiedeln.

Krautschichthöhe

Die Krautschichthöhe und die Anzahl der Vegetationstypen beschreiben unterschiedliche Aspekte der Vegetationsheterogenität. Die direkten Registrierungen in verschiedenen Krautschichthöhen ermöglichen eine Einschätzung der Bedeutung der Beweidungsintensität für die betrachteten Vogelarten. Das Braunkehlchen ist die Vogelart mit dem breitesten

Spektrum an genutzten Vegetationshöhen, gefolgt von Neuntöter und Wiesenpieper. Diese Arten dürften auf Extensivweiden optimale Bedingungen vorfinden. Mehrere Höhenklassen in höherer Vegetation wurden vom Schilfrohrsänger und Schlagschwirl genutzt. Die Bekassine verhält sich ähnlich wie die beiden vorherigen Arten, sie scheint jedoch insgesamt niedrigere Bestände zu bevorzugen. Dieser Befund ist auf das frühe Verlassen der Reviere zurückzuführen. Bereits im Juni hatten die meisten Bekassinen ihre Reviere aufgrund der Trockenheit aufgegeben, so dass Nachweise in höheren Vegetationsbeständen fehlen. Feldlerche und Wachtelkönig nutzten nur wenige Höhenklassen und profitierten nach den vorliegenden Ergebnissen nicht von heterogenen Beweidungsintensitäten. Die Feldlerche nutzt die niedrigwüchsigen Bestände, während der Wachtelkönig die hochwüchsigen Bereiche besiedelt. Der Wachtelkönig ist aber in der Lage zwischen Inseln höherer Vegetation in Extensivweiden zu wechseln und kommt demnach auch in einem Mosaik unterschiedlicher Vegetationshöhen vor. Offene Bodenstellen sind für Feldlerche, Bekassine, Neuntöter, Wiesenpieper und Braunkehlchen allerdings von Bedeutung. Diese Struktur entsteht aufgrund des Viehtritts infolge der Beweidung oder aufgrund schwankender Wasserstandshöhen im Flusslauf.

Fünf Paare des Braunkehlchens, fünf Neuntöter- und vier Wiesenpieperpaare wurden im Jahr 2000 von MENGE (2001) im Projektgebiet intensiver beobachtet. Bei den Untersuchungen wurde dieselbe Klasseneinteilung der Krautschichthöhen verwendet und die Nutzung mit dem Angebot der jeweiligen Krautschichthöhe verglichen. Es konnten bei fünf Braunkehlchenpaaren jeweils andere Präferenzen für bestimmte Krautschichthöhen festgestellt werden, gemeinsam war allen Revierpaaren jedoch eine unterdurchschnittliche Nutzung von Beständen der Vegetationshöhen 1-80 cm. Bei den Neuntöttern zeigte sich dieselbe Strukturpräferenz: Vegetation unter 80 cm Höhe wurde von den fünf untersuchten Paaren gemieden, offene Bodenstellen wurden - wie beim Braunkehlchen - von einigen Paaren intensiv genutzt. Bei dieser Methode wird die in einer Vegetationshöhe verbrachte Zeit mit dem Angebot an verschiedenen Alternativflächen verglichen. Wie groß die Nahrungsmenge ist, die in einer Höhenklasse erbeutet wird, kann nicht ermittelt werden.

Von den vier untersuchten Paaren des Wiesenpiepers wurde die Vegetationshöhe 1-10 cm gemieden, die zum Brutzeitpunkt in keinem Revier mehr als 5 % der Revierfläche einnahm. Die Mehrzahl der Registrierungen erfolgte in den Krautschichthöhen 11-80 cm und lag damit niedriger als bei Braunkehlchen und Neuntöter. In der Literatur ist für den Wiesenpieper eine Bevorzugung von niedriger Vegetation angegeben. Bei Untersuchungen von HÖTKER & SUDFELDT (1982) wurden 99 % aller Tiere in Vegetationshöhen unter 10 cm nach Nahrung suchend festgestellt und der Bruterfolg war mit dem Anteil niedrigwüchsiger Vegetation korreliert. Demnach wären die Reviere im Eidertal keineswegs Optimalhabitate, obwohl die Siedlungsdichten in Reesdorf 1 mit 3,9 Revieren pro 10 ha sehr hoch (FLADE 1994) und die Reviere entsprechend klein waren. Ursache für die abweichenden Ergebnisse ist wahrscheinlich eine indirekte Beziehung zur Krautschichthöhe. Die Krautschichthöhe ist im Vergleich zur Dichte noch einfach zu messen, der zweite Faktor gibt die benötigten Habitateigenschaften jedoch wahrscheinlich besser wieder. Auch für Großseggenriede mit

einheitlichen Vegetationshöhen zwischen 50 und 100 cm sind von FLADE (1994) sehr hohe Dichten des Wiesenpiepers dokumentiert worden. Dieser Vegetationstyp ermöglicht den Tieren eine Bewegung am Boden zwischen den lückigen Beständen. Aufgrund der sehr hohen Siedlungsdichten wird angenommen, dass die höheren Krautschichtstrukturen, wie sie in den langjährigen Extensivweiden in Reesdorf 1 angetroffen wurden, für den Wiesenpieper keine suboptimalen Habitate darstellen.

Vegetationstypenanzahl

Es wird erwartet, dass extensive Beweidung die Heterogenität der Vegetation beeinflusst. Beweidung kann zunächst kurzfristig die Krautschichthöhe ändern, langfristig aber auch die Artenzusammensetzung der Vegetation beeinflussen (ELLENBERG 1986). Die Anzahl der Vegetationstypen auf ehemals intensiv beweideten Flächen oder langjährigen Brachen nimmt wahrscheinlich nach einigen Jahren zu.

Der Neuntöter zeigt eine positive Korrelation mit der Anzahl der Vegetationstypen und profitiert wahrscheinlich von den langfristigen Auswirkungen der Beweidung. Wachtelkönig, Bekassine, Schlagschwirl und Feldlerche zeigen eine negative Korrelation mit der Anzahl der Vegetationstypen. Ob Flächen bei einer Zunahme der Heterogenität der Vegetationstypen von diesen Arten langfristig gemieden werden, kann aufgrund der zeitlichen und räumlichen Begrenzung der Untersuchung nicht beurteilt werden.

4.3 Nestvertritt

Einleitung

Erste Beobachtungen im stark reliefierten Untersuchungsgebiet zeigten eine starke Konzentration der Rinderbestände in bestimmten Weideabschnitten. Es schien möglich, dass der Bruterfolg in einigen Teilbereichen durch Rindervertritt in bedeutsamen Größenordnungen beeinträchtigt wird, wie es in anderen Untersuchungen für Limikolen dokumentiert wurde (BEINTEMA & MÜSKENS 1987). Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit der Ermittlung des Risikos, dass Nester von boden- oder bodennah brütenden Vogelarten von Rindern zertreten werden. Dabei wird der Frage nachgegangen, ob sich das Vertrittisiko gleichmäßig auf die Weide verteilt und inwieweit sich Unterschiede zwischen den Bodentypen (Mineralboden/Niedermoor) finden lassen. Ziel der Untersuchung war die Entwicklung eines Modells zur Einschätzung des artspezifischen Nestverlustes bodenbrütender Vogelarten in Abhängigkeit von Bodenverhältnissen, Rinderdichte und Weidebeginn. Die Viehtrittuntersuchungen wurden auf der Weide Grevenkrug im Jahr 2000 durchgeführt. Etwa 40 % der Fläche wird von Geschiebemergel eingenommen, die restlichen 60 % von Niedermoortorfen. Im Jahr 2000 wurde die Untersuchungsfläche im zweiten Jahr extensiv beweidet.

Methode

Untersuchungen zum Viehtritt von künstlichen Nestern wurden zumeist mit Geflügeleiern oder Tonscheiben durchgeführt (BAREISS et al. 1986, KOERTH et al. 1983). Es zeigte sich,



Abb. 36: Verwendete Nestatruppe bei den Vertrittuntersuchungen.

dass derartige Nestatruppen von den Rindern intensiv untersucht wurden, was zusätzliche Störungen bedingte (PAINE et al. 1997). Um möglichst unbeeinflusste Messwerte zu erhalten, wurde daher ein anderes Verfahren angewendet. Hierzu wurden, in Abwandlung einer Methode von KIECHLE (1995), Kreise mit einem Durchmesser von 10 cm mit Streichhölzern im Gelände ausgesteckt (Abb. 36). Diese Nestatruppen entsprechen in ihrer Größe den von KOERTH et al. (1983) und JENSEN et al. (1990) verwendeten Tonscheiben. Jeweils 11 „Nester“ wurden entlang jedes Transektes von jeweils 21 m Länge in gleichen Abständen ausgebracht.

Die 23 Transekte wurden so gewählt, dass sie die unterschiedlichen Vegetationstypen auf der Untersuchungsfläche repräsentieren und räumlich weit verteilte Bereiche abdecken (Abb. 38). Insgesamt wurden 253 Nester ausgebracht, davon 121 auf Mineralböden und 132 auf Niedermoorböden. Der Viehtritt wurde über einen Zeitraum von 21 Tagen regelmäßig alle drei Tage kontrolliert. Ein Nest wurde dann als zerstört gewertet, wenn mindestens ein Streichholz umgetreten worden war. In der Praxis war jedoch immer eine größere Anzahl Streichhölzern vom Viehtritt betroffen. Um die „Überlebensdauer“ eines Nestes berechnen zu können, wurde davon ausgegangen, dass der Viehtritt genau zwischen den beiden Kontrollen stattfand, also noch 1,5 Tage nach der letzten Kontrolle unversehrt war.

Die Viehtrittexperimente wurden in zwei Untersuchungszeiträumen durchgeführt. Die ersten Untersuchungen begannen am 1. Mai 2000 zum Zeitpunkt des Viehauftriebs und dauerten bis zum 21. Mai. Der zweite Untersuchungszeitraum begann am 16. Juni und endete am 7. Juli. Bei den aufgetriebenen Tieren handelte es sich um Staken, die im Laufe des Sommers ihr erstes Kalb auf der Weide bekamen. Zu beiden Terminen befanden sich unterschiedlich viele Rinder auf der Fläche: Im Mai waren es durchschnittlich 0,9 Rinder / ha, im Juni / Juli dagegen 1,5 Rinder / ha.

Zur Auswertung wurden die flächendeckend vorliegenden Ergebnisse der Trittkartierungen und die Brutvogelkartierung hinzugezogen, die nach den in den Kapiteln 3.4 und 4.2 beschriebenen Methoden durchgeführt wurden.

Zur Überprüfung der Repräsentativität der erhobenen Daten wurden Formeln zur Berechnung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Nestern und des Viehtrittsrisikos in Viehweiden herangezogen. Dabei wird die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von Nestern (s) nach BEINTEMA & MÜSKENS (1987), basierend auf MAYFIELD (1975), wie folgt berechnet:

$$s = a/a+b$$

In dieser Formel ist a = Anzahl der Nesttage und b = Anzahl der vertretenen Nester. BEINTEMA et al. (1982) berechnen für unterschiedliche Vogelarten und verschieden alte Rinder die Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester mit der Formel:

$$s = a^{(b * c)}$$

wobei a = artspezifische tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Alter der Rinder ist, b = Rinderdichte je ha und c = Anzahl Tage, die das Nest dem Viehtritt ausgesetzt ist.

Bei wehrhaften, offen brütenden Vogelarten wie Austernfischer, Kiebitz und Uferschnepfe konnten BEINTEMA et al. (1982) ein geringeres Viehtrittsrisiko feststellen als beim versteckt brütenden Rotschenkel. Es wird davon ausgegangen, dass der oben beschriebene Versuchsaufbau der Situation der Rotschenkelnester entspricht, da keinerlei Aktivität der Brutvögel einen Vertritt des Nestes verhindern konnte und die Attrappen in der zumeist hohen Vegetation von den Kühen nicht gesehen werden konnten. Für das Projektgebiet wird daher mit den Werten für die Rotschenkelnester gerechnet. Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit für Rotschenkelnester auf Weiden mit Kühen beträgt $a = 0,9730$ bzw. auf Weiden mit jungen Rindern $a = 0,9549$ (BEINTEMA et al. 1982). Die Anzahl der Untersuchungstage betrug 21 Tage. Aus der Überlebenswahrscheinlichkeit s wird das Viehtrittsrisiko (v) mit $v = 1 - s$ berechnet.

Für die auf der Untersuchungsfläche angetroffenen bodenah oder bodenbrütenden Vogelarten wurde anhand der Lage der Reviere ein artspezifisches tägliches Viehtrittsrisiko berechnet. Aus dem Viehtrittsrisiko der einzelnen Reviere zu einem Untersuchungszeitpunkt wurde ein Mittelwert gebildet und dieser Wert durch die Anzahl der Untersuchungstage (hier 21) geteilt. Dieser Tagesviehtrittwert wurde für beide Untersuchungszeitpunkte berechnet. Für den Zeitraum zwischen den Untersuchungen wurden die Viehtrittswerte einer Vogelart für gemittelt und ebenfalls durch 21 geteilt.

Um das Viehtrittsrisiko einer Art zu berechnen, muss nun die Dauer der Brutzeit mit den täglichen Vertritten zu unterschiedlichen Zeitpunkten multipliziert werden. Aus der Literatur wurde der früheste und mittlere Beginn der Brutzeit sowie die minimale und durchschnittliche Dauer der Brut- und Nestlingszeit (bei Nesthockern; bei Nestflüchtern nur

die Dauer der Brutzeit) entnommen und mit den jeweiligen unterschiedlichen Tagesviehtrittwerten multipliziert, die den Zeiträumen entsprechen (Tab. 36). Somit erhält man das durchschnittliche und minimale Viehtrittisiko, dem eine Art auf der Untersuchungsfläche ausgesetzt war.

Anschließend wurde der Viehtrittwert für die Nester der unterschiedlichen Vogelarten für ebenes Gelände mit gleichem Bodentyp bei gleichmäßiger Verteilung der Rinder berechnet. Hierzu wurden die gemessenen Viehtrittwerte auf der Gesamtfläche (39 % im Mai und 65 % im Juni / Juli) in Tageswerte umgerechnet (durch 21 geteilt) und nach dem in Tabelle 35 beschriebenen Rechenmuster weiter verarbeitet.

Ergebnisse

Während der ersten Untersuchungsperiode wurde auf der Gesamtfläche ein Nestverlust von 39 % festgestellt, im Juni / Juli lag der Gesamtverlust der Nester dagegen bei 65 %. Auf dem Mineralboden wurden im Mai 57 % der Nester vertreten und damit 2,6 Mal mehr als im Niedermoor (Abb. 37).

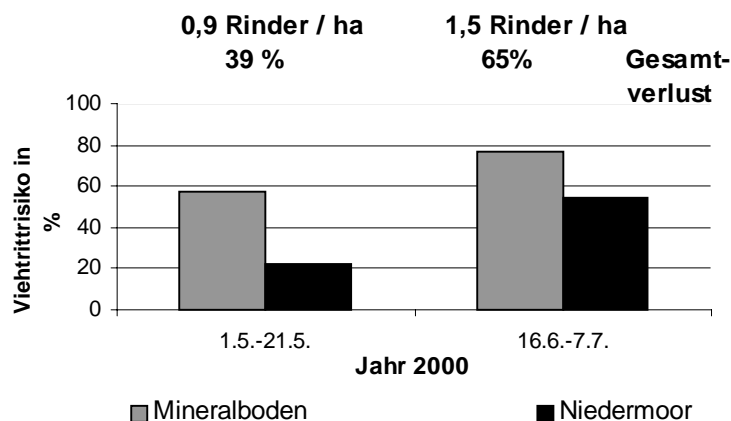


Abb. 37: Viehtrittisiko auf unterschiedlichen Bodentypen bei unterschiedlichen Rinderdichten und zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahr 2000.

Auch während der zweiten Untersuchungsperiode im Juni/Juli waren die Viehtrittverluste auf dem Mineralboden mit 77 % höher als auf den Niedermoorböden, für die ein Viehtrittisiko von 54 % ermittelt wurde. Zu beiden Untersuchungszeitpunkten waren die Unterschiede zwischen Mineralboden und Niedermoor signifikant (Kruskal-Wallis-One-Way ANOVA: Mai: $p = 0,009$; Juni/Juli: $p = 0,039$).

Errechnet man die tägliche Überlebensrate nach der von BEINTEMA & MÜSKENS (1987) verwendeten Formel, ergibt sich bei einer Beweidungsintensität von 0,9 Rindern / ha ein Wert von $s = 0,976$ auf der Gesamtfläche. Bei einer Besatzdichte von 1,5 Rinder / ha beträgt die tägliche Überlebensrate der Nester $s = 0,947$.

Die gemessenen Werte für den Nestverlust durch Viehtritt scheinen zunächst überraschend hoch. Es stellt sich die Frage, ob es sich hierbei um realistische Größenordnungen handelt. Durch die Anwendung der von BEINTEMA et al. (1982) verwendeten Formel ergeben sich für unterschiedlich alte Rinder für Rotschenkelnester die in Tabelle 33 aufgeführten Werte.

Tab. 33: Im Projektgebiet gemessenes und nach BEINTEMA et al. (1982) berechnetes prozentuales Vertrittisiko von Nestern.

Rinder / ha	gemessen	berechnet	
		Junge Rinder	Milchkühe
0,9	39%	57%	40%
1,5	65%	77%	58%

Die im Projektgebiet ermittelten Werte für den Nestverlust bei Beweidung mit jungen Kühen stimmen von der Größenordnung her recht gut mit den nach BEINTEMA et al. (1982) errechneten Werten überein, so dass die experimentell ermittelten hohen Werte für das Viehtrittisiko als nicht zufällig angesehen werden.

Um einen flächendeckenden Überblick über das Viehtrittisiko auf der Weide zu bekommen, wurden die an den 23 Transekten ermittelten Viehtrittwerte mit der fünfstufigen Viehtrittkarte für den jeweiligen Untersuchungszeitraum verschnitten (Abb. 38).

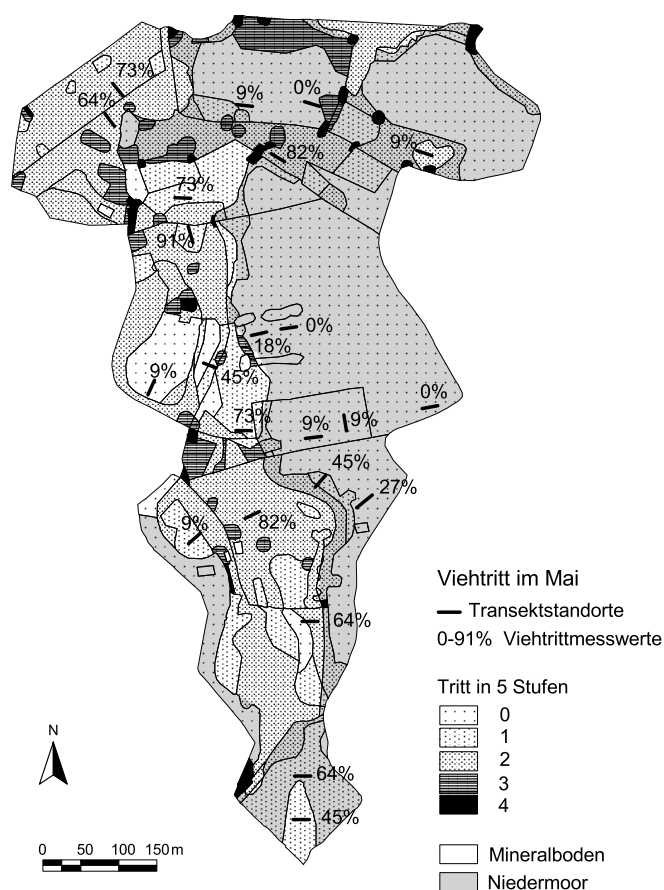


Abb. 38: Verteilung der Bodensubstrate, Lage der 23 Transekte mit Viehtrittmesswerten in Prozent und fünfstufige Viehtrittkartierung nach Augenschein auf der Untersuchungsfläche am 21. Mai 2000.

Es zeigte sich, dass die Messwerte innerhalb der fünf Stufen sehr stark schwanken. Da außerdem nicht für alle Viehtrittstufen Werte vorliegen, erscheint eine fünfstufige Einteilung für die Auswertung nicht sinnvoll. In Tabelle 34 werden die gemessenen Viehtrittwerte mit

Tab. 34: Abgleich von nach Augenschein kartierten Viehtrittstufen und in den Transekten gemessenen Viehtrittwerten (Messwerte) mit Übertragung der fünfstufigen Skala in eine dreistufige.

Viehtrittstufe	Messwerte im Mai (%)	Mittelwert	Gruppierte Viehtrittstufen	Messwerte im Juni/Juli (%)	Mittelwert	Gruppierte Viehtrittstufen
0	0, 9, 0, 18, 9, 9, 0, 9, 27	9 %	9 %	36, 27, 36	33 %	33 %
1	73, 91, 45, 73, 45, 9, 64, 45	56 %	58 %	-	-	70 %
2	73, 64, 82, 82, 64, 9	62 %		100, 64, 82, 64, 100, 36, 64, 73, 55, 73, 82, 18, 27, 36, 100, 100, 91, 100	70 %	
3	-	-	100 %	91	91 %	100 %
4	-	-		-	-	

den jeweils kartierten Viehtrittstufen verglichen und ein rechnerisches Übertragungsverfahren für die Gesamtfläche in Form von gruppierten Viehtrittstufen angewendet.

Die im Mai gemessenen Mittelwerte und die Standardabweichung der Viehtrittstufen 1 und 2 unterscheiden sich nicht signifikant (Mann-Whitney U-Test: $U = 18,5$; $p = 0,47$). Die Stufen wurden zusammengefasst und ein gemeinsamer Mittelwert neu berechnet. In den Flächen der Viehtrittstufen 3 und 4 lagen keine Transekte und damit liegen keine Messwerte für diese Viehtrittstufen vor. Es konnte keine sinnvolle Unterteilung zwischen den beiden Stufen gefunden werden, daher wurden sie zusammengelegt und das Viehtrittsrisiko aus mathematischen Gründen mit 100 % angenommen. Um die Richtigkeit dieser Zuordnung zu überprüfen, wurde das Viehtrittsrisiko auf der Gesamtfläche in Tabelle 35 neu berechnet.

Tab. 35: Viehtrittsrisiko auf der Gesamtfläche nach Übertragung der fünfstufig klassifizierten Viehtrittkartierung in eine dreistufige Skala.

Stufe	Fläche in m ² im Mai	Vertritt in % nach dreistufiger Skala	Produkt von Fläche (1) x Viehtritt (2)	Fläche in m ² im Juni / Juli	Viehtritt in % Juni / Juli nach dreistufiger Skala	Produkt von Fläche (4) x Viehtritt (5)
	1	2	3	4	5	6
0	153062	9	1377558	82848	33	2733984
1	61484	58	3566072	4187	70	293090
2	123377	58	7155866	247181	70	17302670
3	18481	100	1848100	24281	100	2428100
4	4748	100	474800	2652	100	265200
Summe	361152		14422396	361149		23023044
Gesamtviehtritt (Summe 3:1 bzw. 6:4)			40 %			64 %

Aus dieser Berechnung ergibt sich ein Viehtrittsrisiko von 40 % auf der Gesamtfläche für Mai und 64 % für Juni/Juli. Diese Werte entsprechen den experimentell ermittelten Werten von 39 % bzw. 65 % sehr gut, so dass das Übertragungsverfahren als geeignet angesehen wird.

Um das Risiko, dass Nester durch Viehvertritt verloren gehen, in der Brutperiode 2000 genauer einschätzen zu können, wurden die Ergebnisse der Revierkartierung herangezogen. Von den auf der Untersuchungsfläche nachgewiesenen 33 Brutpaaren, die direkt in den Grünlandflächen nisteten, brütete nur ein Paar des Sumpfrohrsängers auf dem Mineralboden, alle übrigen im Niedermoor (Abb. 39).

Nicht alle in der Abbildung aufgeführten Brutpaare hatten im Mai Eier oder flugunfähige Junge, die durch Viehtritt gefährdet waren.

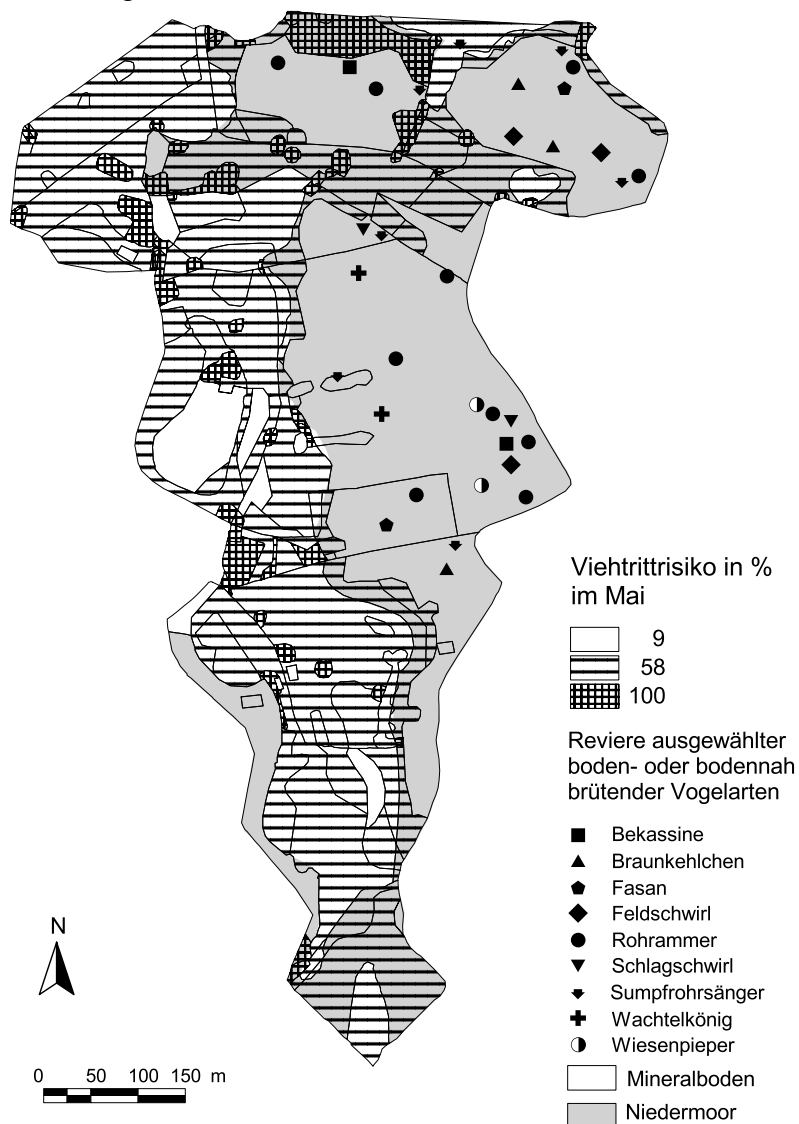


Abb. 39: Viehitrittrisiko vom 1. - 21. Mai 2000 und Lage der Reviere boden- oder bodennah brütender Vogelarten.

Um das Viehitrittrisiko für spätere Bruten beurteilen zu können, wurde der zweite Untersuchungszeitraum hinzugezogen (Abb. 40). Einige Arten beginnen erst nach dem 21.5. mit der Eiablage, andere hatten schon vor dem 1.5. mit der Brut begonnen. Darüber hinaus beträgt die Dauer der Brut- und Nestlingszeit, in der die Gelege dem Viehtritt ausgesetzt sind, selten genau 21 Tage. Aus den Karten kann das Viehitrittrisiko demnach nicht direkt abgelesen werden.

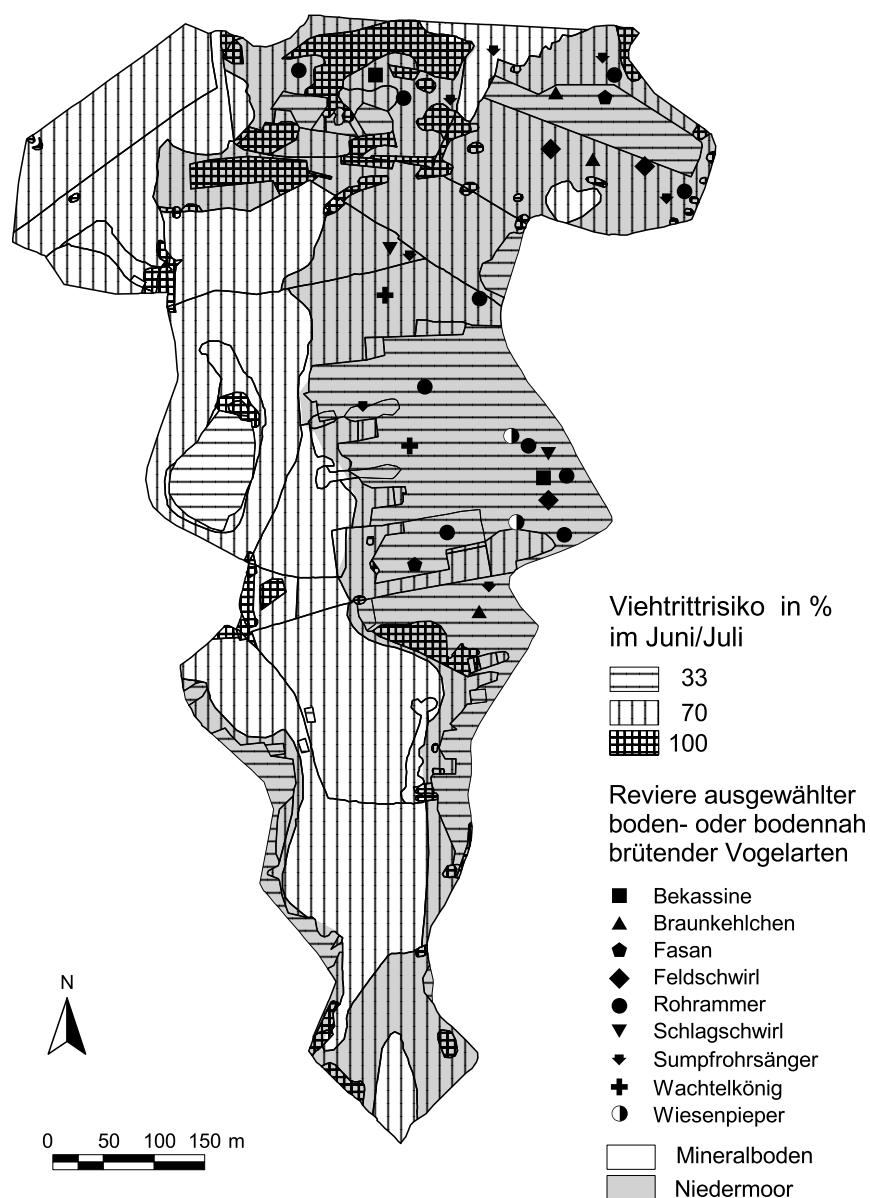


Abb. 40: Viehtrittisiko vom 16. Juni - 7. Juli 2000 und Lage der Reviere boden- oder bodennah brütender Vogelarten.

Die Berechnung des Viehtrittrisikos einzelner Arten im Untersuchungsjahr kann nur einen Näherungswert ergeben, nicht zuletzt aufgrund des geringen Stichprobenumfanges. Aus den Tagesviehtrittwerten zu unterschiedlichen Zeitpunkten wurde für die einzelnen Arten nach Literaturdaten je nach Brutbeginn und Brutdauer ein minimales und durchschnittliches Viehtrittisiko berechnet (Tab. 36). Ein maximales Viehtrittisiko konnte nicht berechnet werden, da für Bruten nach dem 7.7. keine Messwerte mehr vorliegen.

Tab. 36: Berechnung des minimalen und durchschnittlichen Viehtritttrisikos am Beispiel des Braunkehlchens.

	1.4. - 30.4.	1.5. - 21.5.	22.5. - 15.6.	16.6. - 7.7.	Rechenweg
Tagesvertrittwerte	0%	0,43%	1,3%	2,1%	
Frühste und kurze Bruten		22 Tage			$21 \times 0,43 + 1 \times 1,3 = 10\%$
Durchschnittswerte für Brutbeginn und Brutdauer			25 Tage		$9 \times 0,43 + 16 \times 1,3 = 25\%$

Nur beim Wachtelkönig wurde von diesem Verfahren abgewichen, da die erste Registrierung auf der Untersuchungsfläche deutlich später lag als der Literaturwert für den durchschnittlichen Brutbeginn. Daher wurde der Literaturwert für den durchschnittlichen Brutbeginn berechnet und das Viehtritttrisiko im Projektgebiet durch die spätere Ankunft zusätzlich in Klammern angegeben (Tab. 37).

Das Viehtritttrisiko wurde für die Untersuchungsfläche mit der heterogenen Verteilung der Rinder auf den unterschiedlichen Bodentypen und für Flächen mit einer homogenen Verteilung der Rinder bei einheitlichem Bodentyp berechnet. Die Auswirkungen eines späteren Weidebeginns und einer konstanten Rinderdichte von 0,9 Rindern / ha bei einheitlichem Bodentyp wurden ebenfalls berechnet.

Tab. 37: Artsspezifisches Viehtritttrisiko (V.) durch die Revierwahl auf der untersuchten Probefläche mit Wechsel der Bodentypen (36% Mineralboden; 64% Niedermoor) und auf Weiden mit einheitlichem Bodentyp, minimales Viehtritttrisiko durch potentiellen frühen Brutbeginn, Viehtritttrisiko bei 14 Tage späterem Weidebeginn sowie bei gleichbleibender Rinderdichte von 0,9 Rindern / ha.

Anzahl Brutpaare auf der Probefläche	Weide mit Wechsel von Bodentypen			Weide mit einheitlichem Bodentyp		
	Durchschnittliches V. in %	Minimales V. in %	V. in % bei Weidebeginn 14 Tage später	Durchschnittliches V. in %	V. in % bei Weidebeginn 14 Tage später	Gleichbleibende Rinderdichte von 0,9 Rindern/ha
2 Bekassine	1	0	0	6	0	6
2 Wiesenpieper	5	0	0	22	0	22
2 Fasan	9	0	3	37	11	37
10 Rohrammer	10	4	4	43	17	43
3 Braunkehlchen	25	10	11	56	43	47
2 Wachtelkönig	26 (42)	9	19	43	40	32
3 Feldschwirl	32	14	13	58	46	47
2 Schlagschwirl	50	25	33	67	59	48
7 Sumpfrohrsänger	56	22	42	72	62	45

Dem geringsten Viehtritttrisiko waren Nester von Arten ausgesetzt, die früh brüten, wie Wiesenpieper, Rohrammer (jeweils ohne Berücksichtigung der Zweitbruten), Bekassine und Fasan. Ein mittleres Viehtritttrisiko besteht für Braunkehlchen, Wachtelkönig und Feldschwirl, während Schlagschwirl und Sumpfrohrsänger auf der Untersuchungsfläche einem Viehtritttrisiko von 50-56 % ausgesetzt waren. Die Betrachtung des minimalen Viehtrittwertes

bei sehr frühen Brutbeginn zeigt, dass innerartliche Variationen beim Zeitpunkt des Brutbeginns das Viehtritttrisiko um etwa 50 % senken können.

Auf Weiden mit einer gleichmäßigen Raumnutzung durch die Rinder sind alle Arten einem deutlich höheren Viehtritttrisiko ausgesetzt. Der Vergleich verschiedener Maßnahmen des Weidemanagements zeigt, dass sich bei später brütenden Arten ein 14 Tage späterer Weidebeginn weniger auf das Viehtritttrisiko auswirkt als eine konstant niedrig gehaltene Rinderdichte von 0,9 Rindern / ha im Vergleich zu 1,5 Rindern / ha. Früh brütende Arten profitieren dagegen sehr stark von einem späteren Weidebeginn.

Diskussion

Die Bedeutung der Ergebnisse der Untersuchung liegt weniger in der Bestimmung eines exakten Nestverlustwertes. Die Zahlen in der Tabelle 37 dürfen nicht darüber hinweg täuschen, dass es sich nur um Näherungswerte für das artspezifische Viehtritttrisiko handelt. Trotzdem erlaubt die Bestimmung dieser Werte Einsichten in die Größenordnungen der Viehtrittverluste, Steuerungsgrößen des Viehtritttrisikos und einen Vergleich der Arten untereinander. Es zeigt sich, dass auch bei extensiver saisonaler Beweidung bei einigen Vogelarten ernstzunehmende Größenordnungen von Nestverlusten durch Rinder auftreten. Die exakte Quantifizierung ist dabei schwierig, wie sich durch die innerartliche Schwankungsbreite der Viehtrittwerte bei frühem Brutbeginn zeigt. Die größten Unterschiede im Viehtritttrisiko treten jedoch zwischen den Arten auf und sind durch den artspezifischen Beginn der Brutzeiten bedingt. Die Unterschiede in der Futterqualität zwischen Niedermoor und Mineralboden auf der Untersuchungsfläche und die daraus folgende ungleiche Beweidungsintensität senken das Viehtritttrisiko für alle Arten in ähnlichen Größenordnungen gegenüber homogen beweideten Flächen; von einer geringeren Rinderdichte profitieren insbesondere die spät brütenden Arten, die früh brütenden Arten von einem späteren Weidebeginn.

Für Vogelarten, die nicht auf der Untersuchungsfläche angetroffen wurden und die daher hier nicht berücksichtigt werden, kann das Viehtritttrisiko auf Flächen mit homogenen Vegetationsbeständen nach der von BEINTEMA et al. (1982) entwickelten Formel berechnet werden. Auf reliefierten Flächen mit einem Wechsel von Futterqualitäten können hier nicht erfasste Arten teilweise nach dem Zeitpunkt ihres Brutbeginns zwischen die oben aufgeführten Arten eingeordnet werden. Auch wenn für nicht untersuchte Arten keine exakten Werte berechnet werden können, kann die Größenordnung des Viehtritttrisikos auf reliefierten Flächen näherungsweise bestimmt werden, wenn die fraglichen Arten ähnliche Habitatansprüche haben wie die hier untersuchten Arten. Alle untersuchten Arten weisen großen Ähnlichkeiten in der Habitatwahl auf, so dass das Viehtritttrisiko mit späterem Brutbeginn fast kontinuierlich ansteigt. Alle boden- oder bodennah brütenden Arten haben ihre Reviere in höherer Vegetation in wenig beweideten Weideabschnitten gewählt, es wurde fast ausschließlich auf den Niedermoorböden gebrütet. Nach ROSENTHAL et al. (1998) tolerieren die nachgewiesenen Brutvögel Verbrachung der Grünlandbestände oder sie

bevorzugen Brachen. Ein Weiderest aus dem Vorjahr ermöglicht es Brache- und brachetoleranten Arten, viehtrittarme Bereiche zur Nestanlage zu wählen.

Zu den Arten, deren Viehtrittisiko auf reliefierten Flächen nicht durch die Ergebnisse der Untersuchungen erfasst wird, gehören Arten wie Feldlerche oder Kiebitz, die niedrige, strukturarme Vegetationsbestände bevorzugen. Diese Arten fehlen auf der Untersuchungsfläche, da die Gehölzdichte und das Geländere relief nicht den Habitatansprüchen der Arten entsprechen (GLUTZ v. BLOTZHEIM et al. 1975, GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1985).

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass auch bei halbjähriger Extensivbeweidung insbesondere die spät brütenden Vogelarten hohe Brutverluste durch Viehtritt zu erwarten haben. Dabei wirkt sich eine sehr heterogene Futterqualität innerhalb einer Weide positiv auf die Überlebensrate von Gelegen brachetoleranter Vogelarten aus. Auf Flächen mit einheitlicher Futterqualität und mit einer gleichmäßigen Nutzung durch die Rinder erhöhen sich die Brutverluste aller in den Flächen nachgewiesenen Vogelarten deutlich.

4.4 Vergleich mit anderen Untersuchungsgebieten

In verschiedenen Gebieten im norddeutschen Raum und England, aus denen Siedlungsdichteuntersuchungen vorliegen, sind Entwicklungen eingetreten, die bei Fortführung bestimmter Managementstrategien auch im Projektgebiet auftreten können (Anhang, Tab. 4). In einigen Niedermoorflächen in Schleswig-Holstein lassen sich genutzte und ungenutzte Flächen vergleichen (Tetenhusener Moor, Hohner See, Ramstedter Moor), andere Flächen wurden vernässt (Rhinluch) oder unterschiedlich lange extensiv beweidet (New Forest, Stiftungsland Schäferhaus). Entwicklungsprognosen lassen sich durch den Vergleich mit der Vogelbesiedlung in anderen Gebieten präzisieren. Dabei ist zu beachten, dass die Gebiete sich jeweils nur in Teilbereichen mit dem Projektgebiet vergleichen lassen. Ein Gebiet, in dem Mineralboden und Niedermoor extensiv beweidet werden und in dem Wiedervernässung stattgefunden hat, fand sich allerdings in keiner der beschriebenen Untersuchungsflächen, so dass sich eine direkte Übertragung vorhandener Ergebnisse nicht anbietet. Neben verschiedenen Niedermoorgebieten im norddeutschen Raum (Rhinluch: HIELSCHER (1999), Alte Sorge Schleife: NEHLS (2002), Ramstedter Moor: BRÄGER & DERNEDDE (1995), Tetenhusener Moor: MEYER (2001), Hohner See: STRUWE-JUHL & BÜTJE (1995)) und dem seit 1999 extensiv beweideten Truppenübungsplatz Schäferhaus auf Sandboden, bei Flensburg (HELLWIG-WALTER pers. Mitt.), konnten auch Daten zu Siedlungsdichten aus zwei Waldbereichen des New Forest gefunden werden (SMITH et al. 1992), die seit mindestens 200 Jahren beweidet werden.

Mit Ausnahme des New Forest befinden sich in allen Untersuchungsgebieten die meisten gefährdeten Vogelarten im Offenland. Dabei werden Kiebitz, Uferschnepfe und Kampfläufer in genutzten Flächen angetroffen, Drosselrohrsänger, Kranich, Wiesenweihe und Bartmeise wurden nur in ungenutzten Beständen nachgewiesen. Das Gebiet mit der größten Anzahl gefährdeter Vogelarten ist der Hohner See, mit großen Anteilen extensiv genutzter Kleinseggenwiesen. Ähnliche Standortbedingungen sind im Projektgebiet weder in Bezug auf

die Nährstoffverhältnisse noch auf das Geländere relief gegeben oder entwickelbar. Die wenigsten Vogelarten der Roten Liste wurden in den Brachen des Ramstedter Moores nachgewiesen. Hier sind Sukzessionsstadien unbekanntes Alters von verschiedenen Röhrichten bis hin zu Weidengebüschen vorhanden, die nur von einer geringen Anzahl von Schilfrohrsängern besiedelt werden. Im Vergleich zum Projektgebiet sind die Flächen sehr homogen strukturiert und das Gehölzaufkommen vollzieht sich rasch. Im Eidertal bei Flintbek sind auch in 13 Jahre alten Brachen kaum Gehölze aufgewachsen und die standörtliche Vielfalt führt zu einer heterogeneren Vegetationsstruktur in den Brachen.

Die Brachen des Rhinluchs sind von allen untersuchten Brachen von der höchsten Anzahl gefährdeter Vogelarten besiedelt, wobei neben den Offenlandarten auch Arten der Gehölzlandschaften angetroffen werden. Das Artenspektrum dieser Untersuchungsfläche ähnelt dem im Projektgebiet vorgefundenen am meisten. Ein Vergleich der Vogelbesiedlung nordwestdeutscher Moore mit denen in Nordostdeutschland zeigt nach KRATZ et al. (2001) einen höheren Anteil von gebüschbrütenden Arten im Osten und eine stärkere Strukturierung brachgefallener Standorte. Die Autoren stellen eine höhere Siedlungsdichte von Braunkehlchen, Feldschwirl und Sumpfrohrsänger in den östlichen Flächen fest, die Artenzahl der Wiesenlimikolen ist gleichzeitig auf 2-3 begrenzt. Die nordseeküstennahen Moore werden dagegen zumeist von 6-7 Limikolenarten besiedelt. Im Tetenhusener Moor, im Ramstedter Moor und am Hohner See wurden tatsächlich nur sehr geringe Anzahlen von Braunkehlchen angetroffen, Feldschwirl und Sumpfrohrsänger zeigen im Ramstedter Moor zwischen Heide und Husum jedoch ähnliche Siedlungsdichten wie im Rhinluch. Der Schlagschwirl tritt dagegen außer im Untersuchungsgebiet in keinem weiteren der in Schleswig-Holstein untersuchten Mooregebiete auf; ein Brutpaar des Neuntötters wurde im Tetenhusener Moor angetroffen. Der Schlagschwirl erreicht im Projektgebiet exakt seine während der Atlaskartierung ermittelte westliche Verbreitungsgrenze (Datenerhebung bis 1994) (BERNDT et al. 2002). Der Neuntöter besiedelt zwar auch die Geest, fehlt in der Marsch jedoch fast vollständig und ist daher im Ramstedter Moor auch nicht als Brutvogel zu erwarten. In Bezug auf die zu erwartende Limikolenbesiedlung, die gehölzbrütenden Arten und die Siedlungsdichten der Braunkehlchen gleicht das Projektgebiet daher weitgehend den von KRATZ et al. (2001) beschriebenen Verhältnissen der nordostdeutschen Mooregebiete.

Auf den nährstoffarmen Sandböden des ehemaligen Truppenübungsplatzes Schäferhaus kommen sehr hohe Dichten von Braunkehlchen und Feldlerchen vor, eine Situation, die im Projektgebiet auch bei einer langanhaltenden Extensivierung der Mineralbodennutzung höchstens kleinflächig auftreten wird. Auf den gering produktiven Standorten bei Flensburg führt die sehr extensive Ganzjahresbeweidung auf 220 ha mit etwa 0,5 Galloways pro ha zu einer Vegetationsstruktur, die von zahlreichen Feldlerchen besiedelt wird. Die Braunkehlchen erreichen dagegen ihre höchsten Dichten in dem südlichen Teilbereich, der im Jahr 2000 mit Schafen beweidet wurde und seitdem wieder ungenutzt blieb. Die nördliche Teilfläche wird auf etwa 110 ha nicht genutzt, die Vogeldata wurden hier jedoch nicht getrennt erhoben, so dass nicht ersichtlich wird, ob die Braunkehlchen im nördlichen Bereich nicht ebenfalls in den Brachen höhere Dichten erreichen.

Besonders bemerkenswert erscheint die Untersuchung aus England, wo in zwei Waldteilflächen des seit einigen hundert Jahren mit Haustieren beweideten New Forest nur eine einzige Vogelart der Roten Liste gefunden wurde (SMITH et al. 1992). Diese halboffenen Wälder mit sehr alten Baumstrukturen werden bis auf den Grünspecht ausschließlich von weit verbreiteten und häufigen Vogelarten besiedelt, die auch bei uns in Forsten angetroffen werden. Typische Halboffenlandbewohner wie Baumpieper waren nicht besonders häufig, Dorngrasmücken wurden nicht nachgewiesen, obwohl die Dorngrasmücke im südlichen England nicht seltener ist als bei uns (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Diese Arten kommen wahrscheinlich in anderen, nicht untersuchten Teilflächen des New Forest in größeren Dichten vor; auffällig ist jedoch, dass in den mehr als 1100 ha untersuchter Waldflächen eine typische Waldvogelavizönose angetroffen wird und Halboffenlandarten weitgehend fehlen.

Die bisher vorgestellten Vergleiche befassen sich alle mit der Anzahl der Brutpaare, die sich in einer Fläche angesiedelt haben, ein Aspekt, der jedoch nur einen Teil der Habitatqualität eines Lebensraumes ausmacht (MORRISON et al. 1992). Auch wenn die Nutzungsextensivierung und die Anhebung der Wasserstände eine positive Entwicklung von Beständen verschiedenere Vogelarten zur Folge haben müssten, bleiben solche Entwicklungen in der Praxis oft aus. Unter den sogenannten „Wiesenvögeln“ sind einige Arten, bei denen der Bruterfolg trotz Extensivierung und Wiedervernässung gering blieb. Insbesondere für Uferschnepfe und Kiebitz sind Schutzbemühungen in vielen Gebieten aus den unterschiedlichsten Gründen gescheitert. Diese Arten werden in der neuen bundesweiten Roten Liste daher höhergestuft (BAUER et al. 2002). Im Wesentlichen sind zwei Ursachenkomplexe an den Rückgängen beteiligt: das Nahrungsangebot und die Prädation (WITT 1986, SCHOPPENHORST 1996, GATTER 2000). Eine Nutzungsextensivierung ohne gleichzeitige Vernässung hat sich vielfach als nicht ausreichend für die Bestandsstabilisierung von Wiesenlimikolen erwiesen (EIKHORST & MAURUSCHAT 1996, KRETSCHMER et al. 2001, BELTING 2002). Doch auch eine Vernässung der Flächen ist häufig nur kurzzeitig erfolgreich (SCHOPPENHORST mündl.). Höhere Wasserstände führen zumeist zu einer Veränderung des Nahrungsangebotes. Die unterschiedlichen Invertebratenarten reagieren nicht gleichförmig, daher sind die Entwicklungen nicht direkt vorhersehbar; langfristig hatten die hohen Wasserstände auf Niedermoorböden jedoch häufig eine Versauerung der Flächen zur Folge. In diesem Stadium zeigen die meisten potentiellen Beutetiere rückläufige Bestände, so dass die für den Wiesenvogelschutz vernässten Flächen heute zum Teil wieder gedüngt werden (TABELING & DÜTTMANN 2002, BRANDSMA 2002).

Sehr viel komplizierter gestaltet sich der Schutz der Limikolen vor zunehmender Prädation, da eine Fülle von Faktoren das breite Räuberspektrum beeinflusst. In Flächen mit hohem Mäusevorkommen sind meist zahlreiche Räuber, insbesondere der Fuchs, aktiv, der dann bei Bestandsrückgängen der Mäusepopulation zu hohen Kükenverlusten beiträgt. Überschwemmungen haben meist das Ertrinken der Mäusepopulation zur Folge, so dass die Flächen bis zur erneuten Besiedlung durch die Mäuse für Arten wie den Fuchs zunächst wenig attraktiv sind (BELTING 2002). In der Alten Sorge Schleife kommen jedoch durch die dauerhaft hohen Grundwasserstände kaum Mäuse vor und entsprechend keine Füchse, es hat

sich jedoch ein neuer Räuber etabliert. Durch die hohen Wasserstände hat eine explosionsartige Entwicklung der Amphibienbestände stattgefunden, die zu einer Zunahme des Iltis geführt hat (KÖSTER & BRUNS 2002). In der Gesamtlandschaft kann jedoch noch ein weiteres Phänomen beobachtet werden: eine Zunahme von Kiebitzen, die gar nicht erst zur Brut schreiten (SCHOPPENHORT mündl.). Eventuell verhindert die Anwesenheit der Säuger bereits die Ansiedlung der Vögel, da sie UV-Licht wahrnehmen und Säugerurin daher sehen können (BOJE mündl.); es wird aber auch eine schlechte körperliche Verfassung für das Ausbleiben der Brutstimulierung diskutiert (SCHOPPENHORST mündl.).

Dieser kurze Problemumriss verdeutlicht die Schwierigkeiten, die sich auch bei einer Verbesserung der Habitategenschaften für einige gefährdete Arten ergeben können.

Dennoch lassen sich auch Arten finden, die von Vernässungen und Nutzungsextensivierung in den letzten Jahren profitiert haben. Im Ochsenmoor (1029 ha) in Niedersachsen finden bereits seit 1992 großflächige Vernässungen statt. Danach besiedelten Weißstorch, Knäkente, Löffelente, Tüpfelsumpfhuhn, Schilfrohrsänger, Wachtel und Wachtelkönig die Fläche neu (BELTING 2002). Bekassine, Wiesenpieper, Feldlerche und Schafstelze vervielfachten ihre Bestände, nur bei Uferschnepfe und Kiebitz konnten keine Bestandserholungen festgestellt werden. Ähnliche Entwicklungen zeigten sich auch in den Naturschutzgebieten im Fehntjer Tief (1352 ha), das ebenfalls in Niedersachsen liegt (PEGEL 2002). Hier lagen 70 ha brach, auf 200 ha war die Bewirtschaftung „mangelhaft“ - hier breitete sich Flatterbinse (*Juncus effusus*) aus, die restlichen Flächen wurden mit Auflagen bewirtschaftet. Zusätzlich zu den oben genannten Arten nahmen Krickente, Braunkehlchen, Blaukehlchen und Schwarzkehlchen zu. Bei Zunahme der Binsen verließen Kiebitz und Uferschnepfe die Flächen, Großer Brachvogel, Bekassine und Rotschenkel tolerieren die Verbrachung dagegen. Nicht alle der oben genannten Arten können zukünftig im Projektgebiet erwartet werden. Das Geländere relief und die Verbreitung der Arten lässt eine Ansiedlung von Uferschnepfe, Rotschenkel, Großem Brachvogel und Blaukehlchen heute unwahrscheinlich erscheinen (BERNDT et al. 2002). Für die verschiedenen Entenarten und das Tüpfelsumpfhuhn werden die Wasserstände im Projektgebiet bei Vernässung nicht hoch genug werden, solange die Sohle der Eider nicht angehoben wird. Negative Bestandsentwicklungen von Vogelarten durch eine Versauerung der Flächen sind im Projektgebiet dagegen weder bei einer Vernässung der Flächen mit Grundwasser noch mit Flusswasser zu erwarten.

Um möglichst vielen gefährdeten Vogelarten Lebensraum zu bieten, sind die Nutzungsverhältnisse, Wasserstände und die Gehölzverbreitung auf den Niedermoorflächen von besonderer Bedeutung. Viele der zu erwartenden und bereits angetroffenen gefährdeten Vogelarten sind Offenlandbewohner und werden die Niedermoorflächen bei fortgesetztem Gehölzaufkommen wahrscheinlich in 20 Jahren verlassen. Erlenwälder bieten dagegen Kranich, Pirol, Waldschnepfe und Kleinspecht Lebensraum, wobei der Kranich in Schleswig-Holstein als gefährdet gilt, der Pirol als selten (R) (KNIEF et al. 1995). Der Kranich bevorzugt allerdings sehr hohe Wasserstände im Erlenwald, die im Projektgebiet wahrscheinlich nicht erreicht werden können.

Für Vogelarten wie Braunkehlchen und Wiesenpieper sind die Mineralbodenflächen prinzipiell besiedelbar, bei Rinderdichten von 1,5 Tieren pro ha ist in Weidebereichen mit sehr hohen Futterwertzahlen jedoch die Viehtrittintensität so hoch, dass erfolgreiche Bruten auch bei extensiver Beweidung die Ausnahme bleiben dürften. Hier ist eine Reduzierung der Rinderdichten in etwa 15 Jahren die Voraussetzung dafür, dass beide Vogelarten ihre Reviere von den dann in größeren Teilen mit Gehölzen bestandenen Niedermoorflächen auf die Mineralböden verlagern und die Arten ihre heutigen Siedlungsdichten aufrecht erhalten können.

4.5 Zusammenfassung

Die Faktoren Nährstoffgehalte der Böden, Nutzungsintensität durch die Rinder und Wasserstände wirken sich direkt und indirekt auf die Vegetationszusammensetzung und -struktur eines Standortes aus. Dabei ist zu beachten, dass es keinen linearen Zusammenhang zwischen Grundwasserständen und der Nährstoffversorgung bzw. der Nährstoffverfügbarkeit gibt. Hohe Grundwasserstände begünstigen in nährstoffarmen Systemen die Entwicklung von Kleinseggenrasen, unter eutrophen Bedingungen dagegen die Entwicklung von Großseggenrieden oder Röhrichten (SCHRAUTZER 2001). Das Entwicklungspotential eines Standorts wird von der aktuellen Vegetation, den Nährstoffgehalten im Oberboden und den hydrologischen Bedingungen beeinflusst. Durch Vernässungsmaßnahmen ändern sich nicht nur die hydrologischen Standortseigenschaften, sondern auch die hydrochemischen (KOPPISCH et al. 2001). Die Wirkung von Vernässungsmaßnahmen auf die Nährstoffverfügbarkeit bzw. die Hydrochemie eines Standorts hängt wesentlich von dem dabei verwendeten Wasser ab. Regenwasser ist durch niedrige pH-Werte und geringe Stoffkonzentrationen gekennzeichnet, so dass die so vernässten Standorte eine Tendenz zur Versauerung und zum Teil zur Nährstoffverarmung zeigen. Bei Vernässungen in der weichseleiszeitlich geprägten Jungmoränenlandschaft im Norddeutschen Tiefland mit Grundwasser ist das Wasser in der Regel basenreich und - bei quantitativ bedeutsamen Anteilen älteren Grundwassers - auch nährstoffarm. Beides begünstigt die Entwicklung mesotropher Vegetationseinheiten, wie die einst für diesen Landschaftsraum typischen basenreichen Feuchtwiesen-Gesellschaften z. B. die *Juncus subnodulosus*-Gesellschaft (SCHRAUTZER 2001). Bei einer Vernässung mit Flusswasser kommt es zu direkten und indirekten Eutrophierungen, die die Entwicklung von Röhrichten fördern. Eine Vernässung mit Flusswasser mobilisiert zudem vorhandene Phosphorvorräte.

Auch die Pflanzen selbst führen in einigen Fällen zu einer Nährstofffreisetzung. Schilf ist durch sein Aerenchym in den Lage, seinen Standort selber zu eutrophieren, da in der unmittelbaren Wurzelumgebung durch den Sauerstoff die Mineralisation der Torfe fortschreitet. So können sich mesotrophe Standorte durch das Einwandern von Schilf in nährstoffreiche Systeme umwandeln (MITSCH & GOSSELINK 2000).

Der Zusammenhang von Nährstoffreichtum, Wasserständen und Nutzungsintensität und dem potentiellen Vorkommen von Vogelarten wird in Abbildung 41 veranschaulicht. Es handelt sich bei der Darstellung um eine Auswertung von Literaturdaten (FLADE 1994,

BÖLSCHER 1996) und eigenen Erhebungen, wobei nur zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen der Vogelarten unterschieden wurde, da zahlreiche regional wirksame Faktoren die Siedlungsdichten der Vögel beeinflussen. Die Nutzungsintensität berücksichtigt hier nur die Beweidungsintensität innerhalb von Extensivweiden. Auf Flächen mit einer hohen Nährstoffversorgung müssen nicht in jedem Fall Vegetationsbestände wachsen, die hohe Futterwerte aufweisen und intensiv beweidet werden; für Vegetationsbestände, die sich zuvor in konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung befanden ist dieser Zusammenhang jedoch gegeben.

Von den näher untersuchten Vogelarten im Projektgebiet zeigen Wachtelkönig, Bekassine, Schilfrohrsänger und Schlagschwirl eine enge Bindung an hohe Wasserstände, alle anderen Arten kommen außerhalb des Projektgebietes auch auf trockenen Flächen vor. Hochmoore, die durch hohe Wasserstände und geringe Nährstoffverfügbarkeit gekennzeichnet sind, können von Kiebitz und Feldlerche besiedelt werden, Schlagschwirl und Wachtelkönig kommen nur in nährstoffreicheren Flächen mit hohen Grundwasserständen vor.

Auch auf Extensivweiden gibt es bei heterogenen Vegetationsbeständen Bereiche, die aufgrund ihrer hohen Futterqualität sehr stark von Rindern frequentiert werden und für bodenbrütende Vogelarten wegen der hohen Beweidungsintensität nicht besiedelbar sind. Die einzige Ausnahme ist hier der Neuntöter, der seine Nester in Gehölzen anlegt und somit keine Brutauffälle durch den Tritt der Rinder erleidet oder zu Beginn der Brutzeit hohe Vegetationsbestände vorfinden muss, die auf intensiv befressenen Bereichen erst im Laufe des Sommers aufwachsen. Auf nährstoffreichen Standorten führt extensive Beweidung bei mittleren Verbissaktivitäten der Rinder während der Brutzeit zu einer hohen Vegetationsstruktur, so dass Arten wie Feldlerche und Kiebitz keine geeigneten Brutplätze vorfinden. Werden Weidebereiche dagegen sehr intensiv beweidet und sind bei Vegetationsbeginn niedrigwüchsig, siedelt sich potentiell die Feldlerche an, es sind dann jedoch hohe Nestverluste zu erwarten.

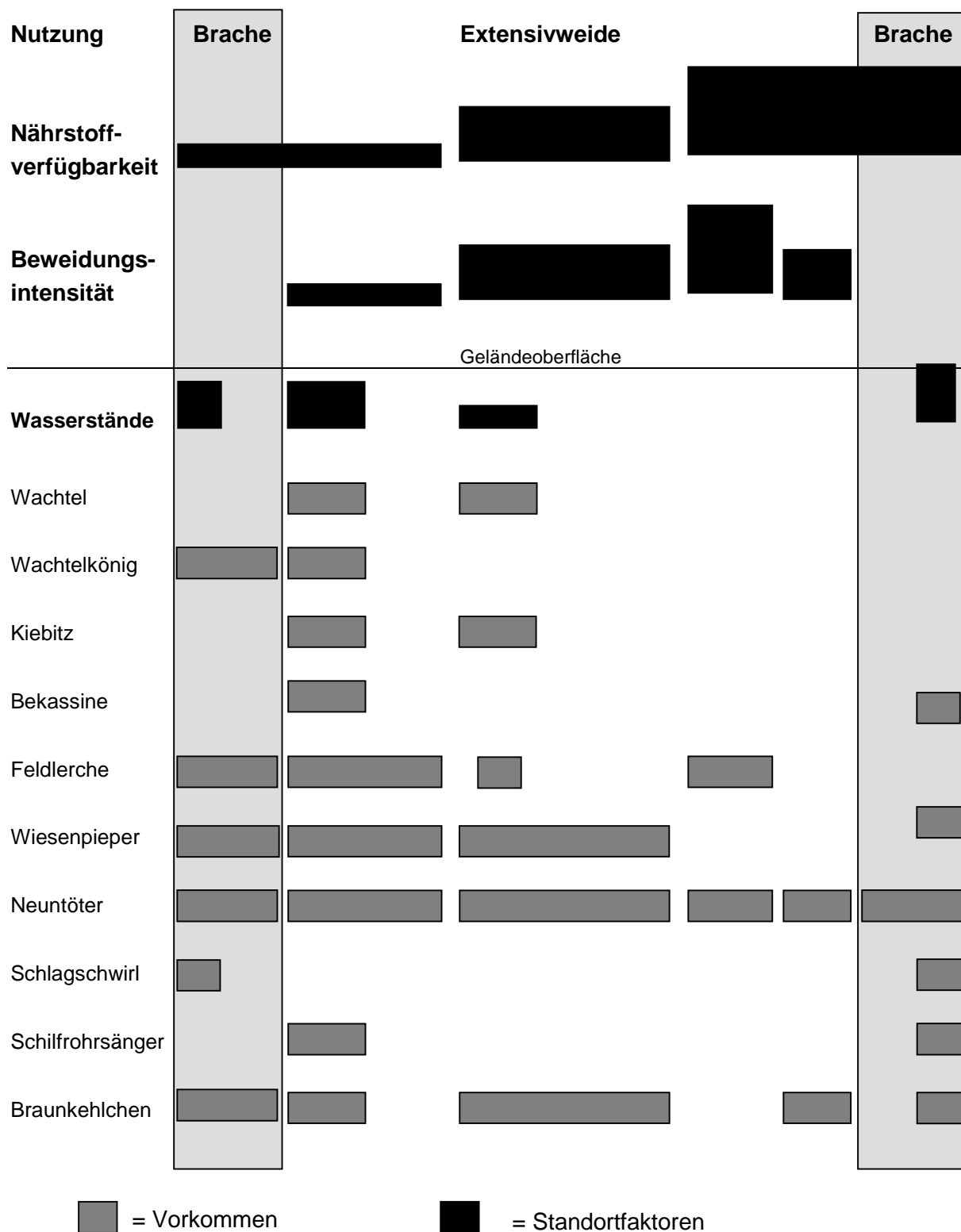


Abb. 41: Vorkommen ausgewählter Vogelarten auf oligo- bis eutrophen Standorten bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten (Brache / Extensivweide) und Wasserständen nach FLADE (1994), BÖLSCHER (1996) und eigenen Erhebungen.

Das Projektmanagement ist für die meisten der angetroffenen Vogelarten zunächst mit einer Zunahme nutzbarer Habitats verbunden, nur Arten, die sehr intensiv genutzte Bereiche besiedeln oder Brachen bevorzugen, finden weniger geeignete Flächen vor. Dabei bleiben nur

sehr kleine Flächen, die den Charakter von Intensivgrünland behalten werden. Diese Flächen haben jedoch - außer für die Feldlerche und einige Nahrungsgäste - kaum eine Bedeutung für Vögel. Unter den Nahrungsgästen im Projektgebiet befinden sich einige Arten, wie Sturmmöwe, Lachmöwe, Graugans und Kiebitz, die während der Brutsaison vornehmlich niedrigwüchsige Vegetationsbestände auf Intensivgrünländern genutzt haben. Eine Extensivierung wird zu einer Zunahme der Vegetationshöhe führen und die Habitatsignale für diese Arten möglicherweise verringern. Da dieser Nutzungstyp in der sonstigen Landschaft weit verbreitet ist und für die Feldlerche zudem eine ökologische Falle darstellt, weil die Tiere aufgrund der hohen Nutzungsfrequenz nicht erfolgreich brüten, ist die Umwandlung von Intensivgrünland in Extensivweiden im Projektgebiet ohne Einschränkung positiv zu bewerten.

Die Wiedernutzung von Brachen ist dagegen für Brutvögel wie Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Schlagschwirl zumindest kurzfristig mit einem Rückgang geeigneter Habitatstrukturen verbunden. Die Arten werden das Gebiet jedoch nicht verlassen und langfristig auch auf ehemaligem Intensivgrünland im Niedermoor siedeln können, das zur Zeit für die Arten nicht besiedelbar ist. Das Nutzungskonzept im Projektgebiet ermöglicht den meisten nachgewiesenen Vogelarten der Roten Liste in den nächsten Jahren eine Existenz im Projektgebiet; für Braunkehlchen, Wiesenpieper, Neuntöter und Bekassine werden darüber hinaus zunächst positive Bestandsentwicklungen durch die Extensivierung und Wiedervernässung erwartet. Mittelfristig muss jedoch aufgrund des Gehölzwachstums im Niedermoor mit einem Rückgang verschiedener Arten gerechnet werden. Wachtelkönig und Kiebitz werden das Gebiet aller Voraussicht nach nicht mehr besiedeln, Braunkehlchen und Wiesenpieper könnten prinzipiell auf den Mineralböden siedeln, ihre Dichten könnten jedoch zurückgehen. Möglicherweise macht sich zu diesem Zeitpunkt jedoch eine Aushagerung der nährstoffreichen Böden bemerkbar, die eine Verringerung der Rinderdichten erfordert, so dass die Arten dann auf den zur Zeit noch sehr intensiv von den Rindern frequentierten Bereichen brüten können.

5 Die Auswirkung extensiver Beweidung auf die Tagfalter

5.1 Artenspektrum

Einleitung

Die in dieser Arbeit untersuchten Tiergruppen zeichnen sich durch Unterschiede in den autökologischen Ansprüchen und dem Raumanspruch aus. Während in dem 330 ha großen Untersuchungsgebiet nur Teilpopulationen von Vögeln angetroffen werden, können von verschiedenen Tagfalterarten auf Flächen von 1-16 ha Größe langfristig überlebensfähige Populationen existieren (SETTELE et al. 1999). In Schleswig-Holstein betrifft dies 50 von 75 Arten, 32 der Arten mit einem geringen Raumanspruch stehen auf der Roten Liste (KOLLIGS 2003). Die Populationen einzelner Tagfalterarten stehen dabei entweder in einem regelmäßigen Austausch von Individuen und bilden offene Populationen, oder sie liegen

isoliert und bilden geschlossene Populationen (SETTELE et al. 1999). Für geschlossene Populationen gefährdeter Tagfalterarten hat der Naturschutz eine besondere Verantwortung, da eine Wiederbesiedlung der Standorte in einer fragmentierten Landschaft meist nicht mehr möglich ist. Die Wiederbesiedlungschancen hängen zum einen von der Verbreitung der Arten im Raum ab und zum anderen von deren Ausbreitungsfähigkeit. Über die Verbreitung von seltenen Tagfalterarten in Schleswig-Holstein liegen vergleichsweise gute Datengrundlagen in Form einer Atlaskartierung (KOLLIGS 2003) oder Expertenwissen vor. Die räumliche Lage von Populationen seltener Arten in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes war daher in Erfahrung zu bringen. Über die Ausbreitungsfähigkeit einzelner Tagfalterarten liegen ebenfalls Angaben vor (z. B. WEIDEMANN 1995), auch wenn der Kenntnisstand zur Ausbreitungsfähigkeit von SETTELE et al. (1999) als gering bezeichnet wird.

Während die Imagines der meisten Tagfalterarten fast ausschließlich Blütenbesucher sind, fressen die Raupen an einzelnen Pflanzengattungen, an einzelnen Pflanzenfamilien oder an verschiedenen Pflanzenfamilien. Für viele Tagfalterarten sind neben dem Vorkommen und häufig auch dem physiologischen Zustand der Raupenfutterpflanzen das Mikroklima und der räumlichen Verbund von Teilhabitaten von Bedeutung, da viele Arten im Laufe ihres Lebens verschiedene Biotope nutzen (EBERT & RENNWALD 1991, HERMANN 1992). Viele Tagfalter benötigen relativ hohe Temperaturen, um ihre Entwicklung abschließen zu können, und sind daher in ihrer Verbreitung in Schleswig-Holstein auf das südliche Lauenburg beschränkt (KOLLIGS 2003).

Die Umsetzung des Projektes „Weidelandschaft Eidertal“ ändert verschiedene für Tagfalter bedeutsame Parameter. Es bestehen direkte Beziehungen zwischen der Beweidung und den von den Faltern genutzten Pflanzen, langfristig ändern sich die Nährstoffverhältnisse in den Vegetationsbeständen durch die Aufgabe der Düngung, die Feuchteverhältnisse durch die Wiedervernässung und die räumliche Verzahnung von Gehölzen und Offenland.

Der Verbiss ändert zunächst die Altersstruktur der vorgefundenen Pflanzenteile und hat Auswirkungen für Arten, die ausschließlich ungenutzte oder genutzte Raupenfutterpflanzen zur Eiablage wählen (EBERT & RENNWALD 1991). Die Häufigkeit von Pflanzenorganen wie Blüten, die von einigen Arten zur Eiablage genutzt werden (RADLMAIR & DOLEK 2002), kann sich ebenso ändern wie die Häufigkeit von weideempfindlichen Pflanzenarten (OBERMEIER et al. 1999). Ein Rückgang der Raupenfutterpflanzen hat möglicherweise langfristige Populationsänderungen der Tagfalter zur Folge, auch wenn die Pflanzenarten weiterhin vorkommen werden.

Unter den Nährstoffen hat der Stickstoff eine besondere Bedeutung für die Tagfalter. Für wärmebedürftige Arten, die sich in der Krautschicht entwickeln haben sich die Temperaturbedingungen in den letzten Jahrzehnten durch Düngung oder Stickstoffeinträge aus der Luft nachteilig verändert, da in der dichteren Vegetation niedrigere Temperaturen und höhere Feuchtigkeit herrschen (GATTER 2000). Der Stickstoffgehalt der Futterpflanzen wirkt sich aber auch direkt auf die Entwicklung einiger Tagfalterraupen negativ aus. Ein höherer N-Gehalt führt zu einer erhöhten Sterblichkeit bei Raupen des Braunen Feuerfalters (*Lycaena tityrus*) und zu einem verfrühten Schlupf der dann kleinen Imagines (FISCHER & FIEDLER

2000). Während einige „Schadfalter“ positiv auf erhöhte Stickstoffmengen in ihren Futterpflanzen reagieren, warnen die Autoren vor möglichen flächendeckenden Auswirkungen auf die Reproduktion von Tagfalterarten, die auf nährstoffarmes Grünland spezialisiert sind.

Die Wasserstände sind zumeist indirekt über die Vegetationsausprägung für die Tagfalter von Bedeutung. Nach den Magerrasen sind die Feuchtwiesen bundesweit der Lebensraum mit den meisten gefährdeten Tagfalterarten (PRETSCHER 1998). In den Flutrasen ist nur das kleine Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) in Schleswig-Holstein weiter verbreitet (EBERT & RENNWALD 1991, KOLLIGS 2003).

Etwa 15 % aller Tagfalterarten sind nach der Einordnung von WEIDEMANN (1995) Biotopkomplexbewohner, die eine enge Verzahnung von Biotopen oder Biotopstrukturen benötigen. Da diese Arten bereits bei einer Veränderung in einer dieser Strukturen zurückgehen, sind 60 % der Arten in Schleswig-Holstein inzwischen gefährdet (KOLLIGS 2003). Es gilt zu prüfen, welche Arten im Projektgebiet von einer zunehmenden Verzahnung von Gehölzen und Offenland infolge langjähriger Extensivbeweidung ohne Weidepflege profitieren können.

Ziel der Untersuchungen war zunächst die Erfassung des Artenbestandes vor der Nutzungsumstellung, der in zahlreichen anderen Projekten nicht mehr rekonstruiert werden kann (z. B. RADLMAIR & DOLEK 2002). Über die räumliche Verbreitung von Arten innerhalb des Projektgebietes und den Vergleich mit bekannten Vorkommen außerhalb der untersuchten Fläche ist die Identifikation von geschlossenen Populationen möglich. Zur Einschätzung der Bedeutung einzelner Vegetationstypen sind Transektbegehungen in den häufigsten Vegetationseinheiten bei unterschiedlicher Nutzungsintensität durchgeführt worden. Gleichzeitig wurde das Blütenangebot während der Tagfalterzählungen erfasst. Anhand von Literaturdaten und Vergleichen von unterschiedlich alten Extensivweiden im Gebiet erfolgt eine Prognose der Entwicklung der Tagfalterbestände infolge der geänderten Nutzung.

Methode

In den Jahren 1999 bis 2002 sind neben systematischen Erhebungen alle Einzelfunde im gesamten Untersuchungsgebiet dokumentiert worden. Für die beiden gefährdeten Perlmutterfalterarten erfolgte eine Abschätzung der Populationsgrößen anhand einer flächigen Kontrolle des besiedelten Gebietes (*Boloria aquilonaris*) und durch Transektzählungen (*Brenthis ino*). Die Transektzählungen umfassten mehrere Strecken im Fluggebiet des Mädesüß-Perlmutterfalters, die an vier Terminen ab Ende Juni begangen wurden. Es sind die Imagines in einem Abstand von 5 Metern zu beiden Seiten des Beobachters gezählt worden, wobei zwei Zonen unterschiedlicher Häufigkeiten getrennt erfasst wurden. Die Flächengrößen von Kern- und Randzone wurden ermittelt und aus der Anzahl der Falterkontakte auf den Transekten mit bekannter Flächengröße wurde auf die Gesamtfläche der besiedelten Bereiche hochgerechnet.

Ergebnisse

In der Tabelle 38 sind alle im Projektgebiet nachgewiesenen Falterarten aufgeführt. Aktuell kommen nur zwei Tagfalterarten der Roten Liste der Großschmetterlinge Schleswig-Holsteins (KOLLIGS 1998) vor, eine dritte Art wurde 1996 zuletzt beobachtet (PETRISCHAK schriftl.). Der Hochmoor-Perlmutterfalter (*Boloria aquilonaris*) gilt in Schleswig-Holstein als stark gefährdet, der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*) als gefährdet. Die weiteren 20 beobachteten Arten sind in Schleswig-Holstein weit verbreitet und häufig. Nur für wenige Arten ist die Bodenständigkeit im Gebiet belegt, für die meisten Arten ist sie aber anzunehmen.

Aus dem Jahr 2000 liegen 47 Raupenfunde von vier verschiedenen Brennesselfaltern vor. Sämtliche Fundpunkte lagen im Niedermoor, 15 in Brachen und 32 in einer Extensivweide, die im Jahr 2000 nach längerer Brache zum ersten Mal wieder beweidet wurde. Es wurden vier Raupengruppen vom Landkärtchen (*Araschnia laevana*) angetroffen, zwei davon mitten in einer Brache ohne Gehölzvorkommen in den Nähe. Vom Kleinen Fuchs (*Aglais urticae*) wurden fünf Raupengruppen gefunden, vom Admiral 28 einzelne Raupen und neun Raupengruppen vom Tagpfauenauge (*Inachis io*). Im Intensivgrünland, im Niedermoor und in den seit acht Jahren extensiv beweideten Flächen in Schmalstede wurden keine Raupen von Nesselfaltern nachgewiesen.

Der Eichenzipfelfalter (*Neozephyrus quercus*) ist ebenfalls im Projektgebiet bodenständig, es konnte ein frisch geschlüpfter Falter am Rand des Fischteiches gefunden werden.

Tab. 38: Gesamtartenliste der nachgewiesenen Tagfalter im Projektgebiet. RL S.-H.: KOLLIGS (1998). 1 = Vom Aussterben bedroht, 2 = Stark gefährdet, 3 = Gefährdet. * Angabe von PETRISCHAK (schriftl.).

Lateinischer Name	Deutscher Name	RL S.-H.	Häufigkeit im Gebiet
1 <i>Aglais urticae</i>	Kleiner Fuchs	-	häufig
2 <i>Anthocharis cardamines</i>	Aurorafalter	-	zerstreut
3 <i>Aphantopus hyperanthus</i>	Schornsteinfeger	-	sehr häufig
4 <i>Araschnia laevana</i>	Landkärtchen	-	verbreitet
5 <i>Boloria aquilonaris</i>	Hochmoor Perlmutterfalter	2	ein Fundort
6 <i>Brenthis ino</i>	Mädesüß Perlmutterfalter	3	ein Fundort
7 <i>Coenonympha pamphilus</i>	Kleines Wiesenvögelchen	-	zerstreut
8 <i>Gonepteryx rhamni</i>	Zitronenfalter	-	zerstreut
9 <i>Inachis io</i>	Tagpfauenauge	-	häufig
10 <i>Lycena phlaeas</i>	Kleiner Feuerfalter	-	zerstreut
11 <i>Maniola jurtina</i>	Großes Ochsenauge	-	sehr häufig
12 <i>Melitaea cinxia</i>	Wegerich-Schreckenfaller	1	1996 ausgestorben*
13 <i>Neozephyrus quercus</i>	Eichenzipfelfalter	-	Einzelfund
14 <i>Ochlodes faunus</i>	Rostfarbiger Dickkopf	-	verbreitet
15 <i>Parage aegeria</i>	Waldbrettspiel	-	vereinzelt
16 <i>Pieris brassicae</i>	Großer Kohlweißling	-	häufig
17 <i>Pieris napi</i>	Rapsweißling	-	häufig
18 <i>Pieris rapae</i>	Kleiner Kohlweißling	-	häufig
19 <i>Polyommatus icarus</i>	Hauhechel-Bläuling	-	zerstreut
20 <i>Thymelicus sylvestris</i>	Braunkolbiger Braun-Dickkopf	-	verbreitet
21 <i>Thymelicus lineola</i>	Schwarzkolbiger Braun-Dickkopf	-	vereinzelt
22 <i>Vanessa atalanta</i>	Admiral	-	häufig
23 <i>Vanessa cardui</i>	Distelfalter	-	mäßig häufig

In einem kleinen Hochmoor südlich des Fischteiches wurde am 15.6.2000 ein frisch geschlüpftes Tier des Hochmoor-Perlmutterfalters (*Boloria aquilonaris*) gefunden, später flogen maximal 20 Falter gleichzeitig in der Fläche. Das Vorkommen der Moosbeere (*Oxycoccus palustris*), die den Raupen als Futterpflanze dient, ist auf die Kernzone des 0,46 ha großen Kesselmoores beschränkt, die etwa 0,2 ha groß ist; die Nahrungssuche der Falter erfolgte in den angrenzenden Kleinseggenrasen auf Sumpfkraatzdistelblüten.

In einer Brache, die 8 bzw. 10 Jahre nicht mehr genutzt wurde, konnte eine kleine Population des Mädesüß-Perlmutterfalters (*Brenthis ino*) gefunden werden. Im Kerngebiet wurden bei Transektbegehungen zur Flugzeit des Falters auf 0,57 ha maximal 36 fliegende Falter angetroffen, in der umliegenden Randzone von etwa 1,57 ha noch einmal zusätzliche 16 Imagines. Damit liegt der aus den Transektbegehungen errechnete Bestand bei 52 Individuen. Während der Falter nur sehr lokal verbreitet ist, kommt seine Raupenfutterpflanze, das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), fast überall in den Brachen des Projektgebietes vor, allerdings zumeist in geringeren Dichten als auf der vom Falter besiedelten Fläche.

Diskussion

Von den 75 Tagfalter- und Dickkopffalterarten, die in Schleswig-Holstein nachgewiesen wurden (KOLLIGS 1998) kommen 22 im Projektgebiet vor. Bis auf zwei Arten sind jedoch alle weit verbreitet und häufig und traten darüber hinaus selten in größeren Dichten auf.

Zwei Tagfalterarten kommen in kleinen, lokal verbreiteten Populationen vor. Beide Arten stehen auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins und haben ihre nächsten bekannten Vorkommen in einer Entfernung von 7 km (KOLLIGS 2003). Der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*) gilt als gefährdet (Rote Liste 3) und wurde in einer Brache auf einer Fläche von etwa 2 ha Größe nachgewiesen. Nach SETTELE et al. (1998) ergeben Transektzählungen auch bei univoltinen, auffälligen Tagfalterarten nur eine ungefähre Schätzgröße für die Größe der Gesamtpopulation. Nach seinen Angaben ist bei Tagfaltern kaum mehr als 1/3 bis 1/10 einer Population gleichzeitig anwesend. Berücksichtigt man diese Angaben, dann ist im Projektgebiet im Jahr 2000 eine Individuenzahl von 156 bis 520 Mädesüß-Perlmutteraltern vorhanden gewesen. Nach Ergebnissen von BEHRENDTS (1999) ist der Unterschied von Transektzählungen zu den Populationsberechnungen, die er aufgrund von Fang-Wiederfang-Versuchen gewonnen hat, weitaus geringer. Eine Multiplikation der Transektzählungen mit dem Faktor 1,5 ergab seine durch Fang-Wiederfang errechneten Populationsgrößen für *Brenthis ino*. Danach hätte der Maximalbestand des Mädesüß-Perlmutterfalters im Projektgebiet im Jahr 2000 bei 78 Imagines gelegen.

Es wird davon ausgegangen, dass die Populationsgröße des Mädesüß-Perlmutterfalters im Jahr 2001 zwischen 78 und 156 Individuen gelegen hat. Damit liegt sie weit unter der von SACHTLEBEN & RIESS (1997) errechneten Anzahl, die für den langfristigen Populationserhalt notwendig ist. Die Autoren gehen davon aus, dass 530 fortpflanzungsfähige Individuen einer univoltinen Tagfalterart vorhanden sein müssen, um eine Population über 100 Jahre an einem Standort erhalten zu können. Damit wäre die Population im Projektgebiet langfristig auf

Zuwanderungen aus der Umgebung angewiesen. Das nächste bekannte Mädesüß-Perlmutterfalter Vorkommen liegt bei Boksee, etwa 7 km entfernt (KOLLIGS pers. Mitt.). Diese Strecke kann von den meisten Tagfalterarten nicht mehr regelmäßig überwunden werden. Zwar sind viele frühere Einschätzungen der Ausbreitungsfähigkeit von Tagfaltern durch neuere Untersuchungen nach oben korrigiert worden (SETTELE et al. 1999), so dass heute auch für Arten, die von WEIDEMANN (1995) als standortstreu eingestuft wurden, Ausbreitungsnachweise von bis zu 9 km vorliegen. Es kann aber nicht von einem regelmäßigen Austausch über eine Entfernung von 7 km ausgegangen werden.

Beim Mädesüß-Perlmutterfalter unterschreitet nicht nur die Anzahl der Individuen den Wert, der für einen langfristigen Populationserhalt nötig ist. SETTELE et al. (1999) geben den Raumbedarf einer 30 Jahre lang überlebensfähigen Population bei dieser Art mit 4 ha an, die im Projektgebiet ebenfalls nicht erreicht werden.

Der Hochmoor-Perlmutterfalter (*Boloria aquilonaris*), der in Schleswig-Holstein als stark gefährdet gilt (Rote Liste 2), besiedelt eine Teilfläche des Kesselmoores am Rande des Projektgebietes. Die Raupenfutterpflanze, *Oxycoccus palustris*, kommt auf einer etwa 0,2 ha großen Fläche vor; nahrungssuchende Falter, von denen insgesamt maximal 20 Individuen gesehen wurden, sind auf etwa 1,5 ha angetroffen worden. Auch vom Hochmoor-Perlmutterfalter unterschreiten die Individuenzahlen und die besiedelte Flächengröße die Werte, die von SACHTLEBEN & RIESS (1997) und SETTELE et al. (1999) für ein langfristiges Überleben von Populationen angegeben werden. In Bezug auf die Ausbreitungsfähigkeit bzw. Zuwanderungen gelten dieselben Aussagen, wie für den Mädesüß-Perlmutterfalter.

Das langfristige Überleben beider Populationen im Projektgebiet ist aufgrund der Individuenzahlen und der besiedelten Flächengröße nach den oben gemachten Ausführungen nicht gesichert und aufgrund der räumlichen Lage zu anderen Populationen wahrscheinlich nicht durch regelmäßige Zuwanderungen stabilisiert. Damit handelt es sich um geschlossene Populationen (SETTELE et al. 1999) und die Sicherung der vorhandenen Vorkommen ist somit von besonderer Bedeutung.

Die meisten der nachgewiesenen Falter vermehren sich wahrscheinlich im Projektgebiet, Ausnahmen könnten Arten bilden, die für ihr Wanderverhalten bekannt sind, wie Großer Kohlweißling (*Pieris brassicae*), Kleiner Kohlweißling (*Pieris rapae*), Zitronenfalter (*Gonepteryx rhamni*) und Distelfalter (*Vanessa cardui*) (EBERT & RENNWALD 1991). Futterpflanzen für den Kleinen Kohlweißling und den Distelfalter sind im Projektgebiet vorhanden, Raupenfunde gelangen jedoch nicht.

Im Folgenden werden das Vorkommen der einzelnen Falterarten im Projektgebiet und ihre Habitatansprüche beschrieben. Die Literaturangaben stammen von EBERT & RENNWALD (1991) oder SETTELE et al. (1999), soweit nicht anders vermerkt.

Das Landkärtchen (*Araschnia laevana*) gilt als Art der mesophilen Wälder, das seine Eier an beschatteten Brennesseln ablegt. Daher ist nach EBERT & RENNWALD (1991) der gemeinsame Fund von Raupen des Kleinen Fuchses, des Tagpfaueauges und des Admirals, die alle besonnte Brennesseln bevorzugen, mit denen des Landkärtchens unwahrscheinlich. Im Projektgebiet wurde ein gemeinsames Vorkommen von Tagpfaueaugen- und

Landkärtchenraupen an einem halbschattigen Standort gefunden, mitten in einer Brache wurden Raupen aller oben genannten Brennesselfalter gemeinsam angetroffen. Die vier Brennesselfalter sind alle im Gebiet häufig, im Vergleich zur zum Teil flächendeckenden Ausbreitung der Raupenfutterpflanze in den Brachen wurden die Raupen jedoch nur sehr punktuell gefunden.

Das Kleine Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) kommt in verschiedensten Offenlandbiotopen vor, mit Ausnahme der ganz nassen und ganz trockenen Bereiche. Es ist sowohl auf Mineralböden wie auch im Niedermoor bodenständig, da die Raupen neben Rotschwingel (*Festuca rubra*), Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) und Zartem Straußgras (*Agrostis capillaris*) auch das in Flutrasen vorkommende Flecht-Straußgras (*Agrostis stolonifera*) nutzen können. Damit ist das Kleine Wiesenvögelchen eine der wenigen möglichen Besiedler von Flutrasen unter den Tagfaltern in diesem Teil Schleswig-Holsteins. Die Eiablageplätze liegen meist in genutzten Flächen, die Art wird jedoch auch in Brachen gefunden. Den Flächen ist meist ein gewisser Anteil an Offenbodenstellen gemeinsam, die von den männlichen Faltern als Revier gewählt werden. Das Kleine Wiesenvögelchen müsste aufgrund seiner eher unspezifischen Habitatansprüche im Projektgebiet weit verbreitet sein, konnte jedoch weder flächendeckend noch in größeren Anzahlen gefunden werden.

Das Große Ochsenauge (*Maniola jurtina*) ist noch einer der am weitesten in der Kulturlandschaft verbreiteten Falter, fehlt jedoch auch auf intensiv gedüngten Flächen. Die in der Literatur angegebenen Futtergräser der Raupen kommen fast alle sowohl im Niedermoor, als auch auf den Mineralböden vor. Flutrasenarten sind allerdings nicht unter den von EBERT & RENNWALD (1991) genannten Gräsern. Das Große Ochsenauge bevorzugt bei der Wahl der Eiablageplätze genutzte Grünlandbestände, wobei sowohl gemähte als auch beweidete Flächen aufgesucht werden. Gelegentlich wurden aber auch Eiablagen in niedrigwüchsigen Bereichen von Brachen beobachtet. Nach einer Einstufung von WEIDEMANN (1995) sind die Falter standortstreu bis vagabundierend und könnten somit auch größere ungeeignete Landschaftsausschnitte überwinden. Nach einer genaueren Literaturlauswertung von SETTELE et al. (1999) ist jedoch keine Ausbreitung des Großen Ochsenauges von mehr als 600 m dokumentiert worden und die Art wäre somit sehr wenig ausbreitungsfreudig. Im Projektgebiet ist der Falter weit verbreitet und meist häufig.

Noch häufiger als das Große Ochsenauge ist der Schornsteinfeger (*Aphantopus hyperanthus*) im Untersuchungsgebiet. Er besiedelt sowohl feuchte als auch nasse Standorte und ist besonders an Wald- und Gebüschrändern und hochstaudenreichen Säumen zu finden. Nach den Autoren ist der Schornsteinfeger dabei in feuchten Flächen häufiger als das Große Ochsenauge, in den trocknen Bereichen sind die Häufigkeitsverhältnisse umgekehrt. Die Raupen fressen an zahlreichen Süßgrasarten, darunter Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeos*) und Seggenarten. Alle Raupenfunde, die EBERT & RENNWALD (1991) erwähnen, wurden in Brachen gemacht, frisch gemähte Wiesen werden vom Schornsteinfeger gemieden. Dabei werden Brachen mit gestörten Bereichen wahrscheinlich gegenüber ungestörten Beständen bevorzugt.

Der Aurorafalter (*Anthocharis cardamines*) kommt in Wäldern und im Offenland in trockenen und feuchten Bereichen vor. Dabei werden nach den Autoren zahlreiche Raupenfutterpflanzen genutzt, zumeist stehen diese Pflanzen jedoch an schattigen Standorten. WEIDEMANN (1995) beschreibt als Eiablageplätze Wiesenschaumkrautpflanzen (*Cardamine pratense*) im Offenland; diese Angabe wird von EBERT & RENNWALD (1991) jedoch bezweifelt. Im Projektgebiet wurden nur vereinzelt Falter angetroffen, ein Bodenständigkeitsnachweis fehlt.

Der Rostfarbige Dickkopffalter (*Ochlodes faunus*) wird in den meisten Standardwerken unter dem Namen *Ochlodes venatus* geführt, diese Art kommt jedoch nach Erkenntnissen von russischen Entomologen ausschließlich in Asien vor (KOLLIGS 2003). Bei allen Beschreibungen von *Ochlodes venatus* in der deutschsprachigen Literatur – auch in der Roten Liste Schleswig-Holsteins (KOLLIGS 1998) – handelt es sich um Beschreibungen von *Ochlodes faunus*. Die Art nutzt eine Vielzahl verschiedener Offenland- und Waldstandorte die trocken oder nass sein können. Als Nahrungspflanze nennen die Autoren verschiedene Süßgrasarten, wobei die Eiablage sowohl in Brachen als auch in genutzten Beständen stattfindet. Im Projektgebiet war die Art fast überall verbreitet, kam aber in geringen Dichten vor.

Mehrere Individuen des Schwarzkolbigen Braun-Dickkopffalters (*Thymelicus lineolus*) wurden am Hang auf einer Brache in den Aufforstungen auf der Ostseite des Gebietes angetroffen, ansonsten gelangen nur vereinzelte Nachweise. Er ist im Untersuchungsgebiet deutlich seltener als der Braunkolbige Braun-Dickkopffalter (*Thymelicus sylvestris*), der auch in genutzten Beständen unterschiedlicher Feuchtigkeitsstufen häufig gefunden wird. Die Raupen beider Arten fressen an verschiedenen Gräsern. Dabei ist *Thymelicus lineolus* nach Einschätzungen von EBERT & RENNWALD (1991) eher an trockenwarme Standorte gebunden als *T. sylvestris*, eine Einschätzung die auch für das Projektgebiet zuzutreffen scheint.

Vom Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*) wurden immer wieder vereinzelte Tiere gefunden, eine größere Population konnte aber nicht nachgewiesen werden obwohl verschiedene Raupenfutterpflanzen im Projektgebiet vorkommen und zum Teil nicht selten sind (*Trifolium arvense*, *Lotus uliginosus*, *Lotus corniculatus* und *Trifolium repens*), wobei die letzte Art fast überall auf den Mineralböden und zum Teil auch im Niedermoor angetroffen wird. Die Eiablage erfolgt zumeist in genutzten Beständen, wobei die Futterpflanzen meist kümmerlich ausgebildete Individuen an Störstellen sind. Geschlossene Vegetationsbestände von mehr als 20-30 cm Höhe werden von den Faltern gemieden. Die Ursache für die Seltenheit des Falters im Projektgebiet ist daher wahrscheinlich auf einen ungeeigneten physiologischer Zustand der Futterpflanzen und ungeeignetes Mikroklima zurückzuführen.

Der Kleine Feuerfalter (*Lycaena phlaeas*) konnte ebenfalls nur vereinzelt im Projektgebiet angetroffen werden. Er fliegt nach EBERT & RENNWALD (1991) in mehreren Generationen auf Sandfluren, trockenen und feuchten Brachen und auf Ruderalfluren. Seine Raupen wurden in Schleswig-Holstein am Kleinen und Großen Sauerampfer (*Rumex acetosella* und *R. acetosa*) gefunden (KOLLIGS 2003).

Die Raupen vom Großen und Kleinen Kohlweißling (*Pieris brassicae* und *Pieris rapae*) kommen zumeist an Kulturbrassicaceen vor, die im Projektgebiet nicht angebaut wurden. Da beide Arten sehr ausbreitungsfreudig sind, ist der Nachweis der Falter im Gebiet kein Bodenständigkeitsnachweis. Der Rapsweißling (*Pieris napi*) ist dagegen häufiger auf Wildbrassicaceen zu finden und könnte sich auf Wiesenschaumkraut (*Cardamine pratensis*), Bitterem Schaumkraut (*Cardamine amara*) oder Weg-Rauke (*Sisymbrium officinale*) im Gebiet fortpflanzen. Alle drei Falterarten waren im Projektgebiet flächendeckend verbreitet und häufig.

Der wanderfreudige Zitronenfalter (*Gonepteryx rhamni*) ist im Projektgebiet wahrscheinlich nicht bodenständig, da seine beiden Raupenfutterpflanzen Faulbaum (*Frangula alnus*) und Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*) nicht nachgewiesen werden konnten. Einzelne Falter wurden insbesondere im Frühjahr überall im Gebiet angetroffen.

Vom Waldbrettspiel (*Parage aegeria*) wurden nur wenige Falter auf dem bewaldeten Teil eines ehemaligen Spülfeldes bei Reesdorf nachgewiesen. Die Raupen dieser Art fressen an verschiedenen Grasarten, wobei ungemähte Bestände nach Literaturangaben bevorzugt werden.

Die Zuordnung der nachgewiesenen Falter zu unterschiedlichen Lebensraumansprüchen und populationsbiologischen Strategien ermöglicht die Einschätzung der Bedeutung der Gehölzverteilung im Raum und der Nutzungsintensität für die Populationsentwicklung der Tagfalterarten (Tab. 39). Es wird erwartet, dass Verschiedenbiotopbewohner oder Komplexbewohner durch die zunehmende Verzahnung von Landschaftselementen infolge der Extensivbeweidung zunehmen werden (RECK et al. 2001). Unter den drei Biotopkomplexe bewohnenden Arten, die im Projektgebiet nachgewiesen wurden, sind keine gefährdeten Arten. Der Kleine Fuchs (*Aglais urticae*) und das Tagpfauenauge (*Inachis io*) entwickeln sich auf Brennnesseln und sind daher überall weit verbreitet. Das Waldbrettspiel (*Parage aegeria*) ist im Projektgebiet zwar nur lokal verbreitet, in ganz Schleswig-Holstein hat die Art jedoch in den Wäldern zugenommen (KOLLIGS 2003). Die naturschutzrelevanten Arten im Projektgebiet sind vielmehr Tagfalterarten, deren Larval- und Imaginallebensräume eng beieinander liegen.

Die meisten nachgewiesenen Tagfalterarten werden in genutzten und ungenutzten Beständen angetroffen (Tab. 39). Unter ihnen sind jedoch sieben Arten, die nach Literaturangaben fast ausschließlich in Brachen vorkommen, und zwei Arten, die nur in genutzten Beständen gefunden werden. Auf beide Artengruppen kann sich die großflächige Extensivbeweidung nachteilig auswirken, wenn die Tagfalter nur lokal im Raum verbreitet sind und an ihrem Standort die jeweils für sie ungünstige Nutzungsintensität auftritt. Zu den Falterarten, die ihre Eier zumeist an Pflanzen in ungenutzten Vegetationsbeständen ablegen, jedoch durch eine Beweidung nicht negativ betroffen sind, gehören Zitronenfalter und Eichenzipfelfalter, deren Raupenfutterpflanzen Gehölze sind, wobei der Zitronenfalter im Gebiet wahrscheinlich nicht bodenständig ist. Das Waldbrettspiel besiedelt lichte Wälder und legt seine Eier an Gräsern ab. Eine Beweidung dieser Bereiche kann sich kurzfristig für den

Falter negativ auswirken, langfristig würde die Art jedoch von halboffenen Wäldern, wie sie bei langanhaltender Beweidung entstehen, profitieren.

Tab. 39: Nachgewiesene Falterarten mit Angaben zu Lebensraumsansprüchen, populationsökologischen Eigenschaften und Strategien (SETTELE et al. 1999), ergänzt um präferierte Nutzungs- und Bodentypen und das Verhalten gegenüber Gehölzen nach EBERT & RENNWALD (1991).

Lateinischer Name	Habitat	LR	Phagie	Nutz.	Disp.	Flä.	Dichte	Boden	Gehölze
1 <i>Aglais urticae</i>	BK	U (M 1)	m	B/N	6	6	5-8	N/M	S
2 <i>Anthocharis cardamines</i>	V	M2	o	B/N	4	2	4-6	N/M	B
3 <i>Aphantopus hyperanthus</i>	V	M 1	p	B	3	1	2-4	N/M	N
4 <i>Araschnia laevana</i>	M	M 3	m	B/N	5	5	5	N/M	B
5 <i>Boloria aquilonaris</i>	M	T	o	B	3	2	4	H	S
6 <i>Brenthis ino</i>	VK	H / M 1	o	B	2	2	2-5	N	S
7 <i>Coenonympha pamphilus</i>	V	(U) M 1	p	N	3	1	3-5	N/M	S
8 <i>Gonepteryx rhamni</i>	V	M 2	o	B	6	6	4-8	N	N
9 <i>Inachis io</i>	BK	U (M 1)	m	B/N	6	8	5-9	N/M	S
10 <i>Lycaena phlaeas</i>	V	M 1	m	B/N	4	2	3-5	(N) M	S
11 <i>Maniola jurtina</i>	V	U (M 1)	p	(B) N	4	3	1-4	N/M	N
12 <i>Neozephyrus quercus</i>	M	M 3	m	B	1	1	2	N/M	SG
13 <i>Ochlodes faunus</i>	V	U (M 1)	o	B/N	4	3	4	N/M	N
14 <i>Parage aegeria</i>	BK	M 3	o	B	4	3	4	N/M	B
15 <i>Pieris brassicae</i>	V	U (M 1)	p	N	7	7	3-7	M	S
16 <i>Pieris napi</i>	V	U (M 2)	p	B/N	5	3	3-5	N/M	N
17 <i>Pieris rapae</i>	V	U (M 1)	p	B/N	6	5	2-6	M	S
18 <i>Polyommatus icarus</i>	V	U (M 1)	o	B/N	4	1	2/5	(N) M	S
19 <i>Thymelicus sylvestris</i>	V	M 2	o	B/N	3	2	1-4	N/M	S
20 <i>Thymelicus lineola</i>	V	M 1	o	B	4	1	1-4	(N) M	S
21 <i>Vanessa atalanta</i>	V	U (M 1)	m	B/N	9	9	6-9	N/M	S
22 <i>Vanessa cardui</i>	V	U (M 1)	p	B/N	8	9	7-9	M	S

Habitat: M = Mono-Biotopbewohner (Raupen und Imaginalhabitat identisch)

V = Verschiedenbiotopbewohner

BK = Biotopkomplexbewohner

VK = Besiedlung unterschiedlicher Habitats in verschiedenen Naturräumen

LR: Klassifizierung der Lebensraumsprüche

U = Ubiquisten

M = Mesophile Arten: M 1 = Mesophile Offenlandbewohner, M 2 = Mesophile Offenland/Gehölz Übergänge

M 3 = Mesophile Waldarten

H = Hygrophile Arten, besiedeln Feuchthabitate mit kühlem Mikroklima

T = Tyrphostene Arten, streng an Moore gebundene Arten

Phagie: m = monophage Arten, o = oligophage Arten, p = polyphage Arten

Nutzung: B = Brache, N = Nutzung, meist extensive Nutzung bevorzugt, bezogen auf die Eiablagestandorte

Disp.: 1 = extrem standortstreu, 2 = sehr standortstreu, 3 = standortstreu, 4 = etwas standortstreu, 5 = wenig standortstreu, 6 = dispersionsfreudig, 7 = Wanderer, 8 = gute Wanderer, 9 = sehr guter Wanderer

Flächen: Flächenanspruch einer für 30 Jahre überlebensfähigen Population.

1 = 1 ha, 2 = 4 ha, 3 = 16 ha, 4 = 64 ha, 5 = 260 ha, 6 = 10 km², 7 = 40 km², 8 = 160 km², 9 = weit über 200 km²

Dichte: Populationsdichte (Individuen pro Fläche)

1 = 1000/ha, 2 = 260/ha, 3 = 64/ha, 4 = 16/ha, 5 = 4/ha, 6 = 1/ha, 7 = 27/km², 8 = 6/km², 9 = 2/km²

Gehölze: B = bevorzugt beschattete Futterpflanzen, S = bevorzugt besonnte Futterpflanzen, N = verhält sich neutral gegenüber Beschattung, SG = benötigt besonnte Gehölze als Futterpflanzen

Zu den Arten des Offenlandes, die ihre Eier fast ausschließlich in Brachen ablegen, gehören im Projektgebiet Schornsteinfeger, Mädesüß-Perlmutterfalter, Hochmoor-Perlmutterfalter und

Schwarzkolbiger Braun-Dickkopffalter. Die beiden ersten Arten besiedeln bevorzugt oder ausschließlich die Niedermoorflächen, der Hochmoor-Perlmutterfalter kommt ausschließlich in Hochmooren vor und der Schwarzkolbige Braun-Dickkopffalter besiedelt Mineralböden. Der Schornsteinfeger ist im Projektgebiet flächendeckend verbreitet und in den Niedermoorflächen werden auch zukünftig ungenutzte Bereiche an wechselnden Stellen zu finden sein. Somit ist für diese Art keine Verschlechterung der Habitatqualität zu erwarten. Für den Schwarzkolbigen Braun-Dickkopffalter ist die Beweidung möglicherweise ungünstiger, wobei das Ausmaß seiner Bindung an Mineralböden unklar ist, da in der Vergangenheit immer wieder Verwechslungen mit dem Braunkolbigen Braun-Dickkopffalter aufgetreten sind (EBERT & RENNWALD 1991). Daher ist es nicht abschließend zu klären, ob die Raupen nicht auch in ungenutzten Niedermoorbeständen vorkommen können. Sollten Brachen auf Mineralboden die einzigen möglichen Flächen für eine erfolgreiche Larvalentwicklung sein, dann ist für diese Art die extensive Beweidung möglicherweise nicht förderlich, da diese Flächen im Projektgebiet wahrscheinlich in Zukunft regelmäßig beweidet werden.

Langfristig problematisch ist die großflächige Extensivbeweidung möglicherweise für den Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*), da seine Wirtspflanze als weideempfindlich gilt (OBERMEIER et al. 1999). Sollten die Rinder den 0,57 ha großen Kernbereich des Vorkommens regelmäßig nutzen, ist ein Rückgang der Mädesüßbestände zu erwarten. Wie sich eine Abnahme der Pflanzendichte auf die Populationsdichte des Falters auswirkt, muss jedoch offen bleiben. Die Auswirkung der Extensivbeweidung hängt im Wesentlichen von den Standortbedingungen innerhalb der Weidefläche ab. Im Projektgebiet lagen Teile der Fläche zum Untersuchungszeitpunkt im Jahr 2000 acht Jahre brach, der größte Teil des Kerngebietes war seit 10 Jahren ungenutzt. Während sich auf den an das Vorkommen angrenzenden Flächen das Rohrglanzgras und die Brennnessel nach der Nutzungsaufgabe sehr stark ausgebreitet haben, sind die Standorte des Mädesüß mehrheitlich besonders nasse Bereiche zwischen zwei Erlenreihen an Gräben. Es wird erwartet, dass diese Weidebereiche zukünftig nicht besonders stark genutzt werden, da der Gehölzbewuchs der Gräben zur Zeit dazu führt, dass die Rinder die Kernfläche umgehen. Zudem liegt das Faltervorkommen auf der einzigen Ganzjahresweide des Gebietes (Heckrindherde), die momentan im Sommer mit 0,3 GV/ha beweidet wird. Im Winter steht den Tieren eine noch größere Fläche zur Verfügung. Auch wenn sich die Tierzahl durch Geburten langfristig erhöhen wird, ist dieser Teil des Projektgebietes noch deutlich extensiver genutzt als die restlichen Flächen.

In der Literatur ist ein Vorkommen von *Brenthis ino* auf extensiv beweidetem Moorgrünland (unter 1 GV/ha) von DOLEK (2000) erwähnt, wobei genauere Angaben zur Vornutzung der Fläche fehlen. Und auch BEHREND (1999) fand die größte Population des Falters in seinem Untersuchungsgebiet auf eine Extensivweide. Die Fläche war jedoch zuvor eine Brache und das Vorkommen könnten bei Beweidung möglicherweise zurückgehen, was durch die einjährige Untersuchung noch nicht dokumentiert werden konnte. Da EBERT & RENNWALD (1991) alle Nachweise des Mädesüß-Perlmutterfalters in Brachen erbrachten und die Raupenfutterpflanze als weideempfindlich gilt, ist eine genaue Beobachtung der

Populationsentwicklung des Falters im Projektgebiet erforderlich. Es kann nicht als gesichert gelten, dass Extensivbeweidung die Habitatqualität für *Brenthis ino* positiv beeinflusst.

Beim Hochmoor-Perlmutterfalter, dessen Population nochmals deutlich kleiner ist als beim Mädesüß-Perlmutterfalter, ist von einer Beweidung des Kernvorkommens der Raupenfutterpflanzen allein aufgrund der sehr kleinen Flächenausdehnung des Moosbeerenvorkommens dringend abzuraten. Die Moosbeere (*Oxycoccus palustris*) hat von der Beweidung keine Förderung zu erwarten, sie wird vielmehr als trittempfindlich eingestuft (WITTIG 2000). Nach der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ führt ein moderates Niveau von Störungen, in einer Art und Weise, wie sie auch ohne den Menschen seit Jahrmillionen vorkommt normalerweise zu der höchsten Artenvielfalt (BEGON et al. 1991, VAN WIEREN 1998). STELTER et al. (1996) wiesen mittels eines Modells, das für Tagfalterarten früher Sukzessionsstadien entwickelt wurde, nach, dass eine mittlere Störungsintensität, die weder großflächig noch zu häufig auftritt, das Überleben von Tagfalterarten langfristig sichern kann. Angesichts der geringen Größe der vom Hochmoor-Perlmutterfalter (*Boloria aquilonaris*) besiedelten Fläche von nicht mehr als 0,2 ha kann ein kurzer Aufenthalt einer größeren Anzahl Rinder, selbst wenn er nur einmal pro Weidesaison auftritt, den Effekt einer großflächigen Störung haben und Verluste von Puppen und Raupen können der geringen nachgewiesenen Individuenzahl zu einer Gefährdung der gesamten Population führen. Auf eine Beweidung dieser Fläche sollte daher verzichtet werden. Anders ist eine Beweidung des Randbereiches des Kesselmoores zu bewerten. Besonders positiv wäre ein Verbiss von aufkommenden Gehölzen, die durch ihre Verdunstung dem Moor Wasser entziehen.

Im Projektgebiet kommen zwei Arten vor, die nur in genutzten Beständen angetroffen werden und bei einer zukünftigen Verbrachung ihrer Eiablageflächen möglicherweise rückläufige Bestandstrends zeigen könnten. Der Große Kohlweißling (*Pieris brassicae*) besiedelt jedoch zumeist Brassicaceae in Ackerflächen und ist im Gebiet wahrscheinlich nicht bodenständig; das Kleine Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) ist im Gebiet im Niedermoor und auf den Mineralböden verbreitet und wird auch in Zukunft ausreichend genutzte Flächen im gesamten Projektgebiet vorfinden.

Die Ausbreitung von Gehölzen im Projektraum hat auf die Bestandsentwicklungen von Tagfaltern während der Projektlaufzeit wahrscheinlich kaum Auswirkungen. Durch ihren geringen Flächenanspruch finden die Tagfalterarten in den nächsten 20 Jahren in allen Biotoptypen ausreichend geeignete Flächen vor. Viele der nachgewiesenen Arten bevorzugen beschattete Raupenfutterpflanzen, wobei die Befunde, die von EBERT & RENNWALD (1991) für Baden-Württemberg gemacht wurden, nicht unbedingt ebenfalls im kühleren Schleswig-Holstein gelten müssen. THOMAS (1994) stellt fest, dass zahlreiche Tagfalterarten im südlichen Europa in den verschiedensten Biotoptypen vorkommen, während sie im kühleren England nur sehr enge wärmebegünstigte Nischen besetzen. Ein Beispiel für solche Verhaltensänderung ist der Aurorafalter (*Anthocharis cardamines*), der in England seine Eier an besonnten Pflanzen in Wäldern ablegt (DEMPSTER 1997), während EBERT & RENNWALD (1991) beschattete Futterpflanzen als Eiablageplätze angeben. Sollte sich im Niedermoor

jedoch ein geschlossener Erlenbruchwald entwickeln, so würde langfristig wahrscheinlich nur noch das Landkärtchen die Niedermoore besiedeln können.

Auch auf den Mineralböden wird sich das Gehölzaufkommen innerhalb der nächsten 20 Jahre voraussichtlich nicht nachteilig auf die Tagfalterpopulationen auswirken. Grundsätzlich wirkt sich die Beschattung von Raupenfutterpflanzen für Falterarten mit einem hohen Wärmebedarf wie Hauhechel-Bläuling oder Kleiner Feuerfalter negativ aus. Die Gehölzdichte wird auf den zumeist intensiv befressenen Mineralböden jedoch für diese Tagfalter mit einem Raumanspruch von 1-4 ha für eine 30 Jahre überlebensfähige Population (SETTELE et al. 1999) nicht bestandsgefährdend hoch werden.

Die Brachen bzw. die ungenutzten Vegetationsbestände sind im Projektgebiet die wichtigsten Tagfalterlebensräume, in denen zwei gefährdete Arten nachgewiesen wurden. In allen anderen Nutzungstypen kommen nur weit verbreitete Falterarten vor.

Der wichtigste Faktor, der die Bestandsentwicklung bei Extensivierung beeinflusst, ist die von der jeweiligen Art besiedelte Flächengröße. Kommt eine Art innerhalb eines Projektgebietes nur sehr lokal vor, besteht das Risiko, dass die Beweidungsintensität, die sich an dem Standort einstellt, nicht den Bedürfnissen der Art entspricht.

Darüber hinaus lassen sich im Projektgebiet keine Tagfalterarten finden, die grundsätzlich Rückgänge durch großflächige Extensivbeweidung zu erwarten haben. Vielmehr bestimmt die spezielle Geländesituation die Beweidungsintensität an den unterschiedlichen Standorten. Diese Feststellung macht ein Monitoring von gefährdeten Tagfalterpopulationen mit lokaler Verbreitung bei großflächiger Extensivbeweidung erforderlich.

5.2 Transektzählungen

Einleitung

Tagfalter und ihre Raupen sind auf bestimmte Nahrungspflanzen angewiesen und können daher Bindungen an bestimmte Vegetationstypen zeigen. Um das Projektgebiet in seiner Bedeutung für die Tagfalter besser einschätzen zu können, wurden Transektbegehungen in den häufigsten Vegetationseinheiten vorgenommen. Es wurden unterschiedliche Nutzungsintensitäten desselben Vegetationstyps untersucht und parallel zu den Falterbeständen das Blütenangebot erfasst. Anhand von Vergleichen von Brachen und Intensivweiden mit Extensivweiden im Projektgebiet wird versucht die Entwicklung der Tagfalterbestände während der Projektlaufzeit zu prognostizieren.

Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Welche Vegetationstypen haben eine besondere Bedeutung für Tagfalterimagines?
- Welche Arten profitieren voraussichtlich von der Aufgabe der Düngung und von der Wiedervernässung?

Methoden

Die Tagfaltererhebungen wurden in Anlehnung an eine Methode von POLLARD & YATES (1993) durchgeführt, mit der in England landesweite Bestandserfassungen erfolgen. Im Gebiet

wurden 3 Transekte angelegt, in denen die Falter nach Vegetationstypen getrennt aufgenommen wurden. Zwischen April und August 2000 fanden 11 Begehungen statt, etwa eine in zwei Wochen. An den Kartierterminen war der Wind nicht stärker als 5 Windstärken und die Temperaturen lagen über 17°C. Im Frühjahr wurde bei Temperaturen von über 13°C und Sonne kartiert. Alle Begehungen fanden zwischen 10 und 16 Uhr statt. Im Jahr 2000 war die Flugzeit der Tagfalter bereits Ende August beendet.

Die Abschnitte wurden im Schrittempo abgegangen und alle Falter in einem Abstand von 5 m vor dem Beobachter und 2,5 m rechts und links erfasst. Falls Falter gefangen wurden, ist in dieser Zeit nicht weiter gezählt worden. Die Weißlinge die nicht sicher bis zur Art bestimmt werden konnten, sind als *Pieris spec.* in die Liste aufgenommen worden.

Die Transekte waren bis zu 180 m lang, die Falteranzahlen kürzerer Transekte wurden später auf einheitliche Längen von 180 m hochgerechnet. Gleichzeitig wurde auf den Transekten das Blütenangebot in den 11 häufigsten Vegetationstypen des Grünlandes im Projektgebiet aufgenommen. Dabei wurde in den langen Transektabschnitten ein Unter-Transekt von jeweils 10 m Länge und 1 m Breite erfasst. Es wurden nur Blüten von insektenblütigen Pflanzen berücksichtigt und Einzelblüten sowie Blütenstände (z. B. Löwenzahn oder Wiesenkerbel) notiert. Das Blütenangebot wurde im Anschluss an die Tagfalterzählungen im Abstand von 2 Wochen kartiert.

Das erste Transekt lag vollständig in der Weide Blumenthal, die sich im Jahr 2000 im ersten Jahr der Extensivbeweidung befand. Die Niedermoorbereiche lagen zu diesem Zeitpunkt 4 bis 5 Jahre brach, zwei Mineralbodenschläge waren vorher Äcker und wurden in den Jahren 1999 und 2000 mit einer Grasmischung eingesät. Auf der im Jahr 2000 neu eingesäten Fläche fand im Untersuchungsjahr noch keine Beweidung statt.

Das zweite Transekt lag in der Weide Grevenkrug, die im Jahr 2000 bereits im zweiten Jahr extensiv beweidet wurde. Große Teile der Niedermoorfläche waren vor 1999 ebenfalls Brachen.

Das dritte Transekt lag in Schmalstede und umfasste zwei intensiv genutzte Weidelgras-Weiden auf Mineralboden, eine Intensivweide im Niedermoor, zwei Extensivweiden unbekanntes Nutzungsalters (ohne vertragliche Bindung) auf Mineralboden und Niedermoor sowie Sonderstandorte, wie einen eingezäunten Graben und einen Weg mit magerrasenähnlicher Vegetation. Alle Mineralbodenstandorte befanden sich auf sandigen Böden. Weitere Transektabschnitte lagen auf Brachen unterhalb einer Kiesgrube auf Sand und im Niedermoor.

Ergebnisse

In der Tabelle 40 werden die Nachweise der einzelnen Tagfalterarten in den verschiedenen Vegetationstypen dargestellt. Eine Umrechnung der Individuenzahlen auf einheitliche Transektflächen zeigt, dass die falterärmsten Vegetationseinheiten Weidelgras-Brachen, Weidelgras-Weiden, Flutrasen und Ansaatgrünland sind. Der auf einem Weg ausgebildete kleinflächige Magerrasen war ebenfalls sehr falterarm.

Zu den falterreicheren Beständen zählen ruderalisierte Vegetationsbestände. Insbesondere das reiche Blütenangebot der hier auftretenden verschiedenen Distelarten macht die Flächen für nahrungssuchende Falter attraktiv. Die Gesamtzahl der blühenden Pflanzenarten pro Transekt ist jedoch nicht mit der Anzahl der angetroffenen Tagfalter nicht korreliert (Pearson Korrelation: $r = 0,165$, $p = 0,05$).

Tab. 40: Tagfalternachweise in unterschiedlichen Vegetationstypen im Jahr 2000.

Falterart	Mineralboden							Niedermoor								
	Ansaatgrünland	Weidelgras-Weide	Weidelgras -Brache	Weidelgras-Brache rud.	Weg/ Magerrasen	Ruderalflur trockener Standorte	Knick/ Ruderalflur tr. Standorte	Feuchtwiesen-Brache	Feuchtwiesen-Brache rud.	Flutrasen	Flutrasen-Brache	Flutrasen-Brache rud.	Flutrasen mit Feuchtgrünlandarte	Graben	Ruderalflur feuchter Standorte	
<i>Aglais urticae</i>	1			7	1	3	1	2	5		6	1			6	33
<i>Anthocharis cardamines</i>													1			1
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	5	2	6	2	2	37	2	27	31	3	26	24	13	5	30	215
<i>Araschnia laevana</i>	1					3	1	2			2	1	3		11	24
<i>Coenonympha pamphilus</i>	1		2			10		1		1	2	1			1	19
<i>Gonepteryx rhamni</i>	1		1					1				1			1	5
<i>Inachis io</i>	2	1		5		5	2	1	10		9	28			13	76
<i>Lycaena phlaeas</i>						1										1
<i>Maniola jurtina</i>	8	22	11	4	3	28	3	18	10	6	31	16	27	3	34	224
<i>Ochlodes faunus</i>						4		2	6		1		1	1	7	22
<i>Pieris brassicae</i>	1	1				5	1	3		1	1	2				15
<i>Pieris napi</i>	2			4		5		1	1	1	1	8		1	7	31
<i>Pieris rapae</i>						1		1	1			1				4
<i>Pieris spec.</i>	19	6	7	7	1	19	7	24	22	17	21	21	1	13	31	216
<i>Polyommatus icarus</i>					1	1										2
<i>Thymelicus sylvestris</i>	1					2		1			1	3			1	9
<i>Vanessa atalanta</i>						7		1	8		2	9	3		14	44
<i>Vanessa cardui</i>		1				1									1	3
Summe	42	33	27	29	8	132	17	85	94	29	103	116	49	23	157	944
Artenzahl Tagfalter	11	6	5	6	5	17	7	14	9	6	12	13	7	5	16	
Transektlänge	320	340	320	90	70	360	100	320	200	260	490	300	90	50	490	3800
Insektenblütige Pflanzenarten	11	7	9	9	15	10	7	7	7	6	8	4	19	7	6	
Falter / 900 m ²	24	17	15	58	21	66	31	48	85	20	38	70	98	83	58	
Individuenzahl Durchschnitt				33							62					
Artenzahl Durchschnitt				8,1							10,5					

Die Niedermoorflächen des Projektgebietes hatten insgesamt eine höhere Bedeutung für nahrungssuchende Tagfalter als die Mineralböden. Hier wurden durchschnittlich 10-11 Falterarten pro 900 m² gefunden, auf den Mineralböden waren es etwa 8 Arten. Sehr viel größer sind die Unterschiede in den Individuenzahlen. Auf den Transekten im Niedermoor wurden durchschnittlich 62 Falter angetroffen, auf den Mineralböden waren es 33 Individuen pro 900 m². Der Flutrasen mit Feuchtgrünlandarten und ein Graben wiesen die größten Falterdichten auf, aber auch in den ruderalisierten Feuchtwiesen-Brachen und den ruderalisierten Flutrasen-Brachen wurden viele Falterindividuen angetroffen. Ein Vergleich

der Blütenanzahl und der Anzahl der nachgewiesenen Tagfalterimagines lässt für die vier genannten Vegetationstypen keinen einheitlichen Trend erkennen (Abb. 42). Die ersten beiden Flächen zeichnen sich durch ein hohes Blütenangebot und hohe Tagfalterdichten aus. Das Blütenangebot ist insgesamt jedoch nicht höher als in den wenig besuchten Weidelgras-Weiden. Auf dem besonders blütenreichen Weg mit magerrasenähnlicher Vegetation wurden sehr wenige Tagfalter nachgewiesen. Die Mehrzahl der Blüten entfiel hier auf das Hungerblümchen (*Erophila verna*), das nur sehr kurzzeitig und früh im Jahr blüht. Die filigranen Blüten wurden von keiner Tagfalterart genutzt. Im Knick stellten die Schlehen den größten Teil des Blütenangebotes, eine Blütenquelle, die nach Literatur von verschiedenen Falterarten genutzt wird, jedoch zu einer Zeit auftritt, in der erst wenige Arten in geringen Individuenzahlen fliegen.

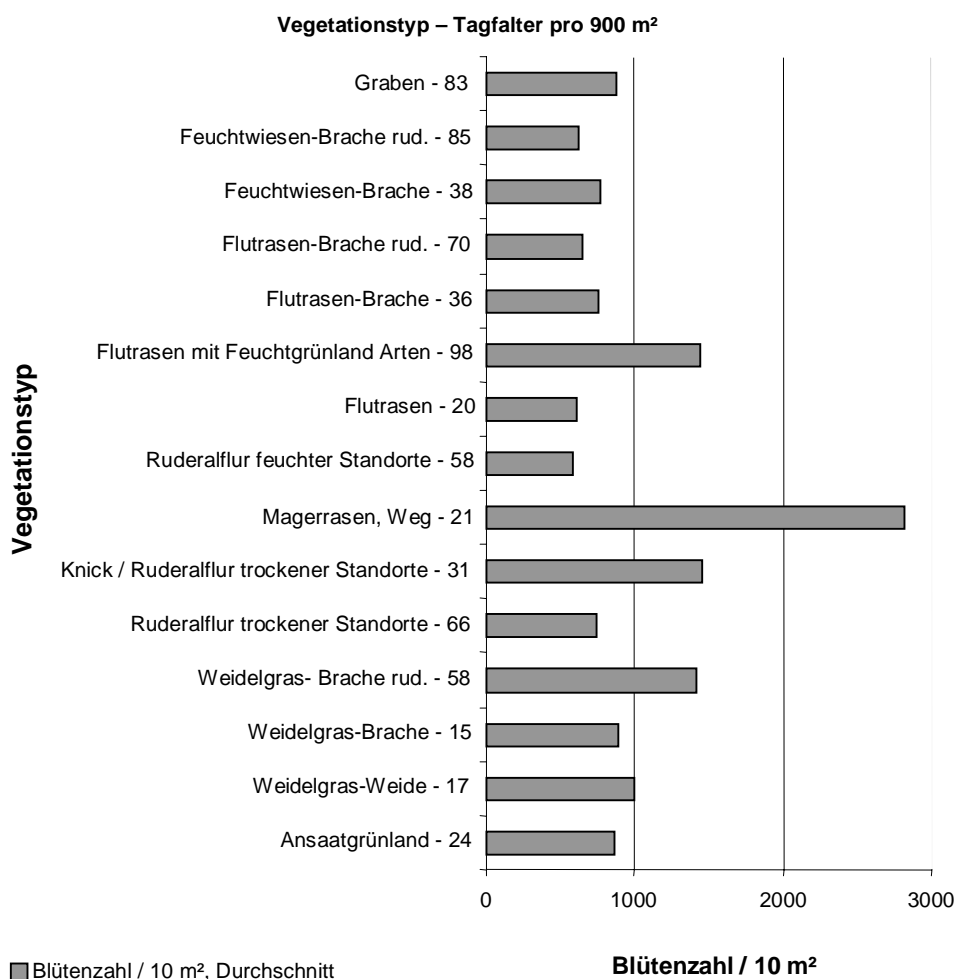


Abb. 42: Blüten- und Tagfalterzahlen in unterschiedlichen Vegetationstypen im Jahr 2000.

Eine statistische Überprüfung zeigt keine Korrelation zwischen dem Blütenangebot und der Anzahl der angetroffenen Tagfalterindividuen (Spearman-Rang Korrelation: $r = 0,07$, $p = 0,657$). Auch wenn die Knicks und der Magerrasen mit ihren früh blühenden Pflanzenarten aus dem Datensatz entfernt werden, ändert sich die Korrelation nicht wesentlich. Es

bestimmen demnach andere Faktoren als allein das Blütenangebot die Verteilung der Tagfalter im Raum.

Eine Anordnung der Daten nach Nutzungstypen zeigt die geringe Bedeutung der Intensivgrünländer auf Mineralboden und Niedermoor für nahrungssuchende Tagfalter (Abb. 43). Auf den Intensivweiden wurden kaum Tagfalter nachgewiesen.

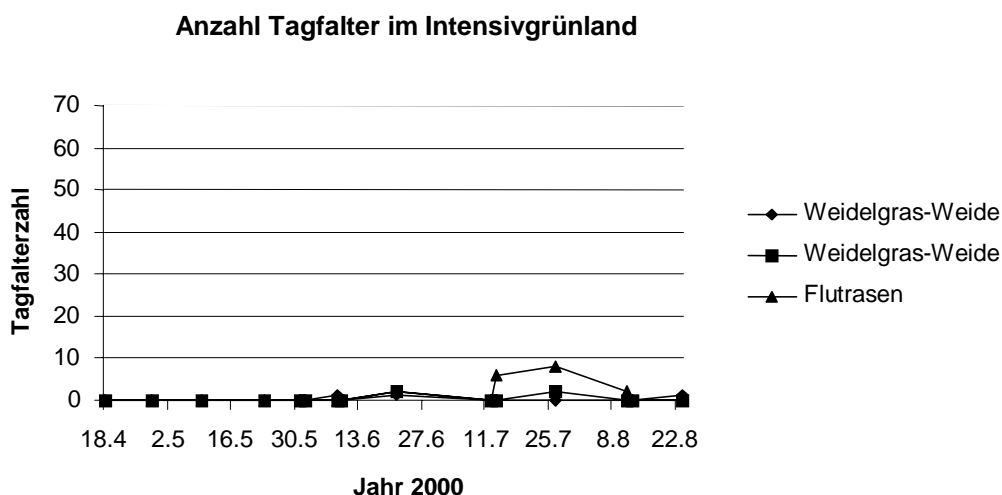


Abb. 43: Falternachweise in unterschiedlichen Vegetationstypen in intensiv genutzten Grünländern im Jahr 2000.

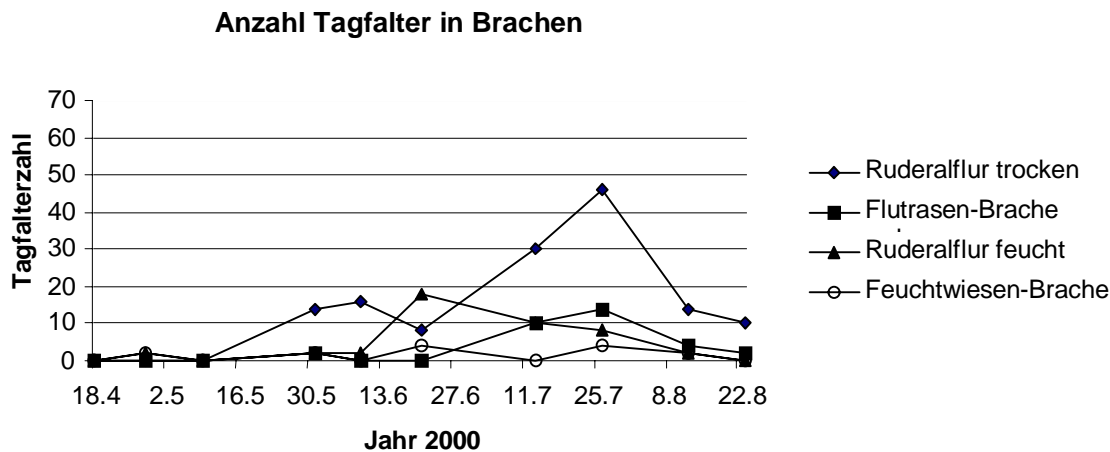


Abb. 44: Falternachweise in unterschiedlichen Vegetationstypen in Brachen im Jahr 2000.

In den Brachen wurden mehr Tagfalter angetroffen als im Intensivgrünland, zwischen den einzelnen Vegetationstypen waren die Unterschiede jedoch sehr groß, so dass sich hier kein allgemeiner Zusammenhang von Nutzungsintensität und Faltervorkommen ableiten lässt (Abb. 44).

Bei der Auswertung der Tagfalterbestände in den Extensivweiden sind die Daten der Weide Blumenthal nicht berücksichtigt worden, da viele Abschnitte der ehemaligen Brachen zum Zeitpunkt der Untersuchung noch nicht beweidet wurden.

In den Extensivweiden wurden auf den Mineralböden weniger Falter angetroffen als im Niedermoor, die Schwankungen zwischen den einzelnen Transektabschnitten waren jedoch sehr groß (Abb. 45 und 46). Auffällig ist, dass von den beiden Abschnitten in den Weidelgras-Weiden nur in einem höhere Falterdichten festgestellt wurden als in derselben Vegetationseinheit bei intensiver Nutzung (Abb. 43). Das Tagfaltervorkommen in dem Vegetationstyp ist nach 2 Jahren der Extensivierung noch durch die Vornutzung bestimmt.

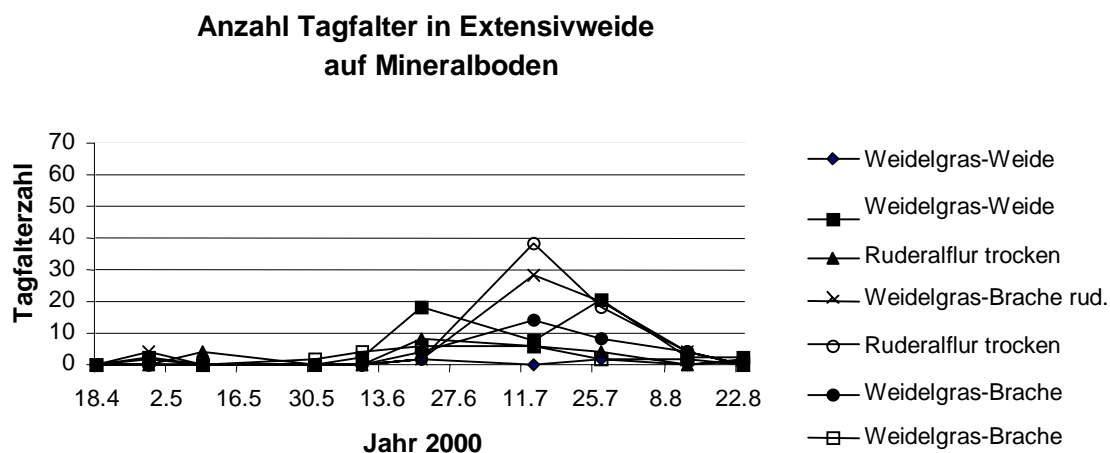


Abb. 45: Falternachweise in unterschiedlichen Vegetationstypen in einer Extensivweide auf Mineralboden im Jahr 2000.

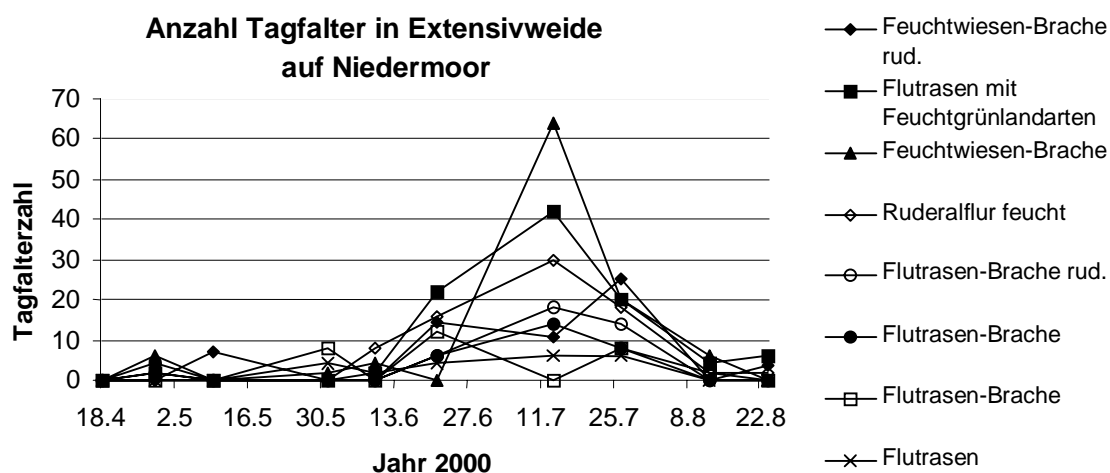


Abb. 46: Falternachweise in unterschiedlichen Vegetationstypen in einer Extensivweide auf Niedermoor im Jahr 2000.

Diskussion

Im Jahr 2000 waren die Witterungsbedingungen langfristig sehr günstig für die Tagfalter. Nach einem warmen Frühjahr traten keine längeren Temperatureinbrüche oder größeren Niederschlagsereignisse auf. Die Flugzeit der Falter war jedoch bereits Ende August weitgehend beendet.

Die meisten Tagfalterimagines saugen Nektar, wobei dessen Angebot und die Erreichbarkeit für die Tagfalter zwischen den Pflanzenarten variiert. Daher kommt es zu einer Auswahl der Blumen durch die Falter und oft auch zu einer zeitweiligen Blumenstetigkeit (EBERT & RENNWALD 1991). Die Autoren sammelten umfangreiches Datenmaterial zur Beurteilung der unterschiedlichen Blumen als Nektarquelle und konnten nur eine geringe Spezialisierung von Tagfalterarten auf einzelne Blütenpflanzen feststellen. Nur einige wenige Bläulingsarten, die jedoch im Untersuchungsgebiet nicht vorkamen, zeigten eine Präferenz für bestimmte Pflanzenarten. Der Versuch, im Projektgebiet nicht nur die Anzahl der Blüten zu berücksichtigen, sondern auch deren Nutzung durch Tagfalter nach den Angaben der Autoren zu gewichten, brachte keine verbesserte Korrelation von Blütenangebot und Falternachweisen. Beispielsweise wurden in einer Weidelgras-Weide mit einem hohen Angebot an Weißkleeblüten kaum Tagfalter nachgewiesen, obwohl die Pflanze für zahlreiche Tagfalter eine wichtige Nahrungspflanze ist. An Weißklee saugen 13 der im Projektgebiet nachgewiesenen Falterarten. Acht dieser Arten besuchten die Blüten nur selten, für *Maniola jurtina* und *Pieris napi* hat die Pflanze zeitweise eine gewisse Bedeutung als Nahrungspflanze, für *Coenonympha pamphilus* und *Polyommatus icarus* hat die Pflanze zeitweise eine große Bedeutung und sie wurden entsprechend häufig an Weißklee nachgewiesen. Für *Vanessa cardui* hat *Trifolium repens* eine überragende Bedeutung als Nahrungsquelle. Eine Bewertung des Blütenangebotes bietet keine zusätzliche Erklärungsmöglichkeit für die fehlende Korrelation von Blütenangebot und Nachweishäufigkeiten von Tagfaltern. Eine fehlende Korrelation zwischen Blütenanzahlen und Tagfalterhäufigkeiten fanden auch LOERTSCHER et al. (1995) bei Untersuchungen in den Alpen, die an verschiedenen Tagfalterarten durchgeführt wurden. Die Ursachen für das Fehlen einer Korrelation sehen die Autoren im unterschiedlichen Nektarangebot der Pflanzenarten, einer veränderlichen Zuckerzusammensetzung während der Blühperiode einer Blüte, der Verteilung der Larvenfutterpflanzen im Raum und dem Partnerfindungsverhalten unterschiedlicher Tagfalterarten. Nach MURPHY et al. (1984) tritt eine Häufung der Tagfalter an Blüten vornehmlich dann auf, wenn das Blütenangebot gering ist. Im Untersuchungsgebiet ist das Blütenangebot nicht der bestimmende Faktor für die Verteilung der Tagfalter, es ist wahrscheinlich größer als der Nahrungsbedarf der Falter.

Neben der Bedeutung eines Vegetationsbestandes als Nahrungsquelle ist deren Eignung für die Larvalentwicklung für die Tagfalter von Bedeutung. Nur wenige Arten können sich in stark gedüngten Flächen entwickeln und zahlreiche Arten meiden Vegetationsbestände mit hohen Stickstoffkonzentrationen (EBERT & RENNWALD 1991, OOSTERMEIJER & VAN SWAAY 1998). Die geringe Bedeutung des Intensivgrünlandes für die Tagfalter ist wahrscheinlich auf die intensive Düngung der Flächen zurückzuführen. Die Bedeutung einer Düngungsaufgabe für die Tagfalter lässt sich zur Zeit nur auf den wenigen Flächen beobachten, die bereits seit einigen Jahren extensiv geweidet werden. Von einer Extensivbeweidung ohne Düngung auf Sandböden profitieren nach ersten Beobachtungen wahrscheinlich Tagfalterarten wie Schornsteinfeger, Großes Ochsenauge und Kleines Wiesenvögelchen, auch wenn die Aussagen aufgrund der geringen Anzahl von Nachweisen nicht als abgesichert gelten können.

Auch auf den Niedermooren kann langfristig mit einer Zunahme der Tagfalterbestände auf Intensivgrünlandflächen bei Nutzungsextensivierung gerechnet werden. Hier ist jedoch auch nach längerer Mahd ohne Düngung keine Aushagerung der Standorte zu erwarten (SACH 1999, TESCH 1999). Dieser Effekt kann auch auf einer Fläche im Projektgebiet beobachtet werden, die 7 Jahre lang erst nach dem 1.7. gemäht wurde und seit 1999 extensiv beweidet wird. Im Jahr 2001 hatte sich die Trophiestufe der Fläche noch nicht geändert (JENSEN pers. Mitt.), während sich nach 8-jähriger Extensivbeweidung auf Sandböden im Untersuchungsgebiet mesotrophe Bestände entwickelt haben.

Die Bedeutung der Stickstoffdüngung für die verschiedenen Tagfalterarten ist durch die Untersuchungen von OOSTERMEIJER & VAN SWAAY (1998) abschätzbar, ebenso wie die Auswirkungen der Wiedervernässung. Nach den Ergebnissen der Autoren können für die meisten weit verbreiteten Tagfalterarten in den Niederlanden Habitat-Präferenzen in Anlehnung an die Ellenbergwerte für die Faktoren Feuchtigkeit, Nährstoffreichtum und Acidität berechnet werden (Tab. 41). Dabei erhielten Falterarten, die linear positiv oder negativ auf einen Faktor reagieren ein + oder -, bei Arten, die einen Optimumbereich in Bezug auf den untersuchten Faktor zeigen, sind die minimalen und maximalen tolerierten Werte angegeben.

Die einzige Art unter den Tagfaltern im Projektgebiet, die auch in extrem nährstoffarmen Standorten vorkommt, ist *Boloria aquilonaris*, wobei der im Projektgebiet von ihm besiedelte Standort nicht genutzt wurde und sich durch die Düngungsaufgabe langfristig wahrscheinlich nicht verändern wird. *Ochlodes faunus*, *Lycaena phlaeas*, *Thymelicus sylvestris*, *Coenonympha pamphilus*, *Aphantopus hyperanthus*, *Maniola jurtina* und *Thymelicus lineola* werden von der Düngungsaufgabe profitieren und viele Flächen neu besiedeln können. Für *Anthocharis cardamines*, *Vanessa cardui*, *Inachis io*, *Araschnia laevana*, *Neozephyrus quercus*, *Gonepteryx rhamni* und *Parage aegeria* hat die Düngungsaufgabe wahrscheinlich keinen positiven Effekt auf die Populationsentwicklung, da sie Stickstoffzahlen zwischen 5.5 und 6.4 tolerieren oder sich zum Teil nicht im Gebiet nicht fortpflanzen.

Die drei Weißlingsarten, der Admiral und der Kleine Fuchs könnten unter Umständen Nachteile von der Düngungsaufgabe zu erwarten haben. Zwei der Weißlingsarten, deren Raupen zumeist an Kultur-Kreuzblütlern fressen, sind wahrscheinlich nicht im Gebiet bodenständig und damit nicht von der Aushagerung betroffen. Der Rapsweißling (*Pieris napi*) besiedelt bevorzugt Niedermoorflächen (KOLLIGS 2003) und auch Raupen der beiden Nesselfalter wurden hier gefunden. Diese Bereiche lassen sich auch langfristig nicht großflächig aushagern, so dass auch diese weit verbreiteten Falter wahrscheinlich langfristig geeignete Entwicklungshabitate im Projektgebiet vorfinden.

Tab. 41: Reaktion von im Projektgebiet nachgewiesenen Tagfalterarten auf die Ellenbergparameter Stickstoff- und Feuchtezahl mit Angaben der Toleranzbereiche nach OOSTERMEIJER & VAN SWAAY (1998).

Falterart	Stickstoffzahl	Falterart	Feuchtezahl
<i>Boloria aquilonaris</i>	+	<i>Aglais urticae</i>	+
<i>Ochlodes faunus</i>	3.0 - 0.5	<i>Boloria aquilonaris</i>	+
<i>Lycaena phlaeas</i>	3.0 - 2.5	<i>Gonepteryx rhamni</i>	+
<i>Thymelicus sylvestris</i>	3.2 - 2.1	<i>Inachis io</i>	+
<i>Coenonympha pamphilus</i>	3.7 - 1.8	<i>Ochlodes faunus</i>	+
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	3.7 - 3.0	<i>Thymelicus sylvestris</i>	+
<i>Maniola jurtina</i>	4.2 - 1.6	<i>Anthocharis cardamines</i>	7.3 - 2.0
<i>Thymelicus lineola</i>	4.5 - 1.8	<i>Parage aegeria</i>	7.1 - 1.8
<i>Anthocharis cardamines</i>	5.5 - 2.3	<i>Aphantopus hyperanthus</i>	7.0 - 1.8
<i>Vanessa cardui</i>	5.6 - 3.2	<i>Pieris napi</i>	6.8 - 1.6
<i>Inachis io</i>	5.7 - 2.8	<i>Araschnia laevana</i>	6.7 - 1.7
<i>Araschnia laevana</i>	6.4 - 3.2	<i>Pieris brassicae</i>	6.5 - 1.9
<i>Neozephyrus quercus</i>	Kein Befund	<i>Vanessa atalanta</i>	6.4 - 2.0
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Kein Befund	<i>Pieris rapae</i>	6.1 - 1.4
<i>Parage aegeria</i>	Kein Befund	<i>Vanessa cardui</i>	Kein Befund
<i>Pieris napi</i>	-	<i>Neozephyrus quercus</i>	Kein Befund
<i>Pieris brassicae</i>	-	<i>Lycaena phlaeas</i>	-
<i>Pieris rapae</i>	-	<i>Maniola jurtina</i>	-
<i>Vanessa atalanta</i>	-	<i>Thymelicus lineola</i>	-
<i>Aglais urticae</i>	-	<i>Coenonympha pamphilus</i>	-

Ellenbergzahlen für Stickstoff:

- 1 = Stickstoffärmste Standorte
- 2 = zwischen 1 und 3 stehend,
- 3 = auf stickstoffarmen Böden häufiger als auf mittelmäßigen bis reichen
- 4 = zwischen 3 und 5 stehend
- 5 = mäßig stickstoffreiche Standorte,
- 6 = zwischen 5 und 7 stehend
- 7 = stickstoffreiche Standorte anzeigend

Ellenbergzahlen für Feuchte:

- 1 = Starktrockniszeiger
- 2 = zwischen 1 und 3 stehend
- 3 = Trockniszeiger, auf trockenen Böden häufiger als auf frischen, nicht auf feuchten Böden
- 4 = zwischen 3 und 5 stehend
- 5 = Frischezeiger, auf mittelfeuchten Böden
- 6 = zwischen 5 und 7 stehend
- 7 = Feuchtezeiger, nicht auf nassen Böden

Während die Wiesenvögel von einer Nährstoffverknappung durch Vernässung profitieren dürften, reagieren vier der Falterarten, die nährstoffarme Standorte bevorzugen, negativ auf höhere Wasserstände. *Thymelicus lineola*, *Lycaena phlaeas*, *Maniola jurtina* und überraschenderweise auch *Coenonympha pamphilus* reagieren nach den Auswertungen der Autoren linear negativ auf höhere Feuchtigkeit. Da das Kleine Wiesenvögelchen in Baden-Württemberg auf Flutrasen vorkommt (EBERT & RENNWALD 1991), ist dieser Befund aus den Niederlanden bemerkenswert. Im Projektgebiet wurde der Falter regelmäßig auf Niedermoorflächen angetroffen. Zumindest für die ersten drei Arten ist daher eine Aushagerung der Mineralböden entscheidend für ihr Vorkommen. Für eine Vielzahl von Tagfalterarten dürfte sich die Wiedervernässung positiv auf die Populationsentwicklung auswirken. Für den Hochmoor-Perlmutterfalter kann aufgrund der geomorphologischen Voraussetzungen kein Anstieg der Wasserstände durch Änderungen im Management erreicht werden. Die Fläche wird zur Zeit nicht entwässert und wird in Zukunft nicht mehr Wasser

erhalten. Für die zweite gefährdete Falterart ist eine Wiedervernässung ebenfalls positiv, seiner Raupenfutterpflanze (*Filipendula ulmaria*) wurde eine Feuchtezahl von 8 zugewiesen (ELLENBERG 1986); diese Art ist jedoch in den Untersuchungen von OOSTERMEIJER & VAN SWAAY (1998) nicht aufgeführt.

Neben der Düngungsaufgabe und der Wiedervernässung hat die Beweidung selbst verschiedene direkte und indirekte Einflüsse auf die Tagfalter. Durch den Verbiss wird das Angebot an bestimmten Pflanzenstrukturen direkt bestimmt, indirekt bewirkt die Beweidung eine langfristige Verschiebung der Vegetationszusammensetzung. Für einige Arten, deren Larven in Blütenköpfen fressen, kann eine Beweidung direkte negative Folgen haben. RADLMAIR & DOLEK (2002) berichten von Untersuchungen von KIECHLE und SCHORK, die ein geringeres Angebot an Wiesenknopfb Blüten auf beweideten Flächen gegenüber Streuwiesen feststellten. Im Projektgebiet fehlen Falter, die hier ihre Eier ablegen, aber auch für die Larven des Aurorafalters ist eine Beeinträchtigung durch Beweidung festgestellt worden (DEMPSTER 1997). Hier traten direkte Verluste von Eiern oder Larven mit einem Anteil von 8 % an der Gesamtmortalität durch den Fraß von Wildtieren (Muntjak Hirsch) bei einer Waldpopulation in England auf. Sollte sich eine Population von Faltern vollständig in einer beweideten Fläche befinden, sind Einzelheiten ihrer Biologie besonders zu prüfen.

Der indirekte Effekt der Wiederbeweidung der Brachen, der in einer Veränderung der Vegetationszusammensetzung liegt, ist in seiner Bedeutung für die Tagfalter schwer abzuschätzen. Die individuenreichsten Tagfalterbestände und die gefährdeten Arten wurden in Projektgebiet in nicht genutzten Beständen gefunden. Eine erhöhte Bedeutung von Brachen in ansonsten falterarmen Landschaften wurde auch von ACHTZIGER et al. (1999) festgestellt, in extensiv genutzten Beständen wurden jedoch ähnlich hohe Anzahlen gefährdeter Arten gefunden. Während die ausgedehnten Rohrglanzgrasbestände keine Bedeutung für Tagfalter besitzen, legen vier Falterarten ihre Eier in den Brennesselfluren ab. Es wird erwartet, dass diese Raupenfutterpflanze bei Beweidung zurückgeht, aber keineswegs aus den Flächen verschwindet. Damit werden die Nesselfalter auch zukünftig im Projektgebiet vorkommen können. Unklar ist jedoch, welche Vegetationsbestände nach einem Rückgang von Rohrglanzgras und Brennessel im Niedermoor auftreten werden und damit ist die langfristige Bedeutung der Niedermoorflächen für die Tagfalter nicht abzuschätzen. Auf einer größeren Fläche wurde die Ausbreitung von Flutrasen in ehemaligen Brennesselbeständen beobachtet, Vegetationsaufnahmen zeigten jedoch eine uneinheitliche Entwicklung von 8 untersuchten Ruderalfluren feuchter Standorte. Gleichzeitig hat die Beweidung der Brachen, wie in Kapitel 5.1 ausgeführt, möglicherweise negative Auswirkungen auf den Mädesüß-Perlmutterfalter. Die Populationsentwicklung sollte daher langfristig beobachtet werden.

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass die Maßnahmen jeweils artspezifisch unterschiedlich auf die Tagfalterarten wirken und dass zudem die speziellen Geländeeigenschaften und die Verbreitung der Art im Gebiet die Auswirkungen der Extensivbeweidung auf die Tagfalter bestimmen. OPPERMANN (1987) kommt bei seinen Untersuchungen von Biotopmanagement-Maßnahmen in Feuchtwiesen ebenfalls zu dem Schluss, dass eine Betrachtung der Maßnahmen auf Einzelartniveau nötig ist. Während die

meisten von ihm nachgewiesenen Tagfalterarten auf den bewirtschafteten Streuwiesen vorkamen und die Artenzahl und Abundanzen über Brachen zu Intensivgrünländern hin abfielen, kamen einige gefährdete Arten in Brachen besonders häufig vor. Während die Beweidung von Trockenstandorten zur Sicherung von Vorkommen gefährdeter Tagfalter vielfach erfolgreich eingesetzt wird (DOLEK 1994, SMALLIDGE & LEOPOLD 1997), liegen aus England Befunde für Falterarten mit hohen Wärmeansprüchen vor, die durch Haustierbeweidung nicht gesichert werden konnten (THOMAS 1994). Hier konnten ausschließlich Kaninchen die Bestände von *Festuca ovina* und *Hippocrepis comosa* in der Höhe von 3 cm halten, die von den Faltern benötigt wurde. Großflächige Extensivbeweidung führte dazu, dass solche kurzgrasigen Bestände überhaupt nicht auftraten, kurzfristige hohe Weidetierdichten konnten dagegen die Kontinuität des Habitats nicht gewährleisten. Dieser Befund ist wahrscheinlich für Untersuchungsflächen im wärmeren Süddeutschland nicht zutreffend. In Gebieten wie Schleswig-Holstein besetzen einige Tagfalterarten jedoch möglicherweise ähnlich enge klimatische Nischen wie in England. Allerdings werden diese wärmeliebenden Arten - in England wurden *Lysandra bellargus* und *Hesperia comma* untersucht - in Schleswig-Holstein nicht bzw. nur auf extremen Trockenstandorten gefunden (KOLLIGS 2003). Diese Ergebnisse zeigen jedoch die Notwendigkeit der genauen Prüfung der lokalen Gegebenheiten und der Biologie der vorgefundenen Arten bei der Planung von Pflegemaßnahmen, insbesondere wenn es um die Sicherung vorhandener Vorkommen anspruchsvoller Tagfalterarten geht.

5.3 Ausblick

In Folge der geringen Ausbreitungsfreudigkeit vieler Tagfalterarten und ihrer lückenhaften Verbreitung in Schleswig-Holstein ist ein Anstieg der Artenzahl im Projektgebiet auch langfristig nur begrenzt zu erwarten, auch wenn sich die Habitatbedingungen für verschiedene Arten verbessern dürften. Von langfristiger Aushagerung und Beweidung profitieren wärmebedürftige Falterarten, wobei eine Verbesserung der Habitatqualität auf Sandböden sehr viel schneller eintritt als auf nährstoffreichen Böden. Arten wie Hauhechel-Bläuling und Kleiner Feuerfalter werden wahrscheinlich in Teilen des Projektgebietes ebenso zunehmen wie Schornsteinfeger, Großes Ochsenauge und Kleines Wiesenvögelchen, die großflächig gefördert werden dürften.

Auf einer 36 ha großen Hüte-Rinderweide (bis 1 GV/ha) in den Vorkarpaten wurde von ELLIGSEN (1997) in dem reliefierten Gelände an Triftwegen und Erdabrutschen zusätzlich zu den im Projektgebiet nachgewiesenen Arten Mauerfuchs (*Lasiommata megera*) und Braunfleckiger Perlmutterfalter (*Clossiana selene*) gefunden. Von der Verzahnung von Gehölzen und Offenland profitieren nach seinen Untersuchungen zahlreiche Tagfalterarten, von denen Mauerfuchs, Schornsteinfeger und Nierenfleck (*Thecla betulae*) auch in Schleswig-Holstein gefunden werden. Die meisten seiner 61 nachgewiesenen Tagfalter- und Widderchenarten sind in diesem Bundesland jedoch nur sehr lokal verbreitet und können aufgrund ihrer meist geringen Ausbreitungsfähigkeit auch in den nächsten Jahren nicht im Projektgebiet Eidertal erwartet werden.

Vom Nierenfleck, Brombeerzipfelfalter (*Callophrys rubi*), Großen Schillerfalter (*Apatura iris*), Braunen Feuerfalter (*Lycaena tityrus*) und Braunfleckigen Perlmutterfalter (*Boloria selene*) sind Fundorte in der näheren Umgebung des Projektgebietes bekannt, so dass diese Arten mit der höchsten Wahrscheinlichkeit einwandern können (KOLLIGS pers. Mitt.). Dabei ist der Nierenfleck möglicherweise bereits im Projektgebiet bodenständig und übersehen worden, da nicht das gesamte Gebiet kontinuierlich kontrolliert werden konnte. Der Große Schillerfalter ist allerdings eine Art der laubholzreichen Wälder, deren Raupen an verschiedenen, zumeist beschatteten Weiden- und Pappelarten fressen (EBERT & RENNWALD 1991). Damit ist eine direkte Förderung der Art durch das Projektmanagement nicht gegeben.

Für den Braunen Feuerfalter, dessen Raupen in Schleswig-Holstein am Kleinen Sauerampfer (*Rumex acetosella*) vorkommen (KOLLIGS 2003), entstehen durch die Extensivbeweidung ohne Düngung langfristig mehr geeignete Habitate. Ob die Falter den Standort in absehbarer Zeit erreichen können, ist dagegen unklar.

Theoretisch könnten eine Reihe weiterer Tagfalterarten von dem Management profitieren, es sind jedoch keine Vorkommen in der näheren Umgebung bekannt. Wäre früher mit der Beweidung einer ehemaligen Spülfläche bei Reesdorf begonnen worden, hätte das Aussterben des Wegerich-Schreckenfalters (*Metitaea cinxia*) wahrscheinlich verhindert werden können. In der jetzigen Situation, wo die nächsten bekannten Vorkommen bei Lübeck existieren (KOLLIGS pers. Mitt.), ist eine Wiederbesiedlung des Standortes unwahrscheinlich.

6 Wildbienen

6.1 Einleitung

Von den drei untersuchten Tiergruppen nutzen die Wildbienen die kleinsten Habitate. In Schleswig-Holstein werden 296 Wildbienenarten gefunden, von denen 75% der „Offenlandarten“ und 45 % der „Waldarten“ auf der Roten Liste stehen (SMISSEN v. D. 2001). Nach GATHMANN (1998) ist diese Tiergruppe bundesweit am stärksten gefährdet. Während die flugfähigen Imagines den Pollen in größeren Raumeinheiten suchen, gelten geeignete Brutplätze bei dieser Artengruppe als der limitierende Faktor (WESTRICH 1989). Etwa 30 % der bundesweit vorkommenden Arten zeigen neben den speziellen Ansprüchen an Nisthabitate eine Spezialisierung auf bestimmte Pollenquellen. Diese oligolektischen Arten sind an bestimmte Pflanzenfamilien oder -gattungen gebunden.

Die meisten Wildbienen gelten als charakteristische Offenlandbewohner, die in den verschiedensten landwirtschaftlich genutzten Flächen, auf Waldlichtungen und den Offenland/Wald-Übergangsbereichen gefunden werden (SCHWENNINGER 1992). Die Arten sind auf langfristig ungestörte Nistplätze in enger Verzahnung mit geeigneten Nahrungsquellen angewiesen. Darüber hinaus benötigen einige Wildbienenarten ein spezielles Baumaterial für die Brutzellen und die mikroklimatischen Ansprüche der Arten müssen erfüllt werden. Erst wenn diese Requisiten in enger räumlicher Verzahnung vorhanden sind, kann mit dem Vorkommen bestimmter Arten in einem Landschaftsausschnitt gerechnet werden (WESTRICH 1989).

Etwa 75 % der bundesweit nachgewiesenen Arten legen ihre Eier im Boden ab und nisten somit endogäisch. Hypogäisch nistende Arten nutzen Bohrlöcher im Altholz, leere Schneckenhäuser, vorjährige Pflanzenstengel, Gallen oder eigene Freibauten als Nistplatz (WESTRICH 1989, GATHMANN 1998). In den Niedermooren können nach WESTRICH (1989) kaum bodennistende Wildbienen angetroffen werden; einige Arten die in der Roten Liste Schleswig-Holsteins als torfnistend eingestuft werden, legen allerdings im Torf von Hochmooren Nester an (SMISSEN v.D. 2001). Die Niedermoore im Untersuchungsgebiet dürften jedoch als Nistplatz für Wildbienen so gut wie keine Bedeutung haben.

Die extensive Beweidung führt zu einer engen Verzahnung von Wald/Offenland-Übergängen und zur Entstehung von Offenbodenstellen durch den Tritt der Rinder. Die Bedeutung dieser Übergangsbereiche sowie der Triftwege und Erdabrutsche in reliefiertem Gelände als Nistplätze für Wildbienen wurde näher untersucht. Die völkerbildenden Hummeln wurden nicht untersucht. Neben der Beurteilung bestimmter Sonderstrukturen für die Bienenbesiedlung der Weideflächen stellt sich die Frage nach der Möglichkeit der flächenhaften Beurteilung des Projektraumes anhand der vorhandenen Datengrundlagen, da kleinflächige Offenbodenanteile zum Teil in unterschiedlichen Jahren an verschiedenen Stellen ausgebildet sind und bei der Vegetationskartierung nicht vollständig erfasst wurden.

Methode

Entlang der Tagfaltertransekte (vgl. Kap. 5.1) wurden blütenbesuchende Wildbienen im Jahr 2000 in einem Abstand von 1,5 m zu beiden Seiten des Beobachters registriert. Dabei stand die Anzahl der nahrungssuchenden Tiere im Vordergrund. Auf eine Bestimmung von Arten, die nicht sicher im Gelände angesprochen werden können, wurde bei den Transektbeobachtungen verzichtet. Die Arten sind zunächst nur optisch registriert worden, aufgrund der geringen Anzahl der festgestellten Bienen wurde anschließend mit 100 Kescherschlägen pro Transektabschnitt versucht die Nachweisraten zu erhöhen.

Zur Erfassung der xylobionten Käfer wurden 67 Fensterfallen in einem Transekt in der Mitte des Untersuchungsgebietes aufgestellt, aus denen die mitgefangenen Bienen aussortiert wurden (Abb. 47, ARP im Druck). Die Standorte lagen im Mischwald (6 Fallen), im Erlenwald (12 Fallen), in Weiden (11 in Extensivweiden, 3 in einer Intensiv-Mäh-Weide), in Brachen (21 Fallen), im Übergangsbereich zwischen Brachen und Weiden (3 Fallen) sowie an Gehölzrändern (11 Fallen). Vom 6.4. bis zum 8.8.2000 wurden die Fallen etwa monatlich geleert. Dabei gab es einige witterungsbedingte Ausfälle aufgrund eines Sturmes und einige Ausfälle aufgrund der Aktivitäten der Rinder, denn trotz Abzäunung der Fallen sind die Tiere zum Teil an die Fallen gelangt und haben die Konstruktionen umgeworfen. Aufgrund der unterschiedlichen Fallenzahlen in den verschiedenen Biotoptypen und zwischen den Probenterminen ist eine Auswertung auf Artbasis schwierig. Für einen Vergleich der Biotoptypen untereinander wurde die absolute Individuenzahl auf eine einheitliche Fallenzahl umgerechnet und die Individuenanzahl pro Falle für die verschiedenen Probenzeiträume ausgewertet. Für einen Vergleich der Bedeutung der unterschiedlichen

Biotoptypen wurde nur der Fangzeitraum vom 6.4.- 10.5.2000 ausgewertet. Nach dem 10.5. fielen zahlreiche Fallen aus, später im Jahr flogen nur noch wenige Bienenarten.

An den 6 Fallenstandorten im Mischwald und an vier Standorten im Erlenwald wurden im Jahr 2002 Vegetationsaufnahmen auf Flächen von jeweils 20 m² durchgeführt, um das Blütenangebot in der Krautschicht zu erfassen.

Die Bienen in den Fensterfallen aus dem Jahr 2000 wurden bestimmt und schwierig zu bestimmende Arten von N. VOIGT überprüft. Im Folgenden ist die zur Determination und Beschreibung der Arten verwendete Literatur zusammengestellt: SCHMIEDEKNECHT (1930), EBMER (1969, 1970, 1971), TKALCU (1975), DATHE (1980), TKALCU (1983), DYLEWSKA (1987), WESTRICH (1989, 1990), SCHMID-EGGER & SCHEUCHEL (1997), AMIET et al. (1999), WARNCKE (1992), KOSTER (1996) und SMISSEN v.D. (2001).

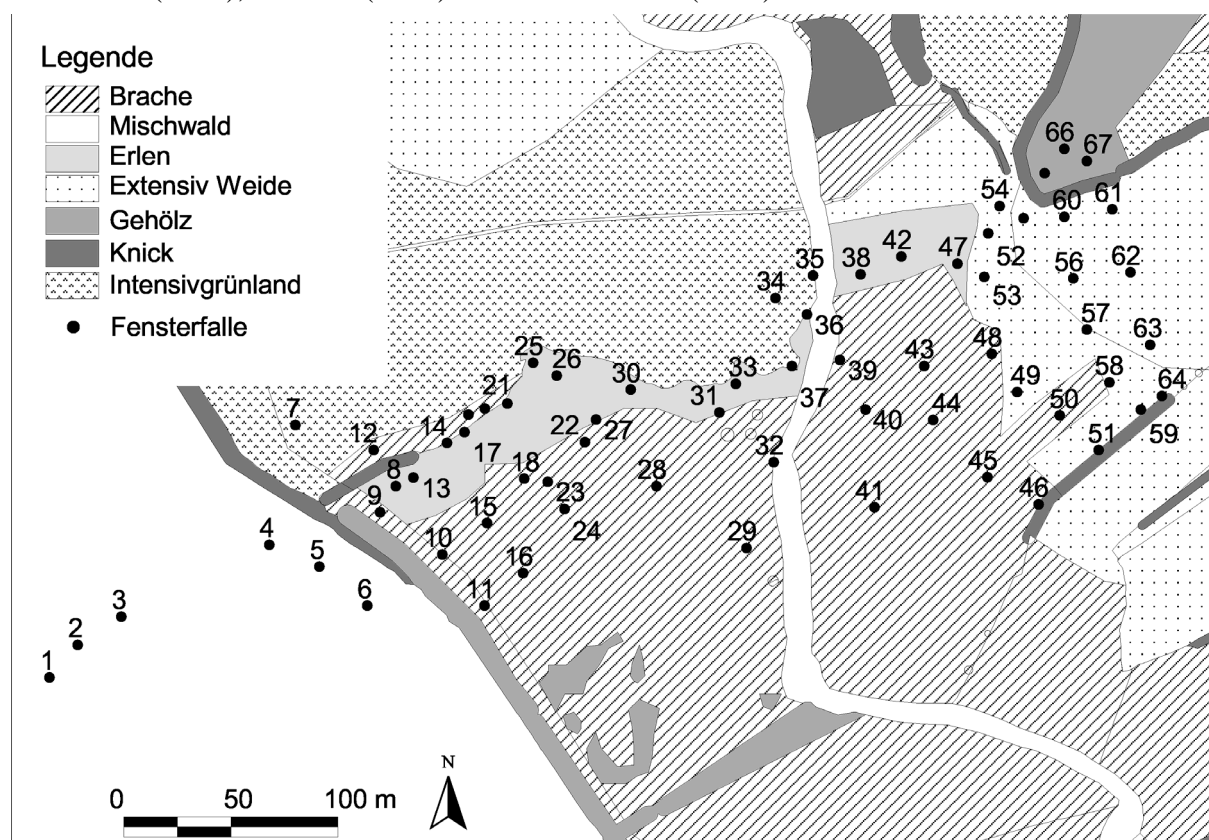


Abb. 47: Standorte der Fensterfallen und Verteilung der Nutzungstypen im Jahr 2000.

Ende April 2002 wurden die Weiden Blumenthal und Grevenkrug flächenhaft kontrolliert sowie der Heidberg auf der Weide Flintbek; alle Ansammlungen von mehr als 10 Wildbienenindividuen wurden protokolliert. Es wurde neben der Exposition, Hangneigung und Vegetationsbedeckung die Temperatur an offenen und vegetationsbedeckten Stellen gemessen. An den Standorten wurden Belegexemplare von allen Bienenarten gefangen, bei denen eine unterschiedliche Artzugehörigkeit vermutet wurde. Von den meisten Arten liegen mehrere Nachweise aus dem Gelände vor, so dass angenommen wird, dass alle Arten erfasst wurden. Für die Gattung *Nomada* trifft dies jedoch nicht zu. Hier gehörten fast alle Handfänge unterschiedlichen Arten an; weitere Tiere, die im Gelände beobachtet wurden, sind als *Nomada spec.* aufgenommen worden. Eine Nachkontrolle der Standorte erfolgte

Mitte Juni um spät fliegende Arten zu erfassen. Zudem wurde das Angebot an insektenblütigen Blumen erfasst und die Blütenzahl pro m² errechnet.

Mit Hilfe der Vegetationskarte und des digitalen Höhenmodells wurde überprüft, inwieweit eine Identifikation von besonders bedeutsamen Wildbienenstandorten flächenhaft möglich ist. Letzteres diente der Identifizierung von Geländestellen mit hoher Steigung, an denen potentiell Abbruchkanten durch Viehtritt entstehen.

Ergebnisse

Im Projektgebiet wurden in den Fensterfallen im Jahr 2000 und bei den systematischen Erhebungen auf den Weiden Blumenthal, Grevenkrug und Flintbek im Jahr 2002 die in der Tabelle 42 aufgeführten Arten und Individuenzahlen ermittelt.

Insgesamt wurden bisher 47 Arten mit 1908 Individuen nachgewiesen. *Lasioglossum quadrinotatum* ist in der Roten Liste Schleswig-Holsteins als gefährdet eingestuft worden, *Andrena varians* als selten (R) und *Lasioglossum nitidulum*, *Anthophora furcata* und *Andrena bicolor* stehen auf der Vorwarnliste.

Der Großteil der nachgewiesenen Individuen (1636 Tiere) waren bodennistende Arten, darunter 7 Arten (193 Individuen) die auch in Torfböden nisten, 3 Arten (131 Individuen) nisten in Steil- oder Lehmwänden, 5 der nachgewiesenen Arten nisten im Holz (21 Individuen), 7 Arten leben als Parasiten in den Nestern anderer Wildbienenarten (SMISSEN v.D. 2001).

Die Beobachtungen im Gelände und die Fensterfallenfänge erbrachten zum Teil artspezifisch unterschiedliche Ergebnisse. Die parasitischen Gattungen *Nomada* und *Sphcodes* wurden im Gelände regelmäßig an Standorten mit größeren Nestansammlungen wie Abbruchkanten in Weiden, auf einem Sandspülfeld bei Reesdorf und an Gehölzrändern gefunden, in den Fensterfallen waren sie selten. Weitere Arten von geringer Körpergröße aus den Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum* wurden nur direkt an ihren Neststandorten gefunden.

Es wurden nur wenige Bienenarten nachgewiesen, die auf bestimmte Pollenquellen spezialisiert sind. Die Pelzbiene *Anthophora furcata* ist an Lippenblütler gebunden, die Seidenbiene *Colletes daviesanus* an Korbblütler. Vier Sandbienenarten (*Andrena apicata*, *A. clarkella*, *A. praecox* und *A. vaga*) sind auf Weidenarten (*Salix* spec.) spezialisiert, Gehölze, die sowohl in den Niedermooren vorkamen, als auch auf einem Sandspülfeld bei Reesdorf. Ausschließlich im Niedermoor findet die Schenkelbiene *Macropis europaea* ihren Proviant für die Versorgung ihrer Brut, da die Bienen am Gewöhnlichen Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) Öltröpfchen sammeln. An Glockenblumen (*Campanula* spec.) ist die Sägehornbiene *Melitta haemorrhoidalis* gebunden, wobei die Nahrungspflanzen nur an wenigen Stellen im Projektgebiet wachsen.

Tab. 42: Gesamtartenliste der nachgewiesenen Wildbienenarten mit Rote Liste-Status, Individuenzahlen, deren ökologische Ansprüche nach Literatur (SMISSEN v. D. 2001) und ihre Nachweise im Projektgebiet. Nistweise: Die Nester befinden sich B = im Boden, W = in Steil- und Lehmwänden, T = in Torfböden, Wb = in Wurzeltellern, H = in Holz, C = in Gebäudehohlräumen, Pa = parasitisch, von Wirtsart bestimmt, M = Nester werden gemörtelt. Habitate: S = auch im Siedlungsbereich, W = Waldarten (Projektgebiet: Fallenstandorte im Mischwald und an Gehölzrändern), O = Offenlandarten, Sa = in Sandböden nistend.

Art	RL	Individuen- zahl	Literatur		Habitate	
			Nahrung	Nistweise	Literatur	Projektg.
1 <i>Andrena angustior</i>	-	271		B	S, O	O, W
2 <i>Andrena apicata</i>	-	15	<i>Salix spec.</i>	B	Sa	O, W
3 <i>Andrena bicolor</i>	V	20		B	S	O, W
4 <i>Andrena carantonica</i>	-	9		B, C	S, O	O, W
5 <i>Andrena chrysoceles</i>	-	3		B	S, O	W
6 <i>Andrena cineraria</i>	-	65		B	S, O	O, W
7 <i>Andrena clarkella</i>	-	75	<i>Salix spec.</i>	B, T	S, W	O, W
8 <i>Andrena flavipes</i>	-	4		B	S, O	O, W
9 <i>Andrena fucata</i>	-	93		B	S, W	O, W
10 <i>Andrena fulva</i>	-	14		B	S, W	O, W
11 <i>Andrena haemorrhoa</i>	-	432		B	S	O, W
12 <i>Andrena helvola</i>	-	357		B	S	O, W
13 <i>Andrena minutula</i>	-	16		B	S	W
14 <i>Andrena nigroaenea</i>	-	8		B	S, O	O, W
15 <i>Andrena nitida</i>	-	39		B	S	O, W
16 <i>Andrena praecox</i>	-	42	<i>Salix spec.</i>	B	S	O, W
17 <i>Andrena subopaca</i>	-	3		B	S, O	W
18 <i>Andrena synadelpha</i>	-	3		B	S, Sa	O, W
19 <i>Andrena tibialis</i>	-	1		B	S	O
20 <i>Andrena vaga</i>	-	129	<i>Salix spec.</i>	B	S, O, Sa	O, W
21 <i>Andrena varians</i>	R	18		B	W	O, W
22 <i>Anthophora furcata</i>	V	1	Lamiaceen	H	S, W	W
23 <i>Colletes daviesanus</i>	-	2	Asteraceen	B	S, O	O
24 <i>Halictus confusus</i>	-	1		B	S, O, Sa	O
25 <i>Halictus rubicundus</i>	-	1		B, T	S, O	W
26 <i>Hylaeus confusus</i>	-	3		H	S	O, W
27 <i>Lasioglossum albipes</i>	-	18		B, T	S	O
28 <i>Lasioglossum calceatum</i>	-	59		B, T	S	O, W
29 <i>Lasioglossum fratellum</i>	-	3		B, T	W	O, W
30 <i>Lasioglossum minutissimum</i>	-	1		B, W	S	W
31 <i>Lasioglossum morio</i>	-	127		B, W	S	O
32 <i>Lasioglossum nitidulum</i>	V	3		B, W, C	S, O	O, W
33 <i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	3	4		B	S, O, Sa	O, W
34 <i>Lasioglossum rufitarse</i>	-	2		B, T, Wb	S, W	W
35 <i>Lasioglossum villosulum</i>	-	2		B	S	O
36 <i>Macropis europaea</i>	-	26	<i>Lysimachia spec.</i>	B, T	S	O, W
37 <i>Megachile lapponica</i>	-	3		H	S	O, W
38 <i>Megachile versicolor</i>	-	1		H	S	O
39 <i>Melitta haemorrhoidalis</i>	-	1	<i>Campanula spec.</i>	B	S, W	O
40 <i>Nomada fulvicornis</i>	-	1		Pa	S, Sa	O
41 <i>Nomada marshamella</i>	-	1		Pa	S, O	O
42 <i>Nomada panzeri</i>	-	1		Pa	S	O
43 <i>Nomada ruficornis</i>	-	1		Pa	S	O
44 <i>Osmia rufa</i>	-	13		H, C, M	S, W	O, W
45 <i>Sphecodes ephippius</i>	-	1		Pa	S	W
46 <i>Sphecodes pellucidus</i>	-	2		Pa	S, O	O, W
47 <i>Sphecodes monilicornis</i>	-	1		Pa	S	O

Die Transektbegehungen erbrachten durch Beobachtungen und Kescherfänge nur 13 Nachweise von Wildbienen in 10 verschiedenen Transektabschnitten an 11 Kartierterminen. Damit ist eine Auswertung der Daten nicht sinnvoll. Es wurden Blütenbesuche an Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*), Vogelsternmiere (*Stellaria media*), Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria*) und Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) beobachtet.

In den Fensterfallen wurden etwa 1500 Wildbienen gefangen, neben mehr als 6500 Honigbienen. Die häufigsten Arten waren *Andrena angustior* (271 Individuen), *A. haemorrhoea* (301 Individuen) und *A. helvola* (357 Tiere). Von allen weiteren Arten wurden weniger als 75 Tiere nachgewiesen. Die Individuenverteilung von Wild- und Honigbienen in den verschiedenen Biotoptypen ist in der Abbildung 48 dargestellt.

Auffällig sind die gegenläufigen Häufigkeiten von Wild- und Honigbienen in den untersuchten Biotoptypen. In den Brachen, Weiden und an den Gehölzrändern wurden große Dichten von Honigbienen festgestellt, während gleichzeitig relativ wenige Wildbienen gefangen wurden, in den Misch- und Erlenwäldern waren dagegen Wildbienen häufiger als Honigbienen.

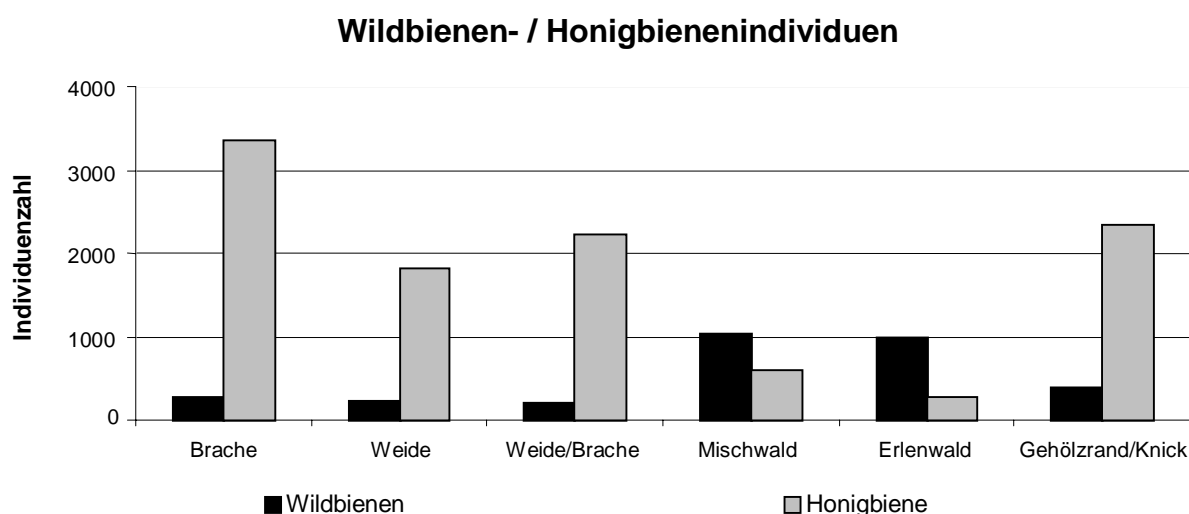


Abb. 48: Häufigkeiten von Wild- und Honigbienen im Jahr 2000 in unterschiedlichen Biotoptypen in jeweils 21 Fallen.

Ein direkter Vergleich der Artenzahlen an den verschiedenen Standorten ist aufgrund der unterschiedlichen Anzahl von Fallen kaum möglich. Ein Vergleich der Abb. 48 und der Tabelle 43 zeigt jedoch, dass in den Fallen im Erlen- und Mischwald sowohl hohe Individuenzahlen, als auch eine hohe Artenzahl festgestellt wurde.

Tab. 43: Anzahl von nachgewiesenen Wildbienenarten und Fallenzahl in den untersuchten Biotoptypen im Jahr 2000.

	Brache	Weide	Weide/Brache	Mischwald	Erlenwald	Gehölzrand/Knick
Artenzahl	29	22	10	24	23	26
Fallenzahl	21	14	3	6	12	11

Vegetationsaufnahmen an den Fallenstandorten belegten ein sehr geringes Blütenangebot in den Waldflächen. An den drei Waldrandfallen (Fallennummer 4, 5 und 6) waren die einzigen insektenblütigen Pflanzenarten einzelne Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) und Sauerkleepflanzen (*Oxalis acetosella*). Nur die Himbeere (*Rubus idaeus*) erreichte an jedem Fallenstandort eine Deckung von 4 %. Direkt an den Fallenstandorten 1, 2 und 3 war das Blütenangebot noch geringer, hier konnte nur die Himbeere in Einzelpflanzen gefunden werden. Die Arten- und Individuenzahlen der gefangenen Wildbienen in den beiden

Fallengruppen unterschieden sich deutlich voneinander. In den Fallen 1 bis 3 konnten 10 Bienenarten in 101 Individuen gefangen werden, in den Fallen 4 bis 6 wurden 23 Arten mit 367 Individuen nachgewiesen. Die Entfernung zum Offenland des Projektgebietes betrug von den Fallen 4 bis 6 jeweils etwa 40 m, von den Fallen 1 bis 3 waren es 150 bis 113 m bis zum genutzten Grünland. Näher an den Fallen 1,2 und 3 lag eine Waldlichtung, die jedoch ebenfalls blütenarm war.

Im Erlenbruch war das Blütenangebot in der Krautschicht höher als im Mischwald. An vier untersuchten Fallenstandorten im Erlenbruch wurden 15 Blütenpflanzenarten festgestellt, von denen die meisten jedoch eine Deckung von unter 4 % erreichten. Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) und Buschwindröschen erreichten an jeweils einem Fallenstandort Deckungen von über 60 %.

Betrachtet man die Wildbienenanzahl pro Falle im Jahresverlauf, zeigt sich ein deutlicher Abfall der Individuendichten nach dem 31.5.2000 (Abb. 49). Aus dem Untersuchungszeitraum 31.5. bis 26.6.2000 liegen nicht von allen Standorten Daten vor, der Rückgang der Individuenzahl ist jedoch in drei Biotoptypen parallel zu beobachten.

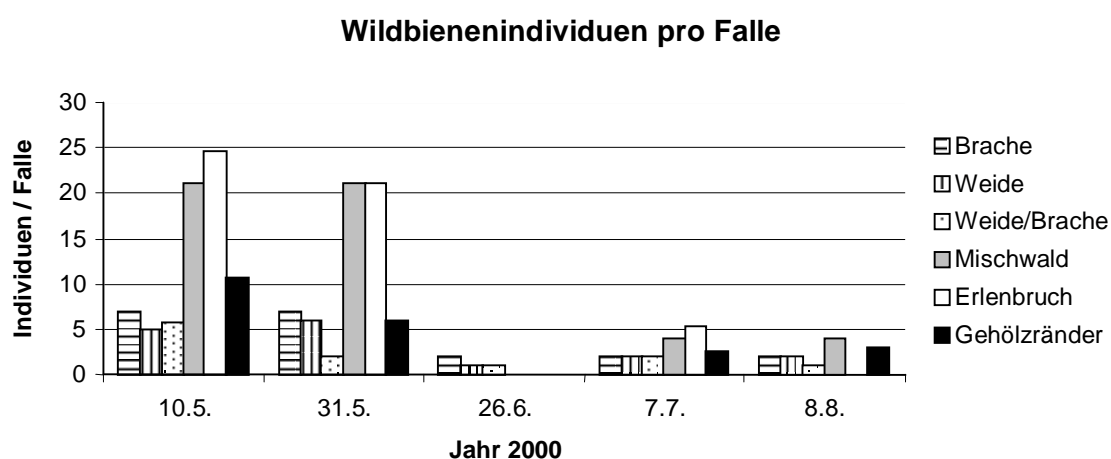


Abb. 49: Durchschnittliche Wildbienenindividuenzahl pro Fensterfalle im Verlauf des Sommerhalbjahres 2000.

In den Wäldern und an den Gehölzrändern wurden regelmäßig zwei- bis viermal so viele Bienenindividuen gefangen wie im Offenland. Die Brachen und Weiden unterschieden sich kaum in der Anzahl der gefangenen Individuen.

Eine Betrachtung der Artenverteilung an den verschiedenen Fallenstandorten zeigt einen Nachweisschwerpunkt von *Andrena haemorrhoea* und *A. helvola* im Erlenbruch (Tab. 44), wobei beide Arten nicht als torfnistend eingestuft werden (SMISSEN V. D. 2001). Beide Arten waren im Mischwald am zweithäufigsten anzutreffen, einem Standort, der Ende April in der Krautschicht kaum geeignete Nahrungsquellen aufwies. Die meisten der nachgewiesenen Bienenarten wurden sowohl im Offenland, als auch in den Wäldern gefangen.

Tab. 44: Umrechnung der nachgewiesenen Individuenzahlen vom 6.4. bis 10.5. 2000 auf eine einheitliche Fallenzahl von 12 an unterschiedlichen Fallenstandorten.

Art	Gehölzrand/Knick	Mischwald	Erlenwald	Brache	Weide	Weide/Brache
<i>Andrena angustior</i>	3	4	3	1	3	
<i>Andrena apicata</i>	9	4		2		8
<i>Andrena bicolor</i>				1	2	
<i>Andrena cineraria</i>	5	6	5	8	6	8
<i>Andrena clarkella</i>	12	12	7	22	7	8
<i>Andrena fucata</i>	1	22	3	2		
<i>Andrena fulva</i>	7		3	1	3	
<i>Andrena haemorrhoa</i>	27	82	115	22	11	32
<i>Andrena helvola</i>	44	96	127	19	21	
<i>Andrena jacobii</i>	1	4				
<i>Andrena nigroaenea</i>			2			
<i>Andrena nitida</i>	1	6	6	1	1	
<i>Andrena praecox</i>	9	10	20	2	3	
<i>Andrena synandelfa</i>	1		1	1		4
<i>Andrena vaga</i>	1	2	2	2	2	8
<i>Andrena varians</i>	2		1			
<i>Lasioglossum calceatum</i>	3		2			
<i>Lasioglossum albipes</i>			1			
<i>Osmia rufa</i>	2	4	1	1	3	

Da die Niedermoorböden nach Literaturangaben kaum als Wildbienen-Nistplätze genutzt werden, könnte im Erlenwald die Entfernung der Fallenstandorte zum Mineralboden die Fangraten beeinflusst haben. Aus der Tabelle 45 ist ersichtlich, dass die maximale Entfernung zum Mineralboden an einem Standort 170 m beträgt. Die Bienennachweise nahmen zwar mit zunehmender Entfernung zum Mineralboden ab, es besteht aber nur ein geringer Zusammenhang zwischen beiden Variablen (Pearson-Korrelation $r = -0,1009$, $p = 0,05$).

Tab. 45: Fallenstandorte, Anzahl von Wildbienen und Entfernung zum Mineralboden an den Erlenwaldstandorten.

Fallnummer	8	13	25	26	30	33	38	42	47	65	66	67
Bienenanzahl	102	34	32	28	88	14	11	38	52	38	82	48
Entfernung Mineralboden in m	40	49	134	139	170	120	53	35	9	10	19	16

Die in Abbildung 50 dargestellten und in der Tabelle 49 näher klassifizierten Fundplätze sind die einzigen Stellen auf der Weide Grevenkrug, an denen am 22.4.2002 zehn und mehr Wildbienen gleichzeitig angetroffen werden konnten. Die Weide Blumenthal und der Heidberg auf der Weide Flintbek wurden ebenfalls flächendeckend abgesucht. Auf allen drei Weiden zusammen wurden insgesamt 14 Stellen mit höheren Bienendichten identifiziert.

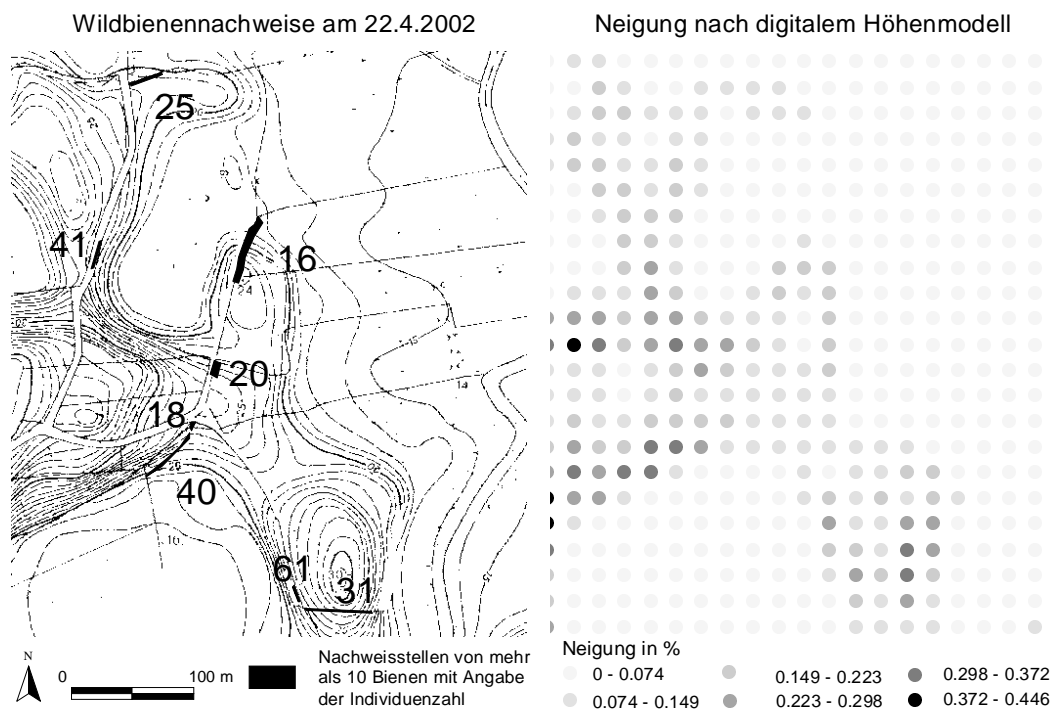


Abb. 50: Wildbienenfundorte mit Angabe der Individuenzahlen am 22.4.2002 und Möglichkeiten der Identifikation bevorzugter Bienennistplätze mit Hilfe des digitalen Höhenmodells.

Ein Vergleich mit dem digitalen Höhenmodell ergab, dass es aufgrund der groben Rasterung nicht möglich war, Bereiche mit einem hohen Gefälle zu identifizieren, in denen dann mit größerer Wahrscheinlichkeit Abbruchkanten entstehen. Die beiden südlichsten Fundstellen mit 31 und 61 Bienennachweisen befanden sich an Abbruchkanten; hier war das Gefälle nach der Datenlage im Höhenmodell jedoch nicht deutlich höher als an vielen anderen Stellen in der Umgebung, an denen keine offenen Bodenstellen durch Viehtritt entstanden waren.

Es ließen sich keine Vegetationstypen finden, die mit einem größeren Bienenvorkommen in Verbindung gebracht werden konnten (Tab. 46). An den 14 Standorten wurden 10 unterschiedliche Vegetationstypen angetroffen. Zumeist waren es Wald- oder Knickränder mit schütterer Vegetationsbedeckung sowie ein Knickfuß an einem Steilhang, an denen größere Anzahlen von Bienen angetroffen wurden. Der Offenbodenanteil lag in den untersuchten Abschnitten zwischen 1 und 43 %, die Steigung im Relief betrug zwischen 0 und 80 Grad. Nur drei Standorte lagen an weidebedingten Abbruchkanten mit einem hohen Offenbodenanteil, die dann von zahlreichen Bienenindividuen besiedelt wurden. Die Flächen waren nach Osten, Süden und Westen exponiert. Eine Temperaturmessung im Boden ergab ebenfalls keinen einheitlichen Trend. Zwar war an den meisten Fundorten die Temperatur im Boden in 2 cm Tiefe an vegetationslosen Stellen durch die Sonneneinstrahlung höher als die Lufttemperatur; die nach Westen ausgerichteten Flächen waren jedoch bis zum Mittag noch kälter als die Luft. Auffällig war auch, dass nur einzelne Knickabschnitte intensiver von Wildbienen besucht wurden, selten aber der gesamte Knick von Bedeutung war. Im April wurden vornehmlich Männchen gesehen, die zwischen der Vegetation nach schlüpfenden Weibchen suchten. Im Juni wurden nur noch 15 Wildbienenindividuen an den Abbruchstellen

am Heidberg angetroffen. Blütenbesuche wurden im Frühjahr an Efeu-Ehrenpreis (*Veronica hederifolia*) beobachtet.

Tab. 46: Wildbienenvorkommen am 22.4.2002 in den Weiden Blumenthal, Grevenkrug und am Heidberg in der Weide Flintbek. Himmelsrichtung: O = Osten, S = Süden, W = Westen Lage: K = Knickrand, W = Waldrand, A = Abbruchkante. Vegetationstyp: 1 = Weidelgras-Brache mesotroph; 2 = Weidelgras-Brache ruderalisiert; 3 = Baumgruppe; 4 = Weidelgras-Weide; 5 = Knick; 6 = Weidelgras-Brache eutroph; 7 = Weidelgras-Weide mesotroph; 8 = Weidelgras-Brache ruderalisiert / Weidelgras-Brache eutroph; 9 = Ruderalflur trockener Standorte; 10 = Ruderalflur nasser Standorte / Flutrasen-Brache ruderalisiert. Bienenartenzahl: (3): mindestens drei Arten, weitere unbestimmte Arten der Gattung *Nomada*.

Nummer der Fundstelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Temperatur Luft, Tageswert	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	16	16	16	16
Temperatur Offenboden	17	17	18	12	22	24	28	28	18	17	19	15	24	23
Temperatur in Vegetation	14	14	12	9	16	14	24	24	15	14	12	12	17	17
Himmelsrichtung	O	O	O	W	S	S	S	S	O	S-O	O	O	S	S
Fläche in m ²	50	90	21	28	200	62	23	28	358	118	148	88	25	231
Offenboden in %	20	22	24	18	25	2	17	43	1	8	1	17	8	4
Steigung in Grad	10	10	0	60	80	0	80	80	0	20	20	0/70	40	0/50
Lage	K	W	W	A	A	K	A	A	K	W	K	K	K	K
Vegetationstyp	1	2	3	4	5	6	7	7	8	3	9	9	9	10
Blütenpflanzenzahl	6	7	3	5	3	6	2	2	6	7	6	7	5	5
Blütenzahl pro m ²	26	10	27	6	1	12	1	1	3	22	15	8	164	1
Bienenartenzahl	2	1	(5)	3	(4)	(5)	7	5	(3)	(4)	5	(4)	(3)	(3)
Bienenindividuen	41	20	19	61	31	25	50	93	16	40	13	16	16	9

Vier der wildbienenreichen Wald- und Knickränder lagen an Weidezäunen und wurden nicht durchweidet, sechs Knicks wurden durchweidet.

Sämtliche Triftwege wurden erfolglos nach Bienen vorkommen abgesucht, ebenso die vegetationslosen Stellen auf Niedermoor. Einzig auf den Mineralboden-Kahlstellen am Weidegatter in Grevenkrug wurden an der Grenze zum Waldrand erhöhte Bienendichten registriert (Standort 2). Auch hier dürfte jedoch der Waldrand die Ursache für die erhöhten Nachweise gewesen sein. Direkt auf der mehrere Quadratmeter großen vegetationsfreien Stelle waren jedoch keine Bienen anzutreffen.

Die häufigsten Arten an den Knickrändern und Abbruchkanten waren *Andrena haemorrhoa* (131 Individuen), *Lasioglossum morio* (112 Individuen) und *Andrena vaga* (118 Individuen). Von allen anderen Arten wurden weniger als 20 Individuen gefunden. Dabei wurde *Andrena haemorrhoa* zu über 90 % an den Wald- und Knickrändern angetroffen, *Andrena vaga* zu 70 % an den Abbruchkanten und *Lasioglossum morio* zu 99 % an den Abbruchkanten. Damit wurde von den drei in den Fensterfallen am häufigsten nachgewiesenen Arten (*Andrena angustior*, *A. haemorrhoa* und *A. helvola*) nur eine auch im Gelände häufig beobachtet.

Es konnte keine Korrelation von Bienenindividuenzahlen und der Anzahl der Blüten (Pearson-Korrelation: $r = -0,238$, $p = 0,05$) oder der Anzahl der insektenblütigen Pflanzen ($r = -0,518$, $p = 0,05$) gefunden werden. Es liegt jedoch eine Korrelation von Individuenzahl der Bienen und Offenbodenanteil vor ($r = 0,701$, $p = 0,05$).

6.2 Diskussion

Im Projektgebiet wurden 47 Arten nachgewiesen, von denen eine Art als gefährdet und eine weitere Art als selten (R) eingestuft wird. Insgesamt sind dies etwa 16% der Bienenarten, die in Schleswig-Holstein nachgewiesen wurden. In die Gefährdungskategorien 0 bis 3 wurden 153 der 296 Arten eingeordnet (SMISSEN v. D. 2001). Damit ist der Anteil der gefährdeten Arten im Projektgebiet sehr gering, wobei das Artenspektrum mit Sicherheit nicht vollständig erfasst worden ist, da das Gebiet nicht flächendeckend untersucht werden konnte. Die Nachweisraten von Wildbienen bei Handfängen sind sehr stark von der Erfahrung des Beobachters abhängig und erst bei einer sehr hohen Anzahl von Begehungen wird das Artenspektrum vollständig erfasst. Nach HAESELER & RITZAU (1998) sind es die seltenen Arten, die nur in einzelnen Exemplaren flogen und meist eine hohe Spezialisierungsrate aufwiesen, die auch von den Experten bei sechs Begehungen nur zu 80 % erfasst wurden. Weitere spezialisierte und seltene Arten mit lokaler Verbreitung sind im Projektgebiet zu erwarten.

Die verschiedenen Nachweismethoden erbrachten im Projektgebiet sehr unterschiedliche Ergebnisse bezüglich der Individuenzahlen und des Artenspektrums von Wildbienen. Als gänzlich ungeeignete Methode erwiesen sich die Transektbeobachtungen aufgrund der geringen Nachweiszahlen in einer von Bienen insgesamt dünn besiedelten Landschaft, wenn die Bedeutung unterschiedlicher Flächen als Nahrungsraum untersucht werden soll.

Relativ hohe Arten- und Individuenzahlen ließen sich mit den Fensterfallen erfassen, wobei wegen der Höhe von über 1,5 m, in der die Bienen gefangen werden, kaum Aussagen zu einer Nutzung der Vegetationsstrukturen unterhalb der Falle möglich sind. Mit den Ergebnissen der Fensterfallenuntersuchung ist weder die Bedeutung der Flächen als Nistplatz, noch die Bedeutung als Nahrungsfläche zu belegen. Für die Einschätzung der Bedeutung der weidebedingten Störstellen war daher eine gezielte Suche im Gelände erforderlich.

Die relativ meisten Wildbienen wurden im Projektgebiet in den Fensterfallen der Misch- und Erlenwälder sowie an Gehölzrändern gefangen. Auch bei der direkten Suche im Gelände sind erhöhte Bienenanzahlen an Knick und Waldrändern in Bodennähe auf Mineralböden gefunden worden. Die Individuen, die bei den direkten Beobachtungen gesehen wurden, nutzten die Flächen als Nistplatz. Für die Fensterfallenfänge in den Waldstandorten muss die Bedeutung der Flächen indirekt abgeleitet werden. Die untersuchten Mischwälder im Projektgebiet, in denen zahlreiche Bienenindividuen und -arten nachgewiesen wurden, waren sehr blütenarm, während in den ebenfalls bienenreichen Erlenwäldern 15 Blütenpflanzenarten mit zum Teil hohen Deckungsanteilen angetroffen wurden. Daher wird angenommen, dass die Krautschicht im Mischwald keine Bedeutung als Nahrungsquelle hat. In Wäldern sammeln jedoch nach Angaben von WESTRICH (1989) verschiedene Bienenarten auch Pollen in der Baumschicht an Eichen (*Quercus robur*) und Ahornarten (*Acer campestre*, *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus*), von denen jedoch nur die Eiche im Untersuchungsgebiet häufiger ist. Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) blüht dagegen zu einer Zeit im Jahr, in der noch keine Wildbienen fliegen, so dass die Baumschicht in den Erlenwäldern keine Nahrung zur Verfügung stellt. Nach den Angaben von WESTRICH (1989) ist eine Besiedlung der

Niedermoorböden in den Erlenbrüchen durch bodennistende Wildbienen unwahrscheinlich. Die hier gefangenen Tiere haben die Flächen entweder aufgrund ihres Nahrungsangebotes in der Krautschicht aufgesucht, oder als ‚Rendezvous-Plätze‘ zur Partnerfindung genutzt (WESTRICH 1989). Die Fallenstandorte neben den Knicks haben dagegen wahrscheinlich auch Bienen bei der Nahrungssuche in den Gehölzen gefangen. An Weißdorn (*Crataegus spec.*) und Weiden (*Salix spec.*), die an den Fallenstandorten vorkamen, sammeln viele Wildbienenarten Pollen und Nektar. In anderen Knickabschnitten im Projektgebiet kommen Schlehe (*Prunus spinosa*), Rosen (*Rosa spec.*) und Brombeeren (*Rubus spec.*) in den Knicks hinzu; die im Untersuchungsgebiet häufige Hasel (*Corylus avellana*) ist aufgrund ihrer frühen Blüte für Bienen dagegen wertlos (WESTRICH 1989). Den meisten Knicks kommt insgesamt eine hohe Bedeutung als Nahrungsquelle für Wildbienen zu. Die Ausbreitung von Schlehen und Rosen auf beweideten Mineralböden hat langfristig eine positive Auswirkung auf das Nahrungsangebot für Wildbienen, das Beseitigen dieser Büsche auf Trockenrasen als Naturschutzmaßnahme wird von SCHMID-EGGER (1994) aus Wildbienenenschutzgründen abgelehnt.

Im Inneren von trockenen Wäldern nisten nach WESTRICH (1989) nur wenige Wildbienenarten, an Waldrändern finden jedoch zahlreichen Bienenarten geeignete Nistplätze. Auch HERRMANN (2000) wies Nistplätze verschiedener Arten der Gattungen *Andrena* und *Nomada* in blütenarmen Waldrändern nach, die ihre Nahrung überwiegend im Offenland suchten und bis zu 240 m zu den Pollenquellen zurückzulegen hatten. Auch wenn die Fensterfallenfänge keine direkte Aussage über die Nutzung der Flächen als Nistplatz, Nahrungsfläche oder zur Partnerfindung zulassen, kann mit ihnen belegt werden, dass kleinere Gehölzflächen keine Barrieren für Wildbienen darstellen und an Wald/Offenland-Übergangsbereichen erhöhte Bienendichten auftreten. Eine Zunahme von Gehölzinseln vermindert die Durchlässigkeit des Raumes für Wildbienen wahrscheinlich nicht, ob positive Effekte auf die Populationsgrößen bei einer Zunahme dieser Strukturen zu erwarten sind, muss offen bleiben.

Da weder die Transektzählungen noch die Fensterfallenfänge die Bedeutung einzelner Biotoptypen direkt belegen können, ist eine Auswertung von Literaturdaten erforderlich. WESTRICH (1989) geht davon aus, dass für die Verteilung der meisten Bienenarten im Raum das Nistplatzangebot wichtiger ist als das Nahrungsangebot. Diese Annahme wird durch die eigenen Untersuchungen gestützt, in denen keine Korrelationen zwischen Bienenanzahl und der Anzahl insektenblütiger Pflanzenarten oder der Blütenanzahl gefunden wurden. Im Projektraum werden die von STEFFAN-DEWENTER (1998) als wichtige Nahrungsquellen für Wildbienen genannten Pflanzenarten Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) und Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) selbst auf den am intensivsten genutzten Grünländern angetroffen. Und auch die Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), die dritte von ihm erwähnte Art, ist auf Flächen aller Nutzungsintensitäten im Untersuchungsgebiet regelmäßig zu finden. Damit dürfte bereits vor Projektbeginn das Blütenangebot im Untersuchungsgebiet für die meisten Wildbienenarten ausreichend gewesen sein. Nur wenige spezialisierte Arten finden im Projektgebiet ein punktuell verteiltes Blütenangebot vor. Die geringen Individuendichten

der Wildbienen die bei den Transektbegehungen festgestellt wurden sind wahrscheinlich nicht auf ein geringes Blütenangebot zurückzuführen.

Die größten Konzentrationen von nistenden Wildbienen fanden sich im Untersuchungsgebiet an den Abbruchstellen, die durch Viehtritt entstanden sind, und auf einer ehemaligen Sandspülfläche bei Reesdorf. Der Fundort der Arten *Andrena cineraria*, *A. vaga* und *A. flavipes* an einer Abbruchkante im Lehmboden ist nach Literaturangaben für die Arten ungewöhnlich (SMISSEN v. D. 2001). Für alle drei Arten sind Steilhänge nicht als Nistplatz angegeben, *A. vaga* wird darüber hinaus als Sandart eingestuft. An den Abbruchkanten wurde eine hohe Anzahl von Bienenindividuen angetroffen, es nutzt jedoch nur ein Teil des Artenspektrums im Projektgebiet diese Strukturen. Zwei der drei in den Fensterfallen häufigsten Bienenarten, *Andrena angustior* und *A. helvola*, wurden an den Abbruchkanten nicht nachgewiesen. Von *A. haemorrhoea* traten nur an einem Steilhang zwischen relativ dichter Vegetation Tiere auf, an vegetationslosen Offenbodenstellen fehlte die Art. *A. haemorrhoea* nistet mitten in den Grünlandflächen und an Gehölzrändern; von den anderen beiden Arten fehlt jede Beobachtung von Nistplätzen. Möglicherweise lagen die Nester mehrheitlich in den Wäldern auf Mineralboden, wo beide Arten häufig angetroffen wurden, obwohl das Nahrungsangebot in diesen Flächen gering war. Während WESTRICH (1989) horizontale Erdaufschlüsse als Niststandorte für Wildbienen nennt, werden Triftwege auf Intensivweiden von ihm als ungeeignete Bienennistplätze beschrieben. Dieser Befund gilt auch für die Triftwege der Extensivweiden des Untersuchungsgebietes.

Mit Fensterfallenfängen und bei direkten Beobachtungen im Gelände wurden jeweils unterschiedliche Ausschnitte des Artenspektrums erfasst. Auch die direkten Beobachtungen wiesen unterschiedliche Bienenarten an den Abbruchkanten und an den Gehölzrändern nach. Nur 11 der 47 im Projektgebiet nachgewiesenen Arten konnten direkt an den weidebedingten Abbruchkanten nachgewiesen werden. *Lasioglossum morio* war die einzige Art, die hier einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt aufwies. Von den insgesamt 127 Individuen dieser Art wurden 121 an Abbruchkanten gefunden.

In den Fensterfallen wurden gegenläufige Häufigkeiten von Honig- und Wildbienen nachgewiesen. Auf den ersten Blick kann hier eine Konkurrenz von Honigbienen und Wildbienen vermutet werden, wie sie mehrfach in der Literatur beschrieben wurde (WESTRICH 1989, EVERTS 1995). Wild- und Honigbienen konkurrieren dabei ausschließlich um die Nahrungsquellen, nicht um die Nistplätze. ZEILINGER & PECHHACKER (1994) wiesen jedoch nach, dass die Überschneidung zwischen den Honig- und Wildbienen in Bezug auf die genutzten Nahrungspflanzen im Frühjahr nur 15,7 % betrug, im Sommer waren es 28,9 %. Auch in direkter Umgebung von Bienenstöcken ausgebrachte Nisthilfen wurden von Wildbienen nicht weniger angenommen als solche in 1500 m Entfernung, so dass die Autoren davon ausgehen, dass hohe Dichten der Honigbienen nicht zu einem Rückgang von Wildbienenarten führen. Auch STEFFAN-DEWENTER (1998) konnte bei seinen Untersuchungen keine Konkurrenz von Honig- und Wildbienen feststellen. Es wird daher nicht angenommen, dass die Verteilung der Wildbienen im Untersuchungsgebiet durch eine Konkurrenz mit der

Honigbiene beeinflusst wird, zumal die Honigbienendichte erst im Sommer deutlich anstieg, als viele Wildbienenarten ihre Flugzeit bereits beendet hatten.

Die Umsetzung des Managementkonzeptes im Projektgebiet ist vor allem langfristig für die Bestandsentwicklung der Wildbienen vorkommen von Bedeutung. Die extensive Beweidung hat zunächst kaum direkte fördernde Wirkungen auf die Wildbienenbesiedlung. Langfristig ist allerdings bei einer Wiedernutzung der Brachen mit einer Erhöhung des Blütenangebotes durch den Rückgang von Brennessel und Rohrglanzgras im Niedermoor zu rechnen und die Aufgabe der Düngung schafft vermehrt lückige Vegetationsbestände auf den Mineralböden, die als Nistplätze genutzt werden. Langfristig kann auch eine Zunahme der Pflanzenartenzahl auf den Mineralböden zur Ansiedlung weiterer Nahrungsspezialisten führen. Die meisten Wildbienen gelten nach WESTRICH (1989) als ausbreitungsschwach. Eine Ausbreitung über eine Entfernung von 2 km konnte von HERRMANN (2000) durch das Ausbringen von Blumensträußen dokumentiert werden, an denen spezialisierte Bienenarten nachgewiesen wurden, deren nächstes Vorkommen in 2 km Entfernung lag. Genauere Informationen zur Verbreitung der Bienenarten in Schleswig-Holstein fehlen im Gegensatz zu den Tagfaltern, so dass keine Prognosen über die Ansiedlungswahrscheinlichkeiten einzelner Arten und für die Entwicklung der Artenzahlen erstellt werden können.

Die Vernässung der Fläche hat wahrscheinlich nur für eine der nachgewiesenen Bienenarten eine Bedeutung. Die einzige charakteristische Feuchtwiesenart, *Macropis europaea*, ist an Gemeinen Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) gebunden, der ein Feuchtezeiger, aber kein Nässezeiger ist (Feuchtezahl 8, ELLENBERG 1986). Größere Bestände werden jedoch nur in Brachen gefunden (SEBALD et al. 1990). Während die Vernässung an sich positiv auf die Bestände des Gilbweiderichs wirken dürfte, ist bei einer Beweidung eventuell mit einem Rückgang der Art zu rechnen.

Direkt durch Beweidung entstehen die Abbruchkanten, an denen größere Brutansammlungen verschiedener Bienenarten im Gelände gefunden werden. STEFFAN-DEWENTER (1998) wies eine direkte Abhängigkeit der Niströhrendichten von der Vegetationsbedeckung nach, die auch im Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnte. Solche weidebedingten Abbruchkanten sind jedoch nicht an eine extensive Nutzung der Flächen gebunden, sondern werden in reliefiertem Gelände auch in konventionell bewirtschafteten Weiden gefunden. Diese Strukturen entstehen durch das Nutzungskonzept also nicht neu, sie werden aber langfristig erhalten.

Auch die Bienenansammlungen an den lückig bewachsenen Knick- und Waldrändern standen zumeist in keinem direkten Zusammenhang mit dem Konzept der halboffenen Weidenutzung. Vier der sechs Abschnitte lagen direkt an den Weidezäunen und nicht an den neu ausgezäunten und durchweideten Knicks. Die Besiedlung eines beweideten Knickwalls, der zuvor eingezäunt gewesen war, konnte bisher nicht nachgewiesen werden. An den durchweideten Knicks nutzten die beobachteten Bienen zumeist die beschatteten und damit lückigen Vegetationsbestände unterhalb der ausladenden Äste, nicht den Knickwall. Langfristig kann möglicherweise eine Besiedlung der Knickwälle auftreten, wenn die Beschattung dieser Bereiche infolge des Absterbens von Gehölzen vermindert wird.

Gleichzeitig darf jedoch der Viehtritt nicht so intensiv sein, dass Erdumlagerungen eine erfolgreiche Larvenentwicklung im Boden beeinträchtigen, was kleinflächig an einem regelmäßig von den Rindern durchquerten Knickabschnitt beobachtet werden konnte.

Eine Förderung der Wildbienen durch das Nutzungskonzept ist vor allem langfristig wirksam. Es ist mit einer Zunahme von Totholz in den Knicks zu rechnen, die zu einer Zunahme holznistender Arten führen kann. Flächenhaft wirksam wird die Aushagerung, die zu lückigen Vegetationsbeständen führt, die als Nistplätze genutzt werden können. Hinweise darauf, ob die Extensivbeweidung auch kurzfristig zu höheren und artenreicheren Bienenvorkommen führt, gibt es bisher nicht. Bei einem Vergleich von intensiv und mindestens seit 4 Jahren extensiv beweideten Flächen mit einer Sukzessionsfläche fanden KRUESS & TSCHARNKE (2002) keine Unterschiede in der Besiedlungsfrequenz von Nisthilfen bei beiden Beweidungsregimen auf Untersuchungsflächen in Schleswig-Holstein, während die 5 – 10 Jahre alten Sukzessionsflächen, von denen eine genauere Vegetationsbeschreibung allerdings fehlt, von deutlich mehr Bienenarten und -individuen besiedelt waren.

Ein besonderes Problem ergibt sich bei der flächenhaften Bewertung des Projektgebietes für die Wildbienen, da keine allgemeingültigen Ableitungsregeln für die vorhandenen Kartengrundlagen formuliert werden können. Eine Bewertung der einzelnen Vegetationseinheiten ist nicht möglich, eine Einschätzung der Bedeutung der Gehölzstrukturen schwierig. Als Nahrungsquellen können sowohl Extensivgrünland als auch Brachen für Wildbienen von Bedeutung sein (WESTRICH 1989, KRUESS & TSCHARNKE 2002). Darauf deuten auch die ähnlichen Anzahlen von Wildbienen, die im Projektgebiet in Brachen und genutzten Beständen in den Fensterfallen gefangen wurden, auch wenn die Funktion der Flächen aufgrund der Fanghöhe nicht abschließend beurteilt werden kann.

Eine hohe Bedeutung als Nahrungsfläche dürften der Großteil der Knicks auf den Mineralböden und *Salix*-Vorkommen im Niedermoor haben. Viele Knicks sind zudem als Nistplatz für verschiedene Arten von Bedeutung, die unterhalb der Gehölzstrukturen im Boden nisten. Eine einheitlich hohe Bewertung von Knick- und Waldrändern bildet die tatsächliche Nutzung dieser Strukturen jedoch nicht ab, da höhere Wildbienenichten immer nur in Teilen von Knicks und Waldrändern auftraten.

Nachweislich hohe Nistplatzdichten erreichten einige Bienenarten an Erdabbrüchen, die jedoch in der Vegetationskartierung nicht erfasst worden sind, da sich die fast senkrechten Flächen auf den Karten nicht mehr darstellen lassen. Die Hinzuziehung des digitalen Höhenmodells, um potentielle weidebedingte Abbruchstellen im Gelände zu identifizieren, blieb aufgrund der groben Rasterung des Modells ohne Erfolg. Ein Zusammenhang zwischen Neigungswinkel und Abbruchkanten konnte nicht ermittelt werden, da die Stellen im Gelände zu klein sind, an denen Offenboden durch Viehtritt entsteht. Eine flächendeckende Bewertung des Gebietes, die sich auf vorhandene Kartengrundlagen bezieht, ist für die Wildbienen nicht möglich. Wegen ihres geringen Flächenanspruchs können lokal noch weitere spezialisierte Arten im Gebiet erwartet werden. Für eine gesamte Bewertung des Gebiets hätten sehr viel intensivere Untersuchungen stattfinden müssen. Aufgrund der hohen Anzahl gefangener Tiere

und des geringen Anteils von Rote Liste-Arten im Projektgebiet kann eine besondere Bedeutung des Projektgebietes für die Wildbienen zur Zeit nicht belegt werden.

7 Diskussion

7.1 Übertragbarkeit in andere Gebiete: Wann ist Beweidung eine geeignete Naturschutzstrategie?

Einleitung

In dieser Arbeit wird die Hypothese überprüft, ob großflächig ungesteuerte, extensive Beweidung für die Artengruppen Vögel, Tagfalter und Wildbienen langfristig eine geeignete Naturschutzstrategie ist. Aus den in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen lassen sich einige allgemeine Regeln zur Beurteilung der Effekte von extensiver Beweidung auf die Fauna an unterschiedlichen Standorten ableiten.

Bei dem Konzept der großflächig ungesteuerten, extensiven Beweidung wird davon ausgegangen, dass durch das gleichzeitige Nebeneinander intensiv beweideter Bereiche und weniger intensiv genutzter Weideabschnitte heterogene Vegetationsstrukturen entstehen und dadurch Tierarten mit unterschiedlichen Ansprüchen an bestimmte Sukzessionsstadien geeignete Habitate innerhalb der Weidefläche vorfinden. Während sich kaum Arten finden lassen, die grundsätzlich Nachteile durch diese Bewirtschaftungsweise erfahren, lassen sich aber Kombinationen von lokalen Verbreitungsmustern oder Eigenschaften von Artengruppen und Standorteigenschaften ausweisen, bei denen mit einem Verlust von gefährdeten Arten bei langjähriger Extensivbeweidung gerechnet werden muss. Großflächige Extensivbeweidung ist somit nicht grundsätzlich eine konfliktlose Naturschutzstrategie. Probleme entstehen beispielsweise dann, wenn geschlossene Populationen von lediglich lokal in einem Gebiet verbreiteten Insektenarten vorkommen, die zudem spezielle Ansprüche an die Vegetationsstruktur und die Störungsintensität stellen. Werden diese eng begrenzten Flächen zu stark oder zu wenig beweidet, kann es zu einem Verlust der gesamten Population kommen.

Wenn der Anspruch besteht, dass großflächige extensive Beweidung nicht nur die Offenhaltung der Landschaft sicherstellen, sondern, wie im Projektgebiet, auch den Erhalt von Populationen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten gewährleisten soll (RECK et al. 2001), ist es in einigen Fällen erforderlich, eine kontrollierte Beweidung durchzuführen. Im Folgenden werden die nachgewiesenen Steuerungsgrößen des Weideverhaltens zusammengefasst, die Auswirkungen der Extensivbeweidung auf die untersuchten Tiergruppen und nachgewiesenen Arten beschrieben sowie Empfehlungen für die Planung von Projekten der „halboffenen Weidelandschaft“ aus tierökologischer Sicht vorgestellt. Insbesondere wird diskutiert, unter welchen Bedingungen eine kontrollierte Beweidung zum Erhalt gefährdeter Arten notwendig ist und mit welchen Maßnahmen diese realisiert werden kann.

Steuerung des Weideverhaltens

Die Untersuchungen zum Weideverhalten haben gezeigt, dass die Beweidungsintensität auf großflächigen Weiden im Wesentlichen vom Futterwert der Fläche abhängt, der sich durch die Ermittlung von Futter-Wertzahlen nach KLAPP (1965) ermitteln lässt. Die Unterschiede in der Futterqualität innerhalb einer Weide bestimmen die Fraßintensität der Rinder. Bei homogenen Futterbeständen wird gleichmäßiger beweidet als in Flächen mit großen Unterschieden in den Futter-Wertzahlen. Ein Vegetationsbestand mit einer mittleren Futter-Wertzahl von 3 wird beispielsweise dann intensiv beweidet, wenn die restliche Fläche schlechteres Futter bietet; oder er wird nicht beweidet, wenn auf der Gesamtweide ausreichend besseres Futter zur Verfügung steht. Dieses Verhalten der Rinder kann dazu führen, dass einige Weidebereiche nicht in der Intensität genutzt werden, wie es für die Bestandsentwicklung lokal begrenzter Populationen vorteilhaft wäre. Da die Futterqualität auf der Gesamtweide die Beweidungsintensität in Teilbereichen der Weiden bestimmt, kann bei bekannten Futter-Wertzahlen einer potentiellen Weidefläche möglicherweise der Weidezuschnitt gleich so gewählt werden, das sich an sensiblen Stellen die gewünschten Beweidungsintensitäten einstellen.

Nährstoffverfügbarkeit

Auf nährstoffreichen Flächen ist der Einfluss einer gleichen Anzahl von Rindern auf die Biomasseentwicklung geringer als auf nährstoffarmen Standorten. Standweiden sind zudem eine Nutzungsform mit geringen Nährstoffentzügen, so dass eine Aushagerung aufgrund von Extensivnutzung ein langfristiger Prozess ist (ELLENBERG 1986, TESCH 1999). Auf Böden mit hohen Nährstoffvorräten verändern sich die Standortverhältnisse durch die Beweidung auch langfristig kaum, während auf Sandböden durch Auswaschung auf den Flächen nährstoffärmere Verhältnisse entstehen, die Pflanzenartenzahl wahrscheinlich zunimmt und die Vegetation lückiger wird (SACH 1999, CHRISTIANSEN 2000). Eine verminderte Nährstoffverfügbarkeit kann auf eutrophen Niedermoorböden nur durch Vernässung erreicht werden, wobei die Höhe der Grundwasserstände, die chemischen Eigenschaften des Wassers und bodenchemische Parameter die Effektivität der Maßnahme beeinflussen (KOPPISCH et al. 2001).

Auch wenn sich durch Extensivbeweidung nährstoffreiche Flächen erst in längeren Zeiträumen in botanisch wertvolle Pflanzenbestände entwickeln lassen (PFADENHAUER 1994; PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996; PFADENHAUER 1999; SCHRAUTZER 2001), kann die beweidungsinduzierte Veränderung der Vegetationsstruktur kurzfristig zu positiven Effekten für bestimmte Tierarten führen. Durch Beweidung wurde in Oostvaardersplassen das Schilf (*Phragmites australis*) zurückgedrängt und dadurch die aus avifaunistischer Sicht erwünschten offenen Wasserflächen und niedrigwüchsigen Vegetationsbestände wieder hergestellt (VULINK 2001). Unter diesen Nährstoffverhältnissen sind mittelfristig zwar keine artenreichen Grünlandbestände entwickelbar, die standörtlichen Voraussetzungen ermöglichten es aber, die Habitatstrukturen für Limikolenbestände zu erhalten. Diese Ergebnisse werden durch Entwicklungen im Beltringharder Koog bestätigt (GRUBER 2002).

Der Beltringharder Koog und das Gebiet Oostvaardesplassen haben folgende, für den avifaunistischen Erfolg verantwortliche landschaftsökologische Voraussetzungen gemeinsam: eine küstennahe Lage, die Entstehung durch Eindeichung, das Vorkommen von trittfesten Kleiböden, hohe Grundwasserstände sowie neben einer extensiven Beweidung mit Huftieren eine intensive Nutzung durch Gänse.

Gehölzaufkommen

Der Faktor, der bei großflächiger extensiver Beweidung im Projektgebiet voraussichtlich langfristig das Landschaftsbild am stärksten beeinflussen wird, ist die Ausbreitung von Gehölzen, zumeist Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*) auf den Niedermoorböden. An Standorten mit geringen Grundwasser-Flurabständen entstehen durch Viehtritt Offenbodenstellen mit günstigen Keimungsbedingungen für Erlen. Damit bestimmt die Beweidungsintensität der folgenden Jahre direkt die Anzahl der aufwachsenden Erlen. Bei einer höheren Beweidungsintensität werden die Keimlinge und Jungpflanzen mitgefressen, so dass sie sich nicht etablieren können. Ist die Beweidungsintensität aber geringer, können sich Jungpflanzen etablieren. Wenn die Pflanzen etwa 4-5 Jahre alt sind und damit eine gewisse Größe erreicht haben, werden sie von den Rindern im Projektgebiet kaum noch verbissen und können häufig ungehindert aufwachsen. Der Offenlandcharakter der Niedermoorbereiche wird sich bei extensiver Beweidung nach etwa 15 Jahren wahrscheinlich deutlich ändern. Ob der geringe Verbiss von Erlen durch Rinder im Projektgebiet ein zeitlich oder räumlich begrenztes Phänomen ist, konnte nicht abschließend geklärt werden, aus Baden-Württemberg ist ein Verbiss der Erle dokumentiert worden (ZAHN et al. 2002).

Unter den klimatischen Bedingungen Mitteleuropas ist auch auf den grundwasserfernen Mineralböden bei extensiver Beweidung langfristig eine Etablierung von Bäumen zu erwarten, da die Gehölzentwicklung weder durch Trockenheit noch durch eine kurze Vegetationsperiode limitiert wird. Ausschließlich auf ganzjährig sehr nassen oder sehr trockenen Standorten wachsen keine Gehölze auf (ELLENBERG 1986). Grundsätzlich ist zu beobachten, dass die Gehölzdichte in unserem Klima in allen traditionellen Weidelandschaften langfristig so hoch wird, dass Bäume und Sträucher regelmäßig entfernt werden. Dabei werden einerseits beispielsweise auf den Allmendweiden des Voralpenlandes aus ökonomischen Gründen Gehölze entfernt, um den Rindern genügend Weidefläche zur Verfügung zu stellen; andererseits werden auch in Naturschutzgebieten wie Bergskov in Dänemark in Teilen des Gebietes Bäume zur Erhaltung von Offenlandflächen entfernt (A. VOGT mündl.). Im New Forest wird der Stechginsterbestand aktiv reguliert (HELLWIG-WALTER pers. Mitt.).

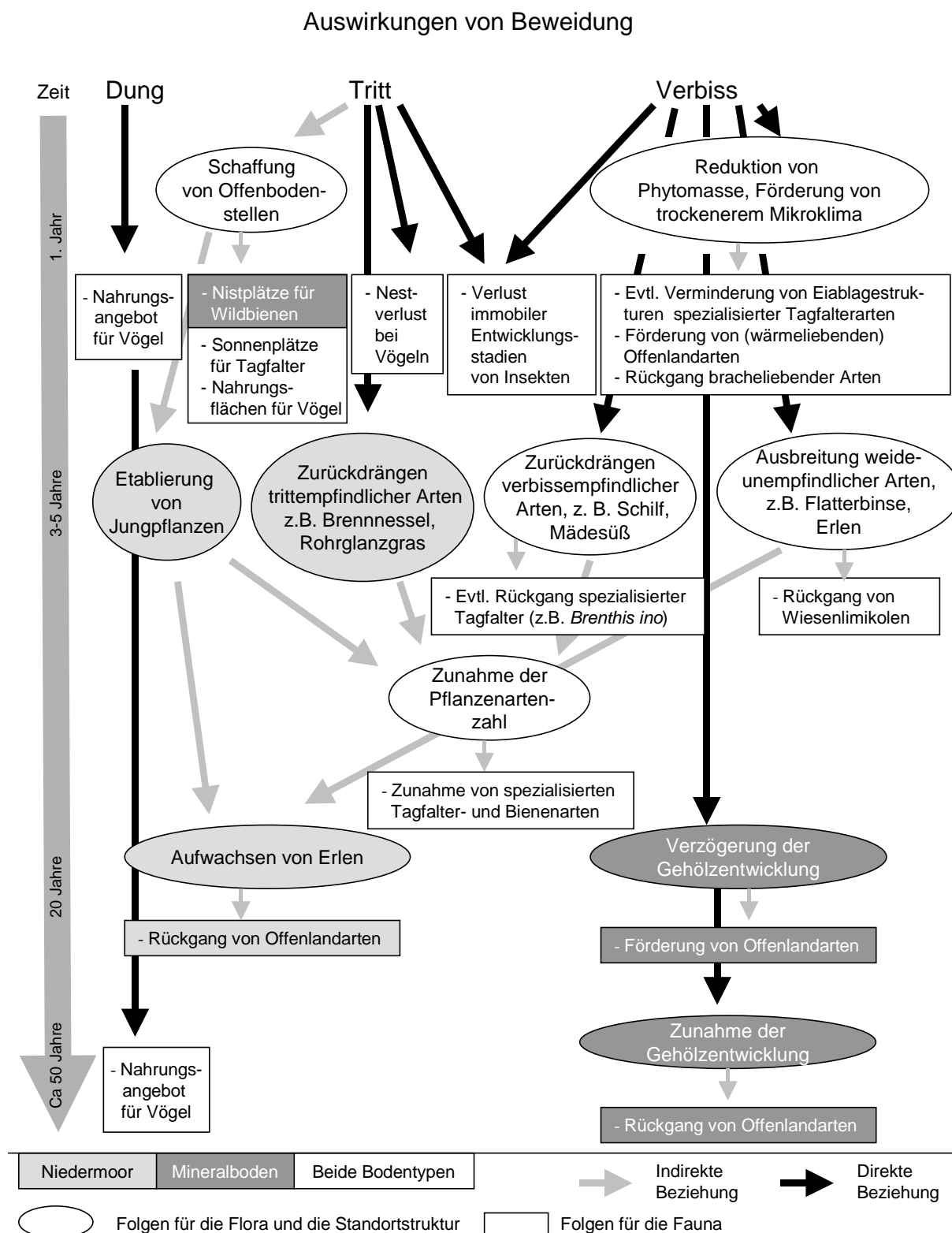


Abb. 51: Direkte und indirekte Auswirkungen der Beweidung auf Vegetation und unterschiedliche Tiergruppen.

In extensiv beweideten Gebieten ohne Weidepflege scheint sich damit früher oder später - in Abhängigkeit von den Projektzielen - die Frage nach dem tolerierbaren Maß an Gehölzentwicklung zu stellen. In Niedermooren tritt das Problem bei einem Vorkommen von Schwarz-Erlen früher auf als auf grundwasserfernen Mineralböden (Abb. 51).

Vögel

Populationen unterschiedlicher Tiergruppen werden direkt oder auch indirekt durch das Weidemanagement beeinflusst. Für die meisten Vogelarten ist die Vegetationsstruktur der wichtigste Faktor für die Habitatwahl. Dabei profitieren Vogelarten, die am Boden ihre Nahrung suchen, von kürzeren Vegetationsstrukturen und Offenbodenstellen. Verschiedene Limikolenarten oder Feldlerchen, die großflächige Offenlandschaften mit lückiger Vegetation benötigen, finden auf extensiv beweideten Flächen nur dann geeignete Habitate, wenn durch hohe Wasserstände oder Nährstoffarmut auf Sandböden der Phytomasseaufwuchs stark eingeschränkt wird. Auf extensiv beweideten entwässerten Niedermoorflächen finden Limikolen oft keine geeigneten Habitatstrukturen vor, da die Krautschicht bei extensiver Halbjahresbeweidung rasch aufwächst. Auf Flächen, die kurzfristig geeignete Habitate bereitstellen, breitet sich die Flatterbinse (*Juncus effusus*) aufgrund der fehlenden Weidepflege aus und viele Limikolenarten verlassen die Gebiete, schon bevor sich Gehölze in den Flächen etablieren (PEGEL 2002). Der Schutz von Wiesenlimikolen ist jedoch in den meisten Gebieten selbst dann nicht langfristig gesichert, wenn die extensive Beweidung tatsächlich die benötigten Krautschichthöhen langfristig bereitstellen kann, wie es auf den Kleiböden in Küstennähe der Fall sein kann (VULINK 2001). Hier spielen noch andere Faktoren eine Rolle. Insbesondere Veränderungen im Nahrungsangebot durch Versauerung, die Bodenentwicklung nach Eindeichung sowie eine Zunahme von unterschiedlichen Prädatoren haben zu einem Rückgang von Wiesenlimikolen in Schutzgebieten geführt (VULINK 2001, KÖSTER & BRUNS 2002, JUNKER et al. 2002, TEUNISSEN & SCHEKKERMANN 2002, TABELLING & DÜTTMANN 2002). Der Rückgang der Wiesenlimikolen in den Niederlanden und in Norddeutschland hat daher komplexe Ursachen; effektiver Limikolenschutz in Niederungsgebieten erfordert daher neben großflächiger extensiver Beweidung und Anhebung der Grundwasserstände in den meisten Gebieten langfristig weitere flankierende Maßnahmen. Nur beim Vorkommen bedeutender Limikolenbestände sollte der Limikolenschutz als prioritäres Schutzziel verfolgt werden.

Je nach Vornutzung der Projektflächen profitieren unterschiedliche Vogelarten von der extensiven Beweidung. Auf ehemaligen Intensivgrünlandflächen mit geringer Brutplatzqualität steigt die Bedeutung der Flächen für Vögel an. Brachen sind dagegen oft attraktive Vogellebensräume (FLADE 1994, HANDKE 1997) und eine Beweidung von ehemaligen Brachen kann zu einem Rückgang von Arten wie Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Schlagschwirl und möglicherweise auch des Wachtelkönigs führen. Diese Arten besiedeln im Projektgebiet auch Extensivweiden, jedoch in geringeren Siedlungsdichten. Mittelfristig kann für gefährdete Offenlandarten vor allem eine ausgedehnte Erlenentwicklung im Niedermoor problematisch werden, da in deren Folge Arten, die nicht auf Mineralböden ausweichen können, die Gebiete vermutlich verlassen werden.

Tritt durch Weidetiere wirkt sich direkt und indirekt auf den Bruterfolg von boden- oder bodennah brütenden Vogelarten aus. Der Bruterfolg dieser Vogelarten wird bei Halbjahresbeweidung artspezifisch unterschiedlich stark durch den Viehtritt beeinflusst

(HOLSTEN & BENN 2002). Spät brütende Arten profitieren besonders von einer verringerten Rinderdichte, früh brütende Arten insbesondere von einem späteren Weidebeginn.

Im Untersuchungsgebiet ist von den beiden weiteren Managementmaßnahmen, Düngungsaufgabe und Wiedervernässung, vor allem eine Vernässung der Niedermoorböden für die Bekassine von großer Bedeutung. Ein deutlicher Anstieg der Vogelartenvielfalt wird bei Vernässung jedoch erst eintreten, wenn offene Wasserflächen entstehen. Die Düngungseinstellung ist ähnlich wie die Vernässung der Niedermoore für eine Vielzahl von Vogelarten positiv zu bewerten, eine Zunahme der Artenzahl in direkter Folge dieser Maßnahme ist im Projektgebiet jedoch nicht zu erwarten.

Tagfalter und Wildbienen

Viele Arten der beiden untersuchten Insektengruppen werden vor allem indirekt durch die Beweidung beeinflusst. Eine niedrige Vegetationshöhe schafft ein trockeneres Mikroklima und fördert die Bestände wärmebedürftiger Wildbienen- und Tagfalterarten (SETTELE et al. 1999, WESTRICH 1989). Die spezifischen Ansprüche, die Tagfalterarten dabei an die Beweidungsintensität stellen, sind zum Teil regional unterschiedlich, da unter verschiedenen Klimabedingungen die benötigten Temperaturen bzw. Temperatursummen zur Entwicklung erreicht werden müssen (THOMAS 1994). Populationen von Tagfalterarten, die unbeweidete Bestände bevorzugen, können auch langfristig auf Extensivweiden existieren, wenn ihre Standorte von den Rindern selten aufgesucht werden. Für Tagfalterarten, die eine hohe Beweidungsintensität benötigen, können bei extensiver Haustierbeweidung nicht immer die benötigten Strukturen geschaffen werden (THOMAS 1994).

Tritt wirkt sich für einige Wildbienenarten direkt positiv aus, wenn Abbruchstellen auf Mineralboden geschaffen werden, die als Nistplätze genutzt werden können. Negativ wirkt sich der Tritt dagegen für sehr kleinräumig verbreitete Raupen und Puppen von Tagfaltern aus. Auch der Verbiss kann direkt zum Verlust von Eiern und Raupen auf Pflanzenteilen führen oder indirekt über das Fehlen von Pflanzenstrukturen wie Blüten die Eiablage verhindern. Aus Naturschutzsicht werden diese Vorgänge aber erst dann bedeutsam, wenn sehr lokal verbreitete Tagfalterarten auf von den Weidetieren bevorzugt befressene Pflanzenarten angewiesen sind.

Tagfalter und Wildbienen werden voraussichtlich durch die Aufgabe der Düngung insbesondere auf Sandböden langfristig profitieren. Bienen werden wahrscheinlich durch das Entstehen von lückigen Vegetationsbereichen, in denen Nistplätze angelegt werden können, und von einer Zunahme der Pflanzenartenzahl gefördert; viele Tagfalterarten profitieren zudem von einem geringeren Stickstoffgehalt in der Vegetation (OOSTERMEIJER & VAN SWAAY 1998, FISCHER & FIEDLER 2000). Die Aufgabe der Düngung kann auf Böden mit geringen Nährstoffvorräten zu einer Zunahme der Artenzahl bei Tagfaltern und Wildbienen führen. Die Artenzunahme ist dabei allerdings vor allem vom Vorkommen von Donatorpopulationen in der Umgebung abhängig.

Unter den Tagfaltern gibt es einige Arten im Projektgebiet, die von einer Anhebung der Wasserstände profitieren könnten. Eine Anhebung der Wasserstände ist jedoch nur in

Kombination mit bestimmten Nutzungsintensitäten geeignet, die Habitateignung maßgeblich zu verbessern. Die einzige gefährdete Tagfalterart im Projektgebiet, die von höheren Wasserständen begünstigt wird, ist der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*), dessen Raupenfutterpflanze *Filipendula ulmaria* als weideempfindlich gilt. Die Untersuchungen des Weideverhaltens der Rinder haben gezeigt, dass die Weidetiere auch auf sehr wenig trittfesten Bereichen, in denen sie mehr als 30 cm tief einsinken, regelmäßig fressen. Höhere Wasserstände führen damit nicht direkt zu einer geringeren Beweidungsintensität, so dass die Wiedervernässung zwar theoretisch eine Verbesserung der Habitatqualität für die Futterpflanzen der Tagfalterart bedeutet, die Bestände aber durch die Beweidung wahrscheinlich nicht zunehmen werden. Bei den nachgewiesenen Bienenarten finden sich vergleichbare Verhältnisse. Die an Feuchtwiesen gebundene Art *Macropis europaea*, die direkt von einer Vernässung profitieren könnte, sammelt an einer Pflanzenart (*Lysimachia vulgaris*), die von Verbrachung profitiert, nicht aber von Beweidung (SEBALD et al. 1990).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass ein durch extensive Beweidung induziertes Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien der Vegetation nicht dazu führt, dass alle gefährdeten Tagfalter- und Wildbienen-Arten langfristig in einem solchen Gebiet einen Lebensraum finden. Insbesondere für lokal in einem Gebiet in geschlossenen Populationen verbreitete Arten ist dies nicht immer zutreffend. In Abhängigkeit von den speziellen Bedürfnissen der Arten oder bei besonderen Geländekonstellationen kann großflächige Extensivbeweidung auch zu einem Aussterben von gefährdeten Arten in großen Weideflächen führen.

7.2 Empfehlungen für die Planung von Weidelandschaften aus tierökologischer Sicht

Je nach angestrebtem Schutzziel sind unterschiedliche Maßnahmen in einem Gebiet durchzuführen. Zumeist wird ein Naturschutzmanagement zum Erhalt von Populationen bestimmter schutzwürdiger Arten in einem Gebiet erforderlich, gelegentlich wird aber auch die Wiederherstellung artenreicher Systeme in der intensiv genutzten Agrarlandschaft angestrebt.

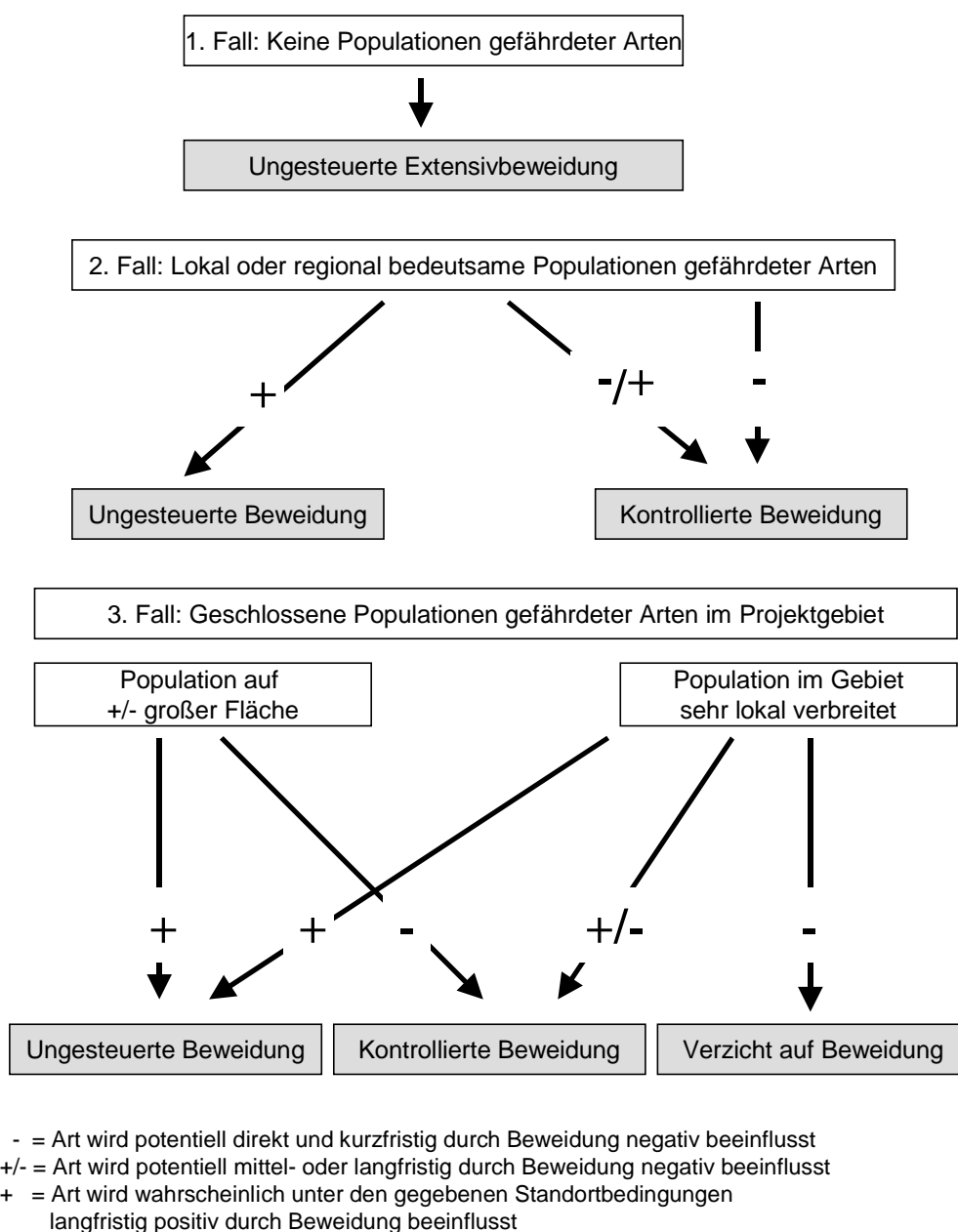


Abb. 52: Planungsablauf für die Umsetzung eines Projektes zur Entwicklung „halboffener Weidelandschaften“ zur Sicherung von Populationen gefährdeter Arten.

Für die Entwicklung „halboffener Weidelandschaften“, deren Ziel die Erhaltung von Populationen gefährdeter Vogel-, Tagfalter- und Wildbienen-Arten ist, wird folgendes planerisches Vorgehen vorgeschlagen (Abb. 52):

1. Für Gebiete, in denen keine gefährdeten und spezialisierten Arten vorkommen, ist aufgrund des langfristigen Entwicklungspotentials eine ungesteuerte Extensivbeweidung empfehlenswert.
2. Bei Vorkommen von regional oder lokal bedeutsamen Populationen von weideempfindlichen Arten ist ein Monitoring der Bestandsentwicklungen erforderlich und bei Bestandsrückgängen eine kontrollierte Beweidung oder Mahd durchzuführen. Die

Ermittlung von lokal oder regional bedeutsamen Vogelpopulationen kann nach dem von WILMS et al. (1997) beschriebenen Verfahren durchgeführt werden. Weideempfindliche Arten sind potentiell diejenigen Arten, die auf eine sehr hohe oder sehr geringe Nutzungsintensität angewiesen sind oder eine direkte Beziehung zu einer weideempfindlichen Pflanzenart aufweisen (z.B. Schilf). Für Tagfalter und Wildbienen bieten die Gefährdungseinstufung der Roten Listen sowie aktuelle Verbreitungsangaben Anhaltspunkte, um die lokale oder regionale Bedeutsamkeit einer Art oder des Geländes für eine solche Art festzustellen.

3. Für den Erhalt von geschlossenen Populationen einer gefährdeten Art in einem potenziellen Weidegebiet besteht eine besondere Verantwortung, da in diesem Fall durch ungünstiges Management eine gesamte Population aussterben kann. Die Arten, die in geschlossenen Populationen auftreten, sind meist nur noch lokal verbreitet und haben ein geringes Ausbreitungsvermögen, so dass nach einem Aussterben der Population die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung gering ist. Je kleiner das besiedelte Areal einer geschlossenen Population ist, desto größer ist das Risiko, dass die durch die Rinder verursachte Störungsintensität mit den Ansprüchen der gefährdeten Arten kollidiert. Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob ungesteuerte Beweidung, kontrollierte Beweidung oder auch kurzzeitiger Verzicht auf Beweidung für die Erhaltung der Population eine geeignete Managementmaßnahme ist.

Voraussetzung für eine umsichtige Planung von naturschutzorientiertem Weidemanagement ist eine Kenntnis des aktuellen Arteninventars und der Verbreitung der Populationen auf der Projektfläche. Auf der Basis der Kenntnis der Futter-Wertzahlen kann eine Einschätzung des Weideverhaltens der Rinder erfolgen; eine langfristige Sicherung von Populationen gefährdeter Arten erfordert jedoch ein Monitoring und gegebenenfalls eine Steuerung der Beweidung hinsichtlich Beweidungsdichte und Beweidungszeiten.

Wenn durch das oben beschriebene Vorgehen eine Beweidung von Teilflächen mit einem Vorkommen von lokal begrenzten Population gefährdeter weideempfindlicher Arten ausgeschlossen worden ist, kann ein Populationsrückgang von gefährdeten Arten in einem Gebiet noch gezielte Managementmaßnahmen erfordern. Es werden als Ergebnis der Feldstudien folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Verschiebung des Beweidungsbeginns auf nach dem 1. Mai
⇒ Verringerung des Nestverlustrisikos für früh brütende Vogelarten,
- Verringerung der Rinderdichten bis Mitte Juli auf weniger als 1,5 Tiere / ha
⇒ Verringerung des Nestverlustrisikos für spät brütende Vogelarten,
- Erhöhung der Rinderzahl (kurzfristig im Jahr oder alle paar Jahre)
⇒ Förderung wärmebedürftiger oder an genutzte Vegetationsbestände gebundener Tierarten mit lokaler Verbreitung, deren Habitate Verbrachungstendenzen zeigen,
- Unterbinden einer Beweidung (Auszäunen von Weideabschnitten über mehrere Jahre)
⇒ Erhaltung von lokal verbreiteten Insektenpopulationen, die in Folge zu intensiver Beweidung ihres Lebensraumes rückläufige Populationsentwicklungen zeigen,

- Entfernen von Gehölzen
⇒ Erhalt von Offenlandarten.

Da auf vielen Flächen wahrscheinlich jeweils nur einzelne gefährdete Arten rückläufige Bestandsentwicklungen zeigen werden, die einen Eingriff in die ungesteuerte Extensivbeweidung sinnvoll erscheinen lassen, und die meisten dieser Maßnahmen zudem kostengünstig sind (Regulation der Beweidungsintensität oder -zeit oder vorübergehende Abzäunung eines Teilbereiches), kann häufig eine großflächige Extensivbeweidung allein zur langfristigen Sicherung von Beständen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten eingesetzt werden. Auf Niedermoorböden wird in einigen Gebieten der Aufwuchs von Erlen mittelfristig zu einem Rückgang von den Offenlandarten führen, die nicht auf grundwasserferne Mineralstandorte ausweichen können. In diesem Fall ist eine Entscheidung über das zu tolerierende Maß an Gehölzaufkommen zu treffen. Auf Mineralböden verzögert sich dieser Aufwuchs durch den Verbiss der Rinder deutlich. Eine ungesteuerte Entwicklung ist wahrscheinlich langfristig nur dann mit dem Ziel der Erhaltung von Population gefährdeter Offenlandarten zu vereinbaren, wenn es sich um Arten mit einem sehr geringen Raumanspruch handelt.

8 Zusammenfassung

Die Entwicklung „halboffener Weidelandschaften“ wird seit einigen Jahren als Maßnahme zur Erhaltung von „Offenland-Lebensgemeinschaften“ diskutiert und in verschiedenen Gebieten umgesetzt. Die Auswirkungen der großflächigen Extensivbeweidung einschließlich einer Wiedervernässung auf Vögel, Tagfalter und Wildbienen wurden in einem 330 ha großen Projektgebiet im Oberen Eidertal näher untersucht.

Der wichtigste Faktor, der die Beweidungsintensität der Rinder im Untersuchungsgebiet steuert, ist die Futterqualität. Die Trittfestigkeit der Niedermoorböden hat dagegen eine geringe Bedeutung für die Steuerung des Weideverhaltens. Im nassen Jahr 2002 waren die Niedermoorböden zum Teil großflächig zertreten, aber nicht weniger intensiv beweidet als in den trockeneren Vorjahren. Auf einer seit 1992 extensiv beweideten Fläche im Niedermoor etablierten sich zahlreiche Gehölze in sehr feuchten Weideabschnitten, die wenig beweidet wurden. Der Aufwuchs von Gehölzen verläuft im Projektgebiet auf den Extensivweiden rascher als in den Brachen.

Vor Einführung der großflächigen Extensivbeweidung lagen 60 ha Niedermoorflächen zwischen einem und mehr als 13 Jahren brach. Die Brutvogelkartierung im Jahr 2000 wies 10 Vogelarten der Roten Liste Schleswig-Holsteins mit insgesamt 113 Brutpaaren nach. Gefährdete Vogelarten traten in den Brachen und Extensivweiden in jeweils ähnlich hohen Siedlungsdichten auf, insgesamt waren die Siedlungsdichten in den Brachen höher als in den Extensivweiden. Auf den Intensivweiden und Äckern wurden nur wenige Brutpaare nachgewiesen, hier lagen jedoch alle Feldlerchenreviere. Die Intensivweiden wurden zudem während des Winterhalbjahres und der Brutsaison regelmäßig von Nahrungsgästen aufgesucht.

Eine Untersuchung zum Nestverlustrisiko durch Viehtritt ergab für spät brütende Vogelarten bei Halbjahresbeweidung mit 1,5 Rindern pro ha ein hohes Viehtrittsrisiko. Bei einer gleichmäßigen Raumnutzung durch die Rinder lag der rechnerisch ermittelte Nestverlust aller Arten deutlich höher als bei einer starken Konzentration der Rinder auf hochwertigen Futterflächen, da alle nachgewiesenen Brutvogelarten in den wenig beweideten, hochwüchsigen Weideabschnitten brüteten. Zum Nestschutz früh brütender Arten ist ein späterer Weideauftrieb eine geeignete Maßnahme, während spät brütende Arten besonders von geringeren Weidetierzahlen profitieren würden.

Von den Managementmaßnahmen ist die Wiedervernässung für alle gefährdeten Vogelarten im Projektgebiet positiv zu bewerten. Eine verringerte Nutzungsintensität auf produktiven Standorten ist für die Feldlerche hingegen negativ, während die Wiedernutzung der Brachen zu Rückgängen in den Siedlungsdichten des Schlagschwirls führen dürfte. Eine Ausbreitung von Gehölzen im Niedermoor lässt diese Weidebereiche für Braunkehlchen, Wiesenpieper, Wachtelkönig und Kiebitz langfristig wahrscheinlich unbesiedelbar werden, wobei das genaue Ausmaß der Gehölzetaubierung noch nicht bekannt ist.

Unter den nachgewiesenen Tagfalterarten im Projektgebiet gibt es neben verschiedenen weit verbreiteten Arten mit offenen Populationen zwei gefährdete Arten mit geschlossenen

Populationen, deren Raupenfutterpflanzen nicht von einer Beweidung profitieren. Aufgrund des räumlich sehr eng begrenzten Vorkommens wird für den Hochmoor-Perlmutterfalter von einer Beweidung abgeraten; der etwas weiter verbreitete Mädesüß-Perlmutterfalter sollte in seiner Bestandsentwicklung regelmäßig überprüft werden. Starke Rückgänge seiner weideempfindlichen Raupenfutterpflanzen (*Filipendula ulmaria*) könnten zu Rückgängen der Populationsgröße führen und sollten Anlass für eine Steuerung der Beweidung sein. Die meisten nachgewiesenen Tagfalterarten profitieren nach Literaturlauswertungen insbesondere von einer Aufgabe der Düngung, einige Arten auch von einer Wiedervernässung.

An weidebedingten Abbruchkanten wurde etwa 24 % des Artenspektrums der im Projektgebiet nachgewiesenen Wildbienen festgestellt. Es wurden insgesamt 47 Arten in 1908 Individuen gefangen oder an Koloniestandorten ausgezählt. Triftwege waren im Projektgebiet nicht von Wildbienen besiedelt. Diese Artengruppe profitiert insbesondere von der Aufgabe der Düngung auf den Sandböden. Hier wird langfristig eine Zunahme der Blütenpflanzenzahl erwartet und damit finden weitere spezialisierte Bienenarten in den Flächen geeignete Habitate.

Von den im Projektgebiet umgesetzten Maßnahmen profitieren die untersuchten Tiergruppen unterschiedlich stark. Die Wiedervernässung ist für Vögel von besonderer Bedeutung, während die Tagfalter und Wildbienen besonders von einer Aushagerung auf Sandbodenstandorten profitieren würden. Das Mosaik aus unterschiedlich stark beweideten Weideabschnitten kann langfristig zahlreichen Tierarten, die unterschiedliche Sukzessionsstadien bevorzugen, geeignete Lebensräume bieten. Es gibt aber dennoch spezielle Gebietskonstellationen, die für die langfristige Erhaltung gefährdeter Tierarten ein Abweichen von dem Konzept der ungesteuerten Extensivbeweidung erforderlich machen. Bei einem eng begrenzten Vorkommen einer Tierart, die auf eine spezielle Beweidungsintensität angewiesen ist, kann die Verteilung der Futter-Qualitäten auf der Gesamtweide dazu führen, dass die benötigte hohe oder niedrige Nutzungsintensität an dem jeweiligen Standort der Population nicht gewährleistet werden kann. Dabei ist der Verlust einer Vogelart in einem Gebiet als weniger schwerwiegend zu bewerten als der irreversible Verlust einer ganzen Population gefährdeter Tagfalter mit geringem Ausbreitungsvermögen in der heutigen fragmentierten Landschaft. In diesen Fällen wird eine Steuerung der Beweidungsintensität je nach den Ansprüchen der Arten durch Erhöhen der Rinderdichte oder Auszäunung empfohlen. In einzelnen Fällen kann sich langfristig auch die Notwendigkeit einer Reduzierung des Gehölzaufwuchses zum Schutz gefährdeter Arten ergeben. Bei sorgfältiger Planung ist großflächige extensive Beweidung für zahlreiche, gefährdete Tierarten als langfristige Schutzstrategie zur Erhaltung ihres Lebensraums geeignet.

9 Literatur

- ABEL, H., G. FLACHOWSKY, H. JEROCH & S. MOLNAR (1995): Nutztierernährung, Potentiale – Verantwortung - Perspektiven. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- ACHTZIGER, R., H. NICKEL & R. SCHREIBER (1999): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf die Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. Bay. LfU 150: 109-131.
- ADLER, P.B., D.A. RAFF & W.K. LAUENROTH (2001): The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128: 465-479.
- AMIET, F., A. MÜLLER & R. NEUMEYER (1999): Fauna Helvetica 4 - Apidae 2 – *Sphecodes*. Schweizerische Entomologische Gesellschaft. Neuchatel: 155-167.
- ARNOLD, G.W. (1964): Factors within plant associations affecting the behaviour and performance of grazing animals. In: D.J. CRISP (Ed.) (1964): *Grazing in Terrestrial and Marine Environments*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 133-154.
- ARNOLD, G.E. (1987): Influence of biomass, botanical composition and sward height of annual pastures on foraging behaviour by sheep. *J. of Applied Ecology* 24: 759-772.
- ARP, H. (Im Druck): Interaktionen von xylobionten Käfern zwischen Wäldern und Offenland. *Faunistisch Ökologische Mitteilungen*, Supp. 29.
- ASSMANN, T. & B. FALKE (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 54: 129-144.
- AUGUSTINE, D.J. & S.J. MCNAUGHTON (1998): Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *J. Wildl. Manage.* 62: 1165-1183.
- BAILEY, D.W., J.E. GROSS, E.A. LACA, L.R. RITTENHOUSE, M.B. COUGHENOUR, D.M. SWIFT & P.L. SIMS (1996): Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *J. Range Manage.* 49: 386-400.
- BAREISS, L.J., P. SCHULZ & F.S. GUTHERY (1986): Effects of short-duration and continuous grazing on bobwhite and wild turkey nesting. *J. Range Manage.* 39: 259-260.
- BASTIAN, A. & H.-V. BASTIAN (1996): Das Braunkehlchen: Opfer einer ausgeräumten Kulturlandschaft. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BASTIAN, A., H.-V. BASTIAN, M. BOCCA & W. SUTER (1997): Whinchat (*Saxicola rubetra*). In: HAGEMEIJER, E.J.M. & M.J. BLAIR (Eds.) (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. Witherby, London: 526-527.
- BAUER H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3. überarbeitete Fassung, 8.5.2002. *Ber. Vogelschutz* 39: 13-60.
- BEGON, M., J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1991): *Ökologie*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- BEINTEMA, A.J. (1986): Nistplatzwahl im Grünland – Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* 11: 301-310.
- BEINTEMA, A.J., T.F. DE BOER, J.B. BUKER, G.J.D.M. MÜSKENS, R.J. VAN DER WAL & P.M. ZEGERS (1982): Verstoring van Weidevogellegfels door weidend Vee. Directie Beheer Landbouwgronden, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- BEINTEMA, A.J. & G.J.D.M. MÜSKENS (1987): Nesting success of birds breeding in dutch agricultural grassland. *J. of Applied Ecology* 24: 743-758.
- BELTING, H. (2002): Feuchtgrünlandmanagement und Wiesenvogelschutz am Dümmer (Niedersachsen). *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden*. Symposium 4./5. 9.2002: 85-88.
- BERNDT, R., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2002): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*. Band 5: Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag Neunünster.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL (1995): *Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassungen in der Praxis*. Neumann, Radebeul.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 24.
- BÖLSCHER, B. (1988): Das Braunkehlchen als Teil der Grünland-Hochmooravizönose in Niedersachsen – ein Beitrag zur Ökologie. In: Beiheft Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 51: 33-43.
- BÖLSCHER, B. (1996): Habitatansprüche bodenbrütender Vogelarten in Hochmooren der Westpaläarktis. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26:239-246.
- BRÄGER, S. & T. DERNEDDE (1995): Die Vogelgemeinschaften des Ramstedter Moores (Schwabstedter Westerkooges) in Abhängigkeit von Vegetationseinheiten. *Corax* 16: 84-93.
- BRANDEL, R., W. LÜBCKE, & W. MANN (1986): Habitatwahl beim Neuntöter *Lanius collurio*. *J. Orn.* 127: 69-78.
- BRANDSMA, O. (2002): Die Bedeutung der Düngung für das Nahrungsangebot von Wiesenvögeln. *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden*. Symposium 4./5. 9.2002: 67-71.

- BRIEMLE, G. (2001): Ermittlung von „Kulturzustandsstufen“ auf Moor-Grünland und Möglichkeiten der Rekultivierung alter Grünlandbrachen. *Berichte über Landwirtschaft* 79 : 437-446.
- BUSCHE, G. (2002): Kartierung zur großflächigen Bestandsschätzung von Brutvögeln einer Wallheckenlandschaft 1972 und 1987. *Vogelwelt* 113: 56-71.
- BUSCHE, G. & V. LOOFT (2002): Vorkommen des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in Schleswig-Holstein 1800-2000. *Corax* 19: 1-17.
- CARLSSON, L. (1993): *Birds at Falsterbo*. Anser, Suppl. 33.
- CHRISTIANSEN, U. (2000): Zur Bedeutung der Stickstoffversorgung für den Sukzessionsverlauf von sandig-trockenen Ackerbrachen zu Sandmagerrasen. *Diss. Bot.* 329.
- COLEY, P.D., J.P. BRYANT & F.S. CHAPIN (1985): Resource availability and plant antiherbivore defence. *Science* 230: 895-899.
- CRAWLEY, M.J. (1997): Plant-herbivore dynamics. In: M.J. CRAWLEY (Ed.) (1997): *Plant ecology*, 2 nd ed., Blackwell Science, Oxford: 401-474 pp.
- DATHE, H.H. (1980): Die Arten der Gattung *Hyaleus* F. in Europa (Hymenoptera: Apidoidea, Colletidae). *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 56: 207-294.
- DAUNICHT, W., A. SALSKI, P. NÖHR & C. NEUBERT (1996): A fuzzy knowledge-based model of annual produktion of skylarks. *Ecological Modelling* 85: 67-73.
- DEMPSTER, J.P. (1997): The role of larval food resources and adult movement in the population dynamics of the orange-tip butterfly (*Anthocharis cardamines*). *Oecologia* 111: 549-556.
- DIERSCHKE, V. (1990): Zur Brutbestandserfassung des Sumpfrohrsängers *Acrocephalus palustris* nach der Revierkartierungsmethode. *Die Vogelwelt* 111: 156 – 160.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): *Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Ulmer, Stuttgart.
- DOLEK, M. (1994): *Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Schwäbischen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken)*. Verlag Paul Haupt, Bern, Bd. 10.
- DOLEK, M. (2000): Der Einsatz der Beweidung in der Landschaftspflege: Untersuchungen an Tagfaltern als Zeigergruppe. *Laufener Seminarbeiträge* 4: 63-77.
- DYLEWSKA, M. (1987): Die Gattung *Andrena* FARBRICIUS (Andrenidae, Apoidea) in Nord- und Mitteleuropa. *Acta Zool. Cracov.* 30: 359-708.
- EBERT, G. & E. RENNWALD (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*. Band 1 und 2: Tagfalter. Ulmer, Stuttgart.
- EBMER, P.A.W (1969): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. S.L. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Teil I. *Naturkundl. Jb. Linz* 15: 133-183.
- EBMER, P.A.W (1970): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. S.L. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Teil II. *Naturkundl. Jb. Linz* 16: 19-82.
- EBMER, P.A.W (1971): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. S.L. im Großraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). Teil III. *Naturkundl. Jb. Linz* 17: 63-156.
- EIGNER, J. & H. THIESSEN (2001): Arbeitsschwerpunkte 2000 der für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Fachinstitutionen der Länder: Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft* 76: 186-187.
- EIKHORST, W. & I. MAURUSCHAT (1996): Auswirkungen der Nutzungsextensivierung auf den Bruterfolg von Wiesenvögeln im Bremen Raum. *Bremer Beitr. f. Naturk. u. Naturschutz*. 1: 125-134.
- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Vierte, verb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLINGSEN, H. (1997): Die Tagfalter- und Widderchenfauna (Lepidoptera) eines rinderbeweideten Magerrasens der Vorkapaten (Ukraine) unter besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung ausgewählter Arten. *Entomol. Z.* 107: 319-342.
- ELSÄSSER, M. (2000): Wirkungen extensiver und intensiver Weidenutzungsformen auf die Entwicklung und Verwertbarkeit von Grünlandaufwüchsen. *Natur und Landschaft* 75: 357-363.
- EVERTS, S. (1995): Interspezifische Konkurrenz zwischen Honigbienen (*Apis mellifera*) und solitären Wildbienen (Hymenoptera Apoidea). *Natur und Landschaft* 70: 165-172.
- FISCHER, K. & K. FIEDLER (2000): Response of the Copper butterfly *Lycaena tityrus* to increased leaf nitrogen in natural food plants: evidence against the nitrogen limitation hypothesis. *Oecologia* 124: 235-241.
- FLADE, M. (1991): Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). *Vogelwelt* 112: 16-40.
- FLADE, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands*. IHW-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & J. JEBRAM (1995): *Die Vögel des Wolfsburger Raumes*. Naturschutzbund Wolfsburg.
- FRÄNZLE, O. (1981): Erläuterungen zur Geomorphologischen Karte 1:25000 der Bundesrepublik Deutschland GMK 25 Blatt 8, 1826 Bordsesholm. In: D. BARSCH (Hrsg.) (1981): *GMK Schwerpunktprogramm. Geomorphologische Detailkartierung in der Bundesrepublik Deutschland*.
- FRÄNZLE, O. (1983): Die Reliefentwicklung des Kieler Raumes. *Kieler Geographische Schriften* 58: 15-19.
- FULLER, R.J. (1982): *Bird Habitats in Britain*. Poyser, Calton.

- GATHMANN, A. (1998): Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler in der Agrarlandschaft: Artenreichtum und Interaktionen in Nisthilfen, Aktionsradien und Habitatbewertung. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5, Akadem. Verlagsges., Frankfurt a. M.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6, Akadem. Verlagsges., Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7, Akadem. Verlagsges., Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9, Akadem. Verlagsges., Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GRIME, J.P. (1981): Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.
- GRIPP, K. (1964): Erdgeschichte von Schleswig-Holstein. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- GROOTJANS, A.P. (1985): Changes of groundwater regime in wet meadows. Diss. Rijksuniv. Groningen.
- GRUBER, S. (2002): Überlebensrate und Flächennutzung von Kiebitzfamilien (*Vanellus vanellus*) an der Westküste Schleswig-Holsteins. Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Symposium 4./5. 9.2002: 57-58.
- HAESELER, V. & C. RITZAU (1998): Zur Aussagekraft wirbelloser Tiere in Umwelt- und Naturschutzgutachten – was wird tatsächlich erfasst? Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 45-66.
- HAGEMEIJER, E.J.M. & M.J. BLAIR (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. Witherby, London.
- HAHN, V. (1966): Der Vogelbestand einer Wiesen-Knick-Landschaft. Hamburger Avifaunistische Beiträge 3: 124-165.
- HANDKE, K. (1997): Natur- oder Kulturlandschaft – ein Beitrag zur Leitbilddiskussion in der Bremer Flussmarsch aus tierökologischer Sicht. . Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54: 93-108.
- HANSEN, G. (1842): Das Amt Bordesholm im Herzogthum Holstein: eine statistische Monographie auf historischer Grundlage, Kiel.
- HART, R.H., J. BISSIO, M.J. SAMUEL & J.W. WAGGONER (1993): Grazing systems, pasture size, and cattle grazing behavior, distribution and gains. J. Range Manage. 46: 81-87.
- HEPWORTH, K.W., P.S. TEST, R.H. HART, M.A. SMITH & J.W. WAGGONER (1991): Grazing systems, stocking rates, and cattle behavior in southeastern Wyoming. J. Range Manage. 44 : 259-262.
- HERMANN, G. (1992): Tagfalter und Widderchen. Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 219-238.
- HERRMANN, A. (1971): Neue Ergebnisse zur glazialmorphogenetischen Gliederung des Obereider-Gebietes. Ein Beitrag zur Eisrandlagengliederung in Schleswig-Holstein. Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 41: 5-41.
- HERRMANN, M. (2000): Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Bienen und Wespen in einer extensiv genutzten Agrarlandschaft (Hymenoptera, Aculeata). Cuvillier Verlag, Göttingen.
- HEYDEMANN, B. (1997): Neuer biologischer Atlas: Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- HIELSCHER, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120: 261-271.
- HOLSTEN, B. & B. BENN (2002): Risiko des Nestverlustes durch Viehvertritt in extensiv beweidetem Grünland eines Flusstal Niedermoores. Vogelwelt 123: 89-98.
- HOLTMEIER, F.-K. (2002): Tiere in der Landschaft: Einfluss und ökologische Bedeutung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2., erw. Aufl..
- HÖTKER, H. & C. SUDFELDT (1982): Untersuchungen zur Nistplatzwahl einer nordwestdeutschen Population des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). Vogelwelt 103:178-187
- HÖTKER, H. (1990): Der Wiesenpieper: *Anthus pratensis*. Die neue Brehm-Bücherei, Wittenberg-Lutherstadt.
- ILLIUS, A.W., D.A. CLARK & J. HODGSON (1992): Discrimination and patch choice by sheep grazing grass-clover swards. J. Anim. Ecol. 61: 183-194.
- JEFFERIES, R.L., D.R. KLEIN & G.R. SHAVER (1994): Vertebrate herbivores and northern plant communities: reciprocal influence and response. Oikos 71: 193-206.
- JENSEN, H.P., D. ROLLINS & R.L. GILLEN (1990): Effects of cattle stock density on trampling loss of simulated ground nests. Wildl. Soc. Bull. 18: 71-74.

- JENSEN, K. (1998): Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora* 193: 345-359.
- JENSEN, K., O. GRANKE, B. HOPPE, J. KIECKBUSCH, M. TREPPEL & U. LEINER (2001): Weidelandschaft Eidertal - Naturschutz durch extensive Beweidung und Wiedervernässung in einem nordwestdeutschen Flusstal. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 144: 38-49.
- JUNKER, S., R. KRAWCZYNSKI, R. EHRNSBERGER & H. DÜTTMANN (2002): Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und Kükenmortalität von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) in der Stollhammer Wisch (Niedersachsen). *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden*. Hochschule Vechta. Symposium 4./5. 9.2002: 40-43.
- KAISER, T. (1995): Vegetationskundliche Untersuchungen auf reliefiertem Niedermoor bei Extensivweide. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 36: 175-177.
- KALIES, M., D. SCHOLLE & G. KAULE (2003): Flächenanalyse zur Einrichtung großflächiger extensiver Weidesysteme. *Natur und Landschaft* 78: 100-108.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KIECHLE, J. (1995): Der Einfluss der Beweidung auf die Fauna aus Sicht des Naturschutzes. *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 18: 37-49.
- KIRCHHOFF, K. (1972): Der Brutvogelbestand eines Wiesen-Feldmarkgebietes mit Knicks in Hamburg-Hummelsbüttel in den Jahren 1968 und 1969. *Hamburger Avifaunistische Beiträge* 10: 172-192.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- KLÖTZLI, F. & A. P. GROOTJANS (2001): Restoration of Natural and Semi-Natural Wetland Systems in Central Europe: Progress and Predictability of Developments. *Restoration Ecology* 9: 209-219.
- KNIEF, W. R.K. BERNDT, T. GALL, B. HÄLTERLEIN, B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- KOERTH, B.H., W.M. WEBB, F.C. BRYANT & F.S. GUTHERY (1983): Cattle trampling of simulated ground nests under short duration and continuous grazing. *J. Range Manage.* 36: 385-386.
- KÖSTER, H. & H.A. BRUNS (2002): Ergebnisse einer Langzeituntersuchung am Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (Schleswig-Holstein). *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden*. Hochschule Vechta. Symposium 4./5. 9.2002: 27-28.
- KOLLIGS, D. (1998): Die Großschmetterlinge Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- KOLLIGS, D. (2003): Schmetterlinge Schleswig-Holsteins. Atlas der Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- KOPPISCH, D., S. ROTH, M. KNAPP, J. BLANKENBURG & D. ESCHNER (2001): Einfluss von Vernässung auf pflanzliche Nährstoffe. In: R. KRATZ & J. PFADENHAUER (Hrsg.) (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 92-103.
- KRETSCHMER, H., H. PFEFFER K. HIELSCHER & J. ZEITS (2001): Ableitung eines ökologischen Entwicklungskonzeptes. In: R. KRATZ & J. PFADENHAUER (Hrsg.) (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 223- 241.
- KORNECK, D. & H. SUKOPP (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Hrsg.: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Bonn-Bad Godesberg.
- KOSTER, A. (1986): Het Genus *Hyaleus* in Nederland (Hymenoptera, Colletidae). *Zoologische Bijdragen* 36: 1-120.
- KRATZ, R., S. BELTING, M. FISCHER, M. GASSE, K. HIELSCHER, T. HUK, K. SANDKÜHLER & F. SUHLING (2001): Management für Tierarten im Niedermoorgrünland. In: R. KRATZ & J. PFADENHAUER (Hrsg.) (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 154-176.
- KREBS, C.J. (1978): *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. New York, Harper and Row.
- KRUESS, A. & T. TSCHARNTKE (2002): Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology* 16: 1570-1580.
- KÜHN, B. & K. KIEHL (2002): Do hoof prints in fens actually serve as regeneration niche? *Verh. Ges. für Ökologie*, 32: 95.
- KUSCHERT, H. (1983): *Wiesenvögel in Schleswig-Holstein*. Husumer Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- LILLE, R. (1996): Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. *Agrarökologie* 21.
- LOERTSCHER, M., A. ERHARDT & J. ZETTEL (1995): Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: The role of nectar sources. *Ecography* 18: 15-26.
- LUICK, R. (1997): Situation und Perspektiven des Extensivgrünlandes in Südwestdeutschland. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 54: 25-52.
- MÄCK, U. & M.-E. JÜRGENS (1999): Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz.

- MACARTHUR, R.H. & J.W. MACARTHUR (1961): On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MASCH, E. (1994): Feuchtgrünland-Bewirtschaftung und Wiesenbrüterschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 26: 138-143.
- MAYFIELD, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- MCNAUGHTON, S. (1979): Grassland-herbivore dynamics. In: A.R.E. SINCLAIR & M. NORTON-GRIFFITHS (Eds.) (1979): *Serengeti: Dynamics of an ecosystem*. Chicago University Press, Chicago, pp. 46-81.
- MENKE K.-H. & W. HUSS (1987): *Tiernahrung und Futtermittelkunde*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- MEYER, J. (2001): Die Brutvögel im Bereich des Tetenhusener Moores, Schleswig-Holstein, 1993. *Corax* 18: 103-120.
- MILCHUNAS, D.G., J.R. FORWOOD & W.K. LAUENROTH (1994): Productivity of long-term grazing treatments in response to seasonal precipitation. *J. Range Manage.* 47: 133-139.
- MITSCH, W.J. & J.G. GOSSELINK (2000): *Wetlands*. Third Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- MORRISON, M.L., B.G. MARCOT & R.W. MANNAN (1992): *Wildlife-Habitat Relationships*. University of Wisconsin Press, Wisconsin.
- MORRISON, M.L., I.C. TIMOSI, K.A. WITH & P.N. MANLEY (1985): Use of tree species by forest birds during winter and summer. *J. of Wildlife Manage.* 49: 1098-2002.
- MULSOW, R. (1979): Ringeltaube *Columba palumbus* – Populationsökologische Untersuchungen im Raum Hamburg. *Hamburger Avifaunistische Beiträge* 16: 25-42.
- MURPHY, D.D., M.S. MENNINGER & P.R. EHRlich (1984): Nectar source distribution as a determinant of oviposition host species in *Euphydryas chalcedona*. *Oecologia* 62: 269-271.
- NEHLS, G. (2001): Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. *Corax* 18: 81-101.
- NORMAN, G.R. & D.L. STREINER (1993): *Biostatistics – The Bare Essentials*. Mosby-Year Book, St. Louis, Missouri.
- OBERMEIER, E., R. ROSSA & H. WALENTOWSKI (1999): Pilotstudie zur Beweidung repräsentativer Grünlandbiotope mit Galloways. *Bay. Landesamt f. Umweltschutz* 150: 89-108.
- OELKE, H. (1980): Quantitative Untersuchungen: Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P. et al.: *Praktische Vogelkunde*. 2. Auflage, Kilda-Verlag, 34-45.
- OENE, H. VAN, E.J.M. VAN DEURSEN & F. BERENDSE (1999): Plant-Herbivore Interaction and its consequences for Succession in Wetland Ecosystems: a modeling approach. *Ecosystems* 2: 122-138.
- OOSTERMEIJER, J.G.B. & C.A.M. VAN SWAAY (1998): The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biol. Con.* 86: 271-280.
- OPPERMANN, R. (1987): Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen. *Natur und Landschaft* 62: 235-241.
- PAINE, L., D.J. UNDERSANDER, D.W. SAMPLE, G.A. BARTELT, & T.A. SCHATTEMAN (1997): Technical Note: Comparison of simulated ground nest types for grazing/trampling research. *J. Range Manage.* 50: 231-233.
- PATZELT, A. (1998): Vegetationsökologische und populationsökologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. *Diss. Bot.* 297.
- PEGEL, H. (2002): Naturschutzmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den Brutvogelbestand in der Fehntjer Tief Niederung (Niedersachsen). *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden*. Hochschule Vechta. *Symposium* 4./5. 9.2002: 89-92.
- PETIT, P., L. FIRBANK, B. WYATT & D. HOWARD, (2001): MIRABEL: Models for Integrated Review and Assessment of Biodiversity in European Landscapes. *Ambio* 30:81-88.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlands bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensitäten. *Flora* 179: 85-97.
- PFADENHAUER, J. (1993): *Vegetationsökologie – ein Skriptum*. IHW-Verlag, Eching.
- PFADENHAUER, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren - Ziele, Probleme, Lösungsansätze. In: BÖCKER, R. & A. KOHLER (Hrsg.) (1994): *Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung*. Hohenheimer Umwelttagung 26: 57-73.
- PFADENHAUER, J. & F. KLÖTZLI (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio* 126: 101-115.
- PFADENHAUER, J. (1999): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. *Natur und Landschaft* 74: 18-29.
- PFADENHAUER, J., H. HÖPER, O. BORKOWSKY, S. ROTH, T. SEEGER & C. WAGNER (2001): Entwicklung pflanzenartenreichen Niedermoorgrünlands. In: R. KRATZ & J. PFADENHAUER (Hrsg.) (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 134-153.
- POLLARD, E. & T.J. YATES (1993): *Monitoring butterflies for Ecology and Conservation*. Chapman & Hall, London.
- PRÄT, T. & B. SÖNDERSTRÖM (1999): Conservation Value of Semi-Natural Pastures in Sweden: Contrasting Botanical and Avian Measures. *Con. Biology* 13: 755-765.
- PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). In: M. BINOT, R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (Hrsg.) (1998): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 55: 87-111.

- PROCHNOW, A. & J. ZEITS (1999): Die Befahrbarkeit – ein zentrales Problem der Niedermoornutzung. In: Landschaftspflege in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Schriftenreihe des Landschaftsfördervereins Nuthe-Nieplitz Niederung e. V. 3: 5-8.
- PROULX, M. & A. MAZUMDER (1998): Reversal of Grazing Impact on Plant Species Richness in Nutrient-Poor Vs. Nutrient-Rich Ecosystems. *Ecology* 79: 2581-2592.
- PUCHSTEIN, K. (1980): Zur Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft mit einer ornitho-ökologischen Bewertung der Knickstrukturen. *Corax* 8: 62-106.
- PUCHSTEIN, K. (1999a): Siedlungsdichte auf Abwegen? Mit einem Beispiel der Rohrammer (*Eberiza schoeniclus*). *Corax* 18: 2-8.
- PUCHSTEIN, K. (1999b): Weideland als Habitat des Wachtelkönigs (*Crex crex*)! – eine Schutz-Alternative? *Corax* 18: 42-58.
- RADELMAIR, S. & M. DOLEK (2002): Auswirkungen der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. *Laufener Seminarbeiträge* 1/02: 23-34.
- RALPHS, M.H., D. GRAHAM & L.F. JAMES (1994): Social facilitation influence cattle to graze locoweed. *J. Range Manage.* 47: 123-126.
- RECK, H., B. SCHULZ & B. HOLSTEN (2001): Wiedervernässung und großflächige Beweidung – eine Übersicht zum Naturschutzprojekt „Weidelandschaft Eidertal“. *Hohenheimer Umwelttagung 2001*: 143-168.
- REICHEL, G. & O. WILMANN (1973): *Vegetationsgeographie*. G. Westermann Verlag, Braunschweig.
- RIECKEN, U., M. KLEIN & E. SCHRÖDER (1997): Situation des extensiven Grünlands in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften“. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 54: 7-23.
- RIECKEN, U., P. FINK, M. KLEIN & E. SCHRÖDER (1998): Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 56: 7-21.
- RODE, M. & K. MENKE (1996): Zur Bedeutung von Feuchtbrachen im Werderland (Bremer Wesermarsch) aus tierökologischer Sicht. *Bremer Beitr. f. Naturk. u. Naturschutz*. 1: 159-165.
- ROSENTHAL, G. (1992): *Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen - Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen*. Diss. Bot. 182.
- ROSENTHAL, G., J. HILDEBRANDT, C. ZÖCKLER, M. HENGSTENBERG, D. MOSSAKOWSKI, W. LAKOMY & I. BURFEINDT (1998): *Feuchtgrünland in Norddeutschland. Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte*. *Angewandte Landschaftsökologie* 15.
- ROSENTHAL, G., D. SCHOLLE & D. LEDERBODEN (2002): Successional processes by large scale grazing. *Verh. Ges. für Ökologie* 32: 90.
- ROTH, S., T. SEEGER, P. POSCHLOD, J. PFADENHAUER & M. SUCCOW (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In: R. KRATZ & J. PFADENHAUER (Hrsg.) (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 125-133.
- ROWECK, H. & S. RISSE (1987): Standorte und Vegetation der Kastentäler im Naturraum Südlicher Pfälzerwald. In: ROWECK, H. (Hrsg.): *Grünlandbrachen im Südlichen Pfälzerwald*. *Pollichia – Buch* 12: 21-62.
- ROWECK, H. (1996): Möglichkeiten der Einbeziehung von Landnutzungssystemen in naturschutzfachliche Bewertungsverfahren. *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 23: 129-142.
- SACH, W. (1999): *Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein*. Diss. Bot. 308.
- SACH, W. & J. SCHRAUTZER (1994): Phytomasse- und Nährstoffdynamik sowie floristische Veränderungen von Knickfuchsschwanz-Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati* Tx. 37) unter extensiver Nutzung. - *Flora* 189: 37 - 50.
- SACHTLEBEN, J. & W. RIESS (1997): Flächenanforderungen im Naturschutz. Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 336-344.
- SCHÄFFER, N. (1995): Rufverhalten und Funktion des Rufens beim Wachtelkönig *Crex crex*. *Vogelwelt* 116: 141-151.
- SCHÄFFER, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. *Ökologie der Vögel* 21.
- SCHMID-EGGER, C. (1994): *Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg)*. Dissertation Universität Hohenheim.
- SCHMID-EGGER, C. & E. SCHEUCHEL (1997): *Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs unter Berücksichtigung der Arten der Schweiz*. Band III: Andrenidae. Eigenverlag, Velden/Vils.
- SCHMIEDEKNECHT, O. (1930): *Die Hymenopteren Nord- und Mitteleuropas mit Einschluss von England, Südschweiz, Südtirol und Ungarn*. Fischer Verlag, Jena.
- SCHRAUTZER, J. & C. WIEBE (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. *Phytocoenologica* 22: 105-144.
- SCHRAUTZER, J. & K. JENSEN (1999): Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der Niedermoorstandorte in Schleswig-Holstein. *Z. Ökol. u. Naturschutz* 7: 219-240.

- SCHREIBER, K.-F. (2003): Sukzessionsabläufe von zwei Feucht- bis Nasswiesenbrachen im Nordschwarzwald. Kieler Notizen 31: 34-49.
- SCHOLLE, D. (1997): GIS-gestützte Zusammenführung vegetationskundlicher, bodenkundlicher und nutzungsbezogener Daten zu einem landschaftsökologischen Indikationsverfahren. EcoSys - Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V. Bd. 21.
- SCHOLZ, A. (1995): Vom Weidevieh gemiedene Pflanzen, Ausbreitung und Maßnahmen zur Eindämmung. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 36, 173-174.
- SCHOPP-GUTH, A. (1993): Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. Diss. Bot. 204.
- SCHOPPENHORST, A. (1996): Auswirkungen der Grünlandextensivierung auf den Bruterfolg von Wiesenvögeln im Bremer Raum. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 1: 117-124.
- SCHWENNINGER, H.R. (1992): Methodisches Vorgehen bei Bestandserhebungen von Wildbienen im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie und Forschung in der Anwendung 5: 195-202.
- SEBALD, S., S. SEYBOLD & G. PHILIPPI (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SETTELE, J., R. FELDMANN & R. REINHARDT (1999): Die Tagfalter Deutschlands – Ein Handbuch für den Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SETTELE, J., R. FELDMANN, K. HENLE, K. KOCKELKE & H.-J. POETHKE (1998): Populationsgrößenschätzungen bei Tieren. Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 174-181.
- SMALIDGE, P.J. & D.J. LEOPOLD (1997): Vegetation management for the maintenance and conservation of butterfly habitats in temperate human-dominated landscapes. Landscape and Urban Planning 38: 259-280.
- SMISSEN, VAN DER, J. (2001): Die Wildbienen und Wespen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Band 1-3. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- SMITH, K.W., D.J. BURGESS & R.A. PARKS (1992): Breeding bird communities of broadleaved plantation and ancient pasture woodlands of the New Forest. Bird Study 39: 132-141.
- SPEHLING F. (1966): Die Vogelwelt einer Knicklandschaft im Kreis Pinneberg. Hamburger Avifaunistische Beiträge 3: 1-8.
- STEFFAN-DEWENTER, I. (1998): Wildbienen in der Agrarlandschaft: Habitatwahl, Sukzession, Bestäuberleistungen und Konkurrenz durch Honigbienen. Verlag Agrarökologie, Bern, Hannover.
- STEIOF, K. (1983): Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 58: 340-341.
- STEIOF, K. (2000): Breitfrontenzug und Schmalfrontenzug über Mitteleuropa und am Randecker Maar. In: GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula Verlag, Wiebelsheim, 45-49.
- STELTER, C., J. SELLELE & C. WISSEL (1996): Die Bedeutung von Störstellen und Pflegemaßnahmen für das Überdauern von Schmetterlingspopulationen im Kontext eines Modells. Verh. Ges. f. Ökologie 26: 483-488.
- STEPHAN, H.J. (1974): Sedimentation auf Toteis in Schleswig-Holstein, diskutiert anhand einiger Beispiele. Meyniana 21: 67-86.
- STEPHENS, D.W. & J.R. KREBS (1986): Foraging Theory. Princeton University Press, New Jersey.
- STRAKA, U. (1991): Beitrag zur Winterernährung des Raubwürgers *Lanius excubitor* L., in Ackerbaugeländen Ostösterreichs. Ökol. Vögel 13: 213-226.
- STRASSER, M. (1989): Vorkommen und Habitatstruktur des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in einem Teilgebiet der südlichen Frankenalb. Archaeopteryx 7: 59-72.
- STRUWE-JUHL, B. & K. BÜTJE (1995): Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Hohner See-Gebiet. Corax 16: 133-152.
- TABELING, H. & H. DÜTTMANN (2002): Einfluss von Düngung und Überstauung auf die Bodenmegafauna von Niedermoorgrünländern der südlichen Dümmeriederung (Niedersachsen). Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Hochschule Vechta. Symposium 4./5. 9.2002: 63-66.
- TESCH, A. (1999): Grünlandextensivierung im Moorgürtel der Hamburger Elbmarsch. Naturschutz und Landschaftsplanung 31: 342-350.
- TEUNISSEN, W. & H. SCHEKKERMANN (2002): Predatie van weidevogels in Nederland: een groeiend probleem? Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Hochschule Vechta. Symposium 4./5. 9.2002: 48-50.
- THOMAS, J. A. (1994): Why small cold-blooded insects pose different conservation problems to birds in modern landscapes. IBIS 137: 112-119.
- TKALUC, B. (1975): Revision der europäischen *Osmia* (*Chalcosmia*)-Arten der Fulviventris-Gruppe (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). Vetc. Cs. Spolec. zool. 39: 297-317.
- TKALUC, B. (1983): Die europäischen *Osmia*-Arten der Untergattung *Melanosmia* (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). Vetc. Cs. Spolec. zool. 47: 140-159.
- TREPEL M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. EcoSys Suppl. 29: 1-140.

- TREPEL, M. & W. KLUGE (2002): Ecohydrological characterisation of a degenerated valley peatland in Northern Germany for use in restoration. *J. Nat. Conserv.* 10: 155-169.
- TURCEK, F.J. (1961): *Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze*. Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava.
- UCHTMANN, H. & G. ROSENTHAL (1996): Vegetations- und standörtliche Untersuchungen in Feuchtwiesenbrachen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 1: 143-150.
- VAN WIEREN, S.E. (1998): Effects of large herbivores upon animal community. In: WALLIS DE VRIES, M.F., J.P. BAKKER & S.E. VAN WIEREN (Hrsg.) (1998): *Grazing and Conservation Management*. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht, 185-214.
- VALLENTINE, J.F. (2001): *Grazing Management*. Academic Press, San Diego.
- VOIGTLÄNDER G. & N. VOSS (1979): *Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- VULINK, J.T. & H.J. DROST (1991a): Nutritional characteristics of cattle forage plants in the eutrophic nature reserve Oostvaardersplassen, the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 39: 263-272.
- VULINK, J.T. & H.J. DROST (1991b): A causal analysis of diet composition in free ranging cattle in reed dominated vegetation. *Oecologia* 88: 167-172.
- VULINK, J.T. (2001): Hungry Herds. Management of temperate lowland wetlands by grazing. *Van Zee tot Land* 66.
- VULINK, J.T., A. HOEKSTRA & P. CORNELISSEN (2001a): Sexual segregation in a herd of Heck cattle: the occurrence of bull groups. In: J.T. VULINK (2001): *Hungry Herds. Management of temperate lowland wetlands by grazing*. *Van Zee tot Land* 66: 105-127.
- VULINK, J.T., P. CORNELISSEN, H.J. DORST & H.H.T. PRINS (2001b): Hindgut fermentation is not an evolutionary dead end: comparative feeding ecology of cattle and horses. In: J.T. VULINK (2001): *Hungry Herds. Management of temperate lowland wetlands by grazing*. *Van Zee tot Land* 66: 87-103.
- VULINK, J.T., M.P. HUIJZER, P. CORNELISSEN & M. ZIJLSTRA (2001c): Greylag geese *Anser anser* fattenig up in a managed wetland: do grazing regimes influence habitat selection? In: J.T. VULINK (2001): *Hungry Herds. Management of temperate lowland wetlands by grazing*. *Van Zee tot Land* 221-237.
- WALLIS DE VRIES, M.B. & C. DALEBOULDT (1994): Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100: 98-106.
- WALLIS DE VRIES, M.B. & SCHIPPER (1994): Foraging in a landscape mosaic: selection for energie and minerals in free-ranging cattle. *Oecologia* 100: 107-117.
- WALLIS DE VRIES, M.B., E.A. LACA & M.W. DEMMENT (1999): The importance of patchiness for selectivity for grazing herbivores. *Oecologia* 121: 355-363.
- WARNCKE, K. (1992): Die westpaläarktischen Arten der Bienengattung *Sphecodes* Latr. (Hymenoptera, Apidae, Halictinae) Bericht der Naturf. Gesellsch. Augsburg: 9-64.
- WEIDEMANN, H.J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. *Naturbuch*, Augsburg.
- WESTRICH, P. (1989, 1990): *Die Wildbienen Baden-Württembergs*. Band 1 und 2, Ulmer, Stuttgart.
- WILMS, U., K. BEHM-BERKELMANN & H. HECKENROTH (1997): Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen. *Inform. d. Naturschutz Niedersachs.* 6/97: 219-224.
- WILSON, J.D., R. TAYLOR & L.B. MUIRHEAD (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preference using resampling methods. *Bird study* 43: 320-332.
- WINKEL, V.K., B.A. ROUNDY & D.K. BLOUGH (1991): Effects of seedbed preparation and cattle trampling on burial of grass seeds. *J. Range Manage.* 44: 171-175.
- WITT, H. (1986): Reproduktionserfolge von Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) in intensiv genutzten Grünlandgebieten. Beispiele für „irrtümliche“ Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. *Corax* 11: 262-300.
- WITTIG, B. (2000): Erfolgreiche Pflege- und Entwicklung von Quell- und Heidemoorvegetation durch kontrollierte Rinderbeweidung. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 30: 268.
- WOLLSCHIED, K.-U. (1995): Nistplatzwahl und Habitatnutzung beim Neuntöter (*Lanius collurio*). *Beitr. zur Naturkunde Niedersachsens* 48: 157-163.
- ZAHN A., A. LANG, M. MEINL & T. SCHIRLITZ (2002): Beweidung einer Feuchtwiese mit Galloway-Rindern – Flora, Fauna und wirtschaftliche Aspekte einer kleinflächigen Standweide. *Laufener Seminarbeiträge* 1/02: 35-45.
- ZEILINGER, C. & H. PECHHACKER (1994): Zur Konkurrenz zwischen Wildbienen und Honigbienen. *Bienenvater* 9: 370-375.
- ZIESEMER, F. (1996): Die Brutvögel einer Knicklandschaft im ostholsteinischen Hügelland. *Corax* 16: 260-270.

Sonstige Literatur

- BECKMANN, F. (2001): Ertragsbildung und Qualitätsentwicklung von extensiv bewirtschaftetem Dauergrünland in Norddeutschland. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- BEHREND, T. (1999): Phänologie und Populationsdynamik von *Brenthis ino* Rottenburg 1775 (Lepidoptera, Nymphalidae) an einem Standort seiner Nahrungspflanze *Filipendula ulmaria* Linne. Diplomarbeit, Zoologisches Institut Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- BENN, B. (2002): Steuermechanismen der Beweidungsintensität. Diplomarbeit, Fachabteilung Landschaftsökologie. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- BERNDT, R. (2001): Ostküstenmitteilungen Nr. 87, Ornithologische Arbeitsgemeinschaft, Rundschreiben 1: 4-15.
- BERNDT, R. (2002): Ostküstenmitteilungen Nr. 89, Ornithologische Arbeitsgemeinschaft, Rundschreiben 1: 1-15.
- FREUND, R. (1987): Genese des Eidertals – Quartärgeologische Kartierung des oberen Eidergebietes zwischen Flintbek und Bordesholm. Diplomarbeit am Geologisch-Paläontologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- GERTH, H. (1978): Wirkungen einiger Landschaftspflegeverfahren auf die Pflanzenbestände und Möglichkeiten der Schafweide auf feuchten Grünlandbrachen. Diss. Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- GRANKE, O. (2000): Ökologische und populationsbiologische Untersuchungen in der „Weidelandschaft Oberes Eidertal“ unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung zwischen 1987 und 1999. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- GRELL, H. (1988): Synökologische Untersuchungen der Vegetation des Obereidertals südlich Flintbek. Diplomarbeit Botanisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- GRIMM, R. & N. ULLRICH (2002): Wintervogelzählung, Bericht 2001/2002. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft, Rundschreiben 4/2002, 1-6.
- HOPPE, B. (2000): Vegetationskundliche und populationsbiologische Untersuchungen in der „Weidelandschaft Oberes Eidertal“. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- JENSEN, K. (2002): Repräsentativität des Projektgebietes, Zwischenbericht 1.1.-31.1.2001, Großflächige Beweidung eines nordwestdeutschen Flusstales „Weidelandschaft Eidertal“, S. 11.
- KAHL, M. (2001): Selektive Futteraufnahme von Rindern bei ganzjähriger Freilandhaltung auf extensiv genutzten Weidestandorten. Dissertation, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock.
- KOOP, B. (2003): Ostküstenmitteilungen Nr. 91, Ornithologische Arbeitsgemeinschaft, Rundschreiben 1.
- KULLMANN, K. (1999): Einfluss der Landnutzung auf Siedlungsdichte, Nistplatzwahl, Nestlingsentwicklung und Bruterfolg des Neuntöters (*Lanius collurio* L.) in der Uckermark. Diplomarbeit, Humboldt Universität Berlin.
- MENGE, K. (2001): Untersuchungen zur Habitatnutzung ausgewählter Brutvögel (Braunkehlchen, Wiesenpieper und Neuntöter) in der Weidelandschaft Eidertal. Diplomarbeit im Fach Geographie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- OTTEN, I. (2001): Einfluss der Makrophytenvegetation auf die Durchflussdynamik der Eider. Diplomarbeit Agrarfakultät der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- PIEPER, F. (2001): Historische Landschaftsanalyse im oberen Eidertal. Diplomarbeit am Geographischen Institut Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- RASRAN, L. (2001): Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss der Weidetiere auf ausgewählte Pflanzenarten im Projektgebiet "Weidelandschaft Eidertal". Diplomarbeit am Botanischen Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- SCHRAUTZER, J. (2001): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. Habilitationsschrift im Fach Ökologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- STUA KIEL / STAATLICHES UMWELTAMT KIEL (2000). Jahresbericht 1999 (Annual report), Kiel.
- TREPEL, M. (2002): Teilprojekt D: Integration (Wasser- und Stoffhaushalt), Zwischenbericht 1.1.-31.1.2001, Großflächige Beweidung eines nordwestdeutschen Flusstales „Weidelandschaft Eidertal“: 41-46.
- ULLRICH, N. (2001): Die Brutvögel zweier Probeflächen in der schleswig-holsteinischen Agrarlandschaft im historischen Vergleich. Diplomarbeit, Zoologisches Institut Christian-Albrechts-Universität Kiel.

Anhang

Abbildung 1 – 3: Flächen der Brutvogeluntersuchungen von 2000-2002

Brutvogel-Kartiergebiet 2000



Abb. 1

Brutvogel-Kartiergebiet 2001

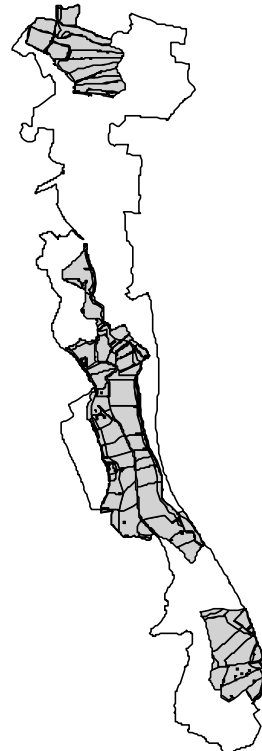


Abb. 2

Brutvogel-Kartiergebiet 2002

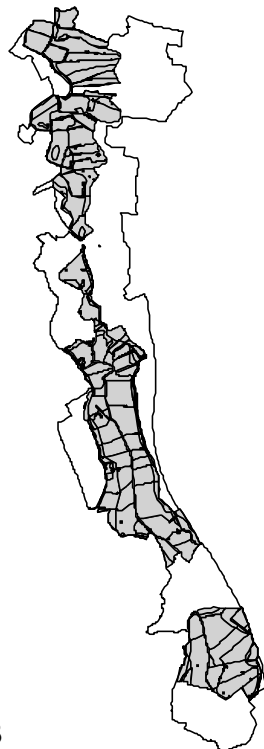


Abb. 3

□ Projektgebietsgrenze
■ Kartierte Fläche



0 500 1000 m

Tab. 1: Nahrungsgäste in unterschiedlichen Krautschichthöhen im Winter 1999/2000

Krautschichtstruktur Krautschichthöhe in cm	Homogene Struktur						Heterogen 10-120
	0	1-10	11-40	41-80	80-120	>120	
Art							
Amsel	14	16	1				37
Bergpieper		5					
Blaumeise							1
Buchfink		71					
Eichelhäher		1					1
Fasan		2		2	3	9	9
Feldlerche		10					
Graugans		8					
Graureiher							9
Kohlmeise			4				13
Kolkrabe		4					
Mäusebussard			1				8
Misteldrossel		1					1
Rabenkrähe		22					
Raubwürger		6		1			1
Rauhfußbussard							1
Rohrammer					2		
Rotdrossel		131					
Rotkehlchen							1
Saatkrähen		16					
Star		11					20
Stieglitz							6
Stockente		4					
Turmfalke		9		1			8
Wacholderdrossel		35					
Weidenmeise			2				
Wiesenpieper		1					2
Zaunkönig			2	3		2	15
Individuenzahl	14	353	10	7	5	11	133
Artenzahl	1	18	5	4	2	2	16

Tab. 2: Nahrungsgäste in unterschiedlichen Krautschichthöhen in der Brutsaison 2000

Krautschichthöhe Krautschichthöhe in cm	Homogene Struktur						Heterogen 10-120
	0	1-10	11-40	41-80	81-120	> 120	
Art							
Graugans		56		14			
Graureiher		1	1	5			
Kiebitz		29		2			
Lachmöwe		8					
Ringeltaube	9						
Rotdrossel		30					
Star	20	64	20	30			20
Stieglitz					16		
Stockente			11	2			
Sturmmöwe		6					
Individuenzahl	29	194	32	53	16	0	20
Artenzahl	2	7	3	5	1	0	1

Tab. 3: Brutvögel in unterschiedlichen Krautschichthöhen in der Brutsaison 2000

Krautschichtstruktur Krautschichthöhe in cm Art	Homogene Struktur						Heterogen
	0	1-10	11-40	41-80	81-120	> 120	10-120
Amsel	1	4					2
Bachstelze	4	8	1				
Baumpieper			1				
Bekassine	1		7	3			
Braunkehlchen	5	5	2	15	10	8	1
Fasan	2	21					
Feldlerche			6	3	1	1	1
Feldschwirl	1	8	1				
Gartenrotschwanz			1	3	7		
Goldammer	1		1				
Graureiher	1	1	1				5
Kohlmeise			2	1			
Neuntöter	1		5	4	3		4
Rabenkrähe		17	7				
Rohrammer			2	19	15	4	
Schilfrohrsänger				2	5	4	
Schlagschwirl				2	4	1	
Singdrossel		1					
Sumpfrohrsänger					6	2	
Wachtel				3	1		
Wachtelkönig				5	15		
Wiesenpieper	2	14	27	11		1	
Zaunkönig				1			
Individuenzahl	19	79	64	72	67	21	13
Artenzahl	10	9	14	13	10	7	5

Tab. 4: Siedlungsdichten von Brutvögeln verschiedener Untersuchungsgebiete

Ort	Rhinluch					Tetenhusener Moor		Hohner See		Ramstedter Moor					New Forest		Schäferhaus		Eidertal																			
Autor	Hielscher 1999					Meyer 2001		Struwe-Juhl & Bütje 1995		Bräger & Dermedde 95					Smith et al. 1992		Hellwig-Walter p. M.		Holsten 2000																			
Fläche	55,6	56,2	68,2	61,6	25,1	228	500	290	66,5	20,6	73,7	12,3	94,8	25,1	641	482	330	140	330																			
Nutzung	Brache		Mäh-Weide		Wiese	Streuweide	Br./z.T. Schäferland	Grünland	Ex.-grünland	Brache	Brache			Wiese	Weide	Weide	Br./Weide	Br.	Br./Ex./In.																			
konstante Nutzung in Jahren: 2-5	5		1		1	1	mehrere	ca. 17 Jahre	2	unbekannt			> 100	Mineralboden			3 Jahre	3 Jahre	Br./Ex./In.																			
Boden	Niedermoor					Hochmoor		Niedermoor		Niedermoor							Trockenrasen		Nied./Min.																			
Vegetation																																						
Calamagrostis																																						
Phalaris	+	+	+																	+	+																	
Phragmites																																						
Kl. Gehölze	+	+																	+	+																		
Eichenwald																																						
Weidengebüsch																																						
Offenlandarten in BP/10 ha																																						
Haubentaucher																																						
Rohrdommel																																						
Höckerschwan																																						
Graugans																																						
Brandgans																																						
Krickente																																						
Krakenke																																						
Schatterente	0,05	0,05																		0,1																		
Stockente	0,35	0,6	0,45	0,3	0,1															0,4			0,03															
Löffelente																																						
Reihente																																						
Rohrweihe																																						
Wiesenweihe																																						
Rebhuhn																																						
Fasan	0,3	0,7																	0,1		0,03		0,14	0,03														
Wachtel																																						
Tüpfelralle	0,1	0,1																		0,03		0,9		0,03		0,09												
Wasserralle	0,4																			0,31	0,07		3,76	7,3		1,8		1,6		0,1		0,4						
Wachtelkönig																																						
Kranich																																						
Bläüralle	0,05																			0,13	0,24		0,75									0,03						
Teichralle																																						
Austernfischer																																						
Kiebitz																																						
Bekassine																																						
Uferschnepfe																																						
Brachvogel																																						
Rotschenkel																																						
Kampfläufer																																						
Trauerseeschwalbe																																						
Sturmwöwe																																						
Sumpfroheule																																						
Feldlerche	2,1	0,6	2,2	2,2	2,7	1,74	1,84	1,69												2,4	2,55		1,78	0,09														
Wiesenpieper	2,05	0,2	0,4	1,55	1,7	2,19	0,9	0,86												0,8			0,81															
Schafstelze	0,05	0,1	0,1		0,2	0,22														0,17			0,4			0,18												
Bachstelze	0,06	0,1	0,1																		0,17					0,18												
Feldschwirl	2,95	2,8	0,15	0,1	1															1,5	2,4		3,8		3,3		1,1		0,4		0,12							
Rohrschwirl	0,1	1,2																		0,75	2,9		0,7						0,12									
Sumpfrohrsänger	4,7	3,1	0,65	0,4	2,6	0,18	0,2													0,5	2,8		1,6		3,8		0,06	0,07	1,79									
Teichrohrsänger	0,45	7,4	0,1	1,1																4,51	18,5		12,2		5,7		5,7		1,2									
Drosselrohrsänger																																						
Schilfrohrsänger	0,4	3,2	0,3																	0,17	7,52		8,7		10,4		6,5		0,4		3,9		0,15					
Braunkehlechen	2	0,6	0,35	0,3	0,5															0,31	0,45		16,5		15,5		6,5		12,7		2,4		0,09					
Schwarzkehlechen																																						
Bartmeise																																						
Rohrammer	6,2																			2,85	0,18		0,48		7,67									1,64				
Gehölzarten																																						
Mäusebusard																																						
Ringeltaube																																						
Kuckuck	0,05																			0,9	0,04															0,03	0,07	0,21
Grünspecht																																						
Buntspecht																																						
Kleinspecht																																						
Baumpieper																																						
Neuntöter	0,45	0,4	0,05	0,03	0,3	0,83														0,1			+	+	1,27	1	0,64											
Heckenbraunelle																																						
Schlagschwirl	0,05																			0,75			0,1	0,2				+	+	0,42	0,57	0,56						
Gelbspötter																																						
Dorngrasmücke																																						
Klappergrasmücke																																						
Gartengrasmücke																																						
Sperbergrasmücke																																						
Mönchsgrasmücke																																						
Fitis																																						
Zilpzalp																																						
Waldlaubsänger																																						
Wintergoldhähnchen																																						
Grauschnäpper																																						
Trauerschnäpper																																						
Gartenrotschwanz																																						
Hausrotschwanz																																						
Rotkehlchen																																						
Sprosser																																						
Nachtigall																																						
Amsel	0,05																			0,96	0,04		0,1		0,8		4,7		5,5	2,6			3,9					
Singdrossel																																						
Mistdrossel																																						
Beutelmeise																																						
Schwanzmeise																																						
Tannenmeise																																						
Kohlmeise	0,05																			0,31	0,04				0,8		0,9		6,2	7,1	2,15							
Blaumeise																																						
Sumpfmehse																																						
Weidenmeise																																						
Kleiber																																						
Gartenbaumläufer																																						
Zaunkönig																																						
Goldammer	0,15	0,3																	0,18	0,06		0,1		0,2		5,3	5,2	0,54	0,14	1,73								
Buchfink																																						
Stieglitz																																						
Grünfink																																						
Gimpel																																						
0,48																			0,48	0,08		0,1		2,6		33,7	39,1					0,3						
0,04																			0,04	0,02						+	+					0,18						
																										+	+					0,06						

Streuweide = Streuweide; Br. = Brache; Ex. = Extensivweide; In. = Intensivgrünland

Danksagung

Für die Hilfe und Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit möchte ich mich an dieser Stelle von ganzem Herzen bedanken.

Herrn Prof. Roweck danke ich für die Betreuung der Arbeit.

Bei Heiner Reck bedanke ich mich sehr herzlich für die konstruktiven Diskussionen und Anregungen und zusammen mit Klaus Schnack und Hella Holsten für ausdauerndes Korrekturlesen.

Nordert Voigt danke ich herzlich für das Bestimmen von zahlreichen Wildbienen und Herrn Michael Wachendorf für die Überlassung von Daten der Nährstoffanalysen verschiedener Vegetationsbestände aus dem Projektgebiet. Dirk Lorenzen erstellte die benötigten digitalen Raster und Frank Pieper die Ordnung in den digitalen Projektkarten.

Ganz besonders möchte ich mich bei Michael Trepel bedanken, der neben der zunehmend benötigten moralischen Unterstützung auch das Endlayout übernahm.

Und schließlich danke ich der gesamten Projektgruppe für die gute Zusammenarbeit und nette Atmosphäre.

Die Arbeit wurde gefördert aus den Mitteln des BMBF-Projektes Offenland.

Bettina Holsten

- Erklärung -

Hiermit erkläre ich, dass die Abhandlung - abgesehen von der Beratung durch den Betreuer - nach Inhalt und Form von mir eigenständig angefertigt wurde. Die vorliegende Arbeit ist weder ganz noch in Teilen an einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens eingereicht worden. Aus der vorliegenden Arbeit ist das Kapitel 4.3 im Jahr 2002 in der Zeitschrift Vogelwelt 123. Jahrgang, Heft 2 nach Begutachtung veröffentlicht worden, die übrigen Teile sind bislang unveröffentlicht und nicht zur Veröffentlichung eingereicht worden.