

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA

Berichte

12. Jahrgang, Heft 3, 1999



Vögel in der Kulturlandschaft –
Gänseschadensmanagement
in Deutschland

 Niedersachsen

NNA Ber.	12. Jg.	H. 3	184 S.	Schneverdingen 1999	ISSN: 0935-1450
Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland					

Herausgeber und Bezug:

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (05199)989-0, Telefax (05199) 989-46
e-mail: nna@nna.de
Internet: www.nna.de

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 0935-1450

Titelbild: Blick von der Geestkante ins östliche Elbtal (Foto: M. Evers), Blässgans *Anser albifrons* (Foto: Biol. Station im Kreis Wesel), Goldammer-Männchen *Emberiza citrinella* mit Raupen vom Kleinen Fuchs bei der Fütterung (Foto: R. Lille – aus Bauernblatt 31: Heft vom 1. August 1992)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

12. Jahrgang/1999, Heft 3

Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland

Inhalt

Habitatwahl und Ressourcennutzung von Tierarten in der Kulturlandschaft

Fachtagung über die Nutzung von Biotop- und Landschaftstypen durch Schlüssel- oder Indikatorarten vom 18.–19. November 1997 auf Hof Möhr

Lille, R. & Nipkow, M.:	Einführung	3
Baese, K.:	Aspekte der Agrarphänologie in Norddeutschland	3
Poehling, H.-M.:	Zur räumlich-zeitlichen Verfügbarkeit ausgewählter Arthropodengruppen in der Agrarlandschaft und deren Beeinflussung durch Pflanzenschutzmaßnahmen	11
Lille, R.:	Habitatpräferenzen, Nestlingsnahrung und Jungenaufzucht bei der Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>); Methodik und phänologische Zusammenhänge	16
Fischer, S.:	Abhängigkeit der Siedlungsdichte und des Bruterfolgs der Grauammer (<i>Miliaria calandra</i>) von der agrarischen Landnutzung: Ist das Nahrungsangebot ein Schlüsselfaktor?	24
Struwe-Juhl, B.:	Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (<i>Limosa limosa</i>) am Hohner See, Schleswig-Holstein	30
Sandkühler, K. & Schröder, B.:	GIS-unterstützte Habitatstrukturanalyse wiesenbrütender Kleinvögel im Drömling (O-Niedersachsen)	41
Schäffer, N.:	Vegetationsstruktur – der Schlüssel zum Schutz des Wachtelkönigs	50
Sundermeier, A.:	Die Bestimmung der Vegetationsdichte in Grasland – ein Methodenvergleich	61
Oppermann, R.:	Habitatwahl des Braunkehlchens (<i>Saxicola rubetra</i>) – Ergebnisse nahrungsökologischer und vegetationskundlicher Untersuchungen	74
George, K.:	Sommerlebensräume der Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>) in der mitteleuropäischen Agrarlandschaft	88
Daunicht, W.:	Eine Modellierung des Bruterfolgs der Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>) mit Hilfe der Fuzzy-Set-Methode	92
Vogel, B.:	Vegetationsfreie Bodenflächen in Revieren der Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) – Von der Habitatwahl zum Schlüsselfaktor der Habitatqualität	98

Gänseschadensmanagement in Deutschland – Probleme und Lösungsansätze

Fachtagung der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA), der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen im Nieders. Landesamt für Ökologie, NLÖ, der Projektgruppe Gänseökologie der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft (DG-O) und der Zentrale für Wasservogelforschung und Feuchtgebietsschutz (ZWFD) vom 11.–12. Februar 1999 in Bleckede.

	Einführung	104
Bergmann, H.-H.:	Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland	105
Mooij, J. H.:	Übersicht über die Bestandssituation und Bestandsentwicklung der Gänse in Deutschland und der westlichen Paläarktis	113
Zöckler, C.:	Brutbiologie einiger Gänse in der russischen Arktis	127
Lauenstein, G.:	Was sind Gänseschäden, wann und wo treten sie auf? – Forschungsergebnisse aus dem Rheiderland – Anforderungen an die Schadensermittlung aus der Sicht der Landwirtschaft	132

Mährlein, A.:	Betriebswirtschaftliche Folgen von Ertragseinbußen durch Wildgänse für betroffene landwirtschaftliche Betriebe	135
Spilling, E.:	Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung	138
Hoffmann, B.:	Gänseschadensmanagement-Problematik aus Sicht des Niedersächsischen Umweltministeriums	144
Südbeck, P. & Königstedt, B.:	Gänseschadensmanagement in Niedersachsen	145
Wendt, W.:	Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt	152
Fleet, D. M.:	Gänseschadensmanagement an der Westküste Schleswig-Holsteins	154
Brühne, M., Mooij, J. H., Schwöppen, M. & Wille, V.:	Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen	156
Langgemach, T.:	Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) in Brandenburg	162
Mooij, J. H.:	Kann die Jagd zur Verringerung von Gänsechäden beitragen?	164
de Waard, H.:	Gänsechäden in den Niederlanden unter besonderer Berücksichtigung der Provinz Friesland	173
Goretzki, J.:	Gänseschadensmanagement in Deutschland – Probleme und Lösungsansätze: Diskussionsbeitrag	176
Müller-Falcke, K.:	Schäden durch weidende Wasservögel an der Niederelbe	176
Rohde, H.:	Entstehen durch Wildgänsefraß auf Dauergrünland nachhaltige Ertrags- sowie Qualitätsminderungen und wie hoch sind die wirtschaftlichen Auswirkungen für die betroffenen Betriebe?	178
Spilling, E.:	Bei der Diskussion von Maßnahmen zur Schadensvermeidung durch Vogelfraß muß die (naturschutz-)fachliche Ebene von der politischen Ebene klar getrennt werden!	179
Wille, V.:	Gänseschadensmanagement in Deutschland: Probleme und Lösungsansätze: Diskussionsbeitrag zur Position des Naturschutzes	180
Zöckler, C.:	Diskussionsbeitrag	181

Habitatwahl und Ressourcennutzung von Tierarten in der Kulturlandschaft

Einführung

„Vom Eise befreit sind Strom und Bäche, durch des Frühlings holden, belebenden Blick“. Goethes „Osterspaziergang“ und fröhliche Volkslieder – „Im Märzen der Bauer die Rösslein anspannt ...“ – besingen den Einzug des Frühlings: Die Natur erwacht zu neuem Leben, der Landmann bestellt seine Felder. „Im Märzen“ wird der Hafer gesät; das Wintergetreide steht handhoch und erweckt noch den Anschein von Grünland. Der launische April hemmt oder fördert, aber schließlich ist der Wonnemonat Mai gekommen, das Getreide schießt, und „die Bäume schlagen aus“.

Solche „phänologischen“ Erscheinungen haben eine erhebliche Bedeutung für die Vogelwelt. Die Vegetationsentwicklung von Wildpflanzen und Feldkulturen nimmt direkten Einfluß auf Revierbesetzung, Brutbeginn und Neststandort, und bestimmt über Faktoren wie Deckung, Raumwiderstand und Nahrungsverfügbarkeit letztlich den Bruterfolg. Die zur Jungenaufzucht benötigte Arthropodennahrung ist in ihrer Populationsentwicklung meist eng an be-

stimmte vegetationsphänologische Phasen wie den Laubaustrieb der Eiche oder die Milchreife des Getreides gekoppelt. Ein spätes Frühjahr bedingt damit eine späte Nahrungsverfügbarkeit, und auf den Feldern verschieben sich zugleich die für den Naturhaushalt rigorosen Einschnitte der Spritz-, Mahd- und Erntetermine. Unter diesen Bedingungen ist die Einpassung der Brutphänologie in die agrarphänologischen Verhältnisse mit entscheidend für das Überleben der Vogelpopulationen der Agrarlandschaft.

Die vorliegenden Beiträge des Seminars „Habitatwahl und Ressourcennutzung von Vögeln in der Kulturlandschaft“ untersuchen solche und weitere Aspekte der ökologischen Einbindung von Vogelarten in der offenen Kulturlandschaft (Acker- und Grünland, Heiden, Brachen). Es wird deutlich, dass die Habitatwahl der Tiere in engster Verbindung mit dem Ressourcenangebot steht. Beides bedarf einer gemeinsamen Analyse, um die der Habitatwahl zugrundeliegenden ökologischen Bezie-

hungen herauszuarbeiten. Aus der Kenntnis der funktionalen Zusammenhänge können gezielte Aussagen und Maßnahmen zum Arten- und Biotopschutz in der Kulturlandschaft abgeleitet werden.

Wir haben auf eine ausführliche Darstellung methodischer Aspekte Wert gelegt, um künftige Untersuchungen zu erleichtern und anzuregen. Die Auswahl der Fachbeiträge berücksichtigte daher auch die im Freiland und bei der Auswertung angewandten Methoden.

Das in inhaltlicher und methodischer Hinsicht abgedeckte Spektrum lässt sich u. a. durch folgende Keywords beschreiben:

Vegetationsphänologie, Vegetationsstruktur, Nahrungsphänologie, Nahrungsverfügbarkeit, Brutphänologie, Bruterfolg, Erfassungsmethoden, Landbewirtschaftung, Pestizide, Mahd, Geographische Informationssysteme (GIS), Telemetrie, Raumnutzung, Habitatwahl, Nahrung, Präferenzindex, Statistik, Mathematische Modellierung.

Dr. Rolf Lille, Universität Göttingen
Dr. Markus Nipkow, NNA

Aspekte der Agrarphänologie in Norddeutschland

von Klaus Baese

Phänologie der Wild- und Kulturpflanzen

Die Wahl eines Wohn- oder Bruthabitats und die Nutzung der dortigen Ressourcen durch Vögel hängen wesentlich von der Erscheinungsform des Habitats selbst ab. Die norddeutsche Kulturlandschaft ist in ihrer Erscheinungsform vielfältig, wird jedoch von uns Menschen häufig als zu monoton betrachtet. Die Habitatwahl der Vögel richtet sich wesentlich nach der Erscheinungsform der Agrar-

kulturen und nach dem vorhandenen Nahrungsangebot. Untersuchungen über die Bewohner (hier Vögel) der Agrarlandschaft sollten stets den zeitlichen Entwicklungsstand der Kultur selbst, das Auftreten und die Populationsdynamik der in diesen Kulturen lebenden Insekten und die anthropogenen Einwirkungen auf die Kulturen und deren Bewohner (Pflanzenschutzmaßnahmen und Erntearbeiten) betrachten. Aussagen hierüber bietet die Wissenschaft von den Beziehungen zwischen dem

Verlauf der Witterung und der Entwicklung oder dem Verhalten von Organismen im Jahresverlauf (Phänologie). Die alljährliche Bestandsaufnahme bestimmter Ereignisse (phänologische Phasen) bei Kultur- und bei Wildpflanzen durch den Deutschen Wetterdienst liefert dazu wertvolle statistische Grundlagen und Anhaltspunkte. Hinsichtlich der Vogelforschung handelt es sich bei der Phänologie des Deutschen Wetterdienstes um eine Randdisziplin. Aus den pflanzenphänologischen Beobachtungen resultierende Wachstums- und Blühvorhersagen von Kultur- und Wildpflanzen vermitteln jedoch auch dem Ornithologen ein tieferes Verständnis für die jährlichen Veränderungen des Lebensraums und die Überlebensbedingungen seiner Beobachtungsobjekte.

Nach ersten systematischen Phänologie-Beobachtungen zum Ende des 18. Jahrhunderts hat der Wetterdienst in Deutschland seit 1936 verschiedene Netze zur phänologischen Beobachtung zusammengefasst und die Phänologie zu einer Basis für agrarmeteorologische Arbeiten entwickelt. Nach dem 2. Weltkrieg wurde diese Arbeit im Deutschen Wetterdienst (DWD) fortgesetzt. Knapp 2500 ehrenamtliche phänologische Melder (darunter gut 450 Sofortmelder) notieren heute in Deutschland auf Jahresmeldebögen etwa 167 verschiedene Entwicklungsphasen an bekannten Wild- und Kulturpflanzen, im Forstbereich oder am Obst und bei Weinreben. Damit steht ein vieljähriges, reiches Beobachtungsmaterial zur Verfügung, das eine Einteilung des Jahresablaufs vom Vorfrühling bis zum Spätherbst und Winter in üblicherweise 10 phänologische Jahreszeiten statistisch absichert.

Die historisch gewachsene und ständig weiterentwickelte Systematik dieser phänologischen Beobachtungen und ihrer Auswertungen können auch für die ornithologische Beobachtungstätigkeit richtungsweisende Anhaltspunkte bieten. Die regelmäßig über einen mehrjährigen Zeitraum beobachteten phänologischen Phasen lassen sich flächig darstellen und ihre Statistiken geben oft treffendere, gerichtsverwertbare und zudem belastbare Hinweise als noch so detaillierte Darstellungen von Einzelbeobachtungen.

Phänologische Beobachtungen

Grundlage für die Phänologie im Deutschen Wetterdienst ist ein Beobachtungstagebuch, in dem die interessierenden 167 zu beobachtenden Entwicklungsphasen von Wild- und Kulturpflanzen und einige landwirtschaftliche Arbeitsvorgänge in den Kulturen aufgeführt sind. Sortenlisten verschiedener Kulturen und Beobachtungsprogramme sind dort ebenso aufgeführt wie ein grob geltender phänologischer Kalender als Orientierungshilfe. Der Melder kann in einem Kalenderteil seine Beobachtungen eintragen. Diese Daten überträgt er dann in einen beleglesefähigen phänologischen Meldebogen, den er nach der Vegetationsperiode beim DWD einreicht. Sofortmelder haben zudem einen Satz mit phasenspezifischen Meldepokarten, auf denen nur der Beob-

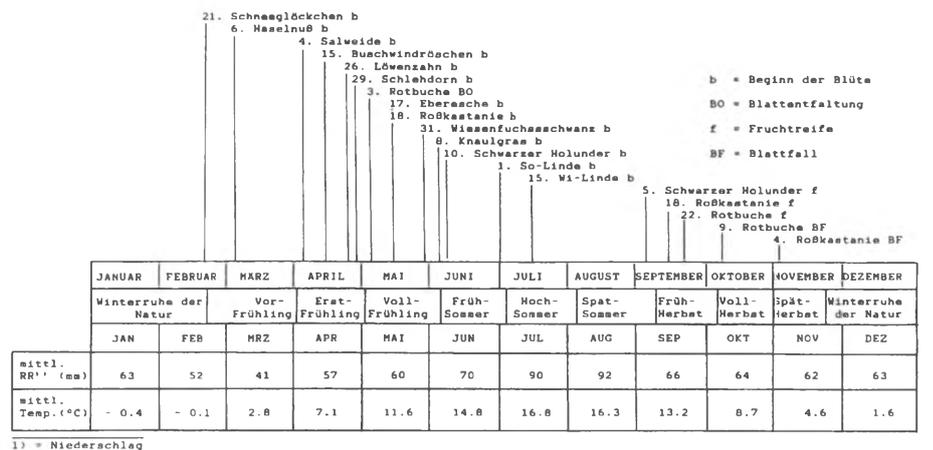
achtungstag eingetragen wird. Auf dem Postweg erreicht diese Meldung schnellstmöglich den DWD und wird sofort ins Datennetz eingespeist. Versehen mit statistischen Kenngrößen (z.B. zu früh/zu spät gegenüber dem langjährigen Mittelwert) steht die Beobachtung dann unmittelbar für die zeitkritische agrarmeteorologische Beratung oder für Hinweise an Pollenallergiker zur Verfügung. Auch ornithologische Beobachtungskampagnen könnten diese Hinweise zur klimatischen Einordnung des Beobachtungszeitraums sinnvoll nutzen.

Die statistische Auswertung der phänologischen Beobachtungen basiert auf der Einführung des Julianischen Kalendariums. Der Julianische Kalender besteht aus einer Nummerierung der ein-

zelnen Jahrestage beginnend mit dem 1. Januar als ersten Tag bis zum 31. Dezember als 365ten Tag. Das Problem der Schaltjahre wird umgangen, indem der 1. März stets als 60. Tag geführt wird. Der 28. und – bei Schaltjahren – der 29. Februar werden gemeinsam als 59. Tag geführt.

Agrarphänologische Auswertungen

Beinhauer und Günther (1990) zeigen in Auswertungen der Beobachtungen, dass sich für einzelne Regionen typische phänologische Jahresverläufe (in der Darstellung eines Jahreskreises sog. „Phänologische Uhr“) ergeben (Abb. 1). Üblicherweise werden Auswertungen der phänologischen Beobachtungen für größere Räume vorgenommen. Dazu



1) = Niederschlag

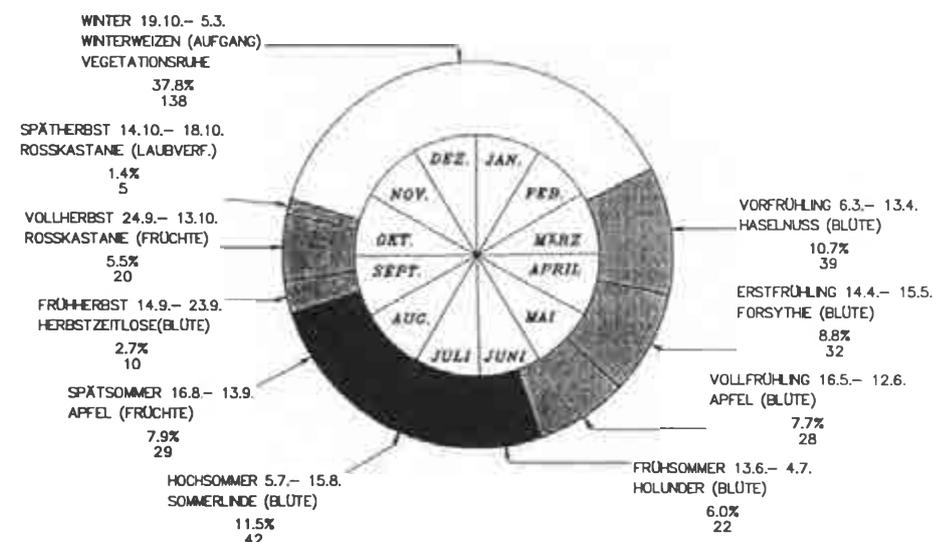


Abb. 1: a) Phänologischer Jahresablauf verschiedener Wildpflanzen für Ahrensburg (S.-H.) im Zeitraum 1961 bis 1990 (aus: Beinhauer und Günther 1990); b) „Phänologische Uhr“ für das Schleswig-Holsteinische Hügelland mit dem mittleren Beginn und der Dauer von 10 phänologischen Jahreszeiten ermittelt anhand von 160 Stationen in der Naturraumgruppe 58 (Zeitraum 1951–1990) (aus: Beilage zur Wetterkarte des Deutschen Wetterdienstes 89/1997).

bietet sich eine Zusammenfassung der Beobachtungsergebnisse nach den Regionen an, die von *Gornik und Scharrer* (1994) nach dem Handbuch der naturräumlichen Gliederung der Bundesrepublik Deutschland angegeben sind.

Die Entwicklung der Pflanzen wird abgesehen vom genetischen Potential maßgeblich durch die Witterung (Temperatur und Feuchtigkeit von Luft und Boden sowie Strahlung bzw. Tageslänge) bestimmt. Weniger die augenblickliche Temperatur, sondern eher die seit dem Winter angesammelte Wärmesumme ist entscheidend für das Aufblühen einer Pflanze. So konnte *Thran* (1977) enge Beziehungen zwischen den Temperatursummen (als Kriterium für die Gunst der Witterung) und Entwicklungsstand der Wild- und Kulturpflanzen ableiten (Tab. 1). Anhand der phänologischen Beobachtungen und berechneter Temperatursummen haben *Beinhauer und Günther* verschiedene regionale Bereiche in Norddeutschland abgegrenzt (Abb. 2). Jede der abgegrenzten Regionen hat einen entsprechend Abbildung 1 ähnlichen, aber doch eigenständigen Jahresablauf der phänologischen Phasen.

Um die Ergebnisse kompakt für die norddeutschen Regionen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen darzustellen, sind nach *Beinhauer und Günther* viele relevante Mittelwertdaten in Tabelle 2 zusammengefaßt. Zur schnelleren Identifikation wurde hier die julianische Datumsangabe wieder in das bürgerliche Datum zurückgeführt. Daneben lassen sich mittlere Differenzen (Zahl der Tage) von verschiedenen Entwicklungsphasen der Kulturarten angeben (Tabelle 3). Unter der Voraussetzung eines normalen Klimas in der Region mit üblichem (dem vieljährigen Mittelwert entsprechendem) Temperaturverlauf und Niederschlagsaufkommen ist es möglich, nach der Beobachtung einer bestimmten Phase grob abzuschätzen, wann eine phänologische Folgephase zu erwarten ist. Wurde z. B. die Haselblüte im Bereich des Regierungsbezirks Lüneburg (Gebiet 7) zum statistisch üblichen Termin (28. 2.) beobachtet, so ist zu erwarten, dass bei normalem Witterungsablauf die Huflichtblüte etwa 28 Tage später zu beobachten ist. Dieses Instrumentarium aus Eintrittsterminen und Phasendifferenzen bietet der Ornithologie die Mög-



Abb. 2: Phänologische Gebietseinteilung Norddeutschlands (aus: *Beinhauer und Günther 1990*).

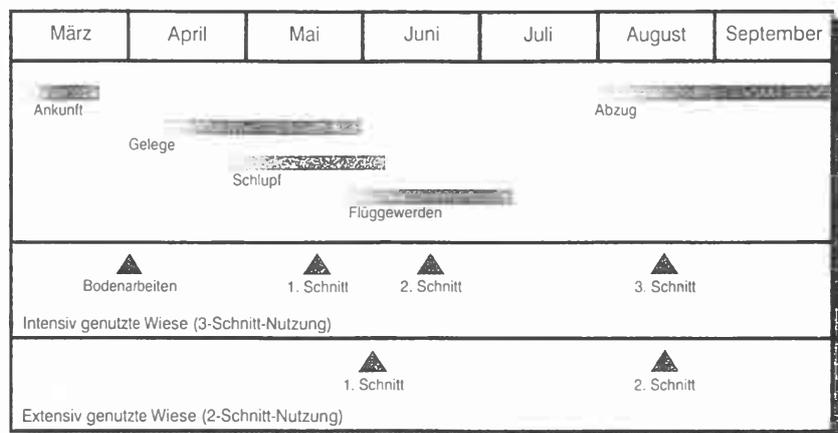


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Lebensphänologie des Kiebitzes und landwirtschaftlichen Bearbeitungsrythmen im Bruthabitat (aus: *Barthel 1995*).

lichkeit, in einzelnen Regionen die Gunst verschiedener Kulturen als Habitaträume bestimmter Vogelarten zu untersuchen. Behilflich bei der Interpretation der agrarphänologischen Beobachtungen und der Arbeitsvorgänge in der Landwirtschaft sind auf Anfrage diejenigen Außenstellen des Deutschen Wetterdienstes, die sich mit der agrarmeteorologischen Beratung beschäftigen.

Ornithologisch relevante Aussagen

Am Beispiel der Habitatgewohnheiten vom Kiebitz läßt sich aus Abbildung 3 nach Barthel (1995) exemplarisch das Zusammenspiel zwischen phänologischem Entwicklungsstand, landwirtschaftlichen Tätigkeiten und Brutmöglichkeiten ablesen. Für die Landwirtschaft ist bei leistungsorientierter Milchviehhaltung der erste Silageschnitt von entscheidender wirtschaftlicher Bedeutung. Arbeiten auf dem Grünland richten sich nach der Düngeverordnung, der Bodenbefahrbarkeit und dem Entwicklungsstand der Grünlandkultur.

Nun wird der Schnittzeitpunkt für die Silagebereitung nicht allein durch einen möglichst großen Ertrag (ca. 25 bis 50 dt[TM]/ha Trockenmasse pro Hektar), sondern auch durch den Energiegehalt (je nach Verfahren der Tierhaltung ca. 5 bis 7 MJ[NEL]/kg TM) bestimmt. Damit ist der „optimale“ Schnitttermin nicht einfach durch Dichte und Höhe des Bestandes festgelegt, sondern muss auch den Reifegrad des Grasbestandes berücksichtigen. Der Zeitpunkt für den 1. Silageschnitt wird häufig in den Landwirtschaftszeitungen veröffentlicht.

Nach dem bereits angeführten Beispiel ist in der Region Lüneburg in der 3. Märzdekade mit dem Beginn nachhaltigen Grünlandwachstums zu rechnen. Dies ist auch der Zeitpunkt, zu dem der Kiebitz sein Bruthabitat (feuchtes Dauergrünland) besetzt. Der Kiebitz ist angewiesen auf eine kurz gehaltene Kultur, die ihm zugleich Überblick und Unterschlupf ermöglicht. Derartige Bedingungen sind auf bewirtschaftetem Grünland gegeben. Zeitgleich mit dem ersten Gelege sind Bodenarbeiten (Ausbringen von Gülle und Anwalzen) auf dem Grünland wahrscheinlich. Wird das Erstgelege dabei zerstört, so kann nach ca. 2½ Wochen ein Nachgelege erfolgen.

Tab. 1. Eintrittsdaten verschiedener Wachstumsphasen wildwachsender Pflanzen und landwirtschaftlicher Kulturen und deren typische Stundentemperatursummen, dargestellt für verschiedene Orte vornehmlich in Norddeutschland (nach Thran 1977).

Wildwachsende Pflanzen und Landwirtschaftliche Nutzpflanzen								
Stundentemperatursummen über +5 °C und jährige Durchschnittsziffern der Eintrittsdaten phänologischer Phasen in Norddeutschland								
Wachstumsphasen	Σ T(h)	Ziffern = Datumstage nach 1. Januar						
		Schleswig	Lübeck	Hamburg	Bremen	Göttingen	Hannover	Geisenheim
1. Schneeglöckchen b	400	58	52	53	50	48	55	
Huffattich b	400	90	90	75	84	73	75	
Salweide b	1250	101	98	86	91	82	85	80
Forsythie b	1300	101	100	88	93	84	87	82
2. Kastanie Blatt	2200	113	110	104	106	98	104	95
Magnolie b	2400	117	113	107	109	101	106	97
Birke Blatt	2600	119	115	110	111	103	110	100
Spitzahorn b	2700	120	116	111	111	105	112	101
Faulbaum b	2850	122	117	113	113	106	113	
Ahorn Blatt	2950	123	117	115	114	107	114	103
Linde Blatt	3000	124	118	116	115	108	116	105
Rotbuche Blatt	3100	125	120	117	116	109	117	106
3. Kiefer/Fichte Maitrieb	3900	133	127	126	124	116	124	112
Tanne Maitrieb	4100	136	129	128	126	118	126	
Flieder b	4300	137	130	128	127	120	129	
Kastanie Ross b	4600	139	133	132	128	122	131	118
Robinie Blatt	4700	140	134	133	129	123	132	
Rotbuche b	4900	141	137	135	131	124	133	120
Eiche/Esche Blatt	5000	142	138	136	132	125	134	
Besenginster b	5100	142	139	137	133	125	134	
Eiche/Esche b	5200	143	140	138	134	126	135	
Goldregen b	6000	146	143	142	139	130	138	124
Holunder b	10000	174	171	170	165	155	163	143
4. Robinie b	10300	175	174	172	166	156	165	
Sommerlinde b	10800	177	175	174	170	158	168	145
2. Hafer Aufgang	2500	109	114	108	109	103	109	99
Wi-Roggen Schossen	2600	108	115	109	110	104	111	103
Weide-Auftrieb	3000/3600	124	120	117	118	110	117	108
Wi-Weizen Schossen	3400	124	122	122	122	113	120	110
3. Wi-Raps b	3600/4000	130	124	122	123	114	122	117
Hafer Schossen	4800	136	135	135	130	123	132	127
Wi-Gerste Ähre	5200	142	140	138	135	125	135	129
Wi-Roggen Ähre	5900	142	143	141	139	130	138	134
4. Weißklee b	7500	157	155	153	150	141	148	132
Wi-Roggen b	8200	160	160	158	155	145	153	148
Wi-Weizen Ähre	9100	164	166	164	160	150	158	152
5. Rotklee b	10300	175	173	172	166	156	165	161
Hafer Rispe	10700	173	175	170	168	158	168	164

b = Blütenentfaltung Blatt = Blattempfaltung (wenn ca. 20 % der Blätter entfaltet sind)
 1. Vorrfrühling 2. Erstfrühling 3. Vollfrühling 4. Frühsommer 5. Hochsommer
 Σ T(h) = Stundentemperatursumme

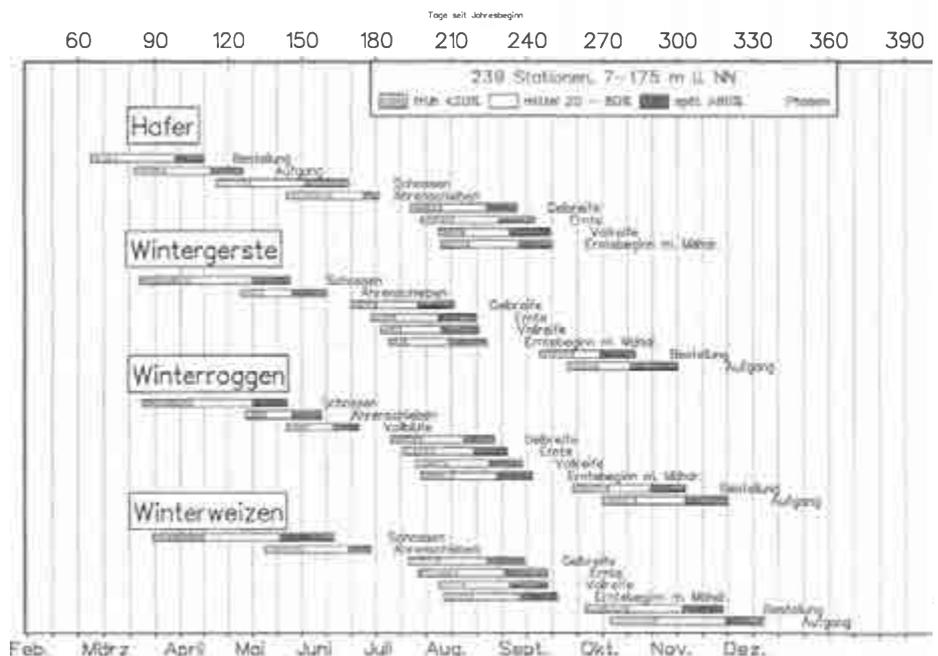


Abb. 4: Getreidekalender von Weser-Aller-Flachland und Lüneburger Heide (Naturraumgruppe 62/64) für den Zeitraum 1951-1990.

Tab. 2. *Vieljährige mittlere Eintrittsdaten bestimmter phänologischer Phasen in 10 norddeutschen Gebieten, entsprechend der Gebietseinteilung nach Abbildung 2 (aus Beinbauer und Günther 1990).*

Gebiet¹⁾

Pflanze	Phase	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Schneegl.	b	23.02.	26.02.	24.02.	27.02.	23.02.	24.02.	26.02.	26.02.	26.02.	01.03.
Haselnuss	b	02.03.	06.03.	04.03.	05.03.	28.02.	25.02.	28.02.	01.03.	26.02.	27.02.
Salweide	b	06.04.	09.04.	04.04.	03.04.	04.04.	26.03.	03.04.	28.03.	27.03.	01.04.
Hafer	Bst	06.04.	05.04.	03.04.	03.04.	06.04.	30.03.	29.03.	29.03.	31.03.	01.04.
Grünland	²⁾	09.04.	10.04.	06.04.	07.04.	01.04.	28.03.	02.04.	03.04.	31.03.	31.03.
Stachelb.	BO	09.04.	12.04.	10.04.	13.04.	09.04.	07.04.	08.04.	08.04.	07.04.	09.04.
Hafer	Au	22.04.	21.04.	19.04.	20.04.	22.04.	15.04.	15.04.	14.04.	14.04.	15.04.
Zu-Rübe	Bst	22.04.	21.04.	19.04.	21.04.	22.04.	18.04.	17.04.	15.04.	14.04.	15.04.
Wi-Raps 1979-88	Sch	21.04.	25.04.	21.04.	24.04.	24.04.	21.04.	21.04.	18.04.	18.04.	21.04.
Löwenzahn	b	24.04.	26.04.	26.04.	27.04.	24.04.	22.04.	24.04.	24.04.	21.04.	25.04.
Wi-Gerste	Sch	01.05.	26.04.	28.04.	29.04.	29.04.	27.04.	26.04.	26.04.	25.04.	27.04.
Süsskirs	b	13.05.	10.05.	29.04.	05.05.	26.04.	26.04.	25.04.	25.04.	25.04.	25.04.
Schlehdorn	b	05.05.	07.05.	01.05.	04.05.	22.04.	21.04.	27.04.	01.05.	22.04.	27.04.
Mais 1979-88	Bst	02.05.	03.05.	04.05.	04.05.	04.05.	02.05.	03.05.	05.05.	02.05.	06.05.
Rotbuche	Bo	07.05.	10.05.	04.05.	02.05.	04.05.	01.05.	03.05.	02.05.	28.04.	29.04.
Wi-Weizen	Sch	03.05.	04.05.	02.05.	04.05.	04.05.	03.05.	01.05.	03.05.	01.05.	07.05.
Zu-Rübe	Au	11.05.	09.05.	07.05.	09.05.	10.05.	06.05.	05.05.	04.05.	04.05.	06.05.
Wi-Raps	b	09.05.	10.05.	07.05.	09.05.	10.05.	05.05.	08.05.	07.05.	04.05.	07.05.
Apfel	b	14.05.	17.05.	13.05.	17.05.	12.05.	08.05.	10.05.	09.05.	07.05.	09.05.
Mais 1979-88	Au	17.05.	19.05.	18.05.	19.05.	21.05.	17.05.	18.05.	19.05.	18.05.	24.05.
Rotbuche	b	16.05.	22.05.	17.05.	19.05.	20.05.	17.05.	19.05.	16.05.	15.05.	20.05.
Wi-Roggen	Ä	24.05.	24.05.	22.05.	24.05.	22.05.	21.05.	21.05.	21.05.	20.05.	22.05.
Wi-Gerste	Ä	23.05.	23.05.	19.05.	25.05.	26.05.	23.05.	18.05.	20.05.	23.05.	27.05.
Hafer	Sch	26.05.	23.05.	19.05.	25.05.	26.05.	21.05.	20.05.	19.05.	20.05.	23.05.
Wiesfuchs	ab	28.05.	05.06.	30.05.	01.06.	28.05.	27.05.	28.05.	28.05.	26.05.	27.05.
S.Holunder	b	14.06.	13.06.	11.06.	15.06.	12.06.	09.06.	09.06.	08.06.	09.06.	08.06.
Wi-Roggen	ab	11.06.	13.06.	09.06.	10.06.	09.06.	07.06.	08.06.	07.06.	06.06.	08.06.
Wi-Weizen	Ä	15.06.	16.06.	12.06.	14.06.	13.06.	11.06.	11.06.	11.06.	12.06.	15.06.
Hafer	Ä	22.06.	21.06.	19.06.	22.06.	22.06.	19.06.	19.06.	18.06.	19.06.	21.06.
Süsskirsch	f	30.06.	04.07.	29.06.	01.07.	28.06.	25.06.	25.06.	24.06.	23.06.	25.06.
So-Linde	b	06.07.	07.07.	03.07.	05.07.	02.07.	28.06.	29.06.	28.06.	27.06.	29.06.
Wi-Gerste	GR	21.07.	22.07.	14.07.	16.07.	17.07.	12.07.	12.07.	10.07.	10.07.	13.07.
Wi-Gerste	VR	30.07.	29.07.	19.07.	19.07.	28.07.	17.07.	21.07.	22.07.	14.07.	17.07.
Mais 1979-88	Ä1	03.08.	31.07.	27.07.	29.07.	30.07.	25.07.	27.07.	23.07.	24.07.	24.07.
Wi-Raps	VR	28.07.	28.07.	27.07.	30.07.	29.07.	30.07.	24.07.	25.07.	22.07.	03.08.
Mais 1979-88	Ä2	09.08.	09.08.	04.08.	08.08.	08.08.	02.08.	04.08.	02.08.	01.08.	07.08.
Wi-Weizen	GR	10.08.	12.08.	08.08.	09.08.	10.08.	07.08.	07.08.	05.08.	06.08.	08.08.
Hafer	GR	15.08.	14.08.	08.08.	11.08.	13.08.	08.08.	06.08.	05.08.	06.08.	09.08.
Wi-Weizen	VR	17.08.	25.08.	20.08.	22.08.	19.08.	18.08.	19.08.	17.08.	15.08.	21.08.
Hafer	VR	23.08.	20.08.	14.08.	19.08.	19.08.	15.08.	13.08.	12.08.	13.08.	16.08.
Wi-Raps 1979-88	Bst	21.08.	24.08.	26.08.	20.08.	27.08.	29.08.	25.08.	25.08.	26.08.	23.08.
S.Holunder	f	13.09.	18.09.	12.09.	15.09.	09.09.	07.09.	08.09.	06.09.	05.09.	07.09.
Mais 1979-88	MR	07.09.	11.09.	04.09.	04.09.	10.09.	07.09.	05.09.	05.09.	03.09.	04.09.
Wi-Raps	AU	30.08.	04.09.	06.09.	02.09.	07.09.	06.09.	05.09.	05.09.	05.09.	04.09.
Mais 1979-88	TR	25.09.	26.09.	20.09.	24.09.	25.09.	23.09.	21.09.	21.09.	19.09.	22.09.
Wi-Gerste	Bst	27.09.	25.09.	23.09.	20.09.	27.09.	25.09.	23.09.	21.09.	22.09.	21.09.
Wi-Gerste	Au	10.10.	08.10.	06.10.	01.10.	10.10.	07.10.	05.10.	03.10.	04.10.	04.10.
Zu/Furübe	E	15.10.	18.10.	16.10.	14.10.	13.10.	11.10.	12.10.	10.10.	09.10.	07.10.
Mais	VR	06.10.	08.10.	09.10.	11.10.	14.10.	13.10.	08.10.	10.10.	15.10.	13.10.
Wi-Weizen	Bst	09.10.	07.10.	13.10.	10.10.	09.10.	19.10.	20.10.	19.10.	20.10.	19.10.
Wi-Weizen	Au	24.10.	24.10.	26.10.	23.10.	24.10.	02.11.	03.11.	03.11.	04.11.	02.11.
Grünland	²⁾	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.	30.10.

¹⁾ s. Abb. 2 Phänologische Regionen Norddeutschlands

²⁾ Vegetationsbeginn / Vegetationsende

- ab = Vollblüte
- Ä = Ähren
- Ä1 = Fahnenschieben
- Ä2 = Narbenfadenschieben
- BF = Blattfall
- BO = Beginn der Blattenfaltung
- Bst = Beginn der Bestellung
- e = Ende der Blüte
- GR = Gelbreife
- LV = Laubverfärbung
- MR = Milchreife
- Sch = Beginn des Schossens

Durch Brutzeit, Schlupf und Aufzucht vergehen 2 Monate und bis zum Flüg-gewerden weitere 4 Wochen. Damit sind die Jungvögel meist Anfang Juli endlich nicht mehr von den landwirt-schaftlichen Tätigkeiten direkt betref-fen. Davor liegen jedoch zwei Mahd-termine für den Silageschnitt, die den Bruterfolg stark beeinträchtigen. Strate-gien zur Vermeidung von Störungen werden auch in der Landwirtschaft diskutiert (Techow 1996, v. Boberfeld 1995).

Weicht nun der Kiebitz nach einer frühen Vernichtung seines Geleges auf einen anderen Ackerschlag aus, so gerät er möglicherweise in einen in seiner Er-scheinungsform ähnlichen Bestand mit Wintergetreide. Die Frage ist nun, was er dort vom Bestand zu erwarten hat. Hier bietet die Phänologie eine große Palette von Antworten. Raps, Winterge-treide kommen normalerweise Anfang Mai ins Schossen (Abb. 6) und gehen in der 3. Maidekade ins Ährenschieben über. Damit hat der Bestand eine Höhe von 30 bzw. 60 cm und ist dem Kiebitz über den Kopf gewachsen. Entscheidet sich der Kiebitz gegen Ende April/ Anfang Mai für ein Gelege im frisch ge-drillten Mais (die Temperatur der Krume muß nachhaltig über 8°C bleiben), so hat er in den etwa 70 Tagen zwischen Aussaat und Fahnenschieben und vor der dann erforderlichen Insektizidbe-handlung eine gute Chance, sein Brut-geschäft erfolgreich zu beenden. Herbi-zidanwendungen in dieser Zeit sind un-angenehme Duschen, die jedoch für seine Existenz und für den Bruterfolg nicht so problematisch sind.

Wie am Beispiel Kiebitz gezeigt, lässt sich auch für andere Vögel und für ver-schiedene Regionen aus der Beziehung der phänologischen Phasen zueinander, der zeitlichen Abstände der Phasen einzelner Kulturen und der Erfordernisse der betrachteten Vogelart (Brutdauer bis zum Flüg-gewerden, Phänologie der Nahrungsquelle) die Lebensgunst eines Brut-, Wohn- oder Nahrungshabits un-tersuchen. In Abbildung 4 sind als „Ge-treidekalender“ beispielhaft aufeinander folgende Phasen von mehreren Kul-turen im Jahresablauf für die Region Weser-Aller-Flachland und Lüneburger Heide (Gebiet 7 in Abb. 2) einander ge-genübergestellt. Für Untersuchungen zu bestimmten Vogelarten sind die Daten jeweils unterschiedlicher phänologischer

Tab. 3. Mittlere Zeitintervalle in Tagen zwischen phänologischen Folgephasen verschiedener wildwachsender Pflanzen oder landwirtschaftlicher Kulturen (nach Beinbauer und Günther).

Pflanze	Phase/Gebiet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Apfel	b bis e	20	18	12	10	12	13	13	16	14	17
	e bis f	71	72	80	79	79	81	80	77	81	77
Hafer	Bst bis Au	16	16	16	17	16	16	17	16	14	14
	Au bis Sch	34	32	30	35	34	36	35	35	36	38
	Sch bis Ä	27	29	31	28	27	29	30	30	30	29
	Ä bis GR	54	54	50	50	52	50	48	48	48	49
	GR bis VR	8	6	6	8	6	7	7	7	7	7
Haselnuss b bis	Huflattich b	30	28	27	26	28	28	28	26	26	22
Mais	Bst bis Au	15	16	14	15	17	15	15	14	16	18
	Au bis Ä1	78	73	70	71	70	69	70	65	67	61
	Ä1 bis Ä2	6	9	8	10	9	8	8	10	8	14
	Ä2 bis MR	29	33	31	27	33	36	32	34	33	28
	MR bis TR	18	15	16	20	15	16	16	16	16	18
	TR bis VR	11	12	19	17	19	20	17	19	26	21
Rotbuche	BO bis b	9	12	13	17	16	16	16	14	17	21
	b bis f	128	126	131	128	127	132	124	133	132	131
	f bis LV	26	22	22	26	21	23	27	24	22	19
	LV bis BF	0	2	8	5	9	12	9	7	13	12
Süsskirs	b bis f	48	55	61	57	63	60	61	60	59	61
S. Holunder	b bis f	91	97	93	92	89	90	91	90	88	91
Wi-Gerste	Sch bis Ä	22	27	21	26	27	26	22	24	28	30
	Ä bis GR	59	60	56	52	52	50	55	51	48	47
	GR bis VR	9	7	5	3	11	5	9	12	4	4
	VR bis Bst	59	58	66	63	61	70	64	61	70	66
	Bst bis Au	13	13	13	11	13	12	12	12	12	13
Wi-Raps	Sch bis b	18	15	16	15	16	14	17	19	16	16
	b bis VR	80	79	81	82	80	86	77	79	79	88
	VR bis Bst	24	27	30	21	29	30	32	31	35	20
	Bst bis Au	9	11	11	13	11	8	11	11	10	12
Wi-Roggen	Ä bis ab	18	20	18	17	18	17	18	17	17	17
Wi-Weizen	Sch bis Ä	43	43	41	41	40	39	41	39	42	39
	Ä bis GR	56	57	57	56	58	57	57	55	55	54
	GR bis VR	7	13	12	13	9	11	12	12	9	13
	VR bis Bst	53	43	54	49	51	62	62	63	66	59
	Bst bis Au	15	17	13	13	15	14	14	15	15	14
ZU-Rübe	Bst bis Au	19	18	18	18	18	18	18	19	20	21
	Au bis E	157	162	162	158	156	158	160	159	158	154

ab = Vollblüte
 Ä = Ähren
 Ä1 = Fahnenschieben
 Ä2 = Narbenfadenschieben
 Au = Aufgang
 b = Beginn der Blüte
 BF = Blattfall
 BO = Beginn der Blattentfaltung
 Bst = Beginn der Bestellung
 e = Ende der Blüte
 E = Beginn der Ernte
 f = erste Früchte reifen
 GR = Gelbreife
 LV = Laubverfärbung
 MR = Milchreife
 Sch = Beginn des Schossens
 TR = Teigreife
 VR = Vollreife
 Gebiet wie Abb. 2

Phasen heranzuziehen. Diese Phasen müssen mit den Lebensgewohnheiten der Vogelart oder ihrer Nahrungsquellen zusammenhängen. Der phänologische Auswertungsdienst im DWD kann eine gewünschte Phasenkombination aus den Archivdaten liefern.

Phänologische Variabilität

Die detaillierte Beobachtung einzelner Phasen aus einer Region über einen längeren Zeitraum hinweg weist jährlich stark variierende Eintrittsdaten auf. – Wenn nun viele Vogelarten an ihrer Nistregion für Jahre festhalten, so wirken sich diese jährlichen, durch die klimatisch variierende Gunst entstehenden

Schwankungen mit Sicherheit auch auf die Habitatwahl der Vögel und besonders auf deren Bruterfolg aus.

Alle Pflanzen entwickeln sich u.a. wesentlich nach der Gunst des Klimas. Die Kultur- und Wildpflanzen sind daher Anzeiger für den klimatischen Vorzug des Standorts. Die in Abbildung 5a dargestellte Phase der Huflattichblüte ist beispielsweise ein Indikator für den Beginn nachhaltigen Grünlandwachstums. Die zwischen 1951 und 1996 aufgetretenen Schwankungen stellen die jährlich unterschiedlichen Bedingungen für die physiologische Entwicklungsmöglichkeit des Huflattichs dar und sind damit ein Maß für den klimatischen Verlauf des Frühjahrs. Bei einem milden Verlauf

von Spätwinter und Frühjahr lag dieser Termin besonders in den Jahren 1989 und 1990 bis etwa 30 Tage vor dem langjährig üblichen Termin (Anfang April). In den späten Jahren mit kaltem Frühling (1970 oder 1963, 1987 und 1996) wurde die Phase „Huflattichblüte“ etwa 10 bis 20 Tage später als üblich gemeldet.

Wie das phänologische Datum der Huflattichblüte (Abb. 5a) weist auch die Schlehdornblüte (Abb. 5b) eine ähnlich ausgeprägte jährliche Variabilität auf. In den Jahren 1988 bis 1995 trat auch hier die Phase „Erbblühen“ deutlich früher auf als üblich und gab damit einen deutlichen Hinweis auf allgemein zu milde Frühjahrsabläufe. Auch andere Kulturen hatten in diesen Jahren spürbar rasche Zuwächse der Blattmasse erfahren und beachtliche Bestandshöhen erreicht. Darauf mussten sich sämtliche Tiere in der freien Kulturlandschaft einstellen.

Ornithologische Untersuchungen und Aussagen zu den Lebensbedingungen bestimmter Vogelarten müssen diesen Bezug zur klimatischen Gunst berücksichtigen. So basieren die Aussagen von Lille (1996) über die Nahrungsökologie der Goldammer auf Beobachtungen aus den Jahren 1987 bis 1990, also zu einem Großteil gerade aus den Jahren mit einem klimatisch extrem milden Frühling (frühe Huflattichblüte) in Norddeutschland. Die festgestellten Nisthöhen der Goldammer hingen stark zusammen mit der Bestandshöhe der umliegenden, weit entwickelten Kulturen und dem Schutz, den in diesen Jahren bereits frühzeitig der ebenfalls früh blühende Schlehdorn bieten konnte. Die aus den Beobachtungen abgeleiteten Feststellungen geben die Lebensbedingungen der Goldammer korrekt wieder, können jedoch hinsichtlich der zugeordneten Termine und deren zeitlicher Abfolge nicht als „statistische Normaldaten“ angesehen werden. Das durch die Pflanzenphänologie erkennbar milde Frühjahr und die meist explosionsartig rasche Entwicklung der Kulturen in den betreffenden Beobachtungsjahren weisen diese Daten als „frühe Extremwerte“ aus.

Grundsätzlich schmälert die Beobachtung in solchen Extremjahren nicht den eigentlichen Wert einer ornithologischen Erhebung, doch die Übertragbarkeit der Aussagen kann unter einer aus der Pflanzenphänologie ablesbaren jahreszeitlichen Sonderstellung sehr stark

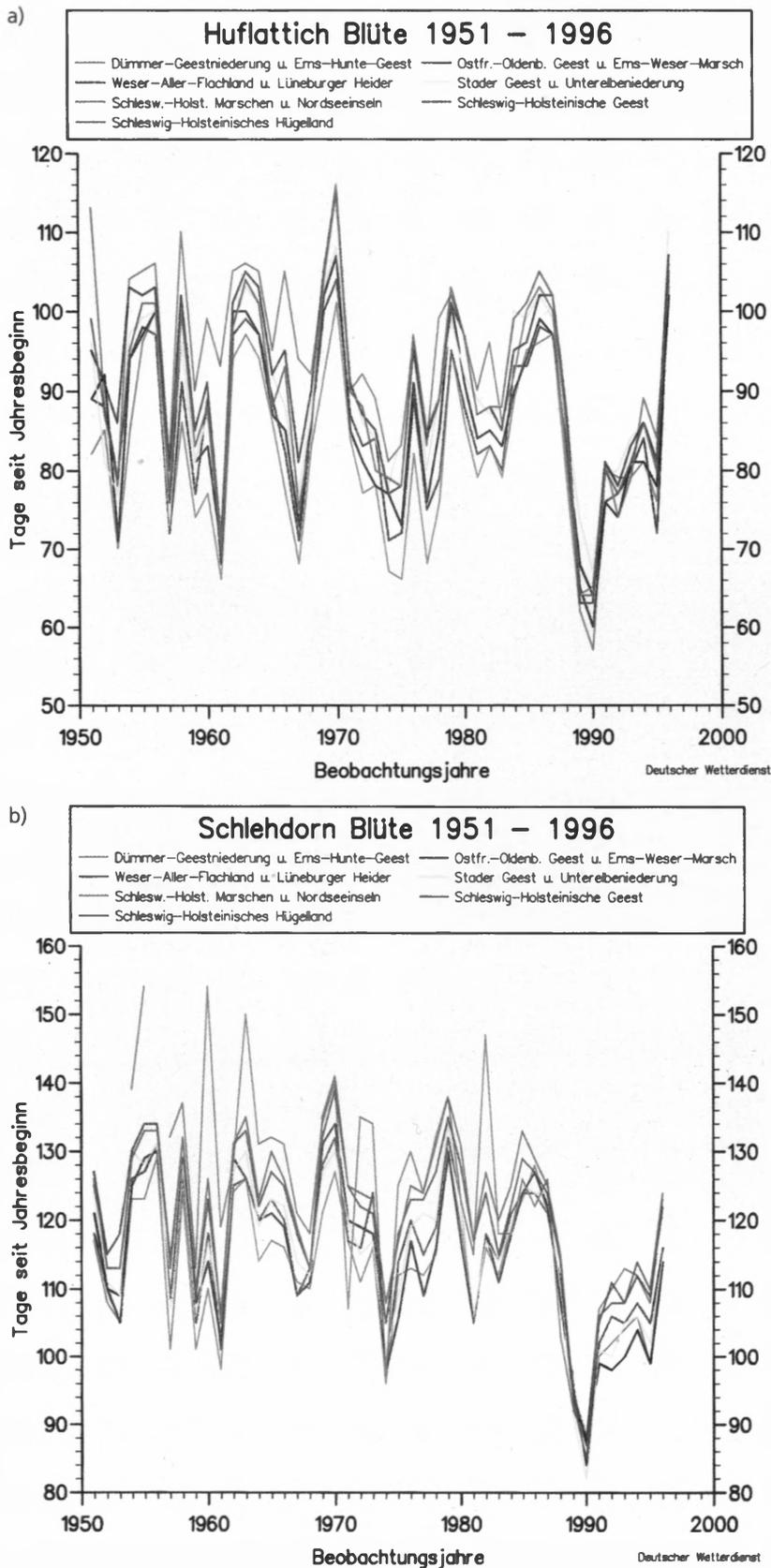


Abb. 5: a) Jährliche Schwankung des Eintrittsdatums der phänologischen Phase „Huflattichblüte“ in den Jahren 1951 bis 1996 in verschiedenen norddeutschen Naturraumgruppen; b) Jährliche Schwankung des Eintrittsdatums der phänologischen Phase „Schlehdornblüte“ in den Jahren 1951 bis 1996 in verschiedenen norddeutschen Naturraumgruppen.

leiden. Um die erzielten Ergebnisse einer ornithologischen Erhebung korrekt einordnen und bewerten zu können, ist zu der eigentlichen Beobachtung der Vogelpopulation also stets auch eine Beachtung der Pflanzenphänologie erforderlich. Die phänologischen Zusatzbeobachtungen sollten sich gezielt auf die Phasen der Kulturen richten, die das Habitat des eigentlichen Beobachtungsgegenstands oder dessen Lebensbedingungen maßgeblich bestimmen

Bei vielen phänologischen Phasen ist ein in den letzten Jahren merklich früheres Auftreten als noch vor 30 Jahren erkennbar. Auf derartige Trends z. B. bei der Haselblüte, Forsythienblüte und Holunderblüte und die Möglichkeit eines Bio-Monitoring durch phänologische Betrachtungen geht *Scharrer* (1995) ein. Auch das mittlere Auftreten der Phase „Schossen der Wintergerste“ (Abb. 6) ereignet sich in fast allen norddeutschen Regionen gleichermaßen heute etwa 15 Tage früher als noch in den 50er Jahren. Ob dies mit Neuerungen der Landtechnik, also der veränderten Bearbeitung der Kulturen, oder mit einer Veränderung von klimatischen Gegebenheiten zusammenhängt, lässt sich nicht ohne weiteres sagen. Im Vordergrund stehen sicherlich die neueren Landbautechniken und die Züchtung veränderten Saatzpotenzials. Unter dem Vorbehalt, einem Trend zu unterliegen und heute nicht mehr allgemein gültig zu sein, sondern im Datum etwas verfrüht einzutreten, müssen viele Daten in den Tabellen 1 bis 3 betrachtet werden. Die hier abgedruckten Tabellen wurden nicht vom Trend bereinigt.

Schlussbetrachtung

Das für Standortbegutachtungen wichtige Werkzeug „Agrarphänologie“, das im Wetterdienst bei der agrarmeteorologischen Beratung, bei der Beratung von Pollenallergikern und im klimatologischen Gutachtenwesen verwendet wird, kann auch für die Ornithologie von großem Interesse sein. Da das Datenmaterial sehr vielfältig ist und immer Detailfragen im Vordergrund stehen, lässt die statistische Bearbeitung der phänologischen Beobachtungen gezielte Antworten zu. Einige Zusammenhänge wurden dargestellt.

Auswertungen zu ornithologisch orientierten Fragen an die Phänologie

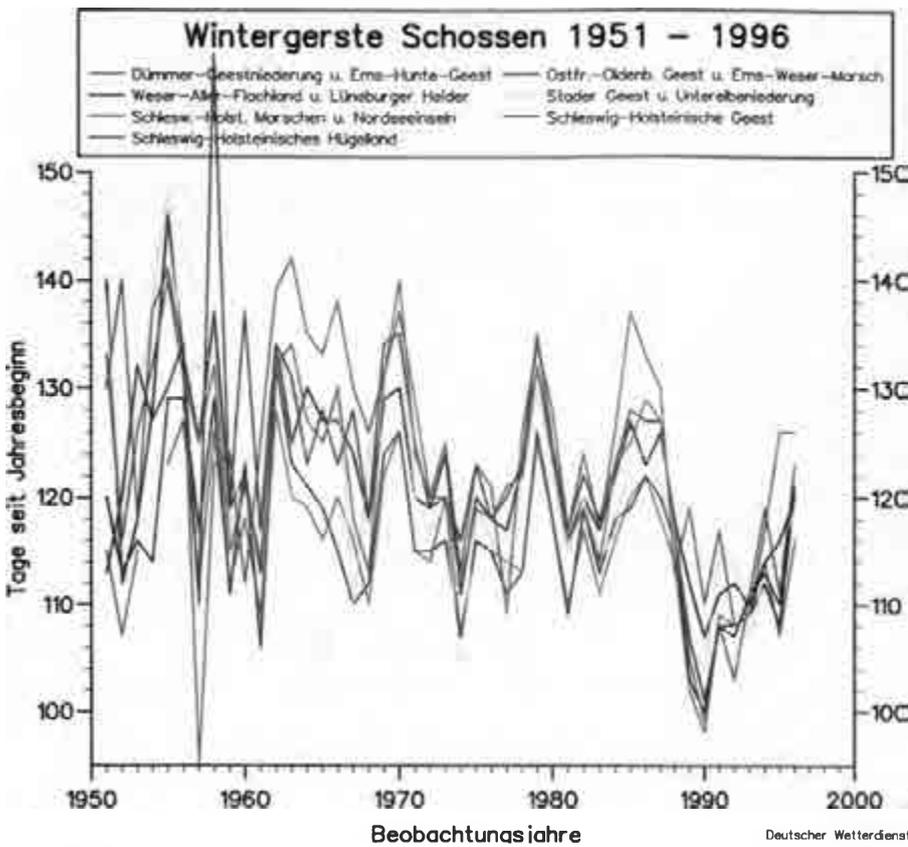


Abb. 6: Trend (1951–1996) des Eintrittsdatums der Phase „Schossen der Wintergerste“ für verschiedene norddeutsche Naturraumgruppen.

von Wild- und Kulturpflanzen lassen sich mit dem phänologischen Datenmaterial des DWD anfertigen. Die Fragestellung selbst und der Bezug zu einer phänologischen Phase muß jedoch von der Ornithologie kommen. Der Aufbau des phänologischen Beobachtungsnetzes, des Archivs und der Auswertung hat sich über viele Jahrzehnte vollzogen und wird weiter entwickelt, um schlagkräftig fundierte, gerichtsverwertbare Antworten, aber auch aktuelle Hinweise zu geben. Neben den hier präsentierten statistischen Auswertungen sind bei den Agrarmeteorologen *Beinhauer* und *Günther* (1990) sowie bei *Krumbiegel* und *Schwinge* (1991) weitere agrarphänologische Zusammenhänge dargestellt.

Gerade für ökologische Fragestellungen ist die Beobachtungsdichte und die statistische Aussagekraft von erheblicher Bedeutung. Ein der Phänologie im DWD entsprechendes, gesammeltes und flächenhaft verfügbares statistisches Material steht der Ornithologie nur in ganz wenigen Fällen (z.B. zum Frühlingseinzug) zur Verfügung. Der Agrarphänologie ähnliche ornithologische

Beobachtungsnetze sind nur schwer zu installieren. Daher werden in der Ornithologie vorzugsweise Einzelschicksale beobachtet oder begrenzte Flächenerhebungen angefertigt und in der Literatur dargestellt. Die Beachtung der Phänologie von Wild- und Kulturpflanzen sowie von Tätigkeiten in der Landwirtschaft kann für die Planung und Steuerung solcher ornithologischer Erhebungen und für die Wertung der Schlussfolgerungen und Aussagen von unschätzbarem Wert sein.

Literatur

- Barthel, H.*, 1995: Vogel des Jahres 1996 – Der Kiebitz. – Naturschutzbund Deutschland, Landesverband für Vogelschutz in Bayern e.V., 35 S.
- Beinhauer, R., Günther, J.*, 1990: Agrarmeteorologische Arbeitsunterlagen und Planungshilfen für Norddeutschland. – Wissenschaftsverlag Vauk KG, Kiel. 150 S.
- Boberfeld, W. O. von*, 1995: Wie Grünland künftig bewirtschaftet wird. – DLG-Mitteilungen 6/1995, 34–37.
- Gornik, W., Scharer, H.*, 1994: Natur-

räumliche Gliederung Deutschlands. DWD-Interne Arbeitsunterlage zur Agrarmeteorologie. – Selbstverlag Deutscher Wetterdienst, Offenbach a.M. Nach: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 1953–1962 E. Meynen.

Krumbiegel, R., Schwinge, W., 1991: Agrarmeteorologische Beratung: Witterung – Klima Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin. Selbstverlag Deutscher Wetterdienst, Potsdam.

Lille, R., 1996: Zur Bedeutung von Brachflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Göddammer *Emberiza citrinella*. – Agrarökologie 21, 1–150.

Scharer, H., 1995: Phänologie, ein Indikator für Umweltveränderungen? – DWD Intern, Nr. 64, 14 S. Beiträge zur Agrarmeteorologie Nr 2/95. Selbstverlag Deutscher Wetterdienst, Offenbach a.M.

Techow, E., 1996: Grünlandnutzung und Wiesenvogelschutz auf gleichem Standort? Probleme und Lösungsansätze. Fachvortrag an der Fachhochschule Kiel; 19. März 1996, Fachbereich Landbau.

Thran, P., 1977: Zusammenhang zwischen Temperatursummen und phänologischer Phase in Norddeutschland. – Unveröffentlichtes Manuskript, DWD, GFLW – NL Schleswig.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Met. Klaus Baese
Deutscher Wetterdienst
Geschäftsfeld Landwirtschaft
Außenstelle Schleswig
Regenpfeiferweg 9
24837 Schleswig

Zur räumlich/zeitlichen Verfügbarkeit ausgewählter Arthropodengruppen in der Agrarlandschaft und deren Beeinflussung durch Pflanzenschutzmaßnahmen

von Hans-Michael Poehling

Ziel dieser kurzen Zusammenstellung ist es, einen Einstieg in die Thematik zu geben und auf einige wesentliche Literaturstellen, die zur weiteren Beschäftigung mit angerissenen Teilfragen hilfreich sein können, zu verweisen.

Viele agrarökologisch orientierte Untersuchungen in Instituten der angewandten Agrarwissenschaften haben sich in den letzten Jahren mit dem räumlich/zeitlichen Auftreten sogenannter „Nützlinge“ in Agrarbiozöosen beschäftigt. Speziell in der Pflanzenschutzforschung geht es dabei primär um die Bedeutung der natürlich vorkommenden Gegenspieler als „Regulatoren“ ökonomisch wichtiger Schädlinge und somit als „Instrumente“ im integrierten Pflanzenschutz. Erst „in zweiter Instanz“ werden grundsätzliche Aspekte des Naturschutzes einbezogen. Es stehen somit nicht zentral die Problematik des Artenschwundes und damit seltene Arten im Vordergrund des Interesses, sondern es finden in der Regel auch die mit höheren Individuenstärken auftretenden, sogenannten „Allerweltsarten“ Berücksichtigung. Erst eher sekundär, allerdings in den letzten Jahren mit zunehmender Bedeutung, werden auch für den Pflanzenschutz indifferente „Nichtzielorganismen“ im weiteren Sinne einbezogen. Im Vordergrund stehen Fragen der Beeinflussung dieser Arten, zumeist auf Populationsniveau, durch wichtige Produktionsfaktoren (Düngung, Bodenbearbeitung, Pflanzenschutz) oder durch die Veränderungen in der Struktur ihrer Lebensräume, der Agrarökosysteme. Räumlich/zeitliche Aspekte sind vor allem im Hinblick auf die Synchronisation zwischen Schädling und Nützling wesentlich. Betrachtet werden im folgenden beispielhaft als Vertreter der polyphagen Nutzarthropodenfauna die Gilde der epigäischen Raubarthropoden (primär Laufkäfer,

auch Kurzflügelkäfer und Spinnen), sowie ausgewählte Vertreter der Nahrungsspezialisten, Schwebfliegen und Marienkäfer als Antagonisten von Blattläusen. Blattläuse sind aufgrund ihres regelmäßigen Vorkommens mit häufigen Massenvermehrungen in wichtigen ackerbaulichen Kulturen (z.B. Wintergetreide) ökonomisch relevant, zudem stellen sie bedeutende Nahrungsressourcen für die betrachteten Antagonistengruppen dar, temporär und partiell für epigäische Raubarthropoden, nahezu ausschließlich für die Spezialisten. Ihre Funktion in Nahrungsnetzen in Agrarbiotopen muss somit sehr hoch bewertet werden.

Es soll auf vier Fragen im Hinblick auf Artenvielfalt und Individuendichte einzelner Arthropodengruppen etwas näher eingegangen werden:

1. Gibt es bestimmte kulturspezifische Muster?
2. Welchen langfristigen Einfluss haben unterschiedliche Bewirtschaftungssysteme (z.B. konventionelle im Vergleich zu integrierten oder ökologischen Wirtschaftsformen)?
3. Welche Bedeutung haben die Struktur der Agrarlandschaft, die Größe von Kulturflächen und vor allem das Angebot an naturnahen Habitaten in Feldrandbereichen (Hecken, Feldraine)?
4. Welche Rolle spielt der Pflanzenschutz?

1. Kulturspezifische Muster

In den meisten acker- und gartenbaulichen Kulturen finden wir epigäische Prädatoren über einen weiten Zeitraum der Vegetationsperiode unabhängig vom Auftreten bestimmter Schädlingsgruppen. Die Phänologien einzelner Arten überdecken je nach Lebensstyp mehr oder weniger große Aktivitätszeiträume

und die Ausbreitungsdynamik zeigt deutliche art- und habitatspezifische Unterschiede. Der Umfang an Forschungsarbeiten zu dieser Thematik ist groß, es sei hier nur auf „klassische Arbeiten“, sowie einige neuere Untersuchungen, insbesondere Dissertationen verwiesen (Heydemann 1955, 1964, 1983, Geiler 1957, Tischler 1958, Scherney 1960, Thiele 1969, Pauer 1975, Pietrazko und De Clercq 1981, Sotherton 1984, 1985, Weber 1984, Coombes und Sotherton 1986, Luff 1987, Stachow 1987, Basedow und Rzehak 1988, Duelli 1990, Desender und Alderweireldt 1990, Sprick 1991, Timmermann 1991, Booij und Noorlander 1992, Booij 1994, Booij et al. 1995). In diesen Arbeiten findet sich eine Fülle weiterer Quellen und Hinweise auf entsprechende Untersuchungen. Bei Berücksichtigung der Überlapung von Phänologien einzelner Arten ist für die erwähnten Gruppen (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen) ganzjähriges Vorkommen und Aktivität festzustellen, während einzelne Arten der jeweiligen Gruppen durchaus sehr unterschiedliche Aktivitäts- und Ruhephasen aufweisen. Wesentliche Faktoren, die die Phänologie determinieren, sind einerseits die Verfügbarkeit von Beuteorganismen allgemein, sowie von geeigneten mikroklimatischen Bedingungen. Eine strenge Anpassung an spezifische Beutegruppen kann nur selten beobachtet werden, obwohl durchaus gewisse Nahrungspräferenzen und Aggregationen an bestimmten Beutetieren auftreten können. Bedeutsam sind die stark anthropogen determinierten Veränderungen in Habitateigenschaften, insbesondere den mikroklimatischen Bedingungen (Luftfeuchtigkeit und Temperatur). Betrachtet man allein die Laufkäfer, so werden die Agrarflächen dominiert von eurytopen Arten von relativ großer Robustheit und zum Teil (größere Arten) erheblicher Mobilität, die an die schwierigen, regelmäßig sich verändernden Lebensräume (Deckung, Mikroklima, Nahrung) besonders gut adaptiert sind. Dabei werden zeitweilig erhebliche Gesamtdichten erreicht. Bei maximaler Abundanz können z.B. im Wintergetreide Laufkäfer mit mehr als fünfzig, Spinnen sogar mit bis zu dreihundert Individuen pro qm vertreten sein (Dinter 1995). Die Artenspektren sind an sich, ohne Berücksichtigung von Dominanzverhältnissen, relativ homo-

gen. In den Individuendichten und relativen Dominanzen können jedoch kulturspezifisch ganz charakteristische Unterschiede auftreten. Generell werden die im Frühjahr aktiven und reproduzierenden Arten durch die Bedingungen in Winterkulturen (Wintergetreide, Winterraps) mit Bodenbearbeitung im Herbst und früher Deckung der Kulturen im Spätherbst/Frühling gefördert. In Kulturen mit Bodenbearbeitung im Frühjahr (Rüben, Kartoffeln, viele Gemüsearten) und längeren Phasen ohne Vegetationsdeckung (typische „Hackfrüchte“) finden viele der feuchteliebenden Arten erst spät günstige Bedingungen vor und wärmeliebende Arten haben Konkurrenzvorteile. Die „Mechanismen“, die zur Ausbildung von Hackfrucht- oder Getreidegesellschaften führen, sind aus den bisher vorliegenden Arbeiten nicht eindeutig zu determinieren und wohl auch nur als komplexe Reaktionen sinnvoll zu analysieren. Betrachtet man aber die eher klassischen Arbeiten (Erfassung der Artenverteilungen anhand von Aktivitätsdichten) und neuere Studien mit Markierungstechniken und dynamischen Modellierungen der räumlich/zeitlichen Verteilung, können als wesentliche Faktoren die standortspezifische Beeinflussung des Reproduktionserfolges, die Intensität des Austausches in den Grenzbereichen der Kulturen sowie die Austauschprozesse mit den Saumstrukturen als treibende Kräfte genannt werden. Diese werden natürlich von direkten Einflüssen (Witterung, Kulturmaßnahmen) überlagert. Als Komplex bedingen diese Faktoren bei Fruchtwechseln charakteristische dynamische Veränderungen der Artenspektren.

Auch bei den Nahrungsspezialisten, wie Marienkäfern oder Schwebfliegen, sind regelmäßig deutliche Unterschiede im Auftreten und in der Abundanz in verschiedenen Regionen, Kulturen oder in Abhängigkeit von Kulturformen (intensiv/extensiv) zu beobachten (Poehling 1988, Krause 1995, Tenhumberg und Poehling 1995, Triltsch 1997, Krüssel 1997, Krüssel et al. 1997). Marienkäfer, insbesondere der häufige Siebenpunkt *Coccinella septempunctata*, präferieren höhere Temperaturen als die sehr effektiven räuberischen Larven der Schwebfliegen, wie z. B. von *Episyrphus balteatus*. *C. septempunctata* bevorzugt so lichte, warme Kulturen, während

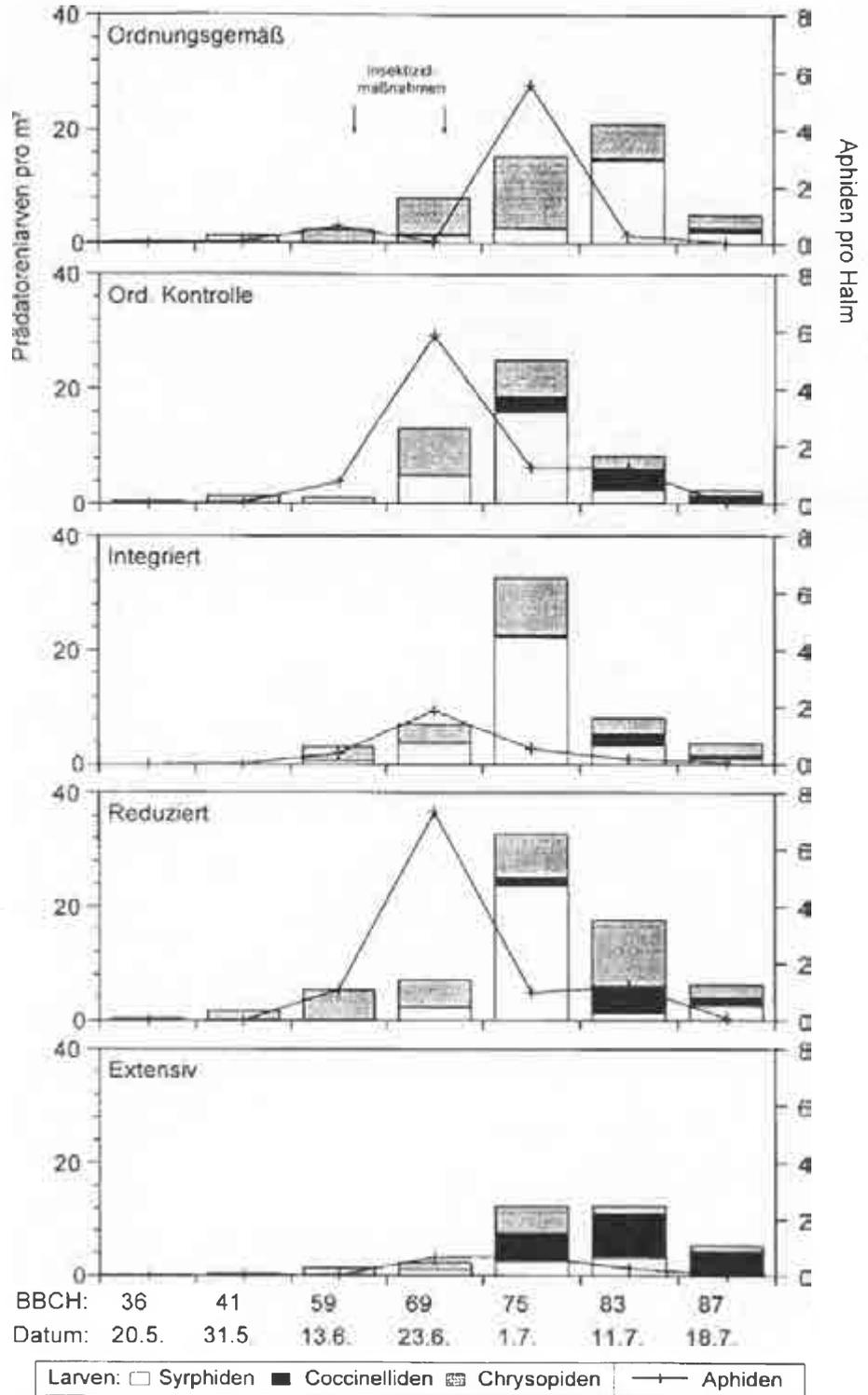


Abb. 1: Abundanz der Larven von stenophagen Prädatoren und Aphiden im Winterweizen in verschiedenen Anbausystemen des INTEX-Projektes, Reinshof 1994. Nach Krüssel et al. 1997. Zur Definition der Anbausysteme siehe auch Gerowitz und Wildenhayn 1997, S. 14 (Tab. 2a).

Schwebfliegen zur Eiablage dichte und feuchte Bestände aufsuchen. Dies führt dazu, dass wir beispielsweise in intensiv geführten Getreidebeständen oft eine Dominanz von Schwebfliegen haben,

während eine extensivere Kulturführung die relativen Verhältnisse zugunsten der Marienkäfer verschiebt (Abb. 1). Bei den Spezialisten werden allerdings diese klimatisch bedingten Verteilungen

stark durch den Faktor Nahrungsangebot überlagert. Zuwanderung, Eiablage und Entwicklung werden in der Regel durch das Auftreten der Blattläuse determiniert. Im Gegensatz zu den epigäischen Prädatoren zeigen die Spezialisten Aggregationsverhalten und numerische Reaktionen, womit sie sich zeitlich/räumlich eng an die Populationsdynamik der Beutetiere anpassen. Entsprechende Studien der letzten Jahre konnten belegen, dass die Qualität der Synchronisation zwischen den Räubern und ihrer Beute entscheidend für den Grad der Effizienz dieser Antagonisten und damit ihrer „Leistung“ im biologischen Pflanzenschutz ist (Tenhumberg und Poehling 1995).

Interessant ist, dass sowohl epigäische Prädatoren als auch Spezialisten wie die Schwebfliegen ihrerseits im Nahrungsnetz wichtige Funktionen übernehmen und sie damit durch ihre Habitatpräferenz auch die Lebensräume für Räuber höherer trophischer Ebenen zumindest temporär qualitativ prägen können. Ein sehr anschauliches und interessantes Beispiel findet sich hier in den Studien von Lille (1996) zur Nahrungsökologie der Goldammer.

2. Anbausysteme

Betrachtet man die vorliegenden Untersuchungen zu Anbausystemen, lassen sich ebenfalls recht eindeutige Tendenzen erkennen. In nahezu allen Studien wurde eine Zunahme der Artendiversität und Individuendichte bei polyphagen Prädatoren von konventionell über integriert bis hin zu biologisch/ökologisch und damit von intensiv zu extensiv geführten Kulturen beobachtet (Kokta 1983, Pawlitzki 1984, Wallin 1985, Hokkanen und Holopainen 1986, Bosch 1987, Ingrisch et al. 1989, Kromp 1989 und 1990, Helenius 1990, Basedow 1991, Booij und Noorlander 1992, Moreby et al. 1994, Gerowitt und Wildenhayn 1997). Auch diesem Phänomen liegen mehrfaktorielle Ursachen zugrunde. Besonders bedeutend scheinen pflanzenbauliche Maßnahmen zu sein; so werden viele Arten, vor allem durch eine schonende Bodenbearbeitung, reduzierte Unkrautbekämpfung, Untersaaten bis hin zu Mulch- oder Direktsaaten gefördert, Faktoren, die wiederum primär Habitatklima und Nahrungsangebot steuern. Von wesentlicher Bedeu-

tung allerdings ist bei Betrachtung der unterschiedlichen Wirtschaftsweisen auch der Einsatz von Pflanzenschutzmaßnahmen. Eine reduzierte Frequenz von Behandlungen bei Nutzung von Bekämpfungsschwellen in integrierten Systemen sowie die Wahl selektiver Präparate führen zu zumindest temporär eindeutig messbaren Schonungen der epigäischen Fauna. Negative Effekte können in rein ökologisch wirtschaftenden Systemen nahezu vollständig vermieden werden.

3. Bedeutung der Struktur von Agrarökosystemen

Eine große „Datenflut“ existiert z.Z. aber zur Bedeutung der Struktur der Agrarlandschaft, insbesondere im Hinblick auf die Größe der Kulturfleichen und das Angebot und die Qualität von Saumbiotopen und naturnahen Ackerbegleitvegetationen. Die Ergebnisse zu diesem Komplex sind allerdings relativ heterogen. Mehrere Studien belegen zunächst eindeutig, dass eine Vielzahl der epigäischen Prädatoren Saumstrukturen zeitlich begrenzt als Refugien, insbesondere für die Überwinterung, nutzen (Abb. 2), und hier auch vor allem im Herbst und Frühjahr bessere Ernährungsbedingungen vorfinden (Welling 1990, Lys und Nentwig 1992 und 1994, Ruppert 1993, Raskin 1994, Kubach

1995, Kopp 1998). Entsprechendes gilt begrenzt auch für die Spezialisten, wobei das Angebot pollen- und blattlausreicher Frühjahrshabitats zum Aufbau individuenreicher Generationen nach der Überwinterung beiträgt. Besonders bei den polyvoltinen Schwebfliegenarten sind die Bedingungen der Frühjahrsentwicklung für den Aufbau starker Sommerpopulationen bedeutsam. Langjährige faunistische Studien in Saumbiotopen sowie populationsdynamische Erhebungen in unterschiedlich strukturierten Landschaften und typischen Frühjahrshabitats brachten dafür eindeutige Belege (Welling 1990, Ruppert 1993, Raskin 1994, Krause 1995, Kopp 1998). Weniger gut gesichert dokumentiert, in der Tendenz aber vielfach angedeutet, sind Besiedlungen der Kulturfleichen aus den in den Saumstrukturen lokalisierten Quellpopulationen im Frühjahr oder nach Einbrüchen der Population aufgrund von Fruchtwechsel oder dem Einfluss von Pflanzenschutzmitteln. Studien zur Dispersionsdynamik von epigäischen Prädatoren mit Hilfe von Richtungsfallen oder Markierungen (Fang- und Wiederfangtechnik) liefern für einzelne Arten starke Indizien für einen regelmäßigen Austausch zwischen diesen Refugialhabitats und den Kulturfleichen. Andererseits können diese Aussagen nicht für ganze Prädatorengruppen (z.B. „die Laufkäfer“) pauscha-

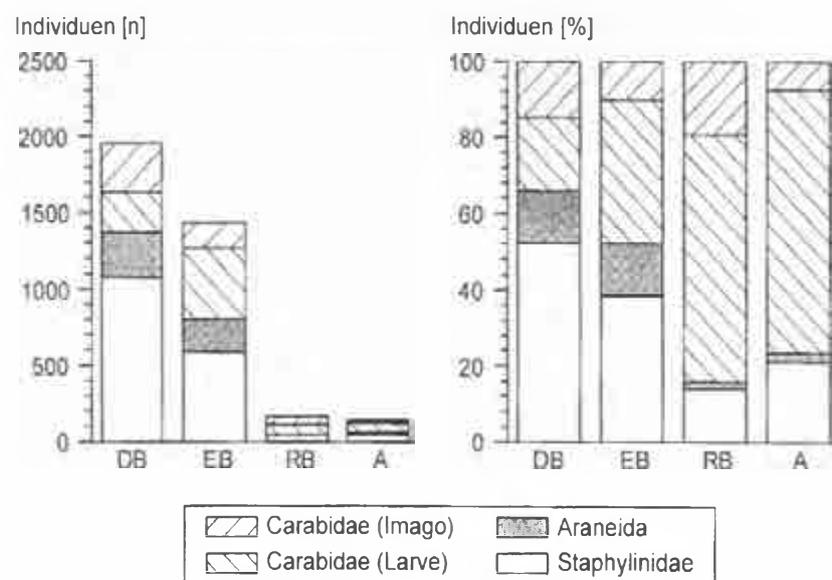


Abb. 2: Gesamtfangsummen von Carabiden (Imagines und Larven), Spinnen und Kurzflügelkäfern; Bodenproben aus Dauerbrachstreifen (DB), Einsaatbrachstreifen (EB), Kurzzeitbrachstreifen (KB) und Acker (A), Eickhorst Dezember 1993–Mai 1994 und November 1994–Mai 1995. Nach Kopp 1998.

liert werden. In Abhängigkeit von der Mobilität und der Anpassungsfähigkeit an die Bedingungen auf den Agrarflächen sind einzelne Arten durchaus in der Lage, ganzjährig Agrarflächen zu besiedeln und dort Populationen aufzubauen. Eine Gretchenfrage im Hinblick auf alle Diskussionen um den Wert von Saumstrukturen im Bereich der angewandten Entomologie/Phytopharmazie ist die Frage der Leistungsfähigkeit des Prädatorenkomplexes im Hinblick auf die Regulation von Schädlingen in den Kulturpflanzenbeständen. Auch hier ist z. Z. die Datenlage so uneinheitlich, dass ein endgültiges Fazit nicht gezogen werden kann. Verschiedene Quellen belegen durchaus, auch in regelmäßiger Wiederholung, Gradienten der Schädlingsentwicklung (z. B. Blattläuse) vom Saumbiotop ins Feld hinein und damit einen regulatorischen Einfluss dieser Strukturen. „Vermutlich“ übt die entsprechende Verteilung des Antagonistenkomplexes einen wesentlichen Einfluss aus, und Saumstrukturen tragen zur Begrenzung von Massenvermehrungen phytophager Insekten im Kulturpflanzenbestand bei. Quantitative Beziehungen (Korrelationen) zwischen der Blattlausentwicklung und Aktivitäts- oder Dichtegradienten einzelner Antagonistenarten sind allerdings nicht gesichert und wissenschaftlich (noch) nicht ausreichend fundiert. Möglicherweise können Modelle hier in Zukunft wesentliche Fortschritte bringen.

4. Rolle des Pflanzenschutzes

Besonders schwierig zu beantworten ist die Frage nach der Rolle des Pflanzenschutzes für die Arthropodengemeinschaften der Agrarbiozöosen. Eindeutig belegt sind indirekte Folgen der Eliminierung von Wirtspflanzen (z. B. Ackerwildkräuter, Pflanzen der Feldraine) durch Herbizideinsatz und den dadurch bedingten kaskadenartigen Verlust von herbivoren Arten und den mit ihnen auf höheren trophischen Ebenen vergesellschafteten räuberischen und parasitären Gegenspielern. Zu direkten Effekten von Pflanzenschutzmitteln auf epigäische Prädatoren oder spezialisierte Blattlausgegenspieler unserer Agrarökosysteme gibt es so vielfältige Studien, dass im Rahmen dieser kurzen Betrachtung keine detaillierte Literaturübersicht geboten werden kann. Es sei

hier nur auf die Arbeiten von Everts (1990), Basedow (1990), Körner (1990), Sprick (1991), Heimbach (1991) oder Dinter (1995) verwiesen, die viele Daten und Meinungen anderer Autoren zusammengetragen und diskutiert haben. Ein knappes und vorsichtiges Fazit könnte wie folgt lauten: Direkte Effekte von Pflanzenschutzmitteln lassen sich eindeutig belegen. Insbesondere nach dem Einsatz von breitwirksamen Insektiziden (z. B. einzelne Phosphorsäureester, Pyrethroide) treten immer wieder Populationseinbrüche auf, die deutlich messbar sind und bei empfindlichen Gruppen, beispielsweise den epigäischen Spinnen, relativ lange persistieren. Allerdings ist auch hier eine Pauschalierung unsinnig und unwissenschaftlich. Arten- und Artengruppen reagieren sehr unterschiedlich auf einzelne Wirkstoffe. Umfang und Dauer der Wirkungen (Persistenz) sind neben der artspezifischen Empfindlichkeit der Organismen sehr stark abhängig davon, zu welchem Zeitpunkt der Phänologie die Behandlungen erfolgten und welche Mobilität die Arten aufweisen (Sprick 1991). In der Regel führt die Applikation von Insektiziden zum Zeitpunkt der Reproduktionsaktivität zu besonders drastischen Effekten. Hohe Persistenz der Wirkungen kann besonders bei Arten mit geringer Mobilität beobachtet werden. Viele der typischen Feldarten sind aber gerade, wie oben dargelegt, an einen Wechsel der Lebensräume angepasst und können so ein erhebliches Wiederbesiedlungspotential besitzen, insbesondere wenn Quellpopulationen in nicht betroffenen Gebieten (z. B. Saumstrukturen) vorhanden sind. Deshalb kommt in Zukunft auch dem Schutz der Nichtzielhabitate, der zunehmend bereits im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel berücksichtigt werden soll, besondere Bedeutung zu. Es sollte in diesem Zusammenhang aber auch nicht übersehen werden, dass wir heute noch über relativ wenige Langzeitstudien vor allen Dingen auf ausreichend großen und intensiv belasteten Flächen verfügen. Viele Studien mit Kleinparzellen maskieren die wirklichen Effekte und spiegeln ein höheres Wiederbesiedlungspotential, als real auf großen Flächen gegeben ist, vor. Es ist aber unverkennbar, dass sich in den letzten Jahren in der Qualität (Selektivität) der eingesetzten Pflanzenschutzmittel und

auch in den Anwendungsstrategien positive Veränderungen im Hinblick auf Umweltbelastungen im hier skizzierten Sinne ergeben haben, die in erheblichem Maße auch auf die zunehmend verschärften Zulassungsbedingungen zurückzuführen sind.

Nachtrag:

Der Leser sei zur Thematik auch auf den nach Abfassung des Manuskriptes erschienenen umfassenden Übersichtsartikel von Kromp (1999) hingewiesen.

Literatur

- Basedow, T., 1990: Effects of insecticides on Carabidae and the significance of these effects for agriculture and species number. – In: N. E. Stork (ed.) The role of ground beetles in ecological and environmental studies, 115–125.
- Basedow, T., 1991: Population density and biomass of epigeal predatory arthropods, natural enemies of insect pests in winter wheat fields with extremely different intensity of agricultural production. – Z. Pflanzenkrankheiten Pflanzenschutz 98, 371–377.
- Basedow, T., Rzehak, H., 1988: Abundanz und Aktivitätsdichte epigäischer Raubarthropoden auf Ackerflächen – ein Vergleich. – Zool. Jb. Syst. 115, 495–508.
- Booij, C. H. J., 1994: Diversity patterns in carabid assemblages in relation to crops and farming systems. – In: K. Desender (ed.) Carabid beetles: Ecology and evolution, 425–431.
- Booij, C. H. J., Noorlander, J., 1992: Farming systems and insect predators. – Agriculture, Ecosystems and Environment 40, 125–135.
- Booij, C. H. J., den Nijs, L. J. M. F., Noorlander, J., 1995: Spatio-temporal patterns of activity density of some carabid species in large scale arable fields. – In: S. Toft & W. Riedel (eds.) Arthropod natural enemies in arable land. Acta Jutlandica 70 (2) 175–184.
- Bosch, J., 1987: Der Einfluß einiger dominanter Ackerunkräuter auf Nutz- und Schadarthropoden in einem Zuckerrübenfeld. – J. Pflanzenkrankheiten Pflanzenschutz 94, 398–408.
- Coombes, D. S., Sotherton, N. W., 1986: The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera

- in cereals. – Ann. Appl. Biol. 108, 461–474.
- Desender, K., Alderweireldt, M.*, 1990: The carabid fauna of maize fields under different rotation regimes. – Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent 55 (2b), 493–500.
- Dinter, A.*, 1995: Untersuchungen zur Populationsdynamik von Spinnen (Arachnida: Araneae) in Winterweizen und deren Beeinflussung durch insektizide Wirkstoffe. – Dissertation Universität Göttingen.
- Duelli, P.*, 1990: Population movement of arthropods between natural and cultivated areas. – Biol. Conserv. 54, 193–207.
- Everts, J. W.*, 1990: Sensitive indicators of side-effects of pesticides on the epigeal fauna of arable land. – Thesis Agricultural University Wageningen.
- Geiler, H.*, 1956/57: Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. – Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig math.-nat. Reihe 6 (1), 35–61.
- Gerowitt, B., Wildenhayn, M.*, 1997: Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. – Goltze-Druck, Göttingen, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Hasken, K. H., Poehling, H. M.*, 1995: Effects of different intensities of fertilisers and pesticides on aphids and aphid predators in winter wheat. – Agriculture, Ecosystems and Environment 52, 45–50.
- Heimbach, U.*, 1991: Effects of some insecticides on aphids and beneficial arthropods in winter wheat. – Bull. IOBC/WPRS 14, 131–139.
- Helenius, J.*, 1990: Conventional and organic cropping systems at Suvia: VI. Insect populations of barley. – J. Agricultural Sciences in Finland 62, 349–355.
- Heydemann, B.*, 1955: Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. – Ber. 7. Wanders. Deut. Entomol. Berlin, 172–185.
- Heydemann, B.*, 1964: Die Carabiden der Kulturbiotop von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich. – Zool. Anzeiger 172, 49–86.
- Heydemann, B.*, 1983: Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristigen Veränderungen. – In: Naturschutz in Agrarlandschaften, Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung Nr. 35, 53–83.
- Hokkanen, H., Holopainen, J. K.*, 1986: Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields. – J. Appl. Ent. 102, 353–363.
- Ingrisch, S., Wasner, U., Glück, E.*, 1989: Vergleichende Untersuchung der Ackerfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. – In: König, W., Sunkel, R., Necke, U., Wolff-Straub, R., Ingrisch, S., Wasner, U., Glück, E.: Alternativer und konventioneller Landbau. Schriften. LÖLF Nordrhein-Westf. 11.
- Kokta, C.*, 1983: Auswirkungen abgestufter Intensitäten der Pflanzenproduktion auf epigäische Arthropoden, insbesondere Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae), in einer dreigliedrigen Fruchtfolge. – Dissertation Technische Hochschule Darmstadt.
- Kopp, A. M.*, 1998: Ackerrandstreifen als Lebensraum für Laufkäfer und deren Einfluss auf Getreideblattläuse. – Agrarökologie 28, S. 1–159.
- Körner, H.*, 1990: Der Einfluss von Pflanzenschutzmitteln auf die Faunenvielfalt der Agrarlandschaft. – Landwirtschaftl. Jahrbuch 67 (Heft 4), 376–500.
- Krause, U.*, 1995: Populationsdynamik und Überwinterung von Schwebfliegen (Syrphidae) in zwei unterschiedliche strukturierten Agrarlandschaften Norddeutschlands. – Agrarökologie 22, 1–150.
- Kromp, B.*, 1989: Carabid beetle communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. – Agriculture, Ecosystems and Environment 27, 241–251.
- Kromp, B.*, 1990: Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. – Biology and fertility 9, 182–187.
- Kromp, B.*, 1999: Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. – Agriculture, Ecosystems & Environment 74, 187–228.
- Kubach, G.*, 1995: Verbreitung und Ökologie von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) auf neu angelegten Saumstrukturen in einer süddeutschen Agrarlandschaft (Kraichgau). – Dissertation Universität Hohenheim.
- Krüssel, S.*, 1997: Zum Auftreten von Getreideschädlingen im Winterweizen in unterschiedlich extensiv bewirtschafteten Anbausystemen unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen auf Getreideblattläuse und deren natürliche Gegenspieler. Dissertation Universität Göttingen.
- Krüssel, S., Hasken, K. H., Ulber, B., Poehling, H. M.*, 1997: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Getreideblattläuse und deren natürliche Gegenspieler im Winterweizen. – In: Gerowitt, B., Wildenhayn, M. (Hrsg) Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990–94, 199–220.
- Lille, R.*, 1996: Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. – Agrarökologie 21, 1–150.
- Luff, M. L.*, 1987: Biology of polyphagous ground beetles in agriculture. – Agric. Zool. Rev. 2, 237–278.
- Lys, J. A., Nentwig, W.*, 1992: Augmentation of beneficial arthropods by strip management. 4. Surface activity, movements and activity density of abundant carabid beetles in a cereal field. – Oecologia 92, 265–272.
- Lys, J. A., Nentwig, W.*, 1994: Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip management in a cereal field. – Pedobiologia 38, 238–242.
- Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E., Sotherton, N. W.*, 1994: A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. – Ann. App. Biol. 125, 13–27.
- Pauer, R.*, 1975: Zur Ausbreitung der Carabiden in der Agrarlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Grenzbereiche verschiedener Feldkulturen. – Z. Angew. Zool. 62, 457–489.
- Pawlitzki, K. H.*, 1984: Auswirkungen abgestufter Produktionsintensitäten auf die Aktivitätsabundanz von Feldcarabiden (Coleoptera, Carabidae) sowie auf die Selbstregulation von Agrarökosystemen. – Bayr. Landwirtschaftl. Jb. 61, Sonderheft 2, 11–40.

- Pietrazko, R., De Clercq, R., 1981: Carabidae of arable land in Belgium. – *Parasitica*, 37, 45–58.
- Pietrazko, R., De Clercq, R., 1983: Distribution and occurrence of Staphylinidae in arable land in Belgium. – *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 48/2, 441–455.
- Poehling, H. M., 1988: Zum Auftreten von Syrphiden- und Coccinellidenlarven in Winterweizen von 1984–1987 in Relation zur Abundanz von Getreideblattläusen. – *Mitt. Dtsch. Gesell. Allg. Angew. Entomol.* 6, 248–254.
- Raskin, R., 1994: Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. – Dissertation Technische Hochschule Aachen.
- Ruppert, V., 1993: Einfluß blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte der blütenbesuchenden Nutzinsekten, insbesondere Syrphinae (Dipt., Syrphidae). – *Agrarökologie* 8, 1–149.
- Scherney, F., 1960: Beiträge zur Biologie und ökonomischen Bedeutung räuberisch lebender Käferarten. Untersuchungen über das Auftreten von Laufkäfern (Carabidae) in Feldkulturen. – *Z. Angew. Entomol.* 47, 231–255.
- Sprick, P., 1991: Erfassung und Beurteilung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf epigäische Coleopteren unter besonderer Berücksichtigung der Eignung von Bodenfallen. – Dissertation Universität Hannover.
- Sotherton, N. W., 1984: The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. – *Ann. Appl. Biol.* 105, 423–429.
- Sotherton, N. W., 1985: The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. – *Ann. Appl. Biol.* 106, 12–21.
- Stachow, U., 1987: Aktivitäten von Laufkäfern (Carabidae, Col.) In einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaubetrieb unter Berücksichtigung des Einflusses von Wallhecken. Dissertation Universität Kiel
- Tenhumberg, B., Poehling, H. M., 1995: Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany. Aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52, 39–43.
- Thiele, H. U., 1969: Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. – *Oecologia* 3, 227–229.
- Timmermann, D., 1991: Überwinterung und Ausbreitung von Laufkäfern (Carabidae) im Agrarökosystem. – Dissertation Universität Kiel.
- Tischler, W., 1958: Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze (Ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft). – *Z. Morph. Ökol. Tiere* 47, 53–111.
- Triltsch, H., 1997: Der Marienkäfer *Coccinella septempunctata* im Komplex Winterweizen-Getreideblattlaus-Antagonist. – *Agrarökologie* 24, 1–159.
- Wallin, H., 1985: Spatial and temporal distribution of some abundant carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in cereal fields and adjacent habitats. – *Pedobiol.* 28, 19–34.
- Weber, G., 1984: Die Carabidenfauna landwirtschaftlicher Nutzflächen bei Bonn (Coleoptera, Carabidae). – *Decheniana (Bonn)* 137, 112–124.
- Welling, M., 1990: Förderung von Nutzinsekten, insbesondere Carabidae, durch Feldraine und herbizidfreie Ackerränder und Auswirkungen auf den Blattlausbefall im Winterweizen. – Dissertation Universität Mainz.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Hans-Michael Poehling
Institut für Pflanzenkrankheiten
und Pflanzenschutz
Universität Hannover
Herrenhäuserstraße 2
30419 Hannover

bewirtschaftung dringend benötigt werden (Bezzel & Prinzing 1990, Usher & Erz 1994, Bairlein 1996).

Ziel dieses Beitrages ist die gestraffte Darstellung von ökologischen und phänologischen Zusammenhängen, die in einer nahrungsökologischen Studie an der Goldammer in der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft erarbeitet wurden (Lille 1996; weitere Einzelheiten und ausführliche Diskussion s. dort). Dabei wird zunächst Augenmerk auf Brutbiologie und Brutphänologie gerichtet, um deren Beziehungen zu den agrarphänologischen Verhältnissen zu untersuchen. Sodann werden saisonale Veränderungen in der Nutzung von Nahrungshabitaten und in der Nestlingsnahrung im Hinblick auf die Entwicklung von Beutepopulationen analysiert. Der Ansatz vermittelt ein tieferes Verständnis der Ökologie der Goldammer und gibt Einblick in Wechselwirkungen und Nahrungsnetzbeziehungen in den

Habitatpräferenzen, Nestlingsnahrung und Jungenaufzucht bei der Goldammer (*Emberiza citrinella*): Methodik und phänologische Zusammenhänge

von Rolf Lille

Einleitung

Flurbereinigung und Intensivierung der Landbewirtschaftung haben zu einer drastischen biologischen Verarmung der Agrarlandschaft geführt. Die Veränderungen in den Agraravizösen und dramatische Bestandseinbrüche bei früher allgemein häufigen und charakteristischen Vogelarten der Agrarlandschaft sind vielfach gut belegt (z. B. Oelke 1985,

Busche 1989, Bauer & Heine 1992, Wink 1992; Übersicht Bauer & Berthold 1996). Im einzelnen wenig bekannt sind dagegen die spezifischen ökologischen Zusammenhänge und die genauen Ursachen dieser Veränderungen (unmittelbare und mittelbare Faktoren). Es mangelt daher an fachlich begründeten Aussagen und Handlungsvorgaben, die jedoch für den Arten- und Biotopschutz und für eine umweltverträgliche Land-

Agrarbiozöosen. Dem Faktor Nahrung kommt eine entscheidende Bedeutung zu.

Zur Berechnung von Habitatnutzungspräferenzen wird ein neuer Index vorgestellt und ausführlich erörtert. Quantitative Angaben zur Habitatselektion sind unverzichtbare Grundlagen für Naturschutzprogramme und -maßnahmen; bei der Datenerhebung und bei der Auswertung sind jedoch methodische und mathematische Probleme zu berücksichtigen.

Material und Methode

Die Untersuchungen erfolgten 1986–90 in einer knickreichen Agrarlandschaft mit Getreidefeldern und Bracheflächen (25-m-Randstreifen und Flächenstilllegung, Selbstbegrünung, erstes bis viertes Brachejahr) im Kreis Plön im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins. An 50 Nestern der Goldammer wurden brutbiologische Daten erhoben. Von 39 Brutten liegen Daten zur Gewichtsentwicklung der Jungvögel vor. Untersuchungen zum Nahrungserwerb der Altvögel bei der Jungenaufzucht fanden bei 20 Brutten statt; zur näheren Analyse der Nestlingsnahrung wurden die fütternden Altvögel bei zwölf Brutten am Nest photographiert (Farbdiapositive). Insgesamt wurden 3696 Fütterungen in bezug auf Ort (Entfernung und Richtung vom Nest, Habitat) und Dauer der Nahrungssuche sowie Art und Menge der Nahrung protokolliert und 1691 dieser Fütterungen photographisch festgehalten.

Die Bestimmung der Nahrungsobjekte erfolgte in der Regel auf Familien-, bei einzelnen gut kenntlichen Spezies auch auf Artniveau. Zur quantitativen Analyse wurden die Objekte nach Taxa getrennt ausgezählt und einer Größenklasse zugeordnet (Körperlänge in mm, Schnabellänge der Altvögel als Maßstab; Auswertung der Diapositive unter dem Binokular). Gewichte und Körperlängen von gesammelten Vertretern sowie daraus berechnete Gewicht-Länge-Relationen dienten dann zur Ermittlung der verfütterten Nahrungsmenge. Die Division des ‚Fütterungsgewichtes‘ durch die Dauer der Nahrungssuche ergab den ‚Sucherfolg‘ in mg Nahrung pro Minute Suchdauer.

Der Präferenzindex $\log(r/\sqrt{p})$ berechnet die Habitatnutzung mit dem

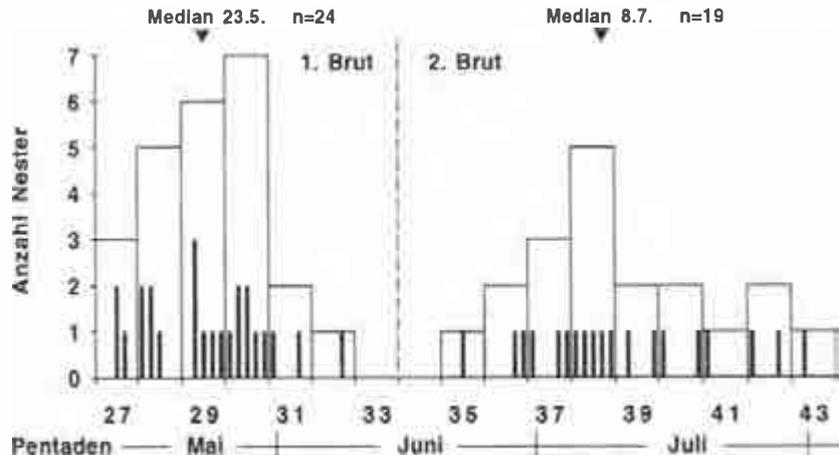


Abb. 1: Schlupftermine bei 43 Brutten der Goldammer 1986–90 als Tagessummen (schwarze Säulen) und als Pentadensummen (27. Jahrespentade = 11.–15. Mai) sowie aus der Verteilung abgeleitete Unterscheidung von erster und zweiter Jahresbrut.

Habitatangebot und ist definiert als „Logarithmus des Quotienten aus dem Nutzungsanteil r eines Habitats und der Quadratwurzel seines Flächenanteils p im Aktionsradius der Vögel“. Primär wird der Quotient aus %-Suchortanteil und %-Flächenanteil eines Habitats gebildet. Die Wurzeltransformation des Flächenanteils verringert seine Mächtigkeit als Nenner des Quotienten besonders bei großen (z.B. > 50 %) und bei sehr kleinen Werten (< 1 %) und stabilisiert den Index damit gegenüber ‚ungewöhnlichen‘ Flächengrößen. Der Ausdruck wird sodann logarithmiert, um für positive und negative Selektion gleiche Bereiche zu erhalten (Null bis $+\infty$ bzw. $-\infty$). Dies erlaubt eine korrekte graphische Darstellung sowie die Berechnung von arithmetischen Mittelwerten, deren Antilogarithmus das geometrische Mit-

tel der Quotienten liefert (das geometrische Mittel beschreibt den zentralen Wert auf einer Verhältnisskala, auf der die Einzelwerte durch Multiplikationsfaktoren verbunden sind; im Bereich positiver Selektion sind die Quotienten anschaulicher als ihr Logarithmus). Die statistische Prüfung der (logarithmierten) Ergebnisse erfolgt mit dem Scheffé-Test (multipler Mittelwertvergleich, ungleiche Reihenlängen; z. B. Sachs 1992 und SYSTAT Statistik-Software). Nutzungsanteile von Null (kein Habitatbesuch während der Beobachtung) wurden gleich 0,1 Prozent gesetzt (entsprechend einem Besuch bei tausend Nahrungsflügen), um Logarithmieren zu ermöglichen. Die Flächenanteile der Nahrungshabitate (Feldkulturen, Bracheflächen) wurden auf einen ‚potentiellen‘ Aktionsradius der Vögel von 250 m um das

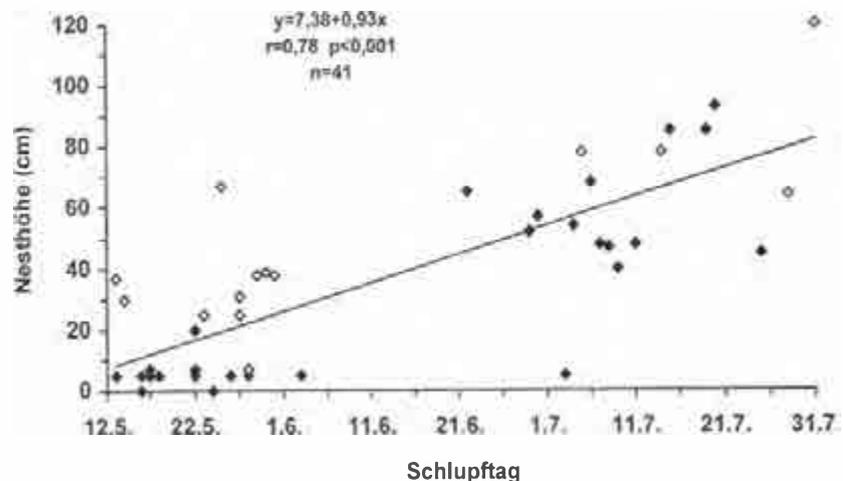


Abb. 2: Abhängigkeit der Nesthöhe vom Schlupftermin bei 41 Brutten der Goldammer 1987–90. Weiße Symbole betreffen 1990, ein Jahr mit besonders früher Vegetationsentwicklung (s. Text). Lineare Regression: Tag 1 = 13. Mai.

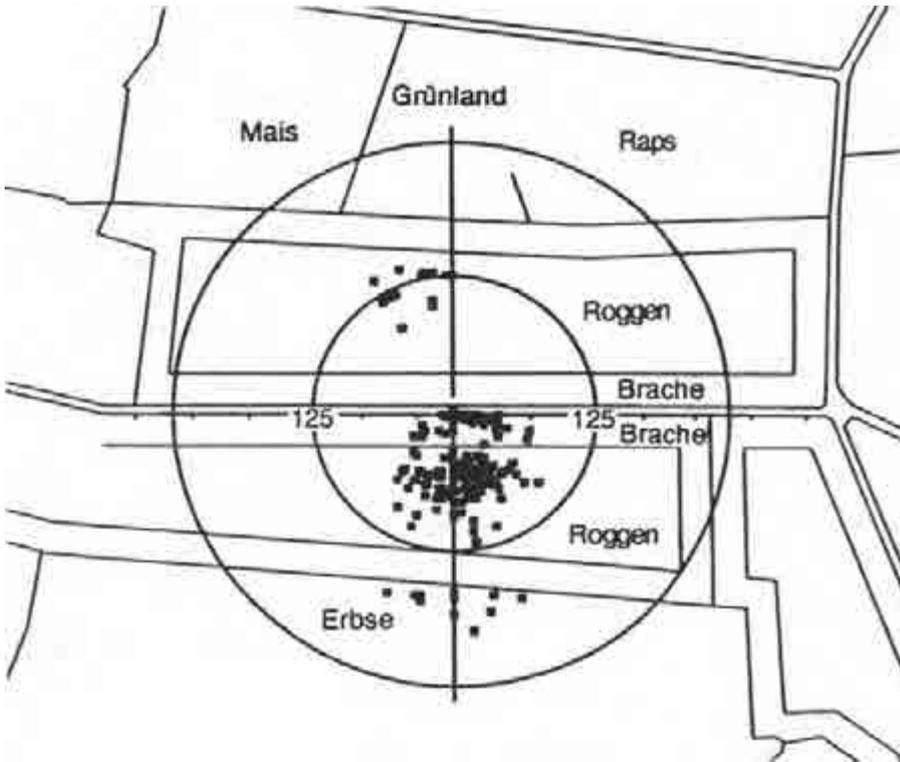


Abb. 3: Beispiel der Habitatnutzung bei der Jungenaufzucht der Goldammer (Zweitbrut; Juli 1987). Nahrungshabitate und Orte der Nahrungssuche (geplottet; n = 334). Neststandort (im Zentrum des Achsenkreuzes; Radien 125 und 250 m um das Nest) an einem Doppelknick zwischen zwei Roggenfeldern mit umlaufenden 25-m-Bracherandstreifen.

Nest bezogen (19,6 ha; s. Ergebnisse). Ein ähnlicher Aktionsradius gilt auch für andere ökologisch vergleichbare Kleinvogelarten der Agrarlandschaft.

Ergebnisse

Brutbiologie

Die Verteilung der Schlupftermine der untersuchten Goldammerbruten zeigt einen zweigipfeligen Verlauf, d.h., es werden regelmäßig zwei Jahresbruten

gezeitigt (Abb. 1). Die Jungen der Erstbrut schlüpften zwischen dem 13. 5. und 8. 6. (Median 23. 5., n = 24), die der Zweitbrut zwischen dem 22. 6. und 31. 7. (Median 8. 7., n = 19). Zwischen dem Schlupf der spätesten Erstbrut und der frühesten Zweitbrut liegt ein Zeitraum von zwei Wochen, wobei offenbleibt, ob es sich hier (und bei einigen weiteren frühen Zweitbruten) nicht um Nachgelege von früh gestörten Erstbruten gehandelt hat. Unabhängig von dieser Zuordnung lassen sich Frühjahrs- und Sommerbru-

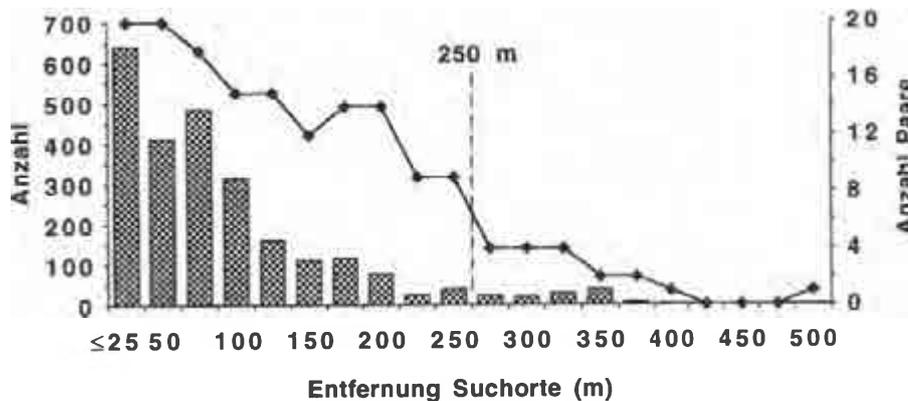


Abb. 4: Entfernung der Nahrungs-Suchorte vom Nest bei 20 Goldammer-Paaren (n = 2491). Häufigkeitsverteilung auf 25-m-Klassen (Säulen) und Anzahl der Paare mit Suchorten in den einzelnen Entfernungsklassen (Linie). 95 % der Suchorte liegen innerhalb der 250-m-Distanz.

ten unterscheiden, bei denen die Jungenaufzucht überwiegend Mitte Mai bis Mitte Juni bzw. überwiegend im Juli erfolgt.

Erstbrutnester wurden vorwiegend am Boden angelegt, Nester der Zweitbrut zumeist halbhoch in randständigen Knicksträuchern. Über die gesamte Brut-saison ergab sich eine lineare Zunahme der Nesthöhe um 0,93 cm/Tag (Abb. 2). Dies ist in Zusammenhang mit der fortschreitenden Belaubung der Sträucher und ihrer Durchdringung mit aufwachsenden Gräsern und Kräutern zu sehen, wodurch die Nester bei gleichem Sichtschutz zunehmend höher und damit vor Prädatoren sicherer angelegt werden können. Die erhöhte Nestanlage im Frühjahr 1990 (Abb. 2) lässt sich auf die ungewöhnlich frühe Vegetationsentwicklung dieses Jahres zurückführen (z.B. Beginn Schlehdornblüte -36 Tage gegenüber dem langjährigen Mittel in Ostholstein; *Beinhauer & Günther* 1990 u. briefl.; vgl. *Baese* 1999, Abb. 5b, dieser Bd. S. 9).

Durch Prädation und Witterungseinflüsse besonders gefährdet waren Bodenbruten, bei denen nur in sechs von 18 Fällen (33 %) überhaupt Jungvögel das Nest verließen, gegenüber 20 von 32 Fällen (63 %) bei höher angelegten Nestern ($\chi^2 = 3,93$, $p < 0,05$). Ohne jeden Verlust an Eiern oder Jungvögeln blieben nur zwei der 18 Bodenbruten (11 %), aber immerhin 17 der 32 Bruten (53 %) in höheren Nestern ($\chi^2 = 8,63$, $p < 0,01$). Erstbrutgelege enthielten im Mittel $4,1 \pm 0,6$ Eier, Zweitbruten dagegen nur $3,7 \pm 0,5$ ($p < 0,05$; U-Test). Bei beiden Gruppen schlüpften im Mittel 3,1 Junge, wovon aber nur $1,2 \pm 1,7$ bzw. $2,3 \pm 1,8$ flügge wurden ($p < 0,05$). Zweitbruten erzielten damit fast den doppelten Bruterfolg wie Erstbruten.

Nahrungshabitate

Der Aktionsradius der Altvögel bei der Nahrungssuche lag bei 250 m (95 % der Suchorte, n = 2491, 20 Paare) und wurde nur ausnahmsweise und punktuell bis auf 350 m ausgedehnt; 74 % der Suchorte lagen innerhalb der 100-m-Distanz um das Nest (Abb. 3 und 4). Die Nutzung des Aktionsraumes konzentrierte sich jeweils auf bestimmte Nahrungshabitate und auf besonders ergiebige Nahrungsquellen, die immer wieder punktgenau angefliegen wurden. Hohe Nutzungsan-

teile einzelner Habitats waren schon bei geringen Flächenanteilen zu verzeichnen. Für Haferfelder ergab sich mit steigendem Flächenanteil eine Zunahme der Nutzung in Form einer Sättigungsfunktion; danach wird beim Hafer eine 50%ige Nutzung bereits bei einem Flächenanteil von 12 % und eine Nutzung von 90 % bei 40 % Flächenanteil erreicht (Abb. 5). Eine Sättigung der Habitatnutzung mit steigendem Angebot entspricht auch theoretischen Überlegungen und macht bei der Berechnung von Habitatnutzungspräferenzen eine Wurzeltransformation der Flächenanteile notwendig (s. Methode).

Der Präferenzindex $\log(r/\sqrt{p})$ zeigt für das Gesamtmaterial (20 Paare, alle Habitats) eine deutlich bimodale Häufigkeitsverteilung (Abb. 6). Die symmetrische Lage der beiden Verteilungsgipfel beiderseits des arithmetischen Mittels der Werte sowie deren dort auftretende leichte Häufung lässt auf zwei sich teilweise überlagernde Normalverteilungen schließen. Diese lassen sich biologisch als Ausprägungen von negativen bzw. positiven Habitatnutzungspräferenzen deuten. Die Aufschlüsselung der Werte auf einzelne Habitats zeigt meist deutlich eingipfelige Verteilungen mit einem Schwerpunkt im negativen oder positiven Bereich (Abb. 6 unten).

Eine positive Habitatselektion ergab sich lediglich für Bracheflächen, Haferfelder und Saumbiotop (‘Säume’), die insgesamt (beide Jahresbruten) etwa 2,5-, 4,5- und 7,5mal häufiger aufgesucht wurden als nach dem Angebot zu erwarten (Quotient r/\sqrt{p}). Wintergetreide (Roggen, Weizen, Gerste) sowie Raps und Mais wurde dagegen \pm deutlich, und Grünland vollständig abgelehnt (Abb. 7). Im relativen Vergleich wurden Bracheflächen etwa zehnmal häufiger angefliegen als Roggen- und Weizenfelder (Rechenbeispiel Brache/Weizen: $\text{antilog}(0,41 - (-0,57)) = 9,5$). Bei der Erstbrut erreichten Bracheflächen den höchsten Nutzungsgrad aller Habitats, während Wintergetreide als Nahrungshabitats fast vollständig ausfiel; Bracheflächen wurden zu dieser Zeit 200mal häufiger aufgesucht als Weizenfelder ($p < 0,001$; signifikante Unterschiede auch gegenüber Roggen, Gerste, Mais und Grünland). Im Wintergetreide war eine verstärkte Nutzung und z. T. positive Selektion erst bei der Zweitbrut ab Ende Juni zu verzeichnen.

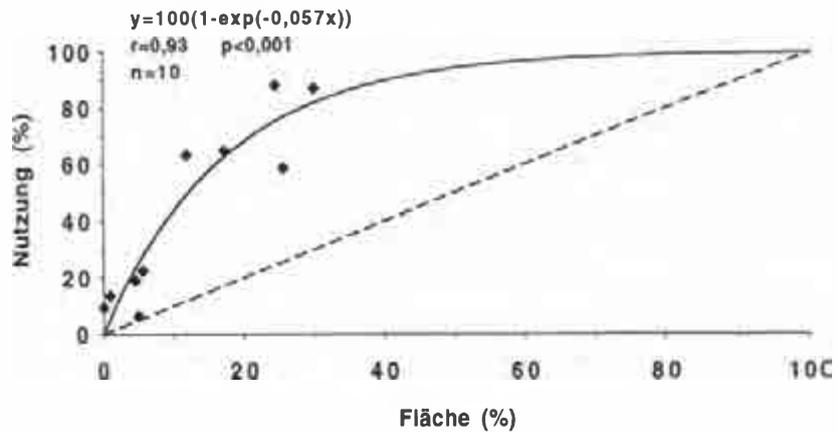


Abb. 5: Prozentuale Nutzung von Haferfeldern (Suchortanteil) bei zehn Goldammer-Paaren, aufgetragen gegen den Flächenanteil von Hafer im 250-m-Aktionsradius, und Graph einer Sättigungsfunktion als Kurvenanpassung an die Einzelwerte. Gestrichelt: Flächenproportionale Nutzung.

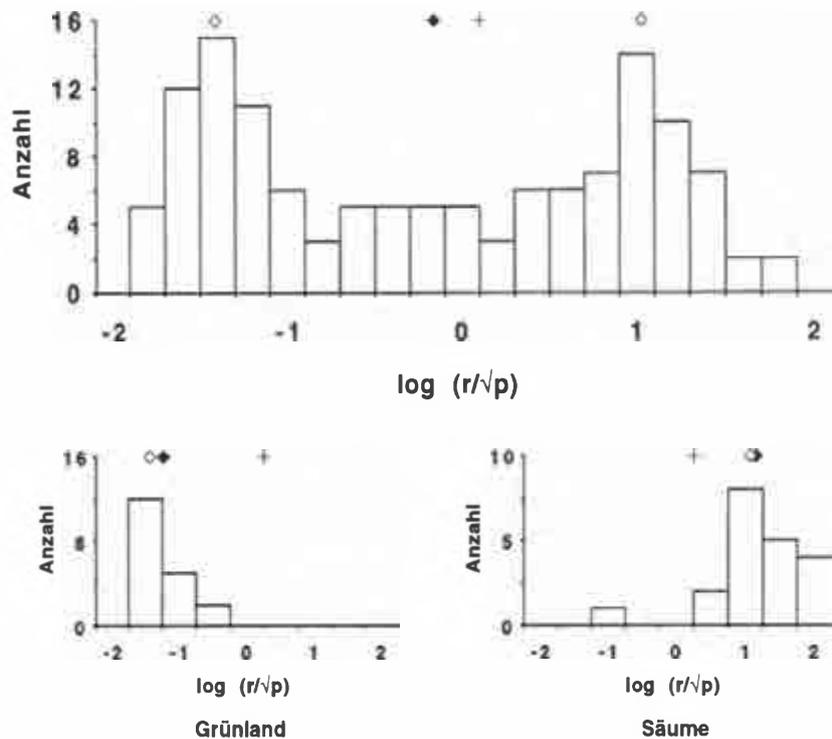


Abb. 6: Histogramme von Habitatnutzungspräferenzen von 20 Goldammer-Paaren während der Jungenaufzucht. Die Präferenzen wurden als Logarithmus der Quotienten aus dem Nutzungsanteil und der Quadratwurzel des Flächenanteils der Habitats berechnet ($\log(r/\sqrt{p})$; s. Text). oben: Alle Habitats (Klassenbreite 0,2 Einheiten; $n = 129$); unten: Grünland und Säume als Beispiel für Einzelhabitats (Klassenbreite 0,5 Einheiten; $n = 19$ bzw. 20). Über den Säulen sind jeweils dargestellt das arithmetische Mittel (schwarz) und die Dichtemittel (Modalwerte, weiß) der Verteilungen sowie der Wert Null (+) als Orientierungshilfe.

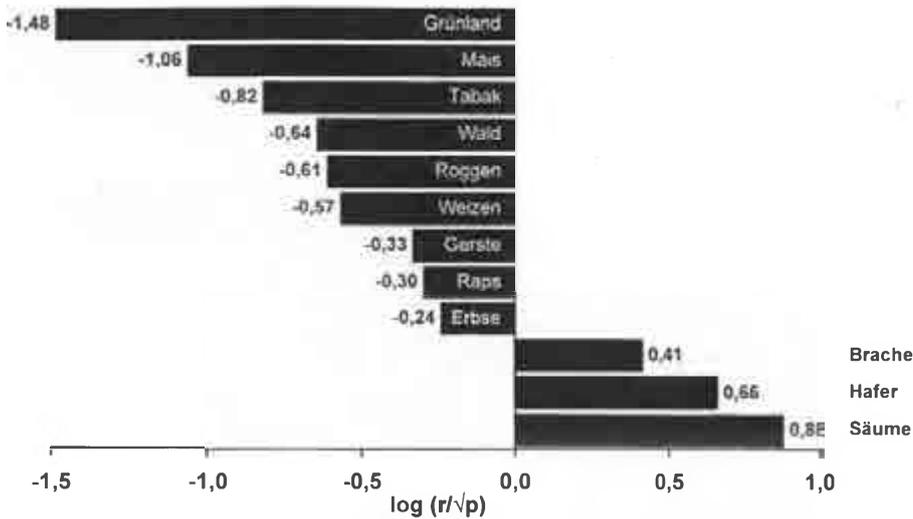


Abb. 7: Mittlere Nutzungspräferenzen für Einzelhabitats ($\log (r / \sqrt{p})$; s. Abb. 6). Eine log-Einheit entspricht einer 10fach positiven bzw. negativen Selektion; zwei log-Einheiten entsprechen einer Abweichung um den Faktor 100.

Nestlingsnahrung

Hauptbestandteile der Nestlingsnahrung (4764 Objekte) waren Dipterenlarven (47 %; davon 98 % Syrphidenlarven), Getreidekörner (16 %; 63 % Hafer) und Lepidopterenlarven (12 %; 65 % *Aglais urticae*), die zusammen drei Viertel aller Nahrungsobjekte bildeten (Abb. 8). Daneben traten etwa 8 % Arachniden, 6 % Coleopteren, 4 % adulte Dipteren und 2 % adulte Lepidopteren auf; andere Taxa waren nur von geringer Bedeutung.

In der Nahrungszusammensetzung zeigten sich deutliche saisonale Veränderungen (Abb. 9). Die Jungen der ersten Jahresbrut wurden Anfang Juni ganz überwiegend mit Dipterenlarven (vor allem Syrphiden) und Coleopteren gefüttert. Bei frühen Zweitbruten war der Anteil der Schwebfliegenlarven deutlich geringer, erreichte aber gegen Mitte Juli ein zweites Maximum, um dann Ende des Monats auf geringe Werte abzufallen. Bei Käfern war im Verlauf der Brutsaison eine lineare Abnahme zu beobachten, und ab Ende Juli fehlten sie in der Nestlingsnahrung fast ganz. Schmetterlingsraupen und Spinnentiere zeigten dagegen nach anfangs geringen Anteilen exponentielle Zunahmen und ersetzten zunehmend die anderen Gruppen. Getreidekörner traten ab Ende Juni mit hohen Werten auf, die bis Anfang August wieder etwas abnahmen.

Die saisonalen Veränderungen in der Nahrungswahl lassen sich auf die Biologie und Phänologie der einzelnen Beutegruppen bzw. ihrer jeweiligen Hauptvertreter zurückführen. So stehen Getreidekörner auf den Feldern erst mit Beginn der Zweitbrut zur Verfügung (Eintritt der Milchreife bei Wintergerste

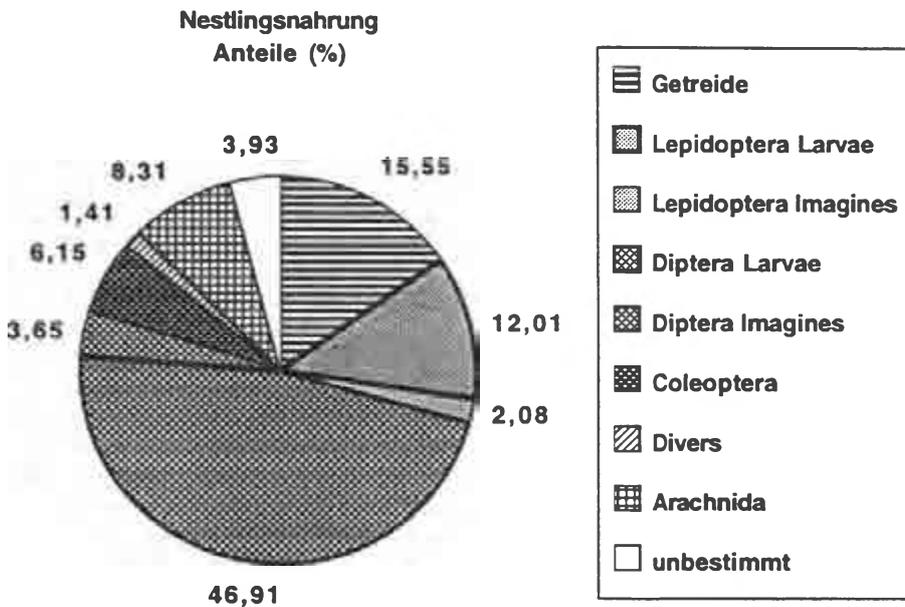


Abb. 8: Prozentuale Verteilung von 4764 verfütterten Nahrungsobjekten bei zwölf Goldammer-Bruten auf Getreidekörner und verschiedene Arthropodengruppen.

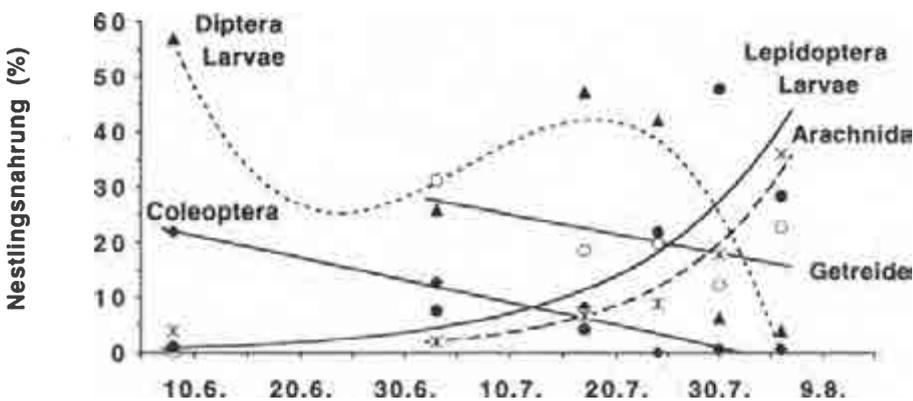


Abb. 9: Prozentuale Anteile der fünf häufigsten Nahrungsgruppen an der Nestlingsnahrung der Goldammer im Verlauf der Brutsaison. Dargestellt sind Mittelwerte von jeweils zwei zeitlich überlappenden oder aufeinander folgenden Brutten (n = 12) über dem Median des jeweiligen Beobachtungszeitraumes sowie Regressionslinien für die fünf Nahrungsgruppen (Funktionsgleichungen s. Lille 1996). Dreieck = Diptera Larvae, Viereck = Coleoptera, Punkt (schwarz) = Lepidoptera Larvae, Kreuz = Arachnida, Punkt (weiß) = Getreide.

um Mitte Juni, bei Roggen und Weizen etwa Anfang Juli und beim Hafer als Sommergetreide erst Mitte Juli), die Raupen der Sommergeneration von *Aglais urticae* treten regelmäßig Ende Juli mit Massenvorkommen in Brennesselbeständen in Erscheinung, und Kreuzspinnen und Weberknechte erreichen erst zu dieser Zeit eine profitable Körpermasse. Bei Käfern fiel das meist im Juli auftretende Populationsmaximum des Hauptvertreters *Pterostichus melanarius* dagegen mit einer starken Abnahme in der Nestlingsnahrung zusammen, was auf eine geringe Beliebtheit dieser stark chitinisierten Arthropoden hinweist.

Die Nutzung von Syrphidenlarven folgte im Juli ihrer Bestandsentwicklung im Getreide (Abb. 10). Schwebfliegenlarven sind effektive Prädatoren und Antagonisten von Getreideblattläusen. Diese treten mit dem Ährenschieben in Erscheinung und erreichen ihr Populationsmaximum meist kurz vor der Milchreife des Getreides; bis zur Teigreife brechen die Blattlauspopulationen dann durch Prädation und Abwanderung geflügelter Stadien zusammen. Die Populationsentwicklung der Syrphidenlarven folgt der der Aphiden mit einer Phasenverschiebung von wenigen Tagen, so dass ihr Maximum meist auf das Milchreifestadium fällt. Dann verpuppen sich die Larven, wodurch sich ihre Anzahl bald verringert und Anfang August gegen Null geht. Das erste Nutzungsmaximum Anfang Juni betraf nicht Getreidefelder als Nahrungshabitat, sondern ausschließlich Bracheflächen, in denen sich Larvenpopulationen früher entwickeln können (Frühjahrsgeneration). Im Getreide steht diese bevorzugte Nestlingsnahrung während der ersten Jahresbrut nicht zur Verfügung.

Sucherfolg

Der Sucherfolg beim Sammeln von Arthropoden betrug im Mittel 63 mg pro Minute Nahrungssuche (n = 796). Zwischen den einzelnen Nahrungsgruppen zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede (Abb. 11). Den höchsten Sucherfolg erzielten die Ammern beim Sammeln von *Aglais*-Raupen (147 mg) und bei Tipulidenlarven (141 mg/min). Coleopteren nahmen mit 88 mg eine Mittelstellung ein, während Syrphidenlarven und Getreidekörner nur 42 bzw. 43 mg/min erbrachten. Der geringste Sucher-

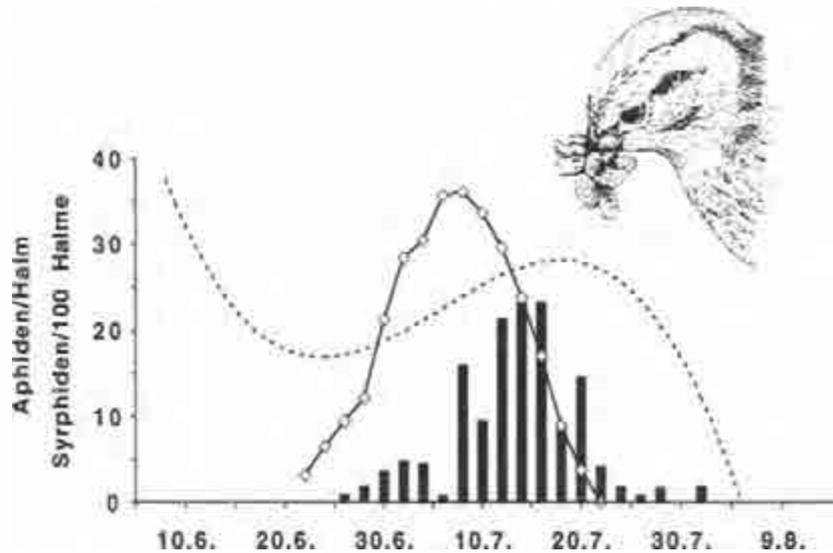


Abb. 10: Populationsdynamik von Aphiden (Linie) und aphidophagen Syrphidenlarven (Säulen) im Winterweizen (Hannover 1988; nach Tenhumberg & Poehling 1989 u. Tenhumberg 1993). Die gestrichelte Linie ist die Regressionslinie 'Diptera Larvae' (überwiegend Syrphiden) aus Abb. 9: Die Nutzung von Syrphidenlarven als Nestlingsnahrung zeichnet deren Bestandsentwicklung im Getreide genau nach; das erste Nutzungsmaximum betrifft dagegen ausschließlich Bracheflächen als Nahrungshabitat. Zeichnung: W. Daunicht, nach einem Photo des Autors.

folg ergab sich mit etwa 20 mg/min bei Webspinnen und Weberknechten (Gruppenunterschiede in den genannten Ebenen überwiegend hochsignifikant, $p < 0,001$).

Habitatspezifisch differenziert wurde der höchste Arthropoden-Sucherfolg mit 85 mg/min in Säumen erzielt, gefolgt von Haferfeldern mit 65, Bracheflächen mit 54 und Wintergetreidefeldern mit nur noch 38–49 mg/min Nahrungssuche (Abb. 12). Der hohe Sucherfolg in Säumen und Bracheflächen beruhte besonders auf den nur dort vor-

kommenden *Aglais*-Raupen, der hohe Haferwert vor allem auf Tipulidenlarven, deren dortiges Auftreten (nach Grünland-Umbruch) allerdings als Sonderfall gelten muss (Hafer ohne Tipuliden 43 mg/min; $p < 0,001$ vs. Säume/Brache). Beim Sammeln von Syrphidenlarven war die Suchdauer/Larve in Hafer- und Roggenfeldern mit 54 und 76 sec signifikant höher als in Bracheflächen, in denen dazu im Mittel nur 50 sec aufgewandt werden mussten ($p < 0,05$ bzw. $< 0,01$). Bei durchschnittlich 6,9 Larven pro Fütterung (n = 220; alle Habitate)

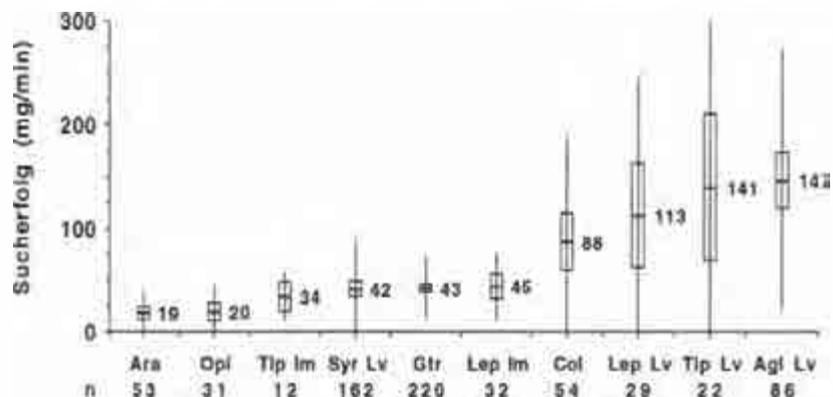


Abb. 11: Nahrungsspezifischer Sucherfolg (mg Nahrung pro Minute Suchdauer) bei verschiedenen Arthropodengruppen und Getreidekörnern (Mittelwerte \pm 95%-Vertrauensbereich \pm Standardabweichung; nebenstehende Zahlen sind Mittelwerte, n = Stichprobenumfang). Ara = Araneae, Opi = Opiliones, Tip = Tipulidae, Syr = Syrphidae, Gtr = Getreide, Lep = Lepidoptera (ohne *Aglais*), Col = Coleoptera, Agl = *Aglais urticae*; Im = Imagines, Lv = Larven.

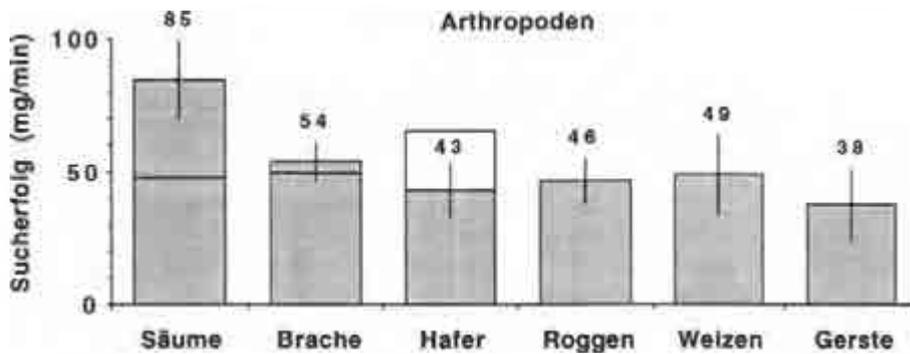


Abb. 12: Habitatspezifischer Sucherfolg (mg Nahrung pro Minute Suchdauer) beim Sammeln von Arthropoden (n = 796) in verschiedenen Nahrungshabitaten bzw. Feldfrüchten (Mittelwerte ± 95%-Vertrauensbereich). Bei Säumen und Bracheflächen ist zusätzlich der Wert gekennzeichnet, der sich ohne *Aglais urticae*-Raupen ergibt; beim Hafer sind auf *Tipulidenlarven* beruhende Werte (weißer Säulenanteil) bei der Berechnung weggelassen (s. Text). Zahlen über den Säulen sind Mittelwerte.

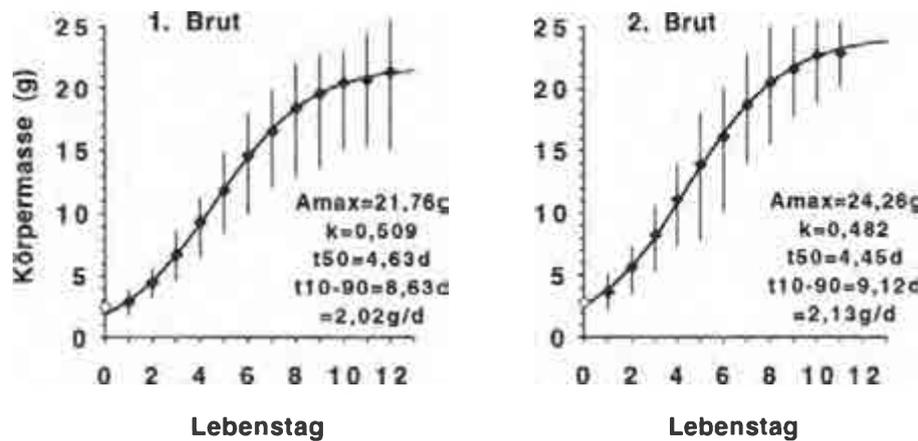


Abb. 13: Gewichtsentwicklung nestjunger Goldammern (Mittelwerte ± Variationsbreite) der 1. und 2. Jahresbrut. Die Daten folgen einer logistischen Wachstumskurve (Ricklefs 1967). Amax = Asymptote (Endgewicht), k = Wachstumsrate, t₅₀ = Zeitpunkt im Wendepunkt der Kurve; t₁₀₋₉₀ ist der Zeitraum zwischen dem Erreichen von 10 und 90 % des Endgewichtes, auf den die durchschnittliche tägliche Gewichtszunahme (g/d) bezogen ist. Der 1. Lebenstag ist der Schlupftag; Tag '0' betrifft Eigewichte am Abend vor dem Schlupf (bei der Kurvenanpassung nicht berücksichtigt).

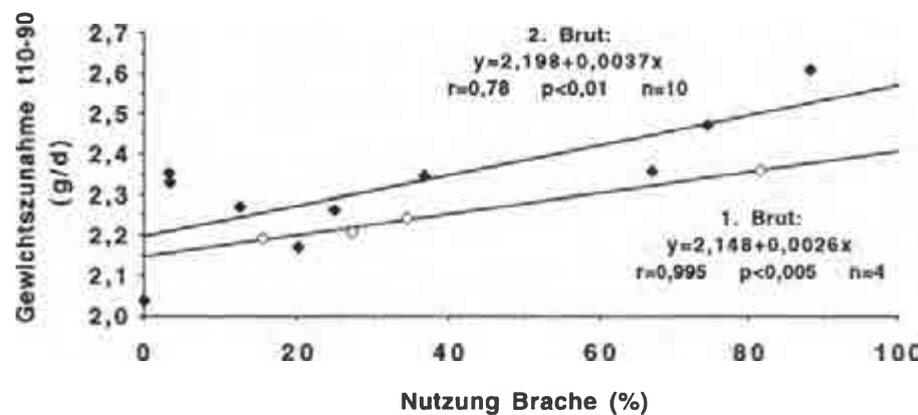


Abb. 14: Durchschnittliche tägliche Gewichtszunahme im Zeitraum zwischen dem Erreichen von 10 und 90 % des Endgewichtes (t₁₀₋₉₀) bei nestjungem Goldammern der 1. (weiß) und der 2. Jahresbrut (schwarz), aufgetragen gegen die prozentuale Nutzung von Bracheflächen als Nahrungshabitat bei der Jungenaufzucht, und Regressionsgeraden.

ermöglichen Bracheflächen demnach bereits gegenüber Haferfeldern eine regelmäßig um eine Minute verkürzte Suchdauer und damit eine erhebliche Zeit- und Energieeinsparung bei der Nahrungssuche.

Nestlingsentwicklung

Die Gewichtsentwicklung der Nestlinge folgte einer logistischen Wachstumskurve mit einer maximalen Wachstumsrate zwischen dem vierten und fünften Lebenstag (Abb. 13). Jungvögel der ersten Jahresbrut wiesen ein geringeres Schlupfgewicht, eine geringere tägliche Gewichtszunahme und ein 2,5 g niedrigeres Endgewicht auf als die der Zweitbrut; die jeweils erreichte Körpermasse war zu jedem Zeitpunkt der Nestlingsentwicklung hochsignifikant verschieden (p < 0,001; t-Test). Zwischen der Gewichtsentwicklung und der Nutzung von Bracheflächen als Nahrungshabitat bestand bei beiden Jahresbruten eine hochsignifikante positive Korrelation (Abb. 14). Die Nestlinge nahmen danach um so mehr an Gewicht zu, je mehr sie anteilig mit Nahrung aus Bracheflächen versorgt wurden. Die rascheste Gewichtsentwicklung bei Erstbruten ergab sich bei 82 % Brachenutzung (n = 211 Fütterungen) und 88 % Syrphidenlarven in der Nestlingsnahrung (n = 704 Nahrungsobjekte).

Diskussion

Die Rangfolge der Habitatnutzungspräferenzen (Säume > Hafer > Brache) korrespondiert genau mit dem jeweils erzielten Sucherfolg (Quotient r/\sqrt{p} 7,5/4,5/2,5; Sucherfolg 85/65/54 mg/min). Habitate mit profitabler Beute und hohem Sucherfolg werden bevorzugt aufgesucht und andere, ärmere Habitate, mehr oder weniger deutlich gemieden.

Die einzelnen Nahrungsgruppen sind aufgrund ihrer jeweils spezifischen Biologie und Phänologie in den verschiedenen Feldfrüchten oft nur kurzfristig und zu unterschiedlichen Zeitpunkten verfügbar. Während der ersten Jahresbrut fallen die großräumig landschaftsprägenden Wintergetreidefelder als Nahrungshabitat fast vollständig aus. Bracheflächen weisen bereits zu dieser Zeit ein erhöhtes Arthropodenangebot auf und ermöglichen ein besseres Nestlingswachstum. Dadurch könnte der ge-

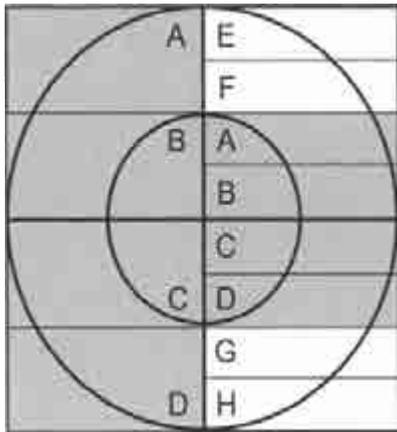


Abb. 15: Schematische Darstellung der Erreichbarkeit verschiedener Nahrungshabitate während der Jungenaufzucht bei unterschiedlichen Schlaggrößen. Die im Aktionsradius um das Nest liegenden Habitate A–D (großer Kreis; links) sind bei einer Halbierung der Schlaggrößen bereits im halben Aktionsradius verfügbar (kleiner Kreis; rechts). Außerdem stehen vier weitere Habitate (E–H) zur Auswahl, um Nahrungsempässen auszuweichen.

nerell niedrige Bruterfolg bei Erstbruten gesteigert und eine Stabilisierung der Populationen herbeigeführt werden.

Bei der Präferenz für Haferfelder gegenüber Wintergetreide spielt wahrscheinlich ein geringerer ‚Raumwiderstand‘ bei der Nahrungssuche (Bestandesdichte, um 450 Halme/m² gegenüber 600 und mehr) und der im Hafer wesentlich geringere Pestizideinsatz eine Rolle. Von zentraler Bedeutung ist aber darüber hinaus die zeitliche Einpassung des Brutgeschäftes in die Phänologie der Getreidearten: Die Aufzucht der Zweitbrut (mittlerer Schlupftag 8. 7., höchster Energiebedarf der Nestjungen am fünften Lebenstag) fällt exakt mit dem Eintritt der Milchreife beim Hafer zusammen (mittleres Datum in Ostholstein 13. 7.). Dieses Stadium bietet optimale Ernährungsbedingungen durch milchreife Körner *ad libitum* und das Populationsmaximum der Syrphidenlarven. Im Wintergetreide dagegen sind diese Nahrungsquellen jetzt bereits meist wieder erschöpft.

Die saisonale Einschränkung der Nahrungsverfügbarkeit in den einzelnen Habitaten wird in ihrer Wirkung durch den begrenzten Aktionsradius der Vögel verstärkt, da diese während der Jungenaufzucht nicht beliebig auf andere, entferntere Habitate auswei-

chen können. Voraussetzung für den Erhalt einer stabilen Agraravizönose ist daher eine Landnutzungsform, bei der Feldfrüchte mit unterschiedlicher Phänologie, z. B. verschiedene Sommer- und Wintergetreidearten, auf engem Raum mosaikförmig ineinander greifen (vgl. Schläpfer 1988, Jenny 1990, Dreesmann 1996). Ein kleinräumiger Wechsel unterschiedlicher Kulturen und unbewirtschafteter Bereiche bietet Vögeln die Möglichkeit, aktuell geeignete Flächen als Neststandort oder Nahrungshabitat auszuwählen und entstehenden Nahrungsempässen auszuweichen, und sichert ausreichende Ernährungsbedingungen während der gesamten Brutzeit und im weiteren Jahresverlauf (Abb. 15).

Zusammenfassung

Dieser Beitrag gibt eine gestraffte Darstellung von ökologischen und phänologischen Zusammenhängen, die in einer nahrungsökologischen Studie an der Goldammer in der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft erarbeitet wurden. Angesprochen werden brutbiologische (Brutphänologie, Neststandort, Bruterfolg; 50 Bruten) und nahrungsökologische Parameter der Jungenaufzucht (Nahrungshabitate, Nestlingsnahrung, Sucherfolg; 20 Bruten, 3696 Fütterungen) sowie die Nestlingsentwicklung (39 Bruten).

Zur Berechnung von Habitatnutzungspräferenzen wird ein neuer Index vorgestellt ($\log(r/\sqrt{p})$; Logarithmus des Quotienten aus dem Nutzungsanteil r eines Habitats und der Quadratwurzel seines Flächenanteils p im Aktionsradius der Vögel) und ausführlich erörtert, um die bei der Datenerhebung und bei der Auswertung zu berücksichtigenden methodischen Probleme aufzuzeigen.

Eine positive Habitatselektion ergab sich lediglich für Bracheflächen, Haferfelder und Saumbiotope; die landschaftsprägenden Wintergetreidefelder fielen als Nahrungshabitat während der ersten Jahresbrut (mittlerer Schlupftermin 23. 5.; Zweitbrut: 8. 7.) fast vollständig aus. Die Nutzung der Habitate war mit der Entwicklung der Beutepopulationen und dem Sucherfolg bei der Nahrungssuche korreliert. Die einzelnen Nahrungsgruppen (Hauptvertreter: Syrphidenlarven, Lepidopterenlarven und Getreidekörner) sind in den verschiedenen Feldfrüchten bzw. Nahrungshabita-

ten oft nur kurzfristig und (in Abhängigkeit von der Vegetationsphänologie) zu unterschiedlichen Zeitpunkten verfügbar. Bracheflächen wiesen bereits im Frühjahr ein erhöhtes Arthropodenangebot auf und ermöglichten ein besseres Nestlingswachstum. Dadurch könnte der generell niedrige Bruterfolg bei Erstbruten (1,2 flügge Junge/Brut gegenüber 2,3 bei Zweitbruten) gesteigert und eine Erholung der Populationen herbeigeführt werden.

Wegen der saisonalen Einschränkung der Nahrungsverfügbarkeit in den einzelnen Habitaten und dem während der Jungenaufzucht begrenzten Aktionsradius der Vögel (etwa 250 m bei der Goldammer und anderen ökologisch vergleichbaren Arten) ist für den Erhalt einer stabilen Agraravizönose eine kleinparzellierte Landnutzungsform Voraussetzung, bei der Feldfrüchte mit unterschiedlicher Phänologie auf engem Raum ineinander greifen.

Literatur

- Baese, K., 1999: Aspekte der Agrarphänologie in Norddeutschland. – NNA-Ber. 12 (3), dieser Band.
- Bairlein, F., 1996: Ökologie der Vögel. – Fischer, Stuttgart.
- Bauer, H. G., Berthold, P., 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. – Aula, Wiesbaden.
- Bauer, H. G., Heine, G., 1992: Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. – J. Ornithol. 133, 1–22.
- Beinhauer, R., Günther, J., 1990: Agrarmeteorologische Arbeitsunterlagen und Planungshilfen für Norddeutschland. – Vauk, Kiel.
- Bezzel, E., Prinzing, R., 1990: Ornithologie. – 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- Busche, G., 1989: Niedergang des Bestandes der Graumammer (*Emberiza calandra*) in Schleswig-Holstein. – Vogelwarte 35, 11–20.
- Dreesmann, C., 1996: Stichprobentheoretisch fundierte Methode zur großflächigen Bestandsschätzung häufiger Vogelarten – Eine Studie zum Brutvogelbestand im Agrarland von Südniedersachsen. – Natur und Wiss., Solingen.
- Jenny, M., 1990: Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten

- Agrarlandschaft. – J. Ornithol. 131, 241–265.
- Lille, R., 1996: Zur Bedeutung von Brachflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. – Agrarökologie 21, 1–150.
- Oelke, H., 1985: Vogelbestände einer niedersächsischen Agrarlandschaft 1961 und 1985. – Vogelwelt 106, 246–255.
- Ricklefs, R. E., 1967: A graphical method of fitting equations to growth curves. – Ecology 48, 978–983.
- Sachs, L., 1992: Angewandte Statistik. – 7. Aufl. Springer, Berlin.
- Schläpfer, A., 1988: Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. – Ornithol. Beob. 85, 309–371.
- Tenhumberg, B., 1993: Untersuchungen zur Populationsdynamik von Syrphiden in Winterweizenbeständen und Quantifizierung ihrer Bedeutung als Antagonisten von Getreideblattläusen. – Cuvillier, Göttingen.
- Tenhumberg, B., Poehling, H. M., 1989: Populationsdynamik von Syrphiden (Diptera, Syrphidae) im Winterweizen. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol. 7, 318–324.
- Usher, M. B., Erz, W., eds., 1994: Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Wink, M., 1992: Zur Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft. – Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. (Berlin-Dahlem) 280, 95–108.

Anschrift des Verfassers

Dr. Rolf Lille
 Fachgebiet Agrarökologie
 Universität Göttingen
 Waldweg 26
 37073 Göttingen

Abhängigkeit der Siedlungsdichte und des Bruterfolgs der Grauammer (*Miliaria calandra*) von der agrarischen Landnutzung: Ist das Nahrungsangebot ein Schlüsselfaktor?

Herrn Prof. em. Dr. Günter Tembrock zum 80. Geburtstag am 7. 6. 1998 gewidmet

von Stefan Fischer

Einleitung

Die Grauammer galt einst als Allerweltsart der Agrarlandschaft. Besonders ab den 1960er Jahren setzte in ganz Mittel- und Westeuropa ein dramatischer Bestandsrückgang ein, der teilweise zur Räumung ganzer Landstriche durch die Art führte (zusammenfassend in Donald et al. 1994, Bauer & Berthold 1996). Übereinstimmend wird von den meisten Autoren die Intensivierung der agrarischen Landnutzung als hauptsächlicher Ursachenkomplex für den Rückgang angesehen (u.a. Busche 1989, Kühn 1995, Bauer & Berthold 1996, Fischer & Schneider 1996, Donald 1997). Die „Klimabedingtheit“ des Rückganges wurde nur durch Peitzmeier (1956) intensiver thematisiert. Welche konkreten Ursachen aber tatsächlich und in welcher Weise auf den Grauammerbestand wirken, ist trotz umfangreicher meist korrelativer Studien (Donald & Evans 1994, Donald

1997, Shrubbs 1997) nicht vollständig verstanden und möglicherweise auch regional verschieden.

Während in den alten Bundesländern der Bestand in den neunziger Jahren auf niedrigem Niveau blieb (Bauer & Berthold 1996, Hötker 1996), war in Teilen der ehemaligen DDR, besonders in Brandenburg und Mecklenburg, seit 1990 eine deutliche Bestandserholung zu verzeichnen (Flade & Schwarz 1996; Dürr et al. 1997, eigene Beob.). Da die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung besonders in Hinblick auf Stoffeinsatz, Ernteeffizienz und eingeschränkte Fruchtfolgen in den neuen Bundesländern nach der Vereinigung Deutschlands eher zugenommen hat (George 1995, 1996, Rösler & Weins 1996), wäre das Gegenteil zu erwarten gewesen. Im Vergleich zu Zeiten vor der Vereinigung nahm allerdings der Anteil stillgelegter Flächen von nahezu 0 auf ca. 13 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche 1994 zu.

Er lag damit deutlich höher als in den alten Bundesländern mit 6,6 % (Rösler & Weins 1996). Da sich auf Brachflächen schon im ersten Stilllegungsjahr eine reichhaltige Ackerunkrautflora (z.B. Krumbiegel et al. 1995) und nachfolgend hohe Arthropodenbestände einstellen (Handke 1988, Litzbarski et al. 1993, Witsack 1997, Quaiser et al. 1997), war zu vermuten, dass der Zuwachs an (selbstbegrünten) Ackerbrachen einen positiven Einfluss auf die Grauammer hat, deren Nestlingsnahrung aus Arthropoden besteht (Gliemann 1973, Schmidt 1967, Hartley & Quicke 1994, s.u.). Unsere Untersuchungen hatten zum Ziel, an einem größeren Datenmaterial zu prüfen, ob Grauammern Brachflächen tatsächlich bevorzugt besiedeln, dort einen höheren Bruterfolg erzielen als auf Äckern (vgl. Eislöffel 1996, Fischer & Schneider 1996) und welche Faktoren Siedlungsdichte und Bruterfolg auf unterschiedlich genutzten Flächen bestimmen. Dabei sollten möglichst einfache Methoden verwendet werden, da nach Abschluss des Projektes Teile der Untersuchungen im Rahmen eines Monitorings von Naturwächtern fortgesetzt werden sollten.

Untersuchungsgebiet und Methode

Die Untersuchungen wurden im agrarisch genutzten Raum des ehemaligen Kreises Angermünde (Lkr. Uckermark, Brandenburg) durchgeführt. Sie erfolgten im Projektbereich Zoologie des Forschungsvorhabens „Naturschutz in der

offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ (finanziert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt). Neben der Grauammer wurden Kranich (*Grus grus*), Wachtel (*Coturnix coturnix*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Schleiereule (*Tyto alba*), Rotbauchunke (*Bombina bombina*), Kleinsäuger und verschiedene Arthropodengruppen bearbeitet. Gesamtziel des Vorhabens war es, am Beispiel eines repräsentativen Ausschnitts der Agrarlandschaft eine übertragbare Methodik zur Durchsetzung von Naturschutzzielen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen zu entwickeln (Leberecht 1994, Fischer & Schneider 1996). Dies soll durch den Einsatz solcher Formen des Landbaus erreicht werden, die der Natur eine Chance lassen und gleichzeitig den Landwirten ein angemessenes Einkommen sichern.

1994 und 1995 fanden zunächst kleinräumige Kartierungen in vier im Projektrahmen vorgegebenen Untersuchungsgebieten (450–2362 ha, insgesamt: 5948 ha) statt (s. Fischer & Schneider 1996, Fischer & Schöps 1997). 1996 wurden Grauammerreviere auf einer 190 km² großen Untersuchungsfläche, 1997 auf 221 km² kartiert. Es handelt sich um eine für Nordbrandenburg typische Agrarlandschaft mit 55 % Acker-, 20 % Grünland-, 12 % Brache- und < 5 % Waldanteil. Die meisten Flächen wurden nur ein- bis zweimal begangen. Da die Kartierungen hauptsächlich in der intensivsten Gesangsphase im Mai und Juni stattfanden, kann von einem hohen Erfassungsgrad ausgegangen werden. Auf Teilflächen fanden wiederholte Beggehungen statt, in einzelnen Gebieten mindestens einmal pro Dekade.

1996 wurde auf einer 142 km² großen Teilfläche die Landnutzung kartiert. Hierbei wurden Brachen (junge Brachen ≤ 2 Jahre, alte Brachen > 2 Jahre), Grünland, verschiedene Ackerkulturen, Ortsrandbereiche (100-m-Streifen um Ortschaften) und nicht von der Grauammer besiedelbare Flächen (Gehölze, Gewässer, Ortschaften) erfasst und in Karten 1:10000 eingetragen. Der Vergleich von Landnutzung und Grauammerbesiedlung erfolgte mit zwei Methoden: Zunächst erfolgte ein Vergleich zwischen Flächennutzungsanteilen und Grauammerdichten in 1-km²-Gitterfeldern. Als

zweiter Schritt wurde jedes Grauammerrevier einem konkreten Nutzungstyp zugeordnet. Dabei wurde das Revier jeweils dem Nutzungstyp zugeordnet, der im Revier dominierte. Der Anteil der Reviere in bestimmten Nutzungstypen wurde mit deren Flächenanteil im Untersuchungsgebiet in Beziehung gesetzt.

Der Bruterfolg wurde auf ausgewählten Flächen unterschiedlicher Nutzung (Brache vs. Acker) qualitativ erfasst. Dabei galten Reviere, bei denen bei einer Nachkartierung im Juli Jungvögel beobachtet bzw. aufgrund des Verhaltens der Altvögel (Futterflüge, starkes Warnen) auf flügge Junge bzw. ältere Nestlinge geschlossen werden konnte, als erfolgreich. Reviere der Erstkartierung, die im Juli verwaist waren oder in denen lediglich singende, meist unverpaarte Männchen bzw. kein Nestverhalten zeigende Paare nachgewiesen wurden, galten als erfolglos. Regelmäßige Kontrollen in Teilgebieten zeigten, dass diese sehr einfache Methode hinreichend genaue Ergebnisse liefert.

Erfassungen des potentiellen Nahrungsangebotes erfolgten durch dekadeweise Bekeschung von je drei Transekten (jeweils 50 Kescherschläge) auf einer mehrjährigen Brache, einem mineralischen Grünlandstandort und einem biologisch-dynamisch bewirtschafteten Winterroggenschlag von Anfang Mai bis Ende Juli 1995 sowie durch flächendeckende Bekeschung aller Nutzungseinheiten, Sonder- und Randstruk-

turen innerhalb des Untersuchungsgebietes Peetzig (732 ha) Mitte Juli 1995 auf insgesamt 54 Transekten (s. Fischer & Schneider 1996).

Die Nestlingsnahrung wurde anhand von 204 Kotproben, 32 Halsringproben und 3 am Nest verlorenen Nahrungsballen analysiert, in denen insgesamt 1025 Nahrungsobjekte identifiziert werden konnten (Fischer & Kristin, i. Vorb.).

Danksagung: Ich danke H. Watzke, K. Kullmann, S. Schimroszik und D. Zieche für umfangreiche Unterstützung bei den Feldarbeiten. Dr. A. Kristin bestimmte dankenswerter Weise die Inhalte der Kotproben. U. Hansen gab Hinweise zum Lepidopteren-Vorkommen und H. Watzke sah das Manuskript kritisch durch. Die Arbeiten wurden im Rahmen o.g. Projektes vom BMBF finanziell unterstützt.

Ergebnisse

Siedlungsdichte

Auf der 1996 kontrollierten 190 km² großen Untersuchungsfläche wurden 524 Rev. (= 2,75 Rev./km²) ermittelt. 1997 waren es auf der 221 km² großen, nicht völlig deckungsgleichen Fläche 653 Rev. (= 2,95 Rev./km²). Im in beiden Jahren kontrollierten Raum (155 km²) nahm der Bestand von 477 Rev. auf 538 Rev. um 13 % zu.

Die Revierverteilung war nicht gleichmäßig, sondern geklumpt bzw. linear. Während Brachflächen meist flächende-

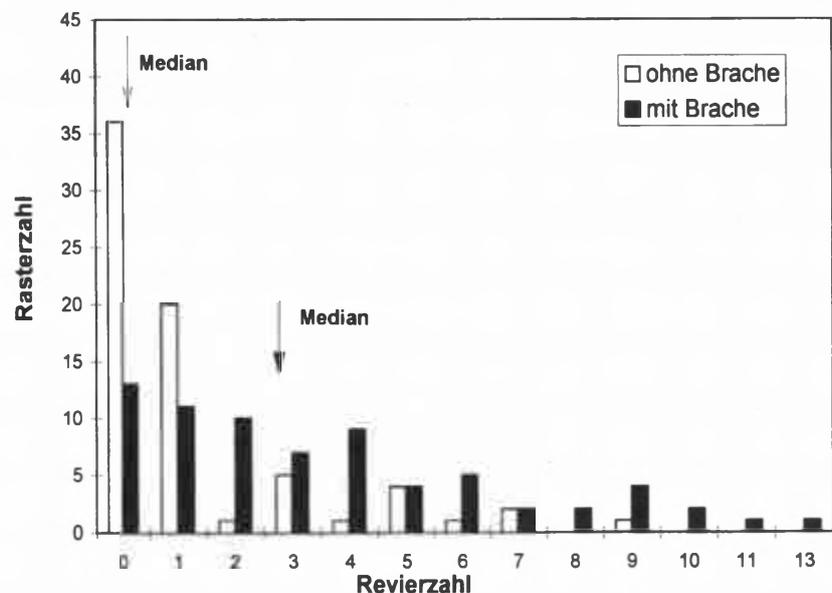


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Revierzahlen der Grauammer auf 1 km²-Gitterfeldern mit und ohne Brachen (n = 142).

ckend besiedelt waren, kamen Grauammern an Äckern und im Grünland meist linear, entlang von Wegen oder ruderalen Säumen vor. Maximal wurden 1996 13 Reviere pro 1 km²-Gitterfeld festgestellt. In Gitterfeldern mit Ackerbrachen oder strukturell ähnlichen Ruderalflächen waren mehr Grauammerreviere zu verzeichnen (0–13; Median: 2,71) als in brachefreien (0–9; Median: 0,49; Abb. 1).

Die Ermittlung von Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten zwischen dem Flächenanteil verschiedener Landnutzungstypen und der Revierzahl pro vollständig bearbeitetem 1 km²-Gitterfeld ergab nur zum Bracheanteil eine signifikant positive Korrelation ($r_s = 0,430$; $p < 0,001$). Der Anteil anderer Nutzungstypen korrelierte nicht mit der Zahl der Grauammerreviere (Tab. 1).

Tab. 1: Rangkorrelationen zwischen Flächenanteil der Nutzungstypen und Grauammer-Revierzahl auf 1 km²-Gitterfeldern (n = 142). r_s -Spearman'scher Rangkorrelationskoeffizient.

Nutzungstyp	r_s	Signifikanz
Ackerbrache	0,430	$p < 0,001$
Grünland	0,014	n.s.
Getreide	-0,046	n.s.
Sonstige Kulturen	-0,057	n.s.
Wald	0,118	n.s.
Siedlungen	0,020	n.s.

Die Zuordnung von 367 Revieren zum jeweils im Revier vorherrschenden Landnutzungstyp ergab ein deutliches Dominieren von „Bracherevieren“ (47,4 %). Getreide (17,6 %), Grünland (13,4 %), Ortsränder (12,5 %) und sonstige Kulturen (9,0 %) wiesen wesentlich weniger Grauammerreviere auf. Im Vergleich mit den relativen Häufigkeiten der einzelnen Landnutzungstypen im Gebiet, wird die Bevorzugung alter Brachen durch Grauammern (Angebot: 11,7 %; Nutzung: 47,4 %) besonders deutlich. Daneben wurden Ortsränder deutlich bevorzugt. Grünländer wurden etwas seltener genutzt, als anhand ihres Flächenanteils zu erwarten gewesen wäre. Alle Ackerkulturen (außer Hafer und Erbse) wurden gemieden. Die beobachtete Verteilung der Grauammerreviere unterscheidet sich signifikant von einer gleichmäßigen Verteilung der Reviere auf die Nutzungstypen ($\chi^2 = 682,7$; $df = 10$; $p < 0,0001$; Abb. 2).

Die mittleren nutzungsbezogenen Dichten lagen an Ortsrändern bei 2 Rev./10 ha, auf Brachen bei 0,9 Rev./10 ha und auf allen agrarisch genutzten Flächen unter 0,3 Rev./10 ha.

Von 1996 zu 1997 wurden im Untersuchungsraum Brachen auf einer Gesamtfläche von 263 ha umgebrochen. Auf diesen Flächen sank die Revierzahl 1997 auf 79 % (66 → 52) des Vorjahresbestandes ab, während auf weiterhin

stillliegenden Flächen der Bestand nochmals leicht auf 112 % (67 → 75) zugenommen hatte.

Neststandorte

Von den 1994 bis 1997 gefundenen 106 Grauammer-Nestern befanden sich 52 (= 49,1 %) auf Ackerbrachen. Weitere 33 (= 31,1 %) waren auf strukturell Brachen sehr ähnlichen Ruderalflächen angelegt, die teilweise auch durch Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung auf schwer bewirtschaftbaren Flächen (Hänge, Senken) entstanden sind. Nur 17 (= 16 %) der Nester befanden sich auf agrarisch genutzten Flächen, davon 11 auf Ackerflächen (4 × Erbse, je 2 × Lupine, Wintergerste, je 1 × Hafer, Winterroggen, Getreidestoppel) und 6 auf Grünlandflächen. Da die Häufigkeitsverteilung der Nestfunde stark von der Beobachtungsintensität und von der Revierdichte der Grauammern abhängt, ist der Anteil von Brachebruten möglicherweise überrepräsentiert. Die Häufigkeitsverteilung der gefundenen und vermuteten Neststandorte aller mit der Brut begonnenen Weibchen im Untersuchungsgebiet Peetzsig 1996 zeigt im Vergleich zum Flächenanteil der Nutzungstypen allerdings ebenfalls ein deutliches Überwiegen von Brachebruten. Die Verteilung der Nester war signifikant verschieden von einer Gleichverteilung auf den potentiell nutzbaren Landnutzungstypen ($\chi^2 = 133,7$; $df = 6$; $p < 0,0001$; Tab. 2).

Bruterfolg

Da der Bruterfolg für den Erhalt einer Population entscheidender ist als die Siedlungsdichte, wurde dieser auf ausgewählten Flächen qualitativ ermittelt (s. o.). Auf Brachen war 1997 der Anteil der Reviere mit Bruterfolg deutlich höher (in 100 % der im April/Mai kartierten Reviere [n = 23] war Bruterfolg festzustellen oder sehr wahrscheinlich) als in ackerbaulich genutzten Bereichen (in 50 % der im April/Mai kartierten Reviere [n = 40] war Bruterfolg festzustellen oder sehr wahrscheinlich). Der geringere Anteil von Revieren mit Bruterfolg in Feldern ist nicht oder nur zu geringem Teil auf direkte Brutverluste zurückzuführen, sondern vielmehr auf einen höheren Anteil unverpaart bleibender Männchen.

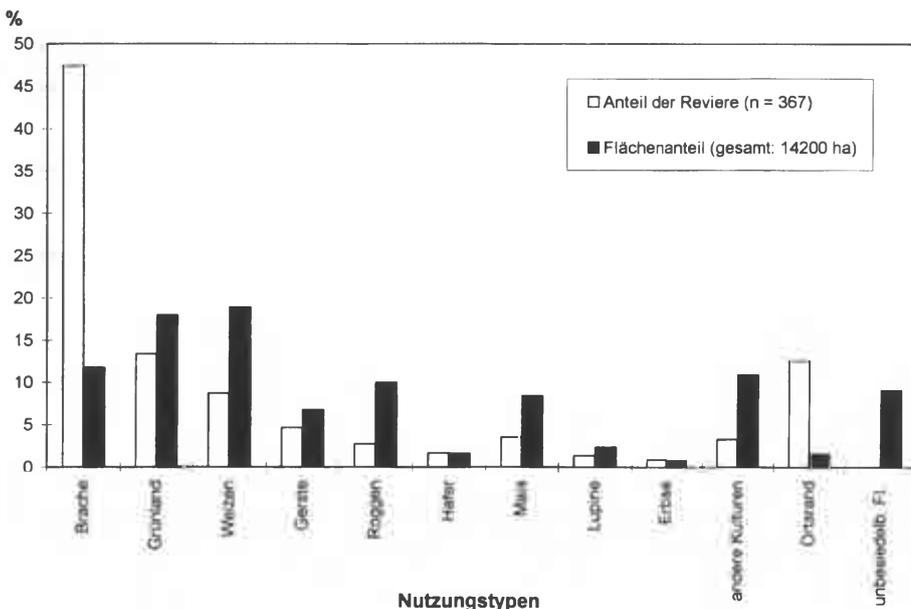


Abb. 2: Vergleich zwischen dem Anteil von Grauammerrevieren auf bestimmten Nutzungstypen und deren Flächenanteil 1996 ($\chi^2 = 682,7$; $df = 10$; $p < 0,0001$).

Tab. 2: Verteilung der Standorte aller Nester 1996 im Untersuchungsgebiet Peetz (732 ha) im Vergleich zum Flächenanteil der einzelnen Nutzungstypen. Die Verteilung der Nester ist signifikant verschieden von einer Gleichverteilung auf den potenziell nutzbaren Landnutzungstypen ($\chi^2 = 133,7$; $df = 6$; $p < 0,0001$).

Nutzungstyp	Nest gefunden	Nest lokalisiert	Nest vermutet	gesamt	Anteil (%)	Flächenanteil des Nutzungstyps (%)	Flächenanteil des Nutzungstyps (%); ohne nicht nutzbare Flächen
Ackerbrache	8	3	2	13	61,9	29,2	32,9
Ruderalfläche	2			2	9,5	1,0	1,1
Erbse	2	1		3	14,3	9,2	10,4
Lupine	1			1	4,8	4,2	4,7
Lein			1	1	4,8	4,6	5,2
Winterroggen	1			1	4,8	3,2	3,6
sonstige (potenziell als Nistplatz geeignete Flächen)				0	0,0	37,3	42,1
sonstige (als Nistplatz ungeeignete Flächen: Wasser-, Gehölz-, bebaute Flächen)				0	0,0	11,3	–

Ursachen für die Bevorzugung von Brachen durch die Grauemmer

Drei Faktoren dürften die aufgezeigte Präferenz von Brachen durch die Grauemmer und den dort höheren Bruterfolg (bzw. Anteil verpaarter Männchen) hauptsächlich verursachen:

1) Die Brachen im Untersuchungsgebiet sind meist ausgesprochen reich strukturiert. Dichte Hochstaudenvegetation (z. B. *Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris*, *A. absinthium*, *Cirsium* spp.) bietet gut gedeckte Nistplätze, schütter bewachsene Bereiche an Hängen und grasige Bereiche ermöglichen eine effektive Nahrungssuche, vegetationsfreie Bereiche auf Kuppen gestatten die Aufnahme von Gastrolithen, und vorjährige Hochstauden, die über die sonstige Vegetation hinausragen, dienen als Singwarten.

2) Brachen sind während der Brutzeit deutlich störungsärmer als Äcker und Grünländer, auf denen Grauemmerbruten durch verschiedene Bearbeitungsschritte gestört bzw. vernichtet werden. Von insgesamt 36 ermittelten Totalverlusten waren allerdings nur 2 durch Grünlandmahd (5,6 %) und 2 durch Weidetrieb (5,6 %), dagegen 47,2 % durch Prädation und 41,6 % durch meist wetterbedingte Brutaufgabe verursacht.

3) Brachen sind deutlich reicher an potentieller Grauemmer-Nestlingsnahrung. Auf nicht ackerbaulich genutzten Flächen (Brachen, Kleinbrachen, Weg- und Strukturränder) wurden doppelt so hohe Arthropodendichten (120–200

Ind./50 Kescherschläge) ermittelt als auf Äckern (60–90 Ind./50 Kescherschläge), wobei kein Unterschied zwischen biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteten Äckern festgestellt werden konnte (Fischer & Schneider 1996). Die herausragende Bedeutung von Brachen und krautigen Säumen wird noch deutlicher, wenn nur die drei dominierenden Nahrungstiergruppen (Spinnen, Heuschrecken, Schmetterlingslarven; Fischer & Kristin i. Vorb.) berücksichtigt werden (Abb. 3).

Während Brachen über die gesamte Brutsaison hohe und relativ ausgeglichene Arthropodenabundanzen aufwiesen, waren die Dichten auf dem Acker anfangs sehr gering und stiegen erst ab Ende Juli stärker an. Auf Grünländern waren nach der Mahd Einbrüche zu verzeichnen (Fischer & Schneider 1996). Auch hier fällt bei Betrachtung der drei wichtigsten Nahrungsgruppen die Bedeutung von Brachen besonders ins Auge. Spinnen wiesen in 5 von 9 Dekaden auf Brachen die höchste Abundanz auf. Nur kurzzeitig waren sie auf Grünland etwas häufiger. Lepidopteren-Larven traten sowohl auf dem Acker als auch auf dem Grünland fast nicht auf. Auf mehrjährigen Ackerbrachen hatten sie dagegen ein deutliches Peak (> 30 Ind./50 Kescherschläge) Mitte bis Ende Juni, also in der Hauptnestlingsphase

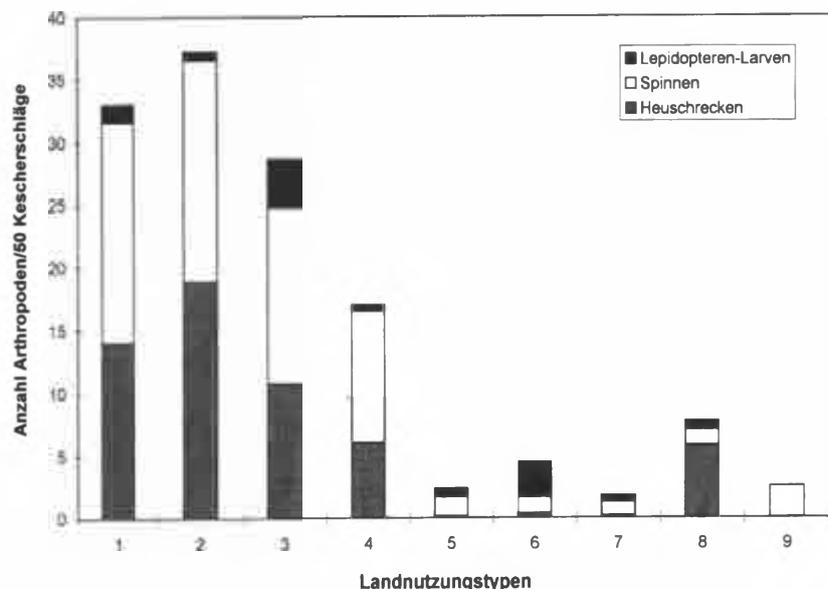


Abb. 3: Anzahl Arthropoden der wichtigsten Grauemmernahrungsgruppen pro 50 Kescherschläge auf agrarisch unterschiedlich genutzten Flächen und nicht genutzten Bereichen. 1 – Feldsollränder (5 Kescherrouen); 2 – Brachen (9); 3 – Wegränder (7); 4 – Kleinbrachen (2); 5 – Getreide, biol.-dyn. (9); 6 – andere Kulturen, biol.-dyn. (9); 7 – Getreide, konvent. (7); 8 – Grünland (4); 9 – andere Kulturen, konvent. (2).

der Grauammern. Meist handelte es sich hierbei um die grasbewohnenden Larven von Dickkopffaltern (Gattung *Thymelicus*; U. Hansen, pers. Mitt.), die auch besonders intensiv von der Grauammer genutzt wurden. Auch Heuschrecken konnten auf Äckern nicht nachgewiesen werden. Auf dem Grünland wurden anfangs hohe Dichten (bis 30 Ind./50 Kescherschläge) festgestellt, die nach der Mahd (Mitte Juni) aber schnell zusammenbrachen und auf niedrigem Niveau blieben. Auf Brachflächen wurden ab Anfang Juli sehr hohe Dichten (bis über 40 Ind./50 Kescherschläge) ermittelt. Das Maximum des Auftretens von Heuschrecken beginnt also nach dem Zusammenbruch der Lepidopteren-Larven-Bestände nach deren Verpuppung. Somit sind diese beiden Hauptbeutegruppen über den entscheidenden Zeitraum der Jungenaufzucht (Juni–Juli) für die Grauammern auf Brachen in hohen Beständen verfügbar.

Diskussion und Empfehlungen für den Schutz der Grauammer

Mit verschiedenen Methoden konnte eine deutliche Bevorzugung von Brachflächen durch Grauammern festgestellt werden. Ursachen dafür sind das deutlich höhere Nahrungsangebot, die Störungsarmut und der Strukturreichtum. Selbst Brachen in Waldnähe und ohne höhere Singwarten wurden von Grauammern intensiv besiedelt, während walddnahe und singwartenarme Äcker nie besiedelt wurden. Eine starke Bevorzugung von Brachflächen durch Grauammern stellte auch *Eislöffel* (1996) fest. 66 % der 76 von ihm analysierten Reviere enthielten im Mittel 27 % Brache. In anderen Untersuchungsgebieten (z.B. *Braun* 1991) ist die Grauammer allerdings nach wie vor typischer Ackerbewohner.

Offensichtlich ist der Grad der Bevorzugung von Brachen auch von der Intensität der Landnutzung der umgebenden Agrarlandschaft abhängig. In einem Untersuchungsgebiet im Umfeld von Buckow (Lkr. Havelland), das im Rahmen eines Managementprojektes für die Großtrappe großflächig extensiv bewirtschaftet wird (*Litzbarski & Eichstädt* 1993), wurden alle Landnutzungstypen entsprechend ihres Flächenanteils von der Grauammer besiedelt (*Fischer & Schöps* 1997). Deutliche Präferenzen

für Brachen waren nicht zu verzeichnen.

Die Bevorzugung von Ortsrändern durch die Grauammer ist durch deren recht dörflichen Charakter verursacht. Regelmäßig sind dort ruderale Bereiche (Randbereiche ehemaliger LPG, zuge wachsene Stroh- und Misthaufen, ungenutzte Kleinflächen) vorhanden, die ähnliche Vorteile bieten wie Brachen.

Der höhere Anteil erfolgreicher Reviere auf Brachen ist hauptsächlich auf unverpaart bleibende Männchen in der Ackerlandschaft zurückzuführen, weniger auf erhöhte Nestverluste auf den Äckern. Männchen wählen ihre Reviere offensichtlich hauptsächlich anhand des Vorhandenseins geeigneter Singwarten (vgl. *Møller* 1986). Die Eignung der Reviere für Nestbau und Jungenaufzucht ist möglicherweise während der zeitigen Revierbesetzungsphase (im Untersuchungsgebiet ab Mitte Februar; eigene Beob.) für die Männchen noch nicht erkennbar. Die Weibchen besiedeln die Reviere nach einer längeren Suchphase zu einem Zeitpunkt, zu dem die Qualität der Reviere besser abzuschätzen ist (ab Mitte April; eigene Beob.).

Grauammern füttern ihre Jungen hauptsächlich mit größeren Arthropoden (> 5 mm). Im Untersuchungsgebiet dominieren Spinnen, Heuschrecken und Lepidopteren-Larven in der Nestlingsnahrung (*Fischer & Krištin*, i. Vorb.). Dass das Angebot an Arthropoden zum limitierenden Faktor für die Nutzung der Agrarlandschaft durch Vögel geworden ist, wurde vielfach belegt (u. a. *Litzbarski* et al. 1987, *Jenny* 1990, *Meury* 1991). Auch die vorliegenden Ergebnisse der Kescherfänge bestätigen die Arthropodenarmut auf Äckern, auch auf biologisch-dynamisch bewirtschafteten Flächen. *Brooks* et al. (1995) fanden in einem groß angelegten Vergleich zwischen konventionell und biologisch bewirtschafteten Betrieben lediglich Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Arthropoden, aber keine deutlichen Unterschiede in der Gesamt-abundanz. Der höhere Bruterfolg von Feldlerchen auf biologisch bewirtschafteten Flächen (*Evans* et al. 1995) wird eher auf eine günstigere Zusammensetzung der Biohöfe zurückgeführt (mehr Grasland, mehr Sommergetreide) als auf ein höheres Nahrungsangebot auf denselben Kulturen.

Positive Effekte der Flächenstilllegung auf die Arthropodenbestände und

damit auf das Nahrungsangebot für insectivore Vogelarten sind vielfach belegt (u. a. *Handke* 1988, *Litzbarski* et al. 1993, *Lille* 1996). Folgerichtig werden Brachen auch von adulten Grauammern am intensivsten zur Nahrungssuche aufgesucht (eigene Beob.).

Zum Schutz der Grauammer sollten zwei Wege beschritten werden:

Einerseits sollte der Anteil von source-Habitaten (Bracheanteil derzeit bei etwa 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche) erhalten werden. Dies kann beim derzeit vorgegebenen Anteil an Flächenstilllegungen sicher realisiert werden, bei weiterer Absenkung der EU-Stilllegungsquoten wohl kaum. Brachflächen sollten möglichst selbstbegrünt sein und ungepflegt bleiben. Der eigentlich vorgeschriebene Pflegeschnitt bis 15. 7. kann zu erheblichen Brutverlusten führen, wodurch Brachen besonders für die jahreszeitlich spät brütende Grauammer zu einer „ökologischen Falle“ werden können. Ferner sind vorjährige Hochstauden vielfach geeignete Sing- und Ansitzwarten.

Da auch andere Vogelarten von Flächenstilllegungen profitieren (z.B. *Fischer* unveröff., *Berndt* 1995, *Lille* 1996), wäre diese Maßnahme durchaus im Sinne der Erhaltung einer reichhaltigen Vogelwelt in der Agrarlandschaft.

Der zweite Weg sollte die Verbesserung der Situation in den sink-Habitaten sein. Ob dies allein durch eine Zunahme des biologischen Landbaus erreicht werden kann, ist fraglich, da auch biologisch bewirtschaftete Flächen möglichst „unkraut- und schädlingfrei“ gehalten werden. Wichtig ist die Schaffung kleinerer ungenutzter, krautiger Bereiche in der Ackerlandschaft. Hier genügen oftmals Altgras- und Krautstreifen entlang von Weg- und Feldrändern sowie an unbewirtschaftbaren Hängen oder Senken, die kleiner als ein Hektar sein können. Die Erhöhung des Anteils solcher Strukturen, z.B. durch Verkleinerung der Schläge, durch Ausgliederung schwer bearbeitbarer Bereiche aus der Nutzung muss vorrangiges Ziel sein. Daneben sollte besonders in den Gebieten, wo die Grauammer Standvogel ist (wie im Untersuchungsgebiet; *Fischer & Watzke*, i. Vorb.), durch die Erhöhung des Anteils von Winterstopplern (s. *Donald & Evans* 1994) und zunehmende Winterweide die Nahrungsverfügbarkeit für Grauammern im Winterhalbjahr verbessert werden.

Wegen der geringen Dispersionsentfernungen der Grauammer (Shepherd et al. 1997, Fischer i. Vorb.) ist auch bei Durchsetzung o.g. Forderungen nicht mit einer schnellen Wiederbesiedlung verwaister Räume zu rechnen. Nur durch ein flächendeckendes, dichtes Netz „grauammerfreundlicher“ Gebiete kann eine baldige Bestandserholung in ganz Mitteleuropa erreicht werden.

Literatur

- Bauer, H.-G., Berthold, P., 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestandentwicklung und Gefährdungsursachen. – AULA-Verlag, Wiesbaden. 715 S.
- Berndt, R. K., 1995: Aktuelle Veränderungen der Habitatwahl schleswig-holsteinischer Brutvögel – Verstädterung, Wechsel von Nadel- in Laubholz, Besiedlung von Wintersaaten und Ackerbrachen. – Corax 16, 109–124.
- Braun, M., 1991: Einfluß der Straßenrandgestaltung auf die Biotopvernetzung in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten – Beispiel Goldammer und Grauammer. – Unveröff. Studie, TU Braunschweig. 33 S.
- Brooks, D., Bater, J., Jones, H., Shah, P. A., 1995: The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. – BTO Res. Rep. No. 154, Part IV: Invertebrate and Weed Seed Food-sources for Birds in Organic and Conventional Farming Systems. BTO, Thetford. 98 S.
- Busche, G., 1989: Niedergang des Bestandes der Grauammer (*Emberiza calandra*) in Schleswig-Holstein. – Vogelwarte 35, 11–20.
- Donald, P. F., 1997: The corn bunting *Miliaria calandra* in Britain: a review of current status, patterns of decline and possible causes. – In: The ecology and conservation of corn buntings *Miliaria calandra*, ed. by P. F. Donald & N. J. Aebischer, JNCC (UK Nature Conservation No. 13), 11–26.
- Donald, P. F., Evans, A. D., 1994: Habitat selection in Corn Buntings *Miliaria calandra* in Winter. – Bird Study 41, 199–210.
- Donald, P. F., Evans, A. D., 1995: Habitat selection and population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain in 1993. – Bird Study 42, 190–204.
- Donald, P. F., Wilson, J. D., Shepherd, M., 1994: The decline of the Corn Bunting. – Brit. Birds 87, 106–132.
- Dürr, T., Mädlow, W., Ryslavy, T., Sohns, G., 1997: Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 1997. – Natursch. Landschaftspf. Brandenb 6, 2, Beilage.
- Eislöffel, F., 1996: Untersuchungen zur Ökologie von Vögeln in rheinland-pfälzischen Feldlandschaften. – Vogelwelt 117, 199–203.
- Evans, J., Wilson, J. D., Browne, S. J., 1995: The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. – BTO Res. Rep. No. 154, Part III: Habitat Selection and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Conventional Farmland. BTO, Thetford. 34 S.
- Fischer, St., Schneider, R., 1996: Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. – Vogelwelt 117, 225–234.
- Fischer, St., Schöps, A., 1997: Habitat selection by corn buntings *Miliaria calandra* in north-east Germany – the results of preliminary studies. – In: The ecology and conservation of corn buntings *Miliaria calandra*, ed. by P. F. Donald & N. J. Aebischer, JNCC (UK Nature Conservation No. 13), 174–177.
- Flade, M., Schwarz, J., 1996: Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitorprogramms. – Vogelwelt 117, 235–248.
- George, K., 1995: Neue Bedingungen für die Vogelwelt der Agrarlandschaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung. – Orn. Jber. Mus. Heineanum 13, 1–25.
- George, K., 1996: Deutsche Landwirtschaft im Spiegel der Vogelwelt. – Vogelwelt 117, 187–197.
- Gliemann, L., 1973: Die Grauammer. – Neue Brehm-Bücherei Bd. 443. Ziemsen-Verlag, Wittenberg. 112 S.
- Handke, K., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Arbeitsber. Lehrst. Landschaftsökol. Münster, H. 8.
- Hartley, I. R., Quicke, D. L. J., 1994: The diet of nestling Corn Buntings on North Uist – insects not grain. – Scottish Birds 17, 169–170.
- Hötter, H., 1996: Die Grauammer – vom Charaktervogel zur Seltenheit. – LÖBF-Mitteilungen 1994, 4, 51–54.
- Jenny, M., 1990: Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. – Orn. Beob. 87, 31–53.
- Krumbiegel, A., Klotz, St., Otte, V., 1995: Die Vegetation junger Ackerbrachen in Mitteldeutschland. – Tuexenia 15, 387–414.
- Kühn, I., 1995: Verbreitung, Populationsentwicklung und Gefährdung der Grauammer (*Miliaria calandra* L.) in Thüringen. – Landschaftspf. Natursch. Thür. 32, 37–47.
- Leberecht, M., 1994: Naturschutzmanagement in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. – Z. Ökol. Natursch. 3: 122–125.
- Lille, R., 1996: Zur Bedeutung von Brachflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. – Agrarökologie Bd. 21.
- Litzbarski, H., Eichstädt, D., 1993: Naturschutz und Landwirtschaft im Großtrappenschongebiet Buckow, Kreis Rathenow. – Natursch. Landschaftspf. Brandenb. 2, 2, 37–45.
- Litzbarski, H., Jaschke, W., Schöps, A., 1993: Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. – Natursch. Landschaftspf. Brandenb. 2, 1, 26–30.
- Litzbarski, H., Litzbarski, B., Petrick, S., 1987: Zur Ökologie und zum Schutz der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im Bezirk Potsdam. – Acta ornithoecol. 1, 199–244.
- Meury, R., 1991: Zur Nahrungsökologie des Baumpiepers *Anthus trivialis* in einem Landwirtschaftsgebiet des schweizerischen Mittellandes. – Orn. Beob. 88, 57–72.
- Møller, A. P., 1986: On song post selection and the timing of song in the corn bunting (*Miliaria calandra*). – Ökol. Vögel 8, 57–66.
- Peitzmeier, J., 1956: Zur Klimabedingtheit der Bestandsschwankungen bei der Grauammer in Westfalen. – Natur Heimat 16, 65–67.
- Quaisser, C., Förster, G., Roth, M., 1997: Agrarökosysteme als Nahrungsressource für entomophage Vögel. – Mitt. Ges. Allg. Angew. Ent. 11, 347–351.
- Rösler, St., Weins, C., 1996: Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschafts-

politik und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. – Vogelwelt 117, 169–185.

Schmidt, K., 1967: Untersuchungen über die Nestlingsnahrung der Graumammer. – Thür. Orn. Rundbr. 10, 2–3.

Shepherd, M., Hartley, I. R., McGregor, P. K., 1997: Natal philopatry and breeding site fidelity of corn buntings *Miliaria calandra* on the Uists. – In: The ecology and conservation of corn buntings *Miliaria calandra*, ed. by P. F. Donald & N. J. Aebischer, JNCC

(UK Nature Conservation No. 13), 103–114.

Shrubbs, M., 1997: Historical trends in British and Irish corn buntings *Miliaria calandra* populations – evidence for the effects of agricultural change. – In: The ecology and conservation of corn buntings *Miliaria calandra*, ed. by P. F. Donald & N. J. Aebischer, JNCC (UK Nature Conservation No. 13), 27–41.

Witsack, W., 1997: Zur Entwicklung von Tiergemeinschaften (Zoozönosen) auf Brachen in der Agrarlandschaft. – In:

H. Ahrens, K.-P. Meinicke & P. Wycisk (Hrsg.): Entwicklung von Landnutzung und Umweltqualität in Mitteldeutschland, Sammelband zur Tagung an der Universität Halle-Wittenberg am 21./22. 10. 1996, 154–167.

Anschrift des Verfassers

Stefan Fischer
Anzengruberstraße 23
12043 Berlin
e-mail: watzke@debitel.net

Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (*Limosa limosa*) am Hohner See, Schleswig-Holstein

von Bernd Struwe-Juhl

1. Einleitung

Die Brutbestände der Uferschnepfe sind in einigen Ländern der europäischen Gemeinschaft stark rückläufig (Hötter 1991). Dabei sind insbesondere die negativen Entwicklungstendenzen in den Niederlanden und Deutschland von Bedeutung, da beide Länder zusammen etwa 98 % des Gesamtbestandes innerhalb der EG beherbergen. Die Rückgangursachen sind gut untersucht und fanden vielerorts Eingang in die Diskussion über Bedeutung, Schutz und Pflege von Feuchtwiesenökosystemen (u.a. Dachverband Biologischer Stationen NRW 1992). Als Folge dieser Diskussion begannen Anfang bis Mitte der 1980er Jahre viele Länder mit gezielten Schutzmaßnahmen. Beispielhaft seien hier die großräumig wirksamen Grünland-Extensivierungsprogramme von Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen genannt (MELF 1986, MURL 1987).

Im Zusammenhang mit den Bestandsrückgängen und deren Ursachen gewinnen Untersuchungen zur Mortalität junger Uferschnepfen eine besondere Bedeutung (Beintema & Müskens 1981, Beintema & Drost 1985, Beintema & Müskens 1987, Beintema & Visser 1989a, 1989b, Witt 1989, Belting 1990,

Schoppenhorst 1991). Die Jungvogelsterblichkeit innerhalb der ersten drei Wochen nach dem Schlupf beträgt bei der Uferschnepfe etwa 75 % (Beintema & Drost 1985). Nach Untersuchungen von Beintema & Visser (1989b) haben dabei insbesondere der Mangel an geeigneter Nahrung (Insekten), die Verluste durch Mahd und die durch ungünstige Witterungsverhältnisse verkürzten Nahrungssuchzeiten einen entscheidenden Einfluss.

Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe wurden deshalb 1993 im Hohner See-Gebiet/Schleswig-Holstein schwerpunktmäßig untersucht (Struwe-Juhl 1995). Nachfolgend sollen die Bedeutung von Vegetationsstruktur und Nahrungsangebot für die Habitatwahl der Uferschnepfenfamilien näher analysiert werden.

2. Material und Methode

Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Hohner See hat eine Größe von 459 ha und umfasst 290 ha Grünland und Kleinseggenwiesen, 70 ha offene Wasserflächen, 66,5 ha Röhrlicht, 31 ha Sukzessionsflächen und Acker, 1 ha Gehölzzone und 0,5 ha Siedlungsfläche. Der Hohner See liegt im Zentrum von Schleswig-Holstein, etwa 12 km westlich von Rendsburg. Mit einer Wasserfläche von ca. 65 ha und einer maximalen Tiefe von nur 1 m ist er der letzte noch erhaltene Flachwassersee am Rande der ehemals ausgedehnten Überschwemmungslandschaft der Eider-Treene-Sorge-Niederung (Abb. 1).

Das von Uferschnepfen besiedelbare Grünland wird dominiert von Weidelgras-Weißklee-Gesellschaften (*Lolium-Cynosuretum*), Quecke-Gesellschaften (*Agropyron repens*) und Hahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaften (*Ranunculo-Alopecuretum*) mit Sumpfdotterblumen (*Caltha palustris*). Auf den staunassen Kleinseggenwiesen (*Caricetum gracilis* bzw. *nigrae*) sind Schlanksegge (*C. gracilis*) und Wiesensegge (*C. nigra*) bestandsbildend. Von den Grünlandflächen sind 48,5 % als extensive

Tab. 1. Intensität der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung im Gebiet Hohner See

	Mähwiese, intensiv	Mähwiese, extensiv	Kleinseggenwiese	Dauerweide
Düngen	+	-	-	+
Walzen und Schleppen	+	-	-	+
1. Mahd	ab Mitte Mai	ab 1. Juli	ab 1. August	entfällt
2. Mahd	ab Ende Juni	-	-	entfällt
Nachbeweidung	+	teilweise	teilweise	entfällt
Drainung	+	-	-	+

Mähwiese, 28,1 % als intensive Mähwiese und 17,1 % als Kleinseggenwiese genutzt (Abb. 2). Die Nutzung als Dauerweide ist selten (6,3 %). Die drei dominierenden Wiesentypen werden unterschiedlich intensiv landwirtschaftlich genutzt (Tab. 1).

Das Wetter

Das Frühjahr 1993 war sehr niederschlagsarm. Im März und April lagen die Dekadenwerte für die Niederschlagssummen unter 10 mm (Abb. 3). Erst in der dritten Maidekade wurden Werte über 20 mm Niederschlag gemessen. Die Niederschlagssummen der Monate Februar bis Juni lagen durchweg unter dem langjährigen Mittel. Bis Mitte April war das Frühjahr insgesamt sehr kalt. Die Tagesdurchschnittstemperaturen schwankten zwischen 2 bis 8°C. Erst nach der 2. Aprildekade stiegen die Tagestemperaturen sprunghaft an. Einhergehend mit dem Temperaturanstieg trocknete das Feuchtgrünland zügig ab und ein intensives Wachstum der Gräser setzte ein. Dies führte zu einem nahezu synchronen Brutbeginn der Uferschnepfen.



Abb. 1: Untersuchungsgebiet „Hohner See“ und Lage der Untersuchungsflächen (Nr. 1–4) für die Bestimmung der Arthropodendichten.

Methode

Der Brutbestand wurde durch wöchentliche Kontrollen des gesamten Untersuchungsareals ermittelt. Von nahezu allen Brutpaaren konnte der genaue Brutort durch Nestfund belegt werden.

Ein Teil der Altvögel wurde mit Hilfe einer Prielfalle auf dem Nest gefangen (s. Bub 1974) und unterhalb des Intertarsalgelenkes mit einem Metallring der Vogelwarte Helgoland und einer individuellen Farbringkombination versehen. Durch diese Markierung war es möglich,

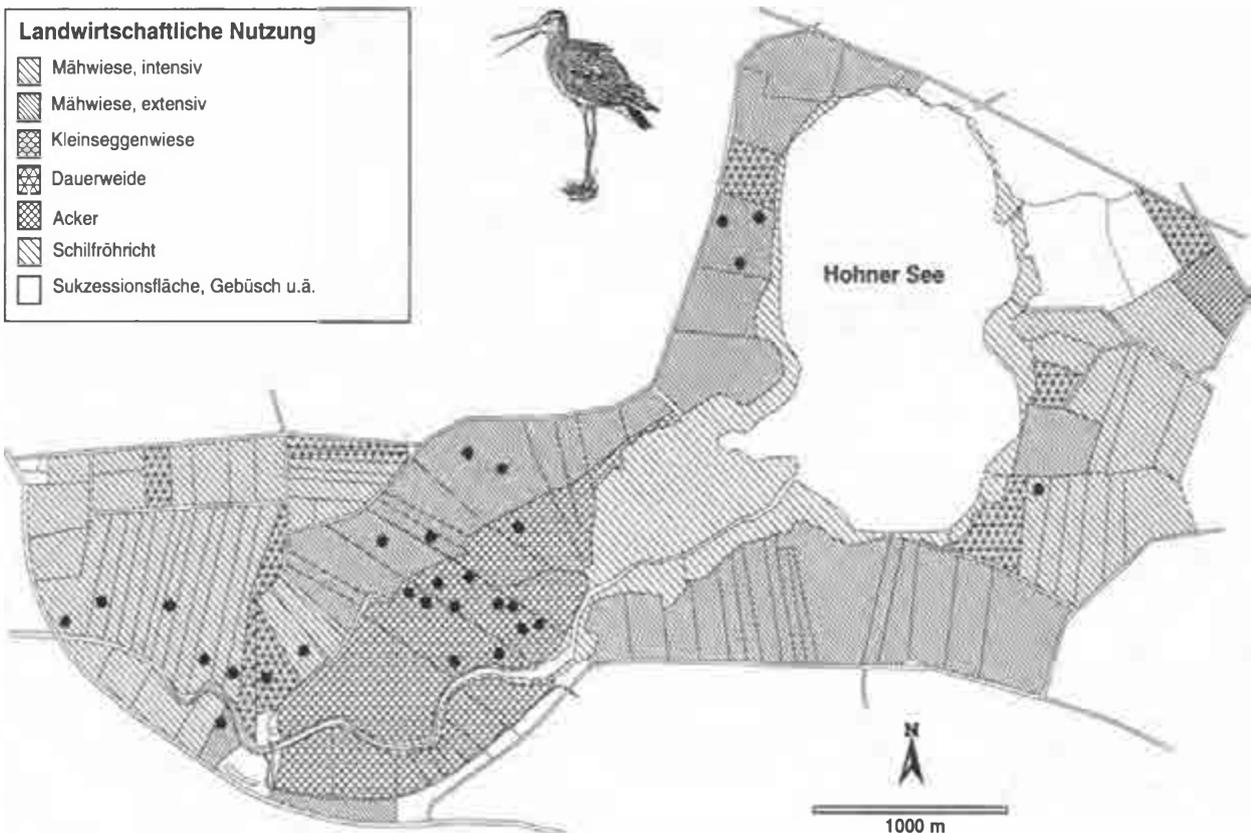


Abb. 2: Landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet Hohner See und Verteilung der Uferschnepfen-Brutpaare 1993.

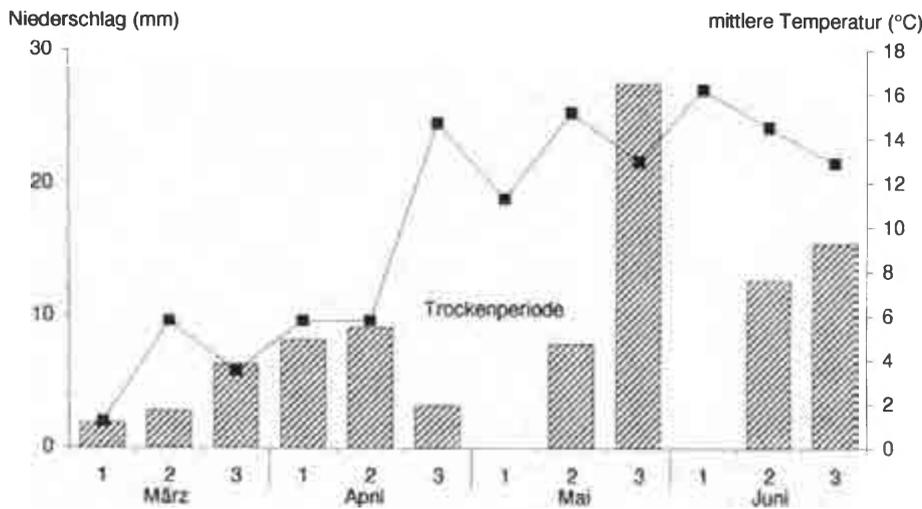


Abb. 3: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum (Datenerhebung der Wetterstation Schleswig). Säulen = Niederschlagsmengen (Dekadensumme); Punktlinie = mittlere Tageshöchsttemperaturen der Station Erfde (Dekadenmittelwerte).

den Verbleib von Brutvögeln über die Brutsaison hinweg und die Wanderungen der junggeführten Uferschnepfen zu verfolgen. Eine unkontrollierte Zu- oder Abwanderung von Familien war wegen der isolierten Lage des Untersuchungsgebietes auszuschließen.

Für die Darstellung der Nutzungsintensität verschiedener Flächen durch Uferschnepfenfamilien wurde, analog zu den bei der Erfassung von Rastvogelbeständen üblichen „Vogeltagen“ (Schultz 1981), sog. „Familien-Tage“ berechnet. Dabei können z. B. 10 Familien-Tage auf einer bestimmten Fläche durch den Aufenthalt von 1 Familie an 10 Tagen, von 2 Familien an 5 Tagen, usw. gebildet werden.

Das Beobachten nahrungssuchender Küken bereitet im Gelände z. T. erhebliche Schwierigkeiten, weil die hoch aufwachsende Vegetation längere Beobachtungssequenzen nicht zulässt. Jedoch ist anhand von Koteinsammlungen in Freigehegen die Nahrungszusammensetzung junger Uferschnepfen gut bekannt. So enthielten Kotproben von Uferschnepfenküken in den Niederlanden neben geringen Anteilen von Lumbriciden und Gastropoden hauptsächlich Reste von Mücken *Nematocera*, Fliegen *Brachycera* (z. B. *Scatophagidae*, *Muscidae*, *Dolichopodidae*, *Empididae*), Hautflüglern *Hymenoptera*, Käfern *Coleoptera* (z. B. *Curculionidae*, *Elateridae*, *Staphylinidae*), Spinnen *Araneida* und Larven von Blattwespen *Tenthredinoidea*, Käfern und Zweiflüglern *Diptera* (Beintema et al. 1991). Die Uferschnepfenküken nutzen ein breites Spektrum

des in unseren Wiesenökosystemen vorhandenen Arthropodenangebotes. Mit Hilfe von Kescherfängen in der Vegetation lässt sich folglich das aktuelle Nahrungsspektrum junger Uferschnepfen sehr gut bestimmen.

Im Hohner See-Gebiet wurde die Bestandsdichte der Arthropoden halbquantitativ mit Hilfe der Streifnetz-Methode (Janetschek 1982) bestimmt. Dazu wurde ein Netzkescher (Ø 35 cm) gleichförmig durch die Vegetation gestreift. Die bei einem Streifzug erfasste Fläche betrug etwa 0,7 m². Pro Standort (Wiesennutzungstyp) und Woche wurden 4 × 30 Streifzüge zu zwei Parallelproben à 60 Züge vereint. Es wurden drei Nutzungstypen untersucht und dabei alle potenziellen Beutetiere über 5 mm Größe berücksichtigt: Fläche 1, eine intensiv genutzte Mähwiese; Fläche 2, eine Kleinseggenwiese und Fläche 3 und 4, zwei extensiv genutzte Mähwiesen. Dauerweiden wurden nicht untersucht (s. Abb. 1 und Tab. 4).

Mit Hilfe einer gelochten Pappscheibe (Ø 15 cm) und einer Messlatte wurde die mittlere Vegetationshöhe an jeweils 10 Messpunkten bestimmt. Die einzelnen Messpunkte wurden in 5 m Abstand entlang eines Transektes quer durch die Wiese gelegt. Mit Hilfe einer farbig markierten Messlatte wurde zudem an jedem Aufnahmepunkt die Vegetationsdichte in 10 cm Höhe über dem Boden ermittelt. Dazu wurde der durch die Vegetation verursachte Deckungsgrad an einer waagrecht gehaltenen Messlatte in 10 %-Stufen abgeschätzt. Bei 100 % Deckung war die Messlatte selbst aus kürzester Entfernung nicht mehr sichtbar, die Vegetation also geschlossen.

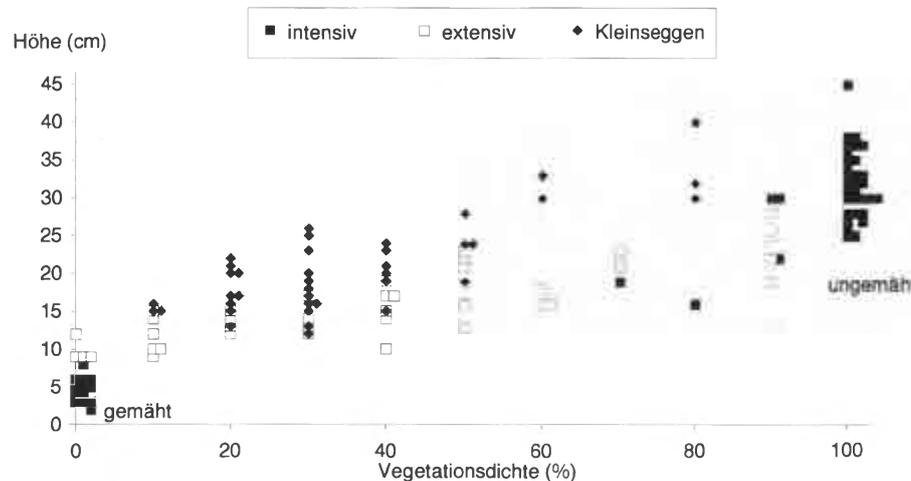


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Vegetationsdichte und -höhe auf verschiedenen Wiesennutzungstypen am 19. Mai 1993.

3. Ergebnisse

3.1. Entwicklung der Vegetation

Die drei untersuchten Wiesentypen unterscheiden sich in der Vegetationshöhe deutlich voneinander (ANOVA, $p < 0,01$) (Abb. 4). Die ungemähten, intensiv genutzten Mähwiesen hatten eine mittlere Vegetationshöhe von $30,4 \pm 5,5$ cm und wiesen in 10 cm Höhe die höchste Dichtestufe auf (bis 100 %). Die Kleinseggenwiesen mit einer mittleren Vegetationshöhe von $20,7 \pm 6,3$ cm und die extensiv genutzten Mähwiesen mit einer Höhe von $15,9 \pm 5,0$ cm waren

signifikant niedriger (t-Test: jeweils $p < 0,001$), unterschieden sich auch untereinander ($p < 0,001$) und waren deutlich lückiger als die intensiv genutzten Mähwiesen. Insbesondere in den extensiv genutzten Mähwiesen traten mehrfach vegetationsfreie Stelle (ausgetrocknete Blänken) auf. Derart strukturierte Flächen bieten den nahrungssuchenden Uferschnepfen ein vielfältiges Mosaik an Raumnischen. Hohe Strukturen (z.B. Binsenbulten), die als Sichtschutz gegen Luftfeinde genutzt werden können, wechseln mit kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ab.

3.2. Entwicklung der Arthropodenfauna

Die mit Hilfe eines Streifkeschers erfasste Arthropodenfauna, vorwiegend aus dem oberen Vegetationshorizont der

Wiesen, umfasste im wesentlichen folgende sieben Ordnungen: Spinnen *Arachnida*, Schnabelkerfe *Hemiptera*, Käfer *Coleoptera*, Hautflügler *Hymenoptera*, Zweiflügler *Diptera*, Köcherfliegen *Trichoptera* und Schmetterlinge *Lepidoptera*. Hinzu kamen Einzeltiere aus den Ordnungen: Libellen *Odonata*, Netzflügler *Neuroptera* und Heuschrecken *Saltatoria*.

Von den insgesamt 3436 erfaßten Arthropoden aus 72 Proben waren 67,0 % Dipteren, 12,5 % Coleopteren, 8,9 % Hymenopteren, 5 % Hemipteren, 3,3 % Araneae, 1,7 % Lepidopteren und 1,8 % andere Arthropoden (Abb. 5).

Die höchsten Arthropodenanzahlen wurden in der 19.–22. Woche (10. Mai bis 6. Juni) festgestellt. Ab der zweiten Juniwoche nahmen die Arthropodenanzahlen bereits wieder ab. Ursache hierfür war das Verblühen der typischen

Wiesenblumen auf den extensiv genutzten Mähwiesen und das Fehlen von Blüten auf den abgemähten, intensiv genutzten Mähwiesen.

Das Dipteren-Angebot der untersuchten Grünlandstandorte am Hohner See setzt sich zu 72,6 % aus Fliegen *Brachyceren* und zu 27,4 % aus Mücken *Nematoceren* zusammen. Die Brachyceren zeigten ein deutliches Maximum in der 22. Woche. Unter ihnen dominierten von der 17. Woche ab vorwiegend Dungfliegen *Scatophagidae* (Abb. 6). Ihr Anteil am Gesamtspektrum nahm jedoch schnell ab und wurde durch die große Gruppe der echten Fliegen *Muscidae* ersetzt. Schwebfliegen *Syrphidae* nahmen ab der 19. Woche deutlich zu und blieben bis zur 25. Woche in allen Proben präsent. Die *Syrphiden* sind vorzugsweise Nektarsauger und deshalb häufig auf den Blüten des Scharfen Hahnenfu-

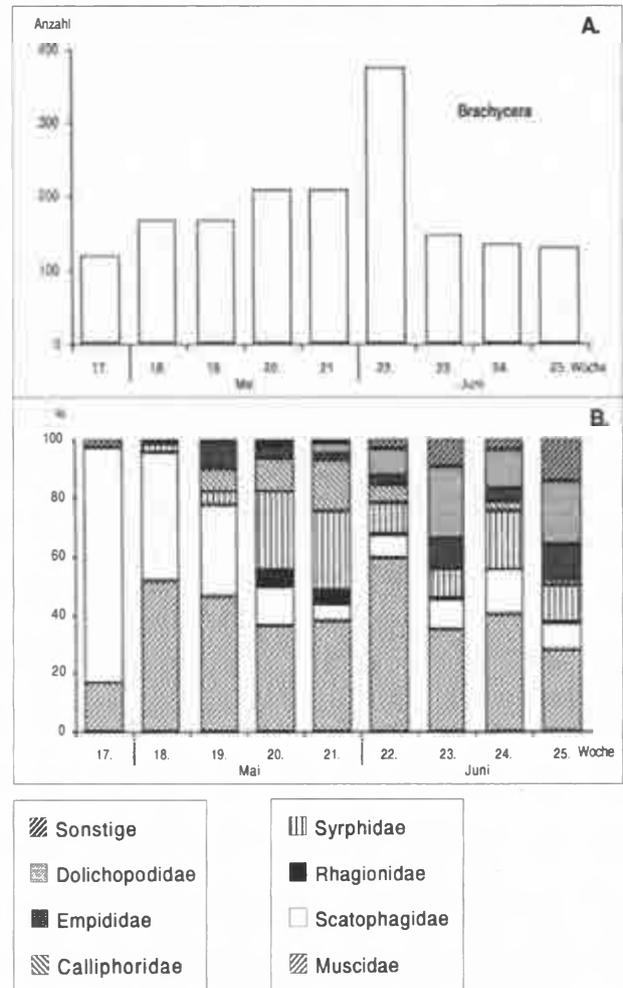
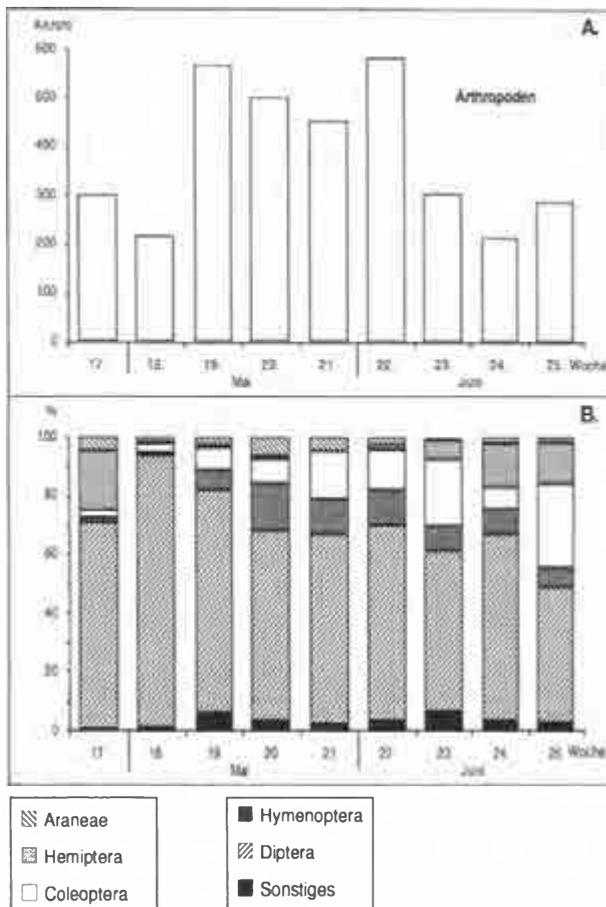


Abb. 5: Saisonale Entwicklung (A) und Zusammensetzung der Arthropodenfauna (B) im Grünland des Hohner See-Gebietes (Summe aller Kescherfänge, 9 Fangtage mit $n = 3436$ Ind.).

Abb. 6: Saisonale Entwicklung (A) und Zusammensetzung der Brachycerenfauna (B) im Grünland des Hohner See-Gebietes (Summe aller Kescherfänge, $n = 1672$ Ind.).



Foto 1: Extensiv landwirtschaftlich genutzte Mähwiese im Hohner See-Gebiet (18. 05. 1993).

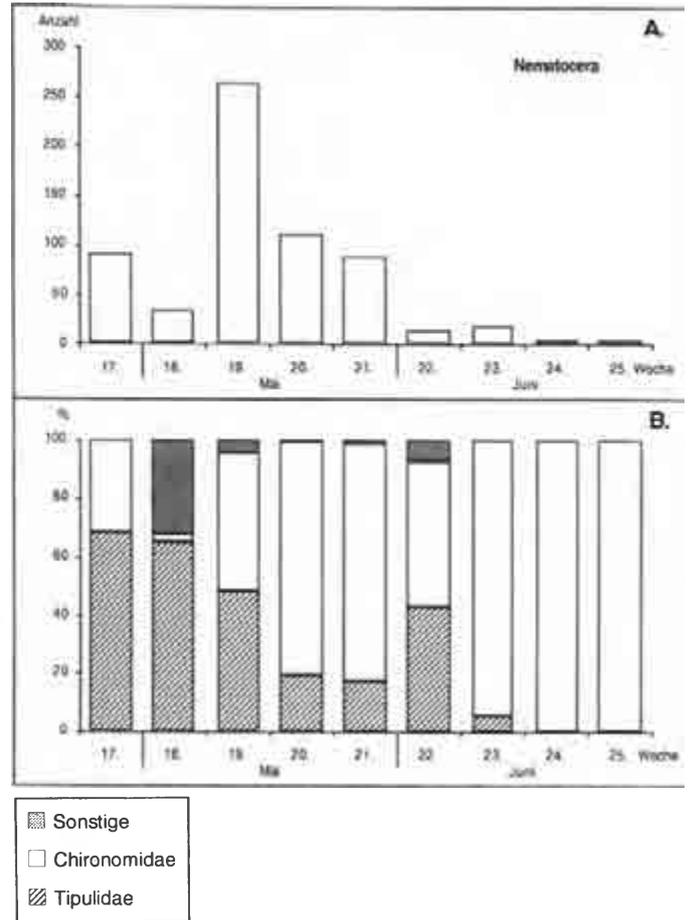


Abb. 7: Saisonale Entwicklung (A) und Zusammensetzung der Nematocerenfauna (B) im Grünland des Hohner See-Gebietes (Summe aller Kescherfänge, n = 631 Ind.).

bes *Ranunculus acer* und des Wassergreiskrautes *Senecio aquaticus* anzutreffen.

Eine gerade für Uferschnepfenküken attraktive Beutetiergruppe sind Schnepfenfliegen *Rhagionidae*. Diese bis zu 2 cm großen räuberisch lebenden Dipteren sitzen bevorzugt kopfunter in der hohen Vegetation oder an Zaunpfählen. Sie waren jedoch im Untersuchungsjahr 1993 zahlenmäßig nicht häufig. Eine weitere attraktive Gruppe sind die schnellfliegenden Schmeißfliegen *Calliphoridae*. Sie werden von der Uferschnepfen besonders morgens im feuchten Morgentau gefangen, wenn die Fliegen durch niedrige Temperaturen und hohe Luftfeuchtigkeit gehemmt sind und fast bewegungsunfähig in der Vegetation sitzen. Die Langbeinfliegen *Dolichopodidae* und Tanzfliegen *Empididae* traten vermehrt erst ab Mitte Mai auf. Letztere sind aber wegen ihrer geringen Größe als Uferschnepfen-Nahrung nur wenig attraktiv.

Nematoceren hatten ihr Maximum in der 19. Woche (Abb. 7), unter ihnen dominierten Schnaken *Tipulidae* bis etwa Mitte Mai, danach Zuckmücken *Chironomidae*. Diese sind jedoch kleiner als die Tipuliden und als Nahrungstiere für Uferschnepfen weniger geeignet. Die Tipuliden, insbesondere *T. paludosa*, sind wegen ihrer Größe und ihrem oft massenhaften Auftreten eine attraktive Vogelbeute (Fallet 1962). Ihre Larven leben endogäisch und fressen an den Wurzeln verschiedener Gräser. Hier werden sie bevorzugt durch sondierende Vogelarten aufgespürt und verzehrt. Die Imagoes der Tipuliden werden im April und Mai sowie gegen Ende des Sommers in der Vegetation gefangen.

3.3. Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Arthropoden-Vielfalt

Wiesen und Weiden werden durch die landwirtschaftliche Nutzung stark in ih-

rem Erscheinungsbild geprägt. Die floristische und faunistische Artenzusammensetzung ist abhängig von der Nutzungsintensität. Die Tierwelt feuchter Wiesen entstammt im wesentlichen aus Flachmoor- und Uferformationen, aus denen die Wiesen ursprünglich hervorgingen. Die Kultivierung durch den Menschen verschiebt das Gewicht der einzelnen Komponenten und verdrängt jene, die diesen Eingriffen nicht gewachsen sind (Boness 1953).

Die Arthropodendichten der untersuchten Wiesentypen unterschieden sich signifikant voneinander (H-Test, $p < 0,05$, Tab. 2). Mit einer mittleren Anzahl von 139,6 bzw. 148 Individuen pro 100 m² (n = 9 Fangtage) traten in den extensiv genutzten Mähwiesen die höchsten Abundanzen auf. Die geringsten Dichten fanden sich auf den intensiv genutzten Mähwiesen.

Abbildung 8 zeigt die Arthropodenzahlen auf den unterschiedlich genutzten Wiesentypen. An sechs von



Foto 2: Einsatz des Streifnetzkeschers zur Bestimmung des Arthropodenangebotes.



Foto 3: Uferschnepfenküken im Alter von etwa 16 Tagen, mit einer Schnabellänge von 35 mm.

Tab. 2. Arthropodendichten auf den untersuchten Grünlandflächen (120 Kescherzüge \times 0,7 m² = 84 m²; alle Insekten \geq 0,5 cm wurden erfasst). Die Lage der untersuchten Flächen ist der Abbildung 1 zu entnehmen. Unterschiede in der Siedlungsdichte (U-Test): F1 vs. F2 n.s., F1 vs. F3 n.s., F1 vs. F4 $p < 0.01$, F2 vs. F3 n.s., F2 vs. F4 $p < 0.05$

Nutzungstyp	Fläche 1 Mähwiese, intensiv	Fläche 2 Kleinseggen- wiese	Fläche 3 Mähwiese, extensiv	Fläche 4 Mähwiese, extensiv
mittlere Arthropoden- anzahl	59,6 \pm 44,5	80,6 \pm 40,9	117,3 \pm 80,1	124,3 \pm 39,3
mittlere Dichte/100 m ²	71,0	96,0	139,6	148,0
maximale Dichte/ 100 m ²	191,2	165,6	348,8	215,5

neun Fangtagen traten auf der extensiv genutzten Mähwiese (Fläche 3 u. 4) die höchsten Arthropodenanzahlen auf.

Auf der extensiv genutzten Mähwiese wurden die meisten Brachyceren gefangen (Maximum in der 22. Woche, Abb. 9), die eine deutliche Präferenz für diesen kraut- und blütenreichen Wiesen-nutzungstyp zeigten. Auf der intensiv genutzten Mähwiese wurden die meisten Hymenopteren gefangen (Abb. 9). Augenfällig ist ein besonders hoher Anteil in der 20. Woche, der mit dem Blühzeitpunkt von *Ranunculus acer* im Zusammenhang steht. Da die Schwebfliegen gute Flieger sind, die ein kleinräumiges Nahrungsangebot gezielt anfliegen, zeigen sie ein sprunghaftes Auf und Ab in den Kontrollfängen. Auf der untersuchten Kleinseggenwiese nahmen die gefangenen Arthropoden ab der 21. Woche ab (Abb. 8). Insgesamt fiel hier gegenüber den anderen beiden Nutzungstypen hohe Anzahlen von Coleopteren und Nematoceren auf (Abb. 10).

Die Mahd der intensiv genutzten Wiese am 24. Mai reduzierte deren Arthropodenzahlen deutlich (Abb. 8). Den nahrungssuchenden Uferschnepfenküken bieten sich nach der Mahd zwar gute Fortbewegungsmöglichkeiten (geringer Raumwiderstand der Vegetation), die Nahrungsgrundlage aber ver-

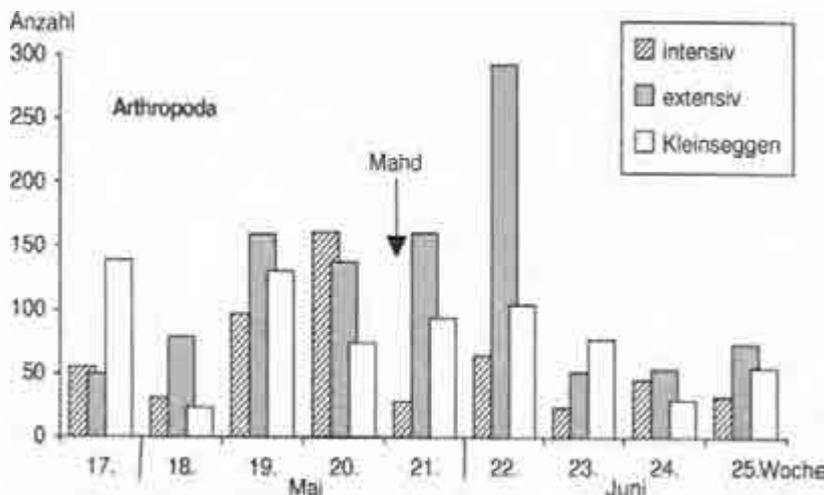


Abb. 8: Saisonale Entwicklung der Arthropodenfauna auf 3 unterschiedlichen Wiesennutzungstypen (n = 2317 Ind.).

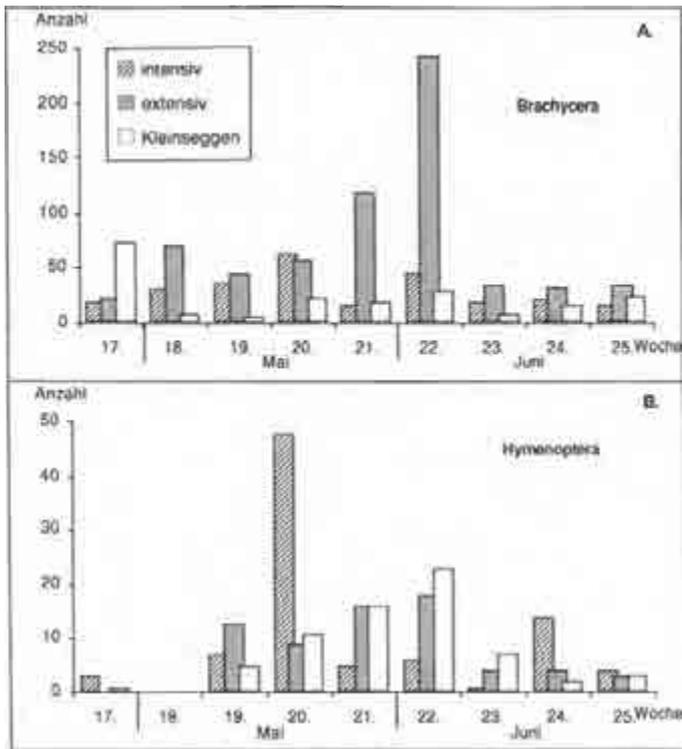


Abb.9: A. Saisonale Entwicklung der Brachyceren- (n = 1138 Ind.) und B. der Hymenopteren-Fauna (n = 223 Ind.) auf 3 unterschiedlichen Wiesennutzungstypen.

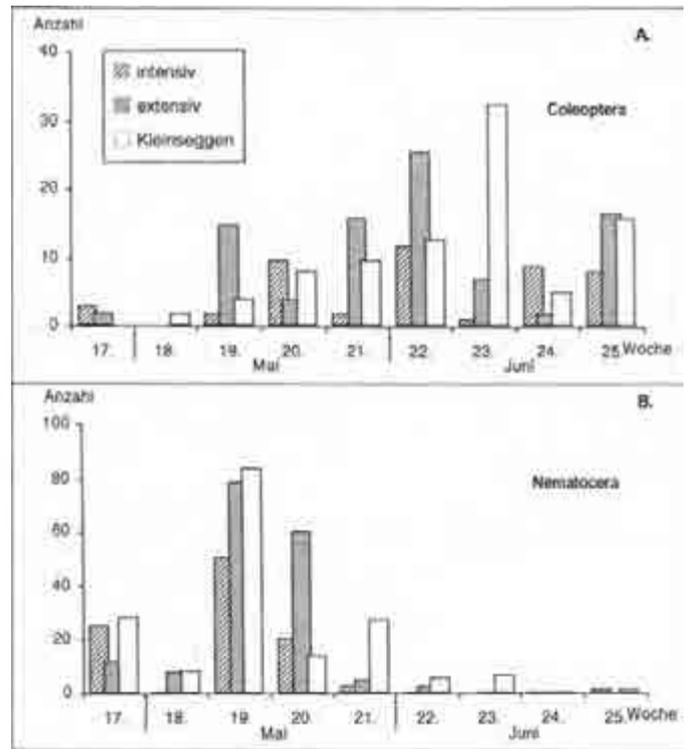


Abb.10: A. Saisonale Entwicklung der Coleopteren- (n = 227 Ind.) und B. der Nematoceren-Fauna (n = 456 Ind.) auf 3 unterschiedlichen Wiesennutzungstypen.

schlechtern sich. Auf solchen Flächen nutzen die Küken vermehrt die hohe Grabenrandvegetation als Nahrungs- und Deckungsraum.

3.4. Habitatwahl der Uferschnepfen

Verteilung der Brutvögel

1993 siedelten 28 Paare Uferschnepfen im Hohner See-Gebiet. Zwölf Paare brüteten in Kleinseggenwiesen, acht Paare in extensiv genutzten Mähwiesen, sieben Paare in den intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen und ein Paar siedelte auf einer Portionsweide. Wenn man die Anzahl der Brutpaare zu dem aktuellen Flächenangebot in Beziehung setzt, ergibt sich bei der Brutplatzwahl eine deutliche Präferenz für die Kleinseggenwiesen (Tab. 3).

Im Hinblick auf die Pflanzengesellschaften brüteten 12 Paare im *Caricetum gracilis/nigrae*, sechs Paare im *Ranuculo-Alopecuretum*, vier Paare in *Agropyron repens*-Gesellschaften, vier Paare im *Lolio-Cynosuretum* und zwei Paare in Rasenschmiele *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaften. Die Verteilung bestätigt, dass die Uferschnepfe bei der Nestanlage Pflanzengesellschaften bevorzugt, die durch einen hohen Grundwasserstand gekennzeichnet sind (Groebbel 1955, Ernsting 1966, Kirchner 1969).

Aufenthaltsorte der Uferschnepfenfamilien

Die Uferschnepfenfamilien bevorzugten bei der Nahrungssuche Kleinseggenwiesen und extensiv genutzte Mähwiesen. Inwieweit dies durch die Wahl des

Brutplatzes vorgegeben ist, lässt sich durch eine nach Alter der Küken differenzierte Betrachtung der Familienaufenthalte klären (Tab. 4).

Der Vergleich zwischen der Präferenz für bestimmte Niststandorte (Tab. 3) und den Präferenzen der Familien mit kleinen Küken (≤ 2 Wochen, Tab. 4) zeigt eine hohe Übereinstimmung bei der Bevorzugung von Kleinseggenwiesen. Auf den extensiv genutzten Mähwiesen wurden zwar auch 44 % aller Familientage verbracht, die Präferenz liegt jedoch mit 19,6 % in derselben Größenordnung wie schon bei der Brutplatzwahl (13,3 %). Das bedeutet, die Familien des Hohner See-Gebietes verweilten zumindest in den ersten Tagen nach dem Schlupf ihrer Jungen auf den zuvor ausgewählten (Brutplatz-)Flächen. Die intensiv landwirtschaftlich bearbeiteten Mähwiesen wurden trotz ihres hohen Flächenanteils von den Uferschnepfenfamilien auffällig gemieden (4,4 %), ebenso die beweideten Flächen (19,9 %).

Eine Präferenz für beweidete Flächen war erst bei älteren Familien (Küken ≥ 2 Wochen) deutlich ausgeprägt (36,1 %). Zu diesem Zeitpunkt wanderten die Uferschnepfenfamilien vermehrt aus den Kleinseggenwiesen ab und verteil-

Tab.3. Habitatpräferenz der Uferschnepfe bei der Wahl des Brutplatzes

Wiesentyp	Flächenanteil (%)	Bp (n)	Präferenz (%)
Mähwiese, extensiv	48,5	8	13,3
Mähwiese, intensiv	28,1	7	19,5
Kleinseggenwiese	17,1	12	54,7
Weide	6,3	1	12,5

ten sich relativ gleichmäßig auf alle vorhandenen Wiesentypen. Der beobachtete Exodus der Uferschnepfenküken aus dem Bereich der Kleinseggenwiesen ab etwa Anfang Juni fällt mit einem Abfall im Arthropodenangebot auf diesen Flächen zusammen (Abb. 8).

Nach der Mahd präferierten die Uferschnepfen intensiv genutzte Mähwiesen (mit > 2 Wochen alten Küken) mit 19,5 % deutlich stärker als zuvor (4,4 %). Dies ist ein Hinweis darauf, dass die kurzgrasige Vegetationsstruktur für Uferschnepfen attraktiv ist und diese Flächen gezielt aufgesucht werden, denn die Struktur der Vegetation spielt eine wichtige Rolle bei der Wahl der Nahrungsflächen.

3.5. Nahrungsaufnahme der Jungen

Uferschnepfen orten ihre Nahrung sowohl optisch als auch taktil (Lange 1968). Altvögel suchen ihre Nahrung vorwiegend stochernd oder sondierend, aber stets in mehr oder weniger weichem Substrat. Jungvögel können während der ersten Lebenswochen nicht sondieren und leben deshalb von kleinen Wirbellosen, die sie von Kräutern und der Bodenoberfläche aufpicken.

Die Nahrungssuche von Uferschnepfenküken konnte nur selten über einen längeren Zeitraum beobachtet werden. Auf einer gemähten Wiesen lagen die ermittelten Fressraten von 3–4 wöchigen Jungvögeln zwischen 2–6 Arthropoden pro Minute. Die Fressraten für arthropodenverzehrende Altvögel lagen zwischen 2–11 Insekten pro Minute ($\bar{x} = 5,93 \pm 3,4$ Ind/min; Struwe-Juhl 1995). Die Aufnahme von Regenwürmern wurde

nur bei bereits flüggen Jungvögeln beobachtet. Bettelversuche gegenüber den sondierenden Eltern blieben erfolglos. Im Gegensatz zu jungen Austernfischern, die durch ihre Eltern gefüttert werden, ist für junge Uferschnepfen bis zur Erlangung der Selbständigkeit eine Nutzung der Regenwürmer kaum möglich.

4. Diskussion

4.1. Entwicklung der Vegetation

Ab der dritten Aprildekade 1993 setzte mit dem sprunghaften Ansteigen der Lufttemperatur ein rasches Wachstum der Gräser ein. Bereits Mitte Mai betrug die Vegetationshöhe auf den gedüngten, intensiv genutzten Mähwiesen zwischen 25–40 cm. Die Vegetationsdichte in 10 cm über dem Boden lag fast einheitlich bei 100 % (Abb. 4). Für Uferschnepfenküken bietet eine derart dichte Vegetation wegen des hohen Raumwiderstandes kaum noch Möglichkeiten zur Nahrungssuche. Die extensiv genutzten Mähwiesen und die Kleinseggenwiesen waren dagegen viel niedriger und lückiger. Hier entwickelte sich die Vegetation dagegen viel langsamer als auf den intensiv genutzten Flächen. Ursachen dafür sind die fehlende Düngung und die hohen Grundwasserstände, denn durch den hohen Wassergehalt wird der Boden langsamer erwärmt und der Beginn der Vegetationsentwicklung verzögert (Bölscher 1990). Die Vegetationsverhältnisse in sumpfigen Gebieten kommen somit den Habitatansprüchen der Uferschnepfe am nächsten.

Nach Green (1985) bevorzugt die Uferschnepfe bei der Nistplatzwahl besonders Grünlandflächen, die im Mai eine durchschnittliche Vegetationshöhe von 10–20 cm besitzen. Dies ist auf Niedermoorböden in Schleswig-Holstein nur gewährleistet, wenn eine intensive Entwässerung unterbleibt, keine Düngung erfolgt und der Aufwuchs mindestens einmal im Jahr gemäht wird. Für Uferschnepfen-Brutplätze auf bewirtschafteten Grünlandflächen ist eine konsequente Aushagerung der Vegetation notwendig (Belting 1990). Dies gilt insbesondere für Grünländer in Naturschutzgebieten, die langfristig in einschürige Feuchtwiesen umgewandelt werden sollen.

4.2. Witterungsabhängiger Einfluss der Vegetation auf die Jungvogelmortalität

Nach fünf kühlen und regnerischen Tagen (27.–31. Mai 1993) waren die Küken von drei Familien verschwunden. Im Prinzip sollten Schlechtwetterperioden bei der Uferschnepfe, einer Art, die an eine Reproduktion im atlantisch beeinflussten kühlen Klima angepaßt ist, zu keinen großen Verlusten führen. Im Zusammenhang mit der Vegetationsstruktur des gedüngten Grünlandes, die ja keinem natürlichen Vegetationstyp entspricht (hochwüchsige und dichte Vegetation, die nach schweren Regenschauern eine „undurchdringliche Vegetationsmatte“ bildet), können die Jungvogelverluste jedoch erheblich sein (Witt 1989).

4.3. Entwicklung der Wirbellosenfauna

Die höchsten Arthropodenanzahlen wurden in der 19.–22. Woche (10. Mai bis 6. Juni) festgestellt (Abb. 5). Die maximale Dichte fällt mit dem Auftreten eines vorwiegend gelben Blütenaspektes im Untersuchungsgebiet zusammen. Nach Boness (1953) zeigen nur wenige andere Biozönosen einen so auffälligen Jahresrhythmus in der Physiognomie wie die der Wiesen. In Schleswig-Holstein beginnt die Aspektfolge des Blütenhorizonts von Wiesen etwa Ende April mit einer ersten „gelben Welle“ von Sumpfdotterblume *Caltha palustris* und Löwenzahn *Taraxacum officinale*. Ihr folgt von etwa Mitte Mai bis Anfang Juni eine zweite „gelbe Welle“, geprägt durch

Tab. 4. Habitatpräferenzen der Uferschnepfenfamilien differenziert nach Alter der Küken (n = 475 Familien-Tage von 20 Familien)

Nutzungs- typ	Flächen- angebot (%)	Juv. jünger als 2 Wochen		Juv. älter als 2 Wochen		Präferenz (%)	
		Famili- entage (n)	Präferenz (%)	Famili- entage (n)	Präferenz (%)		
Mähwiese, extensiv	48,5	114	(44)	19,6	104	(48)	22,1
Mähwiese, intensiv	28,1	15	(6)	4,4	53	(25)	19,5
Kleinseggen- wiese	17,1	115	(44)	56,1	37	(17)	22,3
Weide	6,3	15	(6)	19,9	22	(10)	36,1
Summe	100	259		100	216		100

den Scharfen Hahnenfuß *Ranunculus acer*. Zu diesem Zeitpunkt erreicht die Besiedlungsdichte der Arthropoden ihre höchsten Werte. Zuweilen ändert sich dann das gesamte Faunenbild plötzlich durch das Massenschlüpfen von Dipteren aus der Erde (Boness 1953). Ab der 23. Woche, also nach dem Verblühen der typischen Wiesenblumen und erfolgter Mahd auf den intensiv genutzten Wiesen, sanken die Arthropodenanzahlen im Hohner See-Gebiet ab (Abb. 8).

Das Nahrungsangebot für Uferschnepfenküken kann sich kleinräumig in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung unterscheiden (Boness 1953, Remane 1958, Stein 1965, Southwood & Emden 1967, Ant 1972, Schaeffer & Haas 1979, Tischler 1980, Litzbarski et al. 1988, Zeltner 1989). Im Bereich des Hohner Sees wurden unterschiedliche Arthropodendichten auf den drei untersuchten Wiesenutzungstypen gefunden (Tab. 2).

Die höchsten Dichten traten Ende Mai/Anfang Juni auf den extensiv genutzten Mähwiesen auf. Das Gros waren Brachyceren, die zu den wichtigsten Nahrungstieren junger Uferschnepfen gehören. Ihr Maximum lag in der 22. Woche (Abb. 9), als die Uferschnepfen schon halbwüchsige Küken hatten, die ab Anfang Juni aus den Kleinseggenwiesen heraus auf extensive Mähwiesen geführt wurden. Die Abwanderung der Familien fällt mit einem sinkenden Arthropodenangebot, hauptsächlich bestehend aus Coleopteren und Nematoceren, in den Kleinseggenwiesen zusammen (Abb. 10). Auch Beintema et al. (1991) fanden sowohl in den Kescherfängen als auch in den eingesammelten Kotproben junger Uferschnepfen eine Abnahme der Nematoceren (Chironomiden) gegen Ende Mai.

4.4. Habitatwahl der nahrungssuchenden Familien

Für Uferschnepfen sind bei der Wahl der Nahrungsflächen die Vegetationsstruktur und das Nahrungsangebot entscheidend. Adulte Uferschnepfen nutzen bei der Nahrungssuche vorwiegend Flächen mit einer niedrigen Vegetation und hoher Bodenfeuchte (Glutz et al. 1977). Diese Bedingungen erleichtern das Sondieren im Boden. Uferschnepfenküken bevorzugen als mobile Insektenjäger eine lückige Vegetation zwischen 15–25 cm Höhe, in der kurzrasige und bultige Be-

reiche abwechseln. Die hohe Bewegungsfreiheit in einer solchen Vegetation begünstigt die erfolgreiche Jagd nach Insekten (Belting 1990, Beintema et al. 1991). Zudem ist das Mikroklima in einer offenen Vegetation nicht so kalt und feucht wie in hoher und dichter Vegetation (Barkmann & Stoutjesdijk in Beintema & Visser 1989a), was das Auftreten von thermophilen Arthropoden begünstigt (Tischler 1980).

Im Hohner See-Gebiet bevorzugten die Uferschnepfenfamilien bei der Nahrungssuche niedrigwüchsige Kleinseggenwiesen und lückige, extensiv genutzte Mähwiesen. Von den 475 registrierten Familientagen verbrachten sie 45,9 % auf extensive Mähwiesen und 32 % auf Kleinseggenwiesen (Tab. 4). Die Familien verweilten dabei möglichst lange auf den Flächen, die zuvor von den Altvögeln als Nistplatz ausgewählt worden waren. 43 % aller Nester (n = 28) befanden sich in Kleinseggenwiesen. Je älter die Jungen wurden (≥ 2 Wochen), desto mehr wanderten die Familien aus den Kleinseggenwiesen heraus und nutzten zunehmend Viehweiden und gemähte, intensiv genutzte Wiesen zur Nahrungssuche.

Altvögel verzehren neben Regenwürmern auch größere Mengen an Insekten (Struwe-Juhl 1995). Dieses Verhalten ist besonders während der frühen Führungszeit der Jungvögel auffällig und erklärt sich zum Teil dadurch, dass die Eltern ihre Jungen intensiv bewachen und von daher keine Nahrungsflüge zu regenwurmreichen Gebieten unternehmen können. Alt- und Jungvögel nutzen in den ersten 1 bis 2 Wochen gemeinsam Arthropoden als Nahrung. Auch Mertens (1993) beobachtete bei adulten Uferschnepfen in der Alten-Sorge-Schleife das Aufpicken von Insekten aus der Vegetation. Ungeklärt ist jedoch, ob dieses Verhalten regelmäßig, oder nur jahr- und gebietsweise bei länger anhaltender Trockenheit auftritt. Glutz et al. (1977) gehen davon aus, dass adulte Uferschnepfen vor allem dann zum Sammeln (von Insekten) übergehen, wenn die Bodenfestigkeit das Sondieren nicht mehr erlaubt bzw. wenn pflanzliche Nahrung (im Wintergebiet und auf dem Zug) an Bedeutung gewinnt.

Für Uferschnepfenküken sind extensiv genutzte Mähwiesen Optimalhabitate. Sie sind insektenreich und bieten

durch die hohe Vegetation gleichzeitig gute Versteckmöglichkeiten gegen Luft- und Bodenfeinde. Die Ergebnisse der Kescherfänge (Abb. 8) belegen, dass die Arthropodendichte auf den extensiv genutzten Mähwiesen am höchsten, auf den abgemähten intensiv genutzten Wiesen dagegen am niedrigsten waren. Letztere sind für Uferschnepfenküken die ungünstigeren Nahrungsflächen.

Vergleichbare Ergebnisse fanden Buker et al. (1989) im Schaalsmeerpolder/NL, wo die Uferschnepfenküken bis zur 4. Lebenswoche Mähwiesen mit einer Vegetationshöhe über 15 cm bevorzugten. Danach wurden sie vermehrt auf kurzgrasigen (gemähten) Wiesen angetroffen. Auch Bräger & Meissner (1990) beobachteten auf Eiderstedt bei 2–3wöchigen Uferschnepfenfamilien eine Abwanderung von den während der Bebrütungsphase genutzten Mähwiesen auf kurzgrasige (beweidete) Flächen. Dort bevorzugten Uferschnepfen für die Jungenaufzucht Gebiete mit hoher Feuchtezahl (meist Werte zwischen 6–7, nach Ellenberg et al. 1974). Solche Flächen werden meist extensiv landwirtschaftlich genutzt.

Im gezielten Aufsuchen der Viehweiden und gemähten, intensiv genutzten Wiesen ab Anfang Juni spiegelt sich das Bedürfnis der Altvögel wider, zur Nahrungssuche möglichst regenwurmreiche kurzgrasige Flächen aufzusuchen. Teilweise sondierten die Altvögel während des Junggeführten zwar auch auf den extensiv genutzten Mähwiesen, die ermittelten Regenwurm-Fressraten der junggeführten Altvögel waren in den beobachteten Fällen jedoch sehr niedrig. Auf den Viehweiden und den gemähten Intensiv-Mähwiesen lagen sie deutlich höher. Den nicht deckungsgleichen Habitatansprüchen von Alt- und Jungvögeln dürften in der fortgeschrittenen Brutzeit am ehesten die Vegetationsstruktur und das Nahrungsangebot auf Viehweiden gerecht werden. Mit Flügengeworden der Jungvögel beträgt ihre Schnabellänge etwa 60–70 mm (Beintema & Visser 1989a), spätestens zu diesem Zeitpunkt können auch sie Regenwürmer als ergiebige Nahrungsquelle nutzen, so dass sich dann die Ansprüche von Jung- und Altvögeln zunehmend angleichen.

4.5. Zeitliche Verfügbarkeit der Nahrung

Neben der Nahrungsmenge spielen auch Verdaubarkeit und Energiegehalt der Nahrung sowie ihre Verfügbarkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt eine wichtige Rolle. Bei vielen Vogelarten fällt die Aufzuchtphase der Jungvögel zeitlich mit dem Maximum in der Nahrungsverfügbarkeit zusammen (Lack 1954, 1968, Perrins 1970, Drent & Daan 1980, Beintema et al. 1985, 1991). Je genauer der Fortpflanzungszyklus der Vögel mit dem Auftreten ihrer Beutetiere synchronisiert ist, desto besser kann die Nahrung genutzt und die Reproduktionsrate gesteigert werden. Bei Nestflüchtern, wie z. B. den Uferschnepfenküken, ist jedoch nicht nur die Verfügbarkeit der Nahrung sondern auch die Zeit, die ihnen zur Nahrungssuche zur Verfügung steht, eine wichtige Größe, die im wesentlichen durch die Witterungsbedingungen bestimmt wird (Beintema & Visser 1989b).

In niederländischen Brutgebieten hat es in den letzten Jahrzehnten aufgrund der intensiven Düngung und der dadurch frühen Vegetationsentwicklung bei allen Wiesenvogelarten eine Vorverlegung des Brutbeginns um ca. 2 Wochen gegeben (Beintema et al. 1985). Durch eine frühere Mahd der Wiesen und eine Vorverlegung des ersten Viehauftriebes wurde die Vegetation und somit auch die Phänologie der Arthropodenfauna entscheidend verändert.

4.6. Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Nahrung der Uferschnepfenküken

Durch Mahd, Düngung, Entwässerung, Walzen, Schleppen und Beweidung wirkt sich die landwirtschaftliche Nutzung direkt oder indirekt auf die Vegetationsstruktur und ihre floristische und faunistische Artenzusammensetzung aus und beeinflusst somit auch die Eignung einer Fläche als Uferschnepfenhabitat. Intensive Landwirtschaft führt zur Vereinheitlichung der Vegetation, reduziert die Arthropodendichte und verschlechtert die Ernährungsbedingungen für die Uferschnepfenküken (u. a. Bölscher 1990). Die Ergebnisse der Kescherfänge am Hohner See bestätigen die Tendenz einer allgemeinen Verarmung der Arthropodenvielfalt bei

zunehmender Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung (Tab. 2). Die landwirtschaftlich intensiv genutzten Friedrichsholmer Wiesen bieten den Uferschnepfenküken somit keine guten Nahrungsbedingungen.

Auch Litzbarski et al. (1988) fanden bei Kescherfängen in intensiv genutztem Saatgrasland (163,1–389 Ind./300 Kescherschläge) deutlich geringere Arthropodendichten als in naturnahen (extensiv genutzten) Dauergrünländern (620 Ind.) bzw. in sog. „Trappenschutzstreifen“ (803 Ind.). Sie kommen dabei zu dem Schluss, dass die beim Übergang vom mäßig genutzten Dauergrünland zum intensiv genutzten Saatgrasland auftretende Verarmung der Arthropodenfauna weniger die Folge eines verstärkten Insektizideinsatzes, sondern vielmehr die des Pflanzenartenschwundes ist.

Die Auswirkungen der Grundwasserstände auf die Arthropodenfauna sind vielschichtig und komplex (Tischler 1980). Larven von Bodeninsekten können längere Überschwemmungen im Frühjahr und Herbst gut überstehen, da sie nicht durch den Mangel an Sauerstoff zugrunde gehen. Die Larven einiger Arten quellen zwar auf, doch bei Temperaturen unter 14 °C ist dieser Vorgang nach 2–3 Wochen noch reversibel. Tipuliden, Elateriden und Canthariden, alle wichtige Nahrungstiere für junge Uferschnepfen, benötigen für die Ei- bzw. Embryonalentwicklung den direkten Kontakt mit Wasser. Andere Arthropodengruppen dagegen meiden wasserdurchtränkte Böden bei der Eiablage (Tischler 1980).

In Grünlandgebieten, die entsprechend den ökologischen Ansprüchen von Wiesenvögeln bewirtschaftet werden, sollte eine einschürige, unter besonderen Umständen auch eine zweischürige Mahd stattfinden, wobei in norddeutschen Wiesenvogelbrutgebieten der erste Schnitt nicht vor dem 25. Juni erfolgen darf. Der zweite Schnitt kann auch durch eine Nachbeweidung ersetzt werden. Das Ausbringen von Mineraldünger, Herbiziden und Gülle sowie das Walzen und Schleppen muss unterbleiben. Eine mäßige Düngung mit Stallmist ist vertretbar, da sie sich positiv auf die Regenwurmdichte auswirkt (Rott 1992). In Grünlandgebieten, deren Grundwasserstände mit Hilfe von Stauwehren regulierbar sind, sollten

regelmäßige winterliche Überschwemmungen ermöglicht werden, die durchaus bis Mitte März andauern können. Ein Absenken des Wasserstandes sollte entsprechend den natürlichen Vorgängen langsam erfolgen und gegen Mitte Mai Werte von 20–25 cm unter Flur nicht unterschreiten.

5. Zusammenfassung

Die Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfenfamilien wurde von Mai–Juni 1993 am Hohner See, Schleswig-Holstein, untersucht. Dabei zeigte sich, dass bei der Wahl der Nahrungsflächen Vegetationsstruktur und Nahrungsangebot von entscheidender Bedeutung sind. Uferschnepfenfamilien bevorzugten bei der Nahrungssuche landwirtschaftlich extensiv genutzte Mähwiesen (45,9 % von 475 Familientagen) und Kleinseggenwiesen (32 %), d. h. Flächen, die im Mai eine niedrigwüchsige, lückige Vegetation und eine hohe Dichte an Arthropoden aufwiesen. Auf den extensiv genutzten Mähwiesen traten die höchsten Arthropodendichten auf, die größten Anteile hieran hatten Zweiflügler *Diptera*, Hautflügler *Hymenoptera* und Käfer *Coleoptera*. Unter den *Diptera* dominierten echte Fliegen *Muscidae*, Schwebfliegen *Syrphidae*, Dungfliegen *Scatophagidae* sowie Schnaken *Tipulidae* und Zuckmücken *Chironomidae*.

Bis zum Flüggewerden können die Uferschnepfenküken nicht mit dem Schnabel im Boden sondierend Nahrung suchen. Sie ernähren sich deshalb vorwiegend von Arthropoden, die sie aus dem Blütenhorizont der Vegetation aufpicken. Im Untersuchungsgebiet wurden die maximalen Arthropodendichten in der Zeit der Kükenaufzucht festgestellt (19.–22. Kalenderwoche).

Familien mit älteren Küken (> 2 Wochen alt) nutzten vermehrt Viehweiden und gemähte, landwirtschaftlich intensiv genutzte Wiesen zur Nahrungssuche. Da die Küken insektenreiche Nahrungsflächen mit einer mittleren Vegetationshöhe von 15–25 cm bevorzugten, die Altvögel aber eher regenwurmreiche und kurzgrasige Bereiche präferieren, entsprechen die Verhältnisse auf Viehweiden in der fortgeschrittenen Brutzeit am ehesten den Habitatansprüchen von Alt- und Jungvögeln. Beim Flüggewerden beträgt die Schnabellänge der Jungvögel etwa 60–70 mm,

spätestens zu diesem Zeitpunkt können auch sie Regenwürmer als ergiebige Nahrungsquelle nutzen, so dass sich die Nahrungs- bzw. Habitatansprüche von Jung- und Altvögeln zunehmend angleichen.

6. Literatur

- Ant, H.*, 1972: Ökologische Auswirkungen des Wechsels landwirtschaftlicher Nutzung auf die Tierwelt. – Ber. Landwirtschaft 50: 90–99.
- Beintema, A. J. & G. J. D. Müskens*, 1981: De invloed van beheer op de produktiviteit van weidevogels. – RIN-rapport 81/19.
- Beintema, A. J. & G. J. D. Müskens*, 1987: Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. – J. Appl. Ecol. 24: 743–758.
- Beintema, A. J. & N. Drost*, 1986: Migration of the Black-tailed Godwit. – Le Gerfaut 76: 37–62.
- Beintema, A. J., R. J. Beintema-Hietbrink & G. J. D. Müskens*, 1985: A shift in the timing of breeding in meadow birds. – Ardea 73: 83–89.
- Beintema, A. J. & G. H. Visser*, 1989a: Growth parameters in chicks of charadriiform birds. – Ardea 77: 169–180.
- Beintema, A. J. & G. H. Visser*, 1989b: The effect of weather on time budgets and development of chicks of meadow birds. – Ardea 77: 181–192.
- Beintema, A. J., J. B. Thissen, D. Tensen & G. H. Visser*, 1991: Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. – Ardea 79: 31–44.
- Belting, H.*, 1990: Habitatwahl und Brut-erfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) im Dümmer-Gebiet. – Diplomarbeit, Universität Braunschweig.
- Bölscher, B.*, 1990: Ökologische Probleme der Grünlandnutzung. – BUND Landesverband Niedersachsen, Hannover.
- Boness, M.*, 1953: Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – Z. Morph. u. Ökol. Tiere, 42: 225–277.
- Bräger, S. & J. Meissner*, 1990: Bevorzugt die Uferschnepfe (*Limosa limosa*) zur Fortpflanzungszeit intensiv oder extensiv bewirtschaftetes Grünland? – Corax 13: 387–393.
- Bub, H.*, 1974: Vogelfang und Vogelberingung zur Brutzeit. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Buker, J. B. & N. Groen*, 1989: Verspreiding van Grutto (*L. limosa*) over verschillende typen grasland in het broedseizoen. – Limosa 62: 183–190.
- Dachverband Biologischer Stationen NRW*, 1992: Feuchtwiesenschutz in Deutschland. – Biologische Station Münster, 69 Seiten.
- Drent, R. H. & S. Daan*, 1980: The prudent parent: energetic adjustments in avian breeding. – Ardea 68: 225–252.
- Ellenberg, H.*, 1974: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobot. 9: 1–97.
- Ernsting, W.*, 1966: Grünlandgesellschaften als Brutbiotop einiger Limikolen. – In: Tüxen, R. 1966 (Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag.
- Fallet, M.*, 1962: Über Bodenvögel und ihre terricolen Beutetiere. Technik der Nahrungssuche – Populationsdynamik. – Zool. Anz. 168: 187–212.
- Glutz v. Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel*, 1977: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7 Charadriiformes, Frankfurt.
- Green, R. E.*, 1985: The management of lowland wet grasslands for breeding waders. – RSPB, Sandy, Beds.
- Groebels, F.*, 1955: Pflanzen- und Vogelwelt einiger nieder-elbischen Marschgebiete mit besonderer Berücksichtigung der Brutbiologie und Brutökologie der Limose. – Mitt. Faun. Arbgem. Schleswig-Holstein N. F. 8: 85–88.
- Hötker, H.*, 1991: Waders breeding on wet grasslands in the countries of the European Community – a brief summary of current knowledge on population sizes and population trends. – In: Hötker, H. (ed.): Waders breeding on wet grasslands. Wader Study Group Bull. 61, Suppl.: 50–55.
- Janetschek, H.*, 1982: Ökologische Feldmethoden. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kirchner, K.*, 1969: Die Uferschnepfe. Wittenberg Lutherstadt.
- Lack, D.*, 1954: The natural regulation of animal numbers. – Clarendon Press, Oxford.
- Lack, D.*, 1968: Ecological adaptation for breeding in birds. London.
- Lange, G.*, 1968: Über Nahrung, Nahrungsaufnahme und Verdauungstrakt mitteleuropäischer Limikolen. – Beitr. z. Vogelkunde 13: 225–334.
- Litzbarski, B., H. Litzbarski & W. Jaschke*, 1988: Habitatstruktur und Nahrungsangebot für ausgewählte Vogelarten unter den Bedingungen intensiver landwirtschaftlicher Produktion. – Festsymposium Seebach „Einfluss von Agrochemikalien auf die Populationsdynamik von Vogelarten in der Kulturlandschaft“, S. 116–124.
- MELF* 1986: Extensivierungsförderung in Schleswig-Holstein. – Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Kiel.
- Mertens, A.*, 1993: Tageszeitliche und jahreszeitliche Phänologie des Verhaltens, Habitatwahl und Habitatabhängigkeit des Verhaltens der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Untersuchungen im Bereich des NSG Alte-Sorge-Schleife. – Diplomarbeit, Universität Bonn.
- MURL*, 1987: Programm zum Schutz der Feuchtwiesen, 2. Fassung. – Schriftreihe des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen 5, S. 6ff.
- Perrins, C. M.*, 1970: The timing of birds' breeding seasons. – Ibis 112: 242–255.
- Remane, R.*, 1958: Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. – Z. angew. Entomologie 42: 353–400.
- Rott, A.*, 1992: Entwicklung der endogäischen Fauna bei extensiver Grünlandnutzung. – LÖLF-Mitt. 3: 36–37.
- Schaeffer, M. & L. Haas*, 1979: Untersuchungen zum Einfluss der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. – Drosera 7: 17–40.
- Schoppenhorst, A.*, 1991: Studien zur Populationsökologie und zur Reproduktion ausgewählter Wiesenvogelarten im Bremer Gebiet. – Gutachten Senator für Umweltschutz u. Stadtentwicklung, Bremen.
- Schultz, W.*, 1981: Forschungsvorhaben „Vogelkundliche Bedeutung der Nordstrander Bucht“. – In: Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein (1981): Gutachten zur geplanten Vordeichung der Nordstrander Bucht.
- Southwood, T. R. E. & H. V. van Emden*, 1967: A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands. – Z. angew. Entomologie 60: 188–198.
- Stein, W.*, 1965: Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55: 83–99.

Struwe-Juhl, B., 1995: Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Brut-erfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*, L. 1758). – Corax 16: 153–172.

Tischler, W., 1980: Biologie der Kulturlandschaft. – Fischer Verlag, Stuttgart.

Witt, H., 1989: Auswirkungen der Ex-

tensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfe und Großem Brachvogel in Schleswig-Holstein. – Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 28: 43–76.

Zeltner, U., 1989: Einfluss unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. – Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 8: 1–68.

Anschrift des Verfassers

Bernd Struwe-Juhl
Staatliche Vogelschutzwarte
Schleswig-Holstein
Olshausenstraße 40
D-24118 Kiel

GIS-unterstützte Habitatstruktur-analyse wiesenbrütender Kleinvögel im Drömling (O-Niedersachsen)

von Knut Sandkühler und Boris Schröder

1. Einleitung

Wiesenbrütende Vogelarten haben in den letzten Jahren gravierende Bestands-einbußen hinnehmen müssen und gehören bundesweit zu den am stärksten gefährdeten Brutvogelgemeinschaften (Bauer & Berthold 1996, Flade 1994). Aufgrund von wachsenden Intensivierungsmaßnahmen in den verbliebenen Restlebensräumen der Feuchtwiesen und Niedermoorstandorte werden effiziente Schutzmaßnahmen zur Populationsicherung von Wiesenbrütern gefordert. Grundlage für sinnvolle Schutz-bemühungen ist dabei die möglichst genaue Kenntnis der Habitatbindung bzw. Habitatansprüche der Arten. Die meisten Untersuchungen über Wiesenbrüter konzentrieren sich auf Limikolen, während Untersuchungen zu Kleinvo-gelarten dagegen selten zu finden sind. Sie werden in vielen Wiesenbrüter-Programmen als Begleitarten oft nur lückenhaft „miterfasst“. Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes „Ökosystemmanagement für Niedermoore“ werden daher am Untersuchungsstandort Drömling Untersuchungen zur Habitatieignung des Gebietes für die drei Kleinvo-gelarten Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Schafstelze (*Motacilla flava*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) durchgeführt. Dabei stehen folgende Ziele im Vordergrund der Untersuchungen:

1. Ermittlung von Habitatpräferenzen bzw. -bindungen ausgewählter Arten (Braunkehlchen, Wiesenpieper, Schafstelze)

2. Ableiten von „Schlüsselparametern“, die für die Besiedlung einer Fläche und Etablierung eines Reviers deutliche Präferenzen erkennen lassen

3. Erstellung von Modellen, um die Habitatqualität zu quantifizieren und über Koppelung an ein GIS die Habitatieignung durch Potentialkarten flächenhaft darstellen zu können (Erstellung von Habitatieignungskarten)

4. Ableitung von Vorschlägen bzw. Bereitstellung von Instrumentarien für die angewandte Naturschutzpraxis in bezug auf Maßnahmen für ein Feuchtgrünlandmanagement unter Berücksichtigung der Belange des Wiesenbrüterschutzes

Für die Bearbeitung der o.g. Themenkomplexe stellt eine großflächige Habitatstruktur-analyse in verschiedenen Teilflächen des Gesamtgebietes unter Zuhilfenahme eines Geographischen Informationssystems (GIS) das zentrale Instrument dar. Die Anwendungsmöglichkeiten eines GIS sind vielfältig, da es sich neben den elementaren Bestandteilen der Erfassung, Verwaltung und Darstellung vor allem zur Auswertung und Analyse von räumlich zugeordneten Themen und deren thematischen Attributen eignet. Aufgrund dieser vielseitigen Möglichkeiten finden Geographische Informationssysteme neben unterschiedlichsten anderen Anwendungsdisziplinen mittlerweile auch zunehmend in der Bearbeitung ökologischer Fragestellungen sowie in der Naturschutzforschung und im praktischen Naturschutz Verwendung. Obwohl ein GIS für Unter-

suchungen zur räumlichen Ausprägung von Habitaten und Populationen ein geeignetes Instrument darstellt, existieren über avifaunistisch-ökologische Analysen mit GIS bisher im deutschsprachigen Raum jedoch verhältnismäßig wenig Untersuchungen (Blaschke 1996, Gottschalk 1995, Marka 1994, Pechacek, 1995, Schuster 1990). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll die methodische Vorgehensweise bei der GIS-unterstützten Bearbeitung o.g. Fragestellungen vorgestellt werden.

2. Untersuchungsgebiet

Der Drömling ist ein ca. 300 km² großes, von Schmelzwässern eingetieftes und von Sanden und darauf lagernden Niedermoorböden ausgefülltes Niederungsbecken östlich der Stadt Wolfsburg, das etwa 35 km nordöstlich von Braunschweig und rund 50 km nordwestlich von Magdeburg entfernt liegt. Der ständig hohe Grundwasserspiegel und die häufigen Überschwemmungen führten zu einer starken Versumpfung und Niedermoorbildung. Die ursprüngliche Vegetation des Drömlings wurde von Bruchwaldausprägungen der Rauschbeeren-Birkenbruchwälder sowie der Walzenseggengerlenbruchwälder dominiert. Eine teilweise extensive Nutzbar-machung der inneren Drömlingsflächen setzte erst mit der beginnenden Melioration und ersten großflächigen Waldrodungen im 18. Jahrhundert ein. Trotz nachfolgender großer Bemühungen, den Drömling weiter zu entwässern und nachhaltig intensiver zu nutzen, war es aufgrund der schwierigen Vorflutverhältnisse im Gebiet nicht möglich, die gesamte Niederung in eine intensive Nutzung zu überführen. Die heutige Drömlingslandschaft wird durch ein vielfältiges Mosaik aus Wiesen, Weiden, Moordammkulturen, Waldgebieten, Hecken und Feldgehölzen sowie Gräben

und Kanälen bestimmt. Diese vielfältige Landschaftsstruktur führt zu einer besonders artenreichen Besiedlung durch Flora und Fauna. Neben naturnahen Laubwaldbeständen (v.a. Bruchwald als ursprünglich natürliche Vegetation) und Laubwaldforsten bilden extensiv genutzte Grünland- bzw. Feuchtgrünlandbereiche die größten Flächenanteile im Untersuchungsgebiet (Döscher et al. 1984). Der Drömling stellt heute für den Naturschutz das bedeutendste Feuchtgebiet in der Wolfsburger Region dar (Jebram 1995). In seiner Fläche erstreckt sich der Drömling zu 80 % in Sachsen-Anhalt und zu 20 % in Niedersachsen. Die hier vorgestellten Untersuchungen beschränken sich auf den niedersächsischen Drömlingsteil.

3. Material und Methode

Zur Ermittlung von Präferenzen bzw. Meidungen der Arten gegenüber bestimmten Vegetationsstrukturen wurden die Daten aus Revierkartierungen mit Strukturtypendaten kombiniert und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) analysiert. Die einzelnen Schritte der Habitatanalyse sind in Abbildung 2 dargestellt.

3.1 Revierkartierung

Die Bestandserfassung der drei Arten Wiesenpieper, Schafstelze und Braunkehlchen wurde nach der von Bibby et al. (1992), Flade (1994), Gnielka (1990) und Oelke (1980) beschriebenen Methode der Revierkartierung auf insgesamt 7 Teilflächen mit einer Gesamtfläche von 975 ha durchgeführt. Dabei variieren die Flächengrößen der einzelnen Teilflächen zwischen 60 und 280 ha. Um dem Anspruch einer großflächigen Gebietsbewertung und Einschätzung der Habitateignung für Arten mit relativ großen Aktionsräumen gerecht zu werden, erfolgte die Flächenauswahl nach bestimmten Kriterien:

1. Insgesamt sollte ein Flächenanteil von mindestens 25 % des im Gesamtgebiet vorhandenen Grünlandes untersucht werden.
2. Durch die Flächenauswahl sollte ein möglichst repräsentativer Querschnitt der unterschiedlichen Grünlandtypen im Gebiet abgedeckt werden.
3. Die Untersuchungsflächen sollten in den Bereichen des Gebietes liegen, in

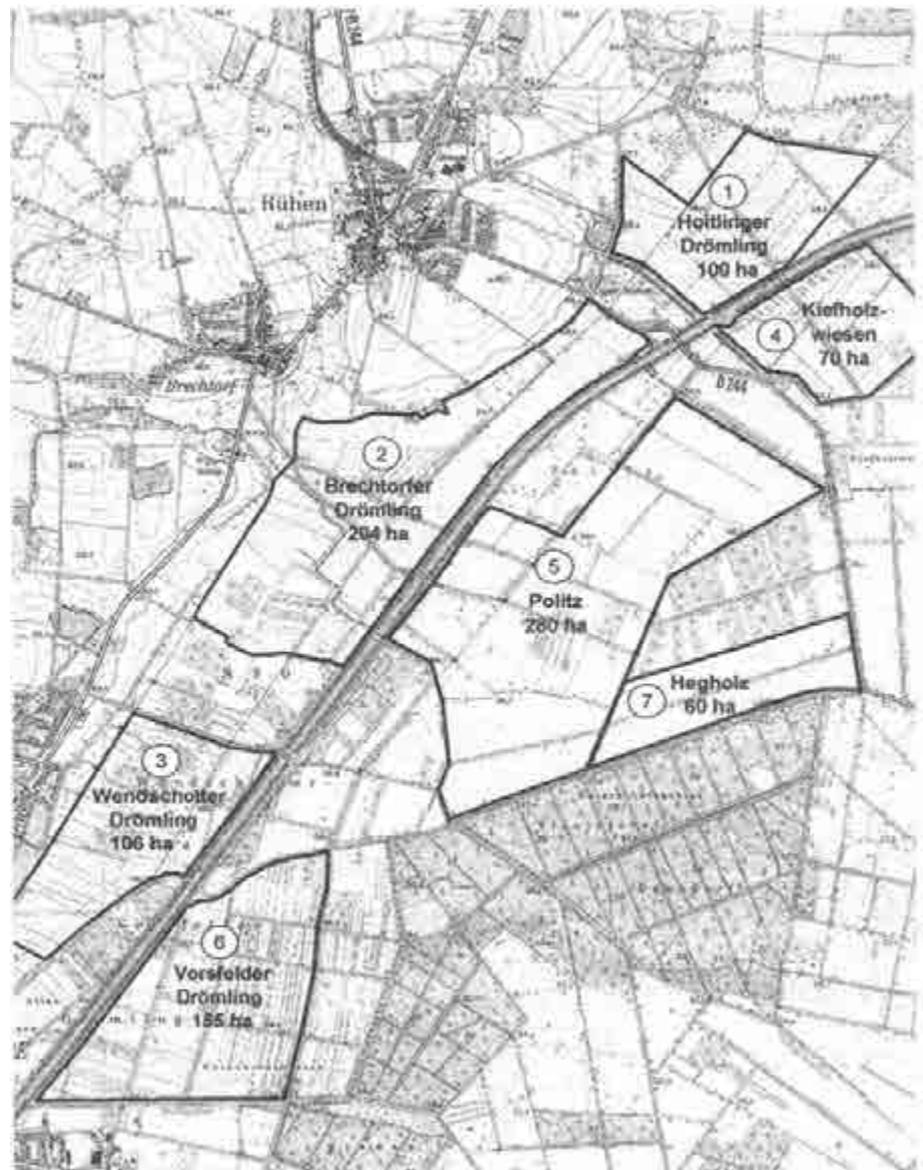


Abb. 1: Lage, Größe, Bezeichnung und Numerierung der 7 Teilflächen im Untersuchungsgebiet des Niedersächsischen Drömlings.

denen der Biotoptyp Grünland überwiegt.

4. Für die Bearbeitung avifaunistischer Fragestellungen an typischen Offenlandarten sollte die jeweilige Untersuchungsflächengröße 60 ha nicht unterschreiten

Die Revierkartierungen erfolgten in den Jahren 1996 und 1997 jeweils von Anfang April bis Anfang Juli in 14–16 Kartierungsdurchgängen pro Teilfläche. Dabei wurden bei jedem Erfassungsdurchgang alle Vogelfeststellungen der untersuchten Arten und deren Verhaltensweisen (Reviergesang, Balz, Nestbau, Fütterung, Jungvögel etc.) auf einer Karte notiert. Aus diesen Tageskarten wurden für jede Art Revierkarten in

Form von Papierrevieren erstellt. Mindestkriterium für die Vergabe einer Revieres war die Feststellung eines Tieres mit revieranzeigenden Merkmalen im Abstand von mindestens 10 Tagen. Jedes ermittelte Revier pro Teilfläche wurde durch die Vergabe von Identifikationsnummern „individuell“ gekennzeichnet. Die Reviergrenzen wurden mit Hilfe der GIS-Software ArcInfo digitalisiert und in eine bereits digital vorliegende Deutsche Grundkarte (DGK 1: 5000) integriert. Reviere, die in weiteren Kartierungen nach Mitte Juli festgestellt wurden, fanden in der Habitatanalyse keine Berücksichtigung, da es sich hierbei um Neuan siedlungen, Nachgelege und Zweitbruten handelte.

3.2 Strukturkartierung

Da für die Besiedlung von Flächen durch Vögel die Pflanzenartenkombination eine untergeordnete Rolle spielt, sondern vielmehr die strukturelle Beschaffenheit der Vegetation von Bedeutung ist, liegt in dieser Untersuchung der Schwerpunkt auf der Betrachtung von Vegetationsstrukturen und deren Einfluss auf die Besiedlung durch drei ausgewählte Arten. Die Grundlage für die Habitatstrukturanalyse der Arten Wiesenpieper, Schafstelze und Braunkehlchen stellt eine Karte ausgewählter flächiger Strukturparameter mit ihren jeweiligen Ausprägungszuständen im

Maßstab 1:5000 dar. In dieser Untersuchung wurden 9 verschiedene flächige Strukturvariablen in insgesamt 38 Ausprägungen berücksichtigt, die ausschließlich physiognomische Vegetationsmerkmale des offenen Grünlandes beschreiben (Tab. 1). Da die Strukturkartierung auf relativ großen Flächen durchgeführt werden musste, kamen für die Erfassungen der einzelnen Variablenausprägungen aus Zeitgründen ausschließlich Schätzmethode zum Einsatz. Die genauere Erfassung von Vegetationsstrukturen anhand zeitaufwendiger Messmethoden hätte den zur Verfügung stehenden zeitlichen Rahmen deutlich überschritten.

Tab. 1: Strukturvariable und deren jeweilige Ausprägungsformen, die in jeder abgegrenzten Struktureinheit durch Geländebegehungen geschätzt wurden.

Strukturvariable	Ausprägung
1. Deckung der Individuen in der Krautschicht	1 geschlossen 2 mosaikartig (50–90 % Deckung) 3 lückig (< 50 % Deckung) 4 vereinzelt (< 20 % Deckung)
2. Wuchsform der Individuen in der Krautschicht	1 überwiegend rasenartig 2 überwiegend horstig/bultig 3 einzeln 4 Mischform
3. Homogenität des Bestandes	1 homogen verteilt 2 mosaikartig verteilt
4. Deckungsgrad abgestorbener Phytomasse	1 gering, bis 15 % 2 mäßig, 16–30 % 3 bedeutend, über 30 %
5. Bestandshöhe	1 0–30 cm 2 30–60 cm 3 60–100 cm 4 100–200 cm 5 über 200 cm
6. Höhe von Überständern	1 0–30 cm 2 30–60 cm 3 60–100 cm 4 100–200 cm 5 über 200 cm
7. Heterogenität der Schichtung	1 oberes Stockwerk überwiegt 2 unteres Stockwerk überwiegt 3 keine Stockwerksbildung 4 beide Stockwerke +/- gleich
8. Vegetationsdichte (geschätzt in 15 cm Höhe)	1 lückig (mittlerer Sproßabstand > 20 cm) 2 lückig-dicht (mittlerer Sproßabstand 10–20 cm) 3 dicht (mittlerer Sproßabstand 5–10 cm) 4 sehr dicht (mittlerer Sproßabstand bis 5 cm)
9. Deckungsgrad vegetationsfreier oder nur mit Moosschicht bewachsener Stellen	1 gering, bis 15 % 2 mäßig, 16–30 % 3 bedeutend, über 30 %

Für die Erstellung der Strukturtypenkarte waren folgende Arbeitsschritte notwendig:

1. Abgrenzung von Struktureinheiten im Gelände auf Luftbildern im Maßstab 1:5000
2. Individuelle Kennzeichnung der abgegrenzten Struktureinheiten durch Vergabe von Identifikationsnummern
3. Kartierung der Ausprägungen (Attribute) der 9 Variablen innerhalb jeder Struktur
4. Erstellung einer Attribut-Datenbank
5. Übertragung und Digitalisierung der im Gelände abgegrenzten, analogen Strukturkarte über die GIS-Software ArcInfo in die digital vorliegende Deutsche Grundkarte
6. Anbindung der Attribut-Datenbank über Identifikationsnummern an die digitale Strukturtypenkarte über die GIS-Software ArcView

3.3 Habitatstrukturanalyse

Zur Bestimmung bevorzugter bzw. gemiedener Strukturen wurde die Strukturtypenkarte zunächst mit den Revierkarten der untersuchten Arten überlagert und deren Grundgeometrien über ArcInfo miteinander verschnitten. Dieses Verschneidungsprodukt stellt eine neue Informationsebene dar, über die Flächenanteile von Struktureinheiten pro Vogelrevier über Programmroutinen berechnet werden können. Aus dem Verhältnis der relativen Flächenanteile von Strukturen bzw. deren Ausprägungen in allen Revieren einer Art pro Teilfläche bzw. aller Teilflächen (genutzte Strukturen) und deren Flächenanteil in der untersuchten Teilfläche bzw. allen Teilflächen (Strukturangebot) lässt sich ein Index berechnen, der Aussagen über Strukturpräferenzen bzw. -meidungen zulässt (Berberich 1989). Um für positive und negative Selektion gleich große Bereiche zu erhalten (Null bis $+\infty$ bzw. Null bis $-\infty$), muß der Quotient aus genutzten Strukturen (Flächenanteile innerhalb der Reviere) und Strukturangebot (Flächenanteile innerhalb der Teilflächen) logarithmiert werden (Bryant 1973, Jacobs 1994, Lille 1996). Indexwerte >0 [$\log(\text{Nutzung}/\text{Angebot})$] können als bevorzugte Nutzung und Werte <0 als weniger bevorzugt bzw. gemieden interpretiert werden. Beträgt der Wert = 0, so besteht ein aus-



Abb. 2: Ablaufschema bzw. Vorgehensweise der GIS-unterstützten Habitatstrukturanalyse.

geglichenes Verhältnis zwischen Strukturnutzung und Strukturangebot (flächenproportionale Nutzung). Die statistische Überprüfung der einzelnen Variablen-Ausprägungen auf Unterschiede erfolgte mit dem Mann-Whitney-U-Test.

3.4 Habitateignung/Modellierung

Eine multivariate Analyse von Habitatpräferenzen und -meidungen sowie eine Ermittlung von Vorkommenswahrscheinlichkeiten ist mit weitergehenden Verfahren der statistischen Modellierung möglich. Bereits erfolgreich angewandt wurden u.a. Diskriminanzanalyse (Schröder 1997) und logistische Regression (Austin et al. 1996, Özsesmi & Mitsch 1997, Pereira & Itami 1991). Mit Hilfe dieser Verfahren können Modelle entwickelt werden, die Vorkommensprognosen aus einer Analyse von Präsenz-Absenz-Daten im Verhältnis zur Ausprägung von Schlüsselfaktoren ableiten und damit die Habitateignung quantifizieren. Auf das Verfahren der schrittweisen multiplen logistischen Regression soll im folgenden etwas näher eingegangen werden (Agresti 1996, Hosmer und Lemeshow 1989).

Bei der logistischen Regression ist die abhängige Variable, an deren Verteilung die Regressionsfunktion angepasst wird, dichotom; sie kann also nur die

beiden Werte 0 (Nichtvorkommen) oder 1 (Vorkommen) annehmen. Auch der Wertebereich der Ergebnisse ist durch die logit-Transformation auf das Intervall [0,1] beschränkt. Die Regressionsgleichung lautet

$$\text{logit}[\pi(x)] = \ln\left(\frac{\pi(x)}{1 - \pi(x)}\right) = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \dots + \beta_i \cdot x_i$$

mit

$\pi(x)$: Vorkommenswahrscheinlichkeit bei gegebenen Ausprägungen von X_i

X_i : unabhängige, erklärende Variablen, d. h. Habitatfaktoren

β_i : zu schätzende Parameter (Regressionskoeffizienten)

Die logit-transformierte Variable $\pi(x)$ kann als Vorkommenswahrscheinlichkeit interpretiert werden und lässt sich nach Umformung von (1) durch Gleichung (2) berechnen.

$$\pi(x) = \frac{\exp(\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \dots + \beta_i \cdot x_i)}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \dots + \beta_i \cdot x_i)}$$

Das multivariate Verfahren kann mehrere Habitatfaktoren gleichzeitig berücksichtigen; auch nominal-skalierte können über eine Kodierung als Indikator-Variablen in die Analyse einfließen. Beim multiplen schrittweisen Verfahren finden nur diejenigen Variablen Eingang in das Modell, die signifikant zu einer Verbesserung der Modellvorhersage führen. Neben der Modellsignifikanz können durch den Vergleich der Vorkommensprognosen mit tatsächlich beobachteten Präsenz-Absenz-Daten weitere Gütekriterien wie z.B. die Fehlerrate bzw. der Anteil korrekter Prognosen berechnet werden.

4. Ergebnisse

4.1 Verteilung und Siedlungsdichte

Die Revierdichten der drei Arten und damit auch deren jeweilige Verteilungsmuster unterscheiden sich auf den 7 Probestellen voneinander. Die unterschiedlich intensive Besiedlung der Teilflächen gibt erste Hinweise auf Bevorzugung bestimmter Bereiche. Während Wiesenpieper und Braunkehlchen in allen 7 Teilflächen Reviere hatten, beschränkte sich das Vorkommen der Schafstelze lediglich auf 4 Teilflächen. In beiden Untersuchungsjahren zeigten alle 3 Arten

ähnliche Besiedlungsmuster und in den jeweiligen Teilflächen jeweils ähnliche Revierdichten. Die drei Arten treten in 2 bzw. 3 Teilflächen in überdurchschnittlichen hohen Dichten auf (Abb. 3).

4.2 Strukturpräferenzen

Zur Ermittlung von Strukturpräferenzen der untersuchten Arten wurden aus den beiden Untersuchungsjahren 101 Braunkehlchen-Revier, 102 Schafstelzen-Revier und 112 Wiesenpieper-Revier aus 5 ausgewählten Teilflächen analysiert. Die Darstellung der Ergebnisse der GIS-unterstützten Habitatanalyse und Berechnung der Strukturindices erfolgt hier beispielhaft für den Wiesenpieper, für den anhand der Strukturparameter Vegetationsdichte, Deckung vegetationsfreier Stellen sowie Schichtung deutliche Präferenzen bzw. Meidungen ermittelt werden konnten. Hinsichtlich der Vegetationsdichte wurden statistisch signifikant lückige Vegetationsbereiche präferiert (U-Test $p \leq 0,05$), während bei den übrigen drei Ausprägungen gegenüber dem Flächenangebot eine schwache Meidung ohne jeweilige statistische Unterschiede festzustellen war (Abb. 4).

Beim Faktor Deckung vegetationsfreier Stellen war ein deutlicher Trend von zunehmender Präferenz des Wiesenpiepers gegenüber Vegetationsstrukturen mit zunehmendem Anteil vegetationsfreier Stellen zu beobachten (Abb. 4). Während Strukturen deutlich gemieden wurden, in denen vegetationsfreie Stellen gar nicht vorhanden waren, zeigte die Art eine starke Präferenz für Strukturen mit einem Anteil vegetationsfreier Stellen von über 30 %.

Werden die beiden Strukturvariablen Vegetationsdichte und Deckung vegetationsfreier oder nur mit Moosschicht bewachsener Stellen miteinander kombiniert, ergibt diese Kombination eine relativ hohe Erklärungswahrscheinlichkeit für das Vorkommen der Art im Gebiet. Über 75 % aller Wiesenpieper-Revier in 5 ausgewählten Teilflächen liegen mit mindestens 50 % ihrer Gesamtfläche in Vegetationsstrukturen, die eine lückig ausgeprägte Vegetationsdichte und gleichzeitig einen Anteil vegetationsfreier Stellen von über 15 % aufweisen (Abb. 5).

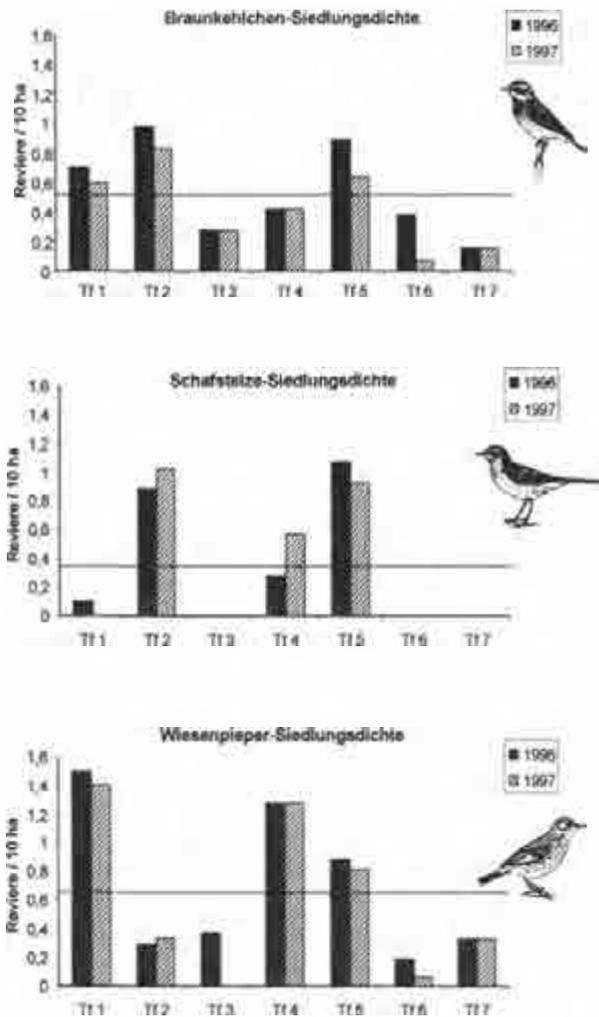


Abb. 3: Siedlungsdichten der 3 untersuchten wiesenbrütenden Kleinvogelarten Braunkehlchen, Schafstelze und Wiesenpieper aus den beiden Untersuchungsjahren 1996 und 1997 auf den 7 Teilflächen (Tf 1–Tf 7). Gestrichelt ist die mittlere Siedlungsdichte der jeweiligen Art aus beiden Untersuchungsjahren für alle 7 Teilflächen angegeben.

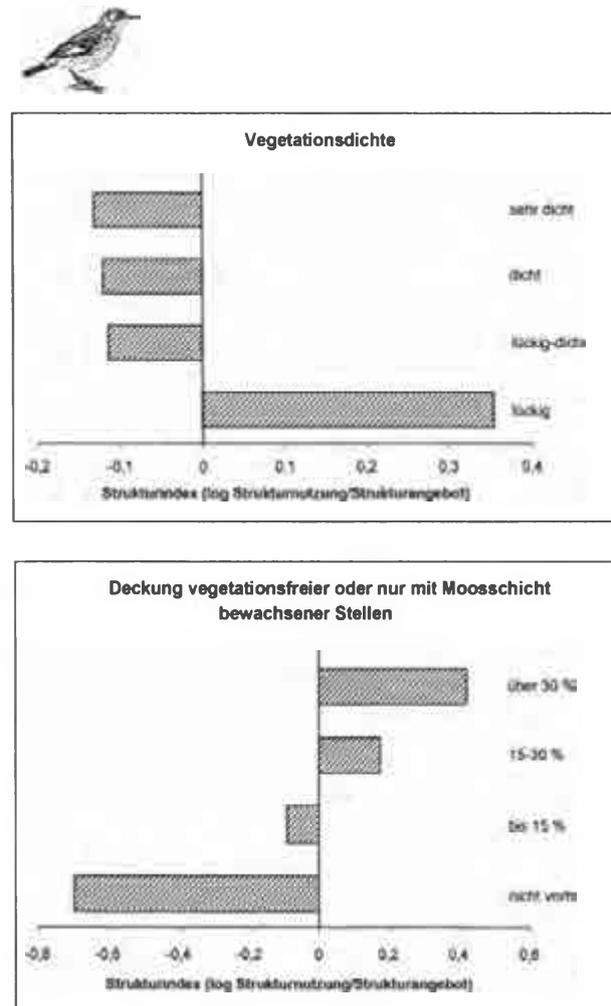


Abb. 4: Darstellung der Strukturpräferenzen von 112 Wiesenpieper-Revieren für die Ausprägungen der Strukturvariablen Vegetationsdichte (oben) und Deckung vegetationsfreier oder nur mit Moosschicht bewachsener Stellen (unten). Die Präferenzindizes wurden als Logarithmus der Quotienten aus dem jeweiligen relativen Strukturnutzungsanteil (Anteil innerhalb der Reviere) und relativen Gesamtflächenanteil der Struktureinheiten berechnet.

Gegenüber der Strukturvariablen Schichtung der Vegetation zeigte der Wiesenpieper eine deutliche Meidung von Bereichen, in denen die Oberschicht dominiert, bei den anderen 3 Ausprägungen dieses Faktors war eine nahezu flächenproportionale Nutzung festzustellen (Abb. 6).

4.3 Modellierung/Habitatkarten

In Anlehnung an die Präferenzkarten für den Wiesenpieper in Abbildungen 5 und 7 soll hier eine Habitatkarte gezeigt werden, die auf Grund-

lage eines einfachen logistischen Regressionsmodells für die Schafstelze erstellt wurde.

Das hier vorgestellte Modell beruht auf Revier- und Vegetationsstrukturkartierungen aus den Jahren 1996 und 1997. Es berücksichtigt die kategorisierten vorliegenden Habitatfaktoren „Heterogenität der Schichtung in der Krautschicht“ ($p = 0.001$, $df = 3$), „Vegetationsdichte“ ($p = 0.068$, $df = 3$) sowie „Anteil vegetationsfreier Stellen“ ($p = 0.029$, $df = 3$). Für das Gesamtmodell erhält man mit $df = 9$ Freiheitsgraden eine Signifikanz von $p = 0.0001$. Abbildung 8 zeigt die in beiden Untersuchungszeiträumen

kartierten Schafstelzenreviere sowie die für die untersuchten Struktureinheiten abgeleiteten Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Auch wenn sich für die Schafstelze in den vorher durchgeführten Habitatstrukturanalysen weniger scharfe Präferenzen erkennen ließen als z. B. für den Wiesenpieper, liefert das Modell dennoch zufriedenstellende Prognosen. Für Bereiche, in denen 1996 und 1997 viele Reviere lagen, werden zumeist hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten berechnet, die errechneten Prognosen zeichnen die Zonen gehäuften Vorkommens gut nach. Abbildung 9 zeigt Präsenz-Absenz-Prognosen für die unter-



Abb. 5: Darstellung aller Struktureinheiten aus 5 ausgewählten Teilflächen, die eine lückige Vegetationsdichte und gleichzeitig einen Deckungsgrad vegetationsfreier oder nur mit Moosschicht bewachsener Stellen von mehr als 15 % aufweisen (gepunktete Polygone) überlagert mit der Verteilung von 112 Wiesenpieper-Revieren aus den Untersuchungsjahren 1996 (schwarz) und 1997 (hellgrau).

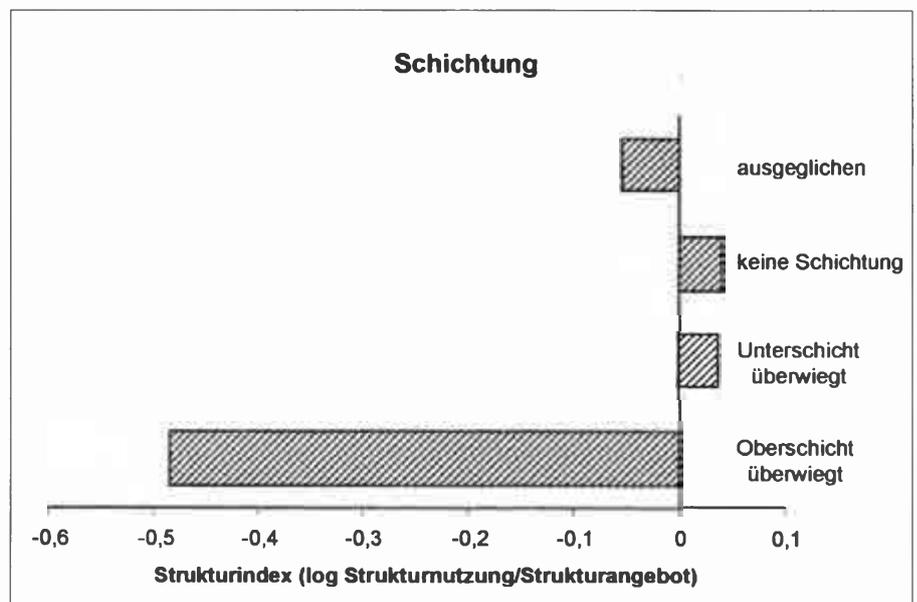


Abb. 6: Darstellung der Strukturmeidungen von 112 Wiesenpieper-Revieren für die Ausprägungen der Strukturvariablen Schichtung der Vegetation. Die Präferenzindizes wurden als Logarithmus der Quotienten aus dem jeweiligen relativen Strukturnutzungsanteil (Anteil innerhalb der Reviere) und relativen Gesamtflächenanteil der Struktureinheiten berechnet.



Abb. 7: Darstellung aller Struktureinheiten aus 5 ausgewählten Teilflächen, in denen das obere Stockwerk der Vegetation dominiert (gepunktete Polygone) überlagert mit der Verteilung von 112 Wiesenpieper-Reviere aus den Untersuchungsjahren 1996 (schwarz) und 1997 (hellgrau).

suchten Struktureinheiten, abgeleitet aus den Daten von 1997 im Vergleich zu den Revierkartierungen von 1996 – also ein übertragenes Habitateignungsmodell. Es wurde für diejenigen Flächen ein Vorkommen prognostiziert, für welche die vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit größer als 0.21 geschätzt wurde. Die Festlegung dieses Schwellenwerts erfolgte nach einer Fehlerminimierung, bei der das Ziel war, den Gesamtfehler und den Anteil von Fehlern 1. Art (fehlerhafte Nichtvorkommensprognosen) zu minimieren (vgl. Özesmi & Mitsch 1997). Die Klassifikationsmatrizen für die untersuchten Struktureinheiten (als Vorkommen gezählt, wenn sie den Schwerpunkt eines Reviers beinhalten) ergeben für das Jahr 1997 (Trainingsdaten) bzw. 1996 (Testdaten) das in Tabelle 2 gezeigte Bild.

Tab. 2: Klassifikationsmatrizen zur Gegenüberstellung der Prognosen eines auf Grundlage der Daten von 1997 erstellten Habitateignungsmodells mit den Revierkartierungen von 1996 und 1997.

		1997 (Trainingsdaten)		Prognose:	
				Nichtvorkommen	Vorkommen
Beobachtung:	Nichtvorkommen			145	70
	Vorkommen			7	30
Fehler: 31 %					
		1996 (unabhängige Testdaten)		Prognose:	
				Nichtvorkommen	Vorkommen
Beobachtung:	Nichtvorkommen			145	78
	Vorkommen			10	22
Fehler: 34 %					

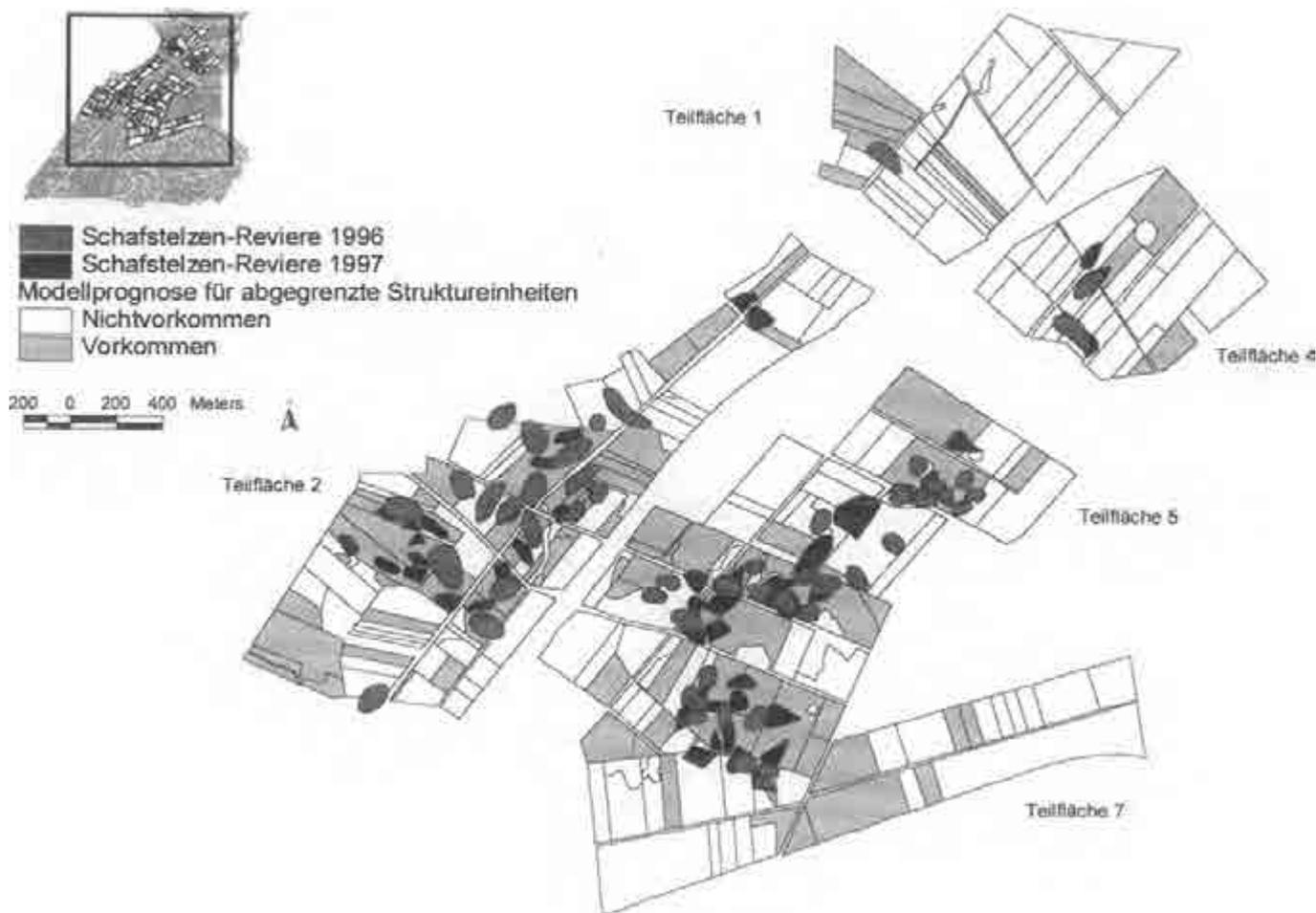


Abb. 8: Vergleich der Ergebnisse eines allgemeinen Habitateignungsmodells für die Schafstelze mit den Revierkartierungen von 1996 und 1997.

Für die weiteren untersuchten Arten, Wiesenpieper und Braunkehlchen, sind – wie die Habitatstrukturanalysen vermuten lassen – aufgrund klarerer und stärker mit den erhobenen Strukturen korrelierter Präferenzen – noch bessere Ergebnisse zu erwarten.

5. Schlussbetrachtung und Diskussion

Vorrangiges Ziel dieser Arbeit ist es, die Einsatzmöglichkeiten eines Geographischen Informationssystems (GIS) bei der Analyse von Vogelhabitaten darzustellen. Aus diesem Grund sollen an dieser Stelle nicht die für den Wiesenpieper und die Schafstelze vorgestellten Ergebnisse unter autökologischen Aspekten diskutiert, sondern lediglich als Beispiele für die methodische Vorgehensweise betrachtet werden.

Bei Untersuchungen dieser Art hängt die Qualität der Ergebnisse stark von der Qualität der verwendeten

Grundlagenkarten ab. Je genauer die Abgrenzungen der Struktureinheiten, desto größer ist auch die ermittelte Anzahl von Struktureinheiten pro Vogelrevier. Da die Strukturkartierungen während der späten Ansiedlungs- bzw. frühen Brutphase der Arten (erste bis dritte Maidekade) in einem recht kurzen Zeitraum durchgeführt werden mussten, damit ein Bezug zu den bestehenden Revieren überhaupt hergestellt werden konnte, war es notwendig, die Strukturkartierung nach einer schnellen, praxisnahen Methode durchzuführen. Aus vegetationskundlicher Sicht ließen sich weitere Struktureinheiten abgrenzen, jedoch waren diese im o.g. Untersuchungszeitraum noch nicht deutlich genug voneinander differenziert, so dass in den hier verwendeten Strukturkarten häufig Strukturgrenzen mit Nutzungsgrenzen zusammenfallen.

Einen Nachteil der hier vorgestellten Methode stellt immer die maßstabsbedingte Ungenauigkeit bei der Abgren-

zung der Strukturtypen dar. Bestimmte Strukturen der Übergangsbereiche bzw. evtl. wichtige nicht flächige oder einzeln in der Landschaft befindliche, aber für das Vorkommen von Arten durchaus bedeutende Strukturen bzw. Strukturelemente, wurden unter den in Tabelle 1 aufgeführten Strukturvariablen nicht berücksichtigt. Diese Ungenauigkeit kann nur durch zusätzliche Erfassung solcher Habitatelemente ausgeglichen werden. Dabei hängt es von der jeweilig betrachteten Art ab, welche Strukturen in welchem Umfang zusätzlich zu erfassen sind. Für das Braunkehlchen zeigt sich beispielsweise, dass dessen Vorkommen beim größten Anteil der 101 Reviere die aus den flächigen Strukturvariablen ermittelten Präferenzen durch das Vorhandensein von alten Koppelläunen und die Ausprägung (Breite und horizontale Deckung) von Altgrasstreifen bzw. Säumen entlang dieser Strukturen überlagert wird. Die zusätzliche Kartierung und Berücksichtigung dieser

Strukturen in der Auswertung führt zu einer sehr viel höheren Aussageschärfe.

Eine weitere Schwierigkeit bei abschließlicher Anwendung dieser Methode ist, dass mit dem Revier als Bezugseinheit lediglich der territoriale Bereich betrachtet wird. Daher lassen die Ergebnisse nur Aussagen über die Strukturabhängigkeit der Revierwahl zu. Um ein vollständiges Bild über die Habitatansprüche während der Fortpflanzungsperiode zu bekommen, sind aus diesem Grunde Untersuchungen zur Habitatnutzung über direkte Beobachtungen (z.B. standardisierte Ethogramme) erforderlich, zumal die Aktionsräume speziell während der Jungenfütterung häufig über die eigentlichen Reviergrenzen hinausgehen (Kesting 1995, Gasse 1997). Im Rahmen des einleitend erwähnten Forschungsprojektes wurden daher zusätzlich Untersuchungen zur Habitatnutzung der drei Arten durchgeführt, die in dieser Arbeit jedoch nicht weiter vorgestellt werden.

Unter Beachtung der o.g. Nachteile bzw. Schwierigkeiten hat ein GIS bei der Bearbeitung von Fragestellungen zur Habitatanalyse und Habitateignung jedoch viele Vorteile. Zum einen bietet ein GIS vielfältige Möglichkeiten zur Erfassung, Verwaltung und Analyse von räumlich zugeordneten Daten, die problemlos durch zusätzliche Attribute erweitert werden können, zum anderen bestehen gute kartographische Darstellungsmöglichkeiten. Durch Überlagerungen von Informationsebenen lassen sich schnell Zusammenhänge zwischen erfassten Landschaftsstrukturen und ermittelten Habitaten bzw. Revieren visualisieren und ableiten. Da Flächengrößen von einem GIS standardmäßig berechnet werden, sind flächenbezogene Auswertungen schnell möglich, die, wie in dieser Untersuchung, zur Ableitung von Schlüsselfaktoren für die Habitatbindung hinsichtlich der Vegetationsstrukturen genutzt werden können. Mit Hilfe der ermittelten Schlüsselfaktoren lassen sich durch statistische Modellierung Habitateignungsmodelle berechnen, die Aussagen über die jeweilige Flächenqualitäten für die Besiedlung durch die jeweils betrachtete Art beinhalten. Diese Modelle sind mit einem GIS kopierbar, so dass eine flächige Darstellung in Form von Potential- bzw. Habitateignungskarten aus Sicht der betreffenden Vogelart möglich ist. Im Fall der vorlie-

genden Untersuchung kann als Ergebnis der Modellierung die Habitatqualität von Struktur- bzw. Flächeneinheiten für wiesenbrütende Kleinvögel in abgestufter Güte dargestellt werden. Solche Eignungskarten sind eine gute Grundlage für die Integration tierökologischer Belange in Landschaftsplanungsprozesse, da, ähnlich wie bei Biotoptypenkarten, flächenbezogene Aussagen möglich sind.

6. Literatur

- Agresti, A. (1996): An Introduction to Categorical Data Analysis. – John Wiley & Sons, Inc., New York/Chichester/Brisbane. 290 pp.
- Austin, G. E., Thomas, C. J., Houston, D. C. & Thompson, D. B. A. (1996): Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a GIS and remote sensing. – *Journal of Applied Ecology* 33: 1541–1550.
- Bauer, H. G. & P. Berthold (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas, Bestand und Gefährdung. – Aula, Wiesbaden.
- Berberich, W. J. (1989): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. – Forschungsbericht 17, Nationalpark Berchtesgaden.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & D. A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. – Neumann, Radebeul, 270 S.
- Blaschke, T. (1996): GIS-Einsatz in Analyse und Bewertung – Grundsätzliche Überlegungen und Fallstudie an der Salzach. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28, (8), 243–249.
- Bryant, D. M. (1973): The factors influencing the selection of food by the house martin *Delichon urbica*. – *J. Anim. Ecol.* 42: 539–564.
- Döscher, W., Flade, M. & H. Peper (1984): Naturschutzplanung Niedersächsischer Drömling. – Dipl. Arbeit, TU Berlin, Fachbereich Landschaftsplanung, 461 S.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – IHW Verlag, Eching. 879 S.
- Gasse, M. (1997): Untersuchungen zur Habitatnutzung und Nahrungsökologie der Schafstelze *Motacilla flava* im Westdrömling/Südostniedersachsen. – Dipl. Arbeit, TU Braunschweig, Zoolog. Inst., 148 S.
- Gnielka, R. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierungsmethode. – *Vogelwelt* 113: 230–240.
- Gottschalk, T. (1995): Habitatanalyse von Singvogelarten unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems. – *Vogelwelt* 116: 273–285.
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. (1989): Applied logistic regression. – Wiley, New York 307 pp.
- Jacobs, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. – *Oecologia*, 14, 413–417.
- Jebam, J. (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes. Avifaunistischer Beitrag zum Landschaftsrahmenplan. – Dipl. Arbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Landschaftspfl. Naturschutz. 206 S.
- Kesting, A. (1995): Nahrungsökologische Untersuchungen am Braunkehlchen *Saxicola rubetra* während der Nestlingszeit im niedersächsischen Drömling. – Dipl. Arbeit, TU Braunschweig, Zoolog. Inst., 59 S.
- Lille, R. (1996): Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. – Haupt, Bern, Stuttgart, Wien (Agrarökologie 21). 150 S.
- Marka, S. (1994): Habitatnutzung des Wasserpiepers *Anthus spinoletta* auf Probeflächen des Nationalparks Berchtesgaden. Analyse unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. – Dipl. Arbeit, Univ. München.
- Oelke, H. (1975): Empfehlungen für Siedlungsdichte-Untersuchungen – sogenannter schwieriger Arten. – *Vogelwelt* 96: 148–158.
- Oelke, H. (1980): Siedlungsdichte. In: Berthold, P., Bezzel, E. & G. Thielke (Hrsg.): *Praktische Vogelkunde*. – Kilda, Greven, 34–45.
- Özesmi, U. & Mitsch, W. J. (1997): A spatial habitat model for the marsh-breeding red-winged blackbird *Agelaius phoeniceus* in coastal Lake Erie wetlands. – *Ecological Modelling* 101: 139–152
- Pechacek, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden – Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. – Forschungsbericht 31, Nationalpark Berchtesgaden.

Pereira, J. M. & Itami, R. M. (1991): GIS-based habitat modelling using logistic multiple regression: a study of the Mt. Graham red squirrel. – Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 57: 1475–1486.

Schuster, A. (1990): Ornithologische Forschung unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. – Salzburger Geogr. Materialien, 15, 115–123.

Schröder, B. (1997): Fuzzy Logik und klassische Statistik – ein kombiniertes Habitateignungsmodell für *Conocephalus dorsalis* (Latreille 1804) (Orthoptera: Tettigoniidae). – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 219–226.

Anschrift der Verfasser
 Knut Sandkühler
 Technische Universität Braunschweig

Zoologisches Institut
 Abt. Angew. Ökologie
 Fasanenstraße 3 · 38102 Braunschweig

Boris Schröder
 Technische Universität Braunschweig
 Inst. f. Geographie und Geoökologie
 Langer Kamp 19c · 38106 Braunschweig

Gefördert durch BMBF, BEO, Förderkennzeichen 0339559

Vegetationsstruktur – der Schlüssel zum Schutz des Wachtelkönigs

von Norbert Schäffer

Einleitung

Lange Zeit gehörte der Wachtelkönig *Crex crex* selbst in Ornithologenkreisen zu den eher unbekannteren Vogelarten. Die Kenntnisse hinsichtlich seiner Biologie und Ökologie waren so spärlich, dass Flade (1991) die Frage aufwarf, ob Wachtelkönige überhaupt noch in mitteleuropäischen Flusstälern brüten. Über die Bestandsentwicklung von Wachtelkönigen liegen nur relativ wenig detaillierte Daten vor. Die wenigen zuverlässigen Angaben spiegeln unzweifelhaft einen dramatischen Bestandsrückgang in den zurückliegenden Jahrzehnten wider (Green et al., 1997). Collar et al. gehen insgesamt von einem Rückgang von mehr als 50 % innerhalb der vergangenen 20 Jahre aus (vergl. Abb. 1). Grund genug, den Wachtelkönig in die Liste der global im Bestand bedrohten Arten aufzunehmen. Der europäische Brutbestand wird von Tucker & Heath (1994) mit rund 92 000 bis 200 000 angegeben. Untersuchungen, finanziert durch die Royal Society for the Protection of Birds (RSPB), haben in den vergangenen Jahren gezeigt, dass diese Zahl weit unter der tatsächlichen Bestandsgröße liegt (Vogelwelt 118). Es kann wohl von einem europäischen Bestand von mehr als einer Million sowie von einem Weltbestand von mehr als 2 Millionen rufender Männchen ausgegangen werden (Green et al., 1997). Eigentlich ein beruhigendes Ergebnis, wobei folgende Punkte nicht übersehen werden dürfen:

- mehr als 95 % aller Wachtelkönige brüten in anthropogenen Lebensräu-

men (Wiesen und Weiden) (Green et al. 1997); relativ geringfügige Veränderungen in diesen Lebensräumen (Vorverlegung des Mahdzeitpunktes um nur zwei bis drei Wochen) können zu einem vollständigen Verlust von Gelegen und Jungvögeln führen;

- die politischen und wirtschaftlichen Veränderungen in den Ländern seines Verbreitungsschwerpunktes bringen entscheidende Umwälzungen auch hinsichtlich Landnutzung mit sich (Green et al., 1997);
- in der Vergangenheit sind große Wachtelkönigbestände selbst bei wenig auffälligen Änderungen der Grünlandnutzung vollständig verschwunden (Green et al., 1997);
- Wachtelkönigvorkommen können hinsichtlich Bruterfolg in sogenannte

Überschuss- und Verschleisszonen unterschieden werden. Eine Verschiebung dieses Systems zu Ungunsten der Überschusszonen kann dazu führen, daß auch Vorkommen der Überschusszonen verschwinden (Schäffer 1997).

Unerlässlich für den Schutz des Wachtelkönigs ist ein genaues Verständnis seiner Lebensraumansprüche. Gerade weil Wachtelkönige in anthropogenen Lebensräumen ihre Hauptverbreitung haben, besteht einerseits die Gefahr, diese Art in weiten Teilen durch geringfügige Nutzungsänderungen zu verlieren, andererseits aber auch die Chance, durch geeignete Maßnahmen zu einem erfolgreichen Schutz zu kommen.

Ein Vergleich von Wachtelköniglebensräumen in verschiedenen Ländern seines Verbreitungsgebietes zeigt eine große Bandbreite (siehe Vogelwelt 118). Entscheidend für den Schutz des Wachtelkönigs ist es, die Gemeinsamkeiten dieser Lebensräume zu erkennen und damit die Habitatansprüche des Wachtelkönigs zu verstehen.

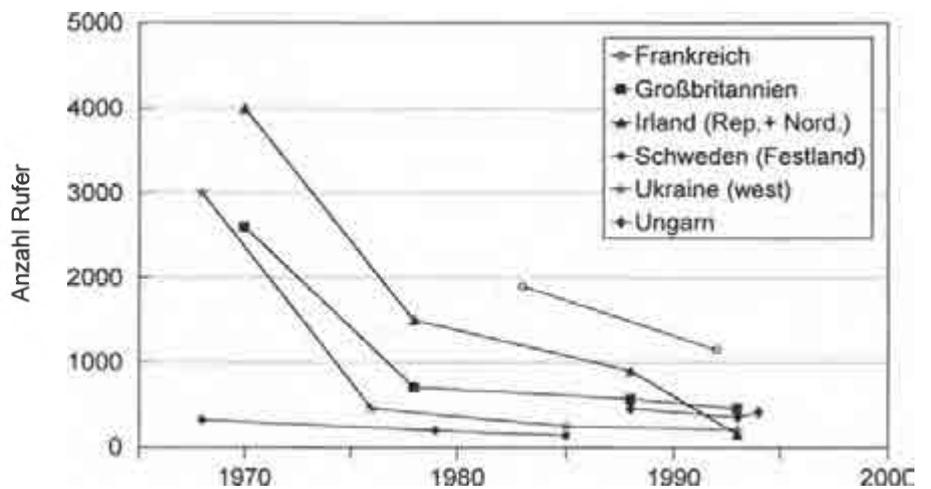


Abb. 1: Bestandentwicklung des Wachtelkönigs in einzelnen Ländern seines Verbreitungsgebietes. (Daten zusammengestellt von G. Rocamora anlässlich des BirdLife International Corn-crake Action Plan Workshop, October 1994, Gdansk, Poland).

Material und Methode

Untersuchungsgebiet

Nach Vorarbeiten im Murnauer Moos (Schäffer & Münch 1993) im Jahre 1991 fanden die Freilandarbeiten zur vorliegenden Untersuchung in den Jahren 1992 bis 1995 überwiegend in den nordostpolnischen Flusstälern der Narew und Biebrza statt. Eine detaillierte Beschreibung des Untersuchungsgebietes findet sich in Schäffer (1996b, 1997).

In der dieser Arbeit zugrundeliegenden Studie (Schäffer 1997, 1998) wurden Wachtelkönige gefangen und mit Telemetriesendern ausgestattet. Hierdurch war es möglich, den Aufenthaltsort der Vögel zu jeder Tages- und Nachtzeit zu bestimmen. Die Erfassung der Vegetationsstruktur fand an den durch Telemetrie festgestellten Aufenthaltsorten der Vögel statt. Zur Beschreibung der Rufplätze dienten zusätzlich die Ergebnisse von Ruferkartierungen. Grundsätzlich wurden nur Beobachtungspunkte ausgewählt, die punktgenau festgestellt werden konnten.

(Hinsichtlich Details zu Telemetrie und Datenumfang siehe Schäffer 1997, 1998).

Vegetationstypen

Bei starker Vereinfachung lassen sich die Vegetationstypen der o.g. Untersuchungsflächen in sieben Gruppen mit folgenden Eigenschaften einteilen:

■ Fettwiese

- Poaceae (Süßgräser)-dominiert
- Hauptarten: *Poa spec.* (Rispengräser), *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchschwanz), *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras), *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer)
- nur ausnahmsweise bis niemals überflutet
- intensive Nährstoffversorgung
- intensive Bewirtschaftung
- durchzogen von Gräben

■ Süßgraswiese, mager

- Poaceae (Süßgräser)-dominiert
- Hauptarten: *Poa spec.* (Rispengräser), *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchschwanz), *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras), *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer)
- nur ausnahmsweise bzw. kurzzeitig überflutet

- Dichte, Wachstum und Artenzusammensetzung stark abhängig von Nährstoffversorgung
- intensive Bewirtschaftung (Heu, Silage und/oder Viehweide)
- durchzogen von Gräben

■ Seggenwiese

- *Carex* (Seggen)-dominiert
- Hauptarten: *Carex spec.*
- z. T. langandauernde Überflutung
- extensive Bewirtschaftung (Einstreu)
- durchzogen von Gräben

■ Bultenseggen

- *Carex* (Seggen)-dominiert
- Hauptarten: *Carex appropinquata* (Schwarzschofsegge); *Carex elata* (Steifsegge)
- langandauernde Überflutung
- keine Bewirtschaftung (z. T. früher extensiv bewirtschaftet, Einstreu)
- z. T. mit *Salix spec.* (Weide) durchsetzt

■ Schilf

- Hauptart: *Phragmites australis* (Schilf)
- langandauernde Überflutung
- keine Bewirtschaftung
- meist lineare Struktur entlang von Gräben oder um Weidengebüsche

■ Gebüsch

- Hauptarten: *Salix spec.* (Weide)
- unterschiedlich langanhaltende Überflutung
- lineare Struktur entlang von Gräben und Wegen (aber auch flächig oder punktuell)

■ Hochstauden

- Hauptarten: *Urtica dioica* (Große Brennessel); *Thalictrum flavum* (Gelbe Wiesenraute)
- nur ausnahmsweise bzw. kurzzeitig überflutet
- lineare Struktur entlang von Gräben und Wegen oder auch flächig

Die oben aufgelisteten Vegetationstypen sind vergleichsweise klar zu unterscheiden und bilden nahezu alle von Wachtelkönigen in Nordostpolen besiedelten Lebensräume. Auf eine detailliertere Einteilung nach strukturellen oder pflanzensoziologischen Kriterien wurde verzichtet, da diese für die vorliegende Fragestellung nicht für wesentlich erachtet wurde (vergl. Oppermann 1991a).

Aufgrund fließender Übergänge wurden in einigen Auswertungen die Vegetationstypen „Fettwiese“ und „magere Süßgraswiese“ zu „Süßgraswiese“ zusammengefasst.

Vegetationsstruktur

Mit verschiedenen Methoden wurde versucht, die Vegetationsstruktur zu messen und strukturelle Gemeinsamkeiten aller Wachtelköniglebensräume herauszuarbeiten. Entscheidend für die Auswahl der Methode ist es, dass hierdurch Eigenschaften der Vegetation beschrieben werden, die relevant für die betroffene Vogelart sind. So ist beispielsweise die Auszählung von Halmen je Fläche zwar wichtig für mehrere Rohrsänger, für Wachtelkönige spielt dieser Parameter jedoch keine Rolle.

Folgende Methoden haben sich als aussagekräftig für die Beschreibung von Wachtelköniglebensräumen erwiesen:

■ Vegetationsplatte 1:

- senkrecht in die Vegetation gestellte Platte (Maße 1 m × 1,5 m) mit Unterteilung in Karos (10 cm × 10 cm);
- geschätzt wird aus 3 m Sichtweite und 1,5 m Sichthöhe der Prozentsatz von Vegetation verdeckter Plattenfläche (in 10 cm breiten Streifen) (Abb. 2);
- Höhen über 100 cm wurden in der Größenklasse 100 cm zusammengefasst;
- Berechnung des Mittelwertes aus zehn Messungen an jedem Standort;
- Ziel: Erfassung der gesamten Vegetationsdichte (aus Sicht eines Prädators).

■ Vegetationsplatte 2:

- wie Vegetationsplatte 1, aber Sichthöhe 30 cm, Entfernung 50 cm;
- Vegetation im Abstand von über 50 cm niedergedrückt (Abb. 3);
- Berechnung des Mittelwertes aus zehn Messungen an jedem Standort;
- Höhen über 100 cm sind in der Größenklasse 100 cm zusammengefasst;
- Ziel: Erfassung der vertikalen Vegetationsdichtezonierung.

■ Gitterrahmen:

- auf drei senkrechten Stäben wird ein 1 m × 1 m messender, mit Schnüren in 10 cm × 10 cm Felder unterteilter Gitterrahmen waagrecht aufgehängt und sukzessive in 10 cm Schritten nach unten verschoben, wobei jeweils die mehr als 10 cm überstehende Vegetation abgeschnitten wird;
- geschätzt wird der Prozentsatz des von der überstehenden Vegetation verdeckten Gitterrahmens (Abb. 4);
- Berechnung des Mittelwertes aus fünf Messungen an jedem Standort;
- Ziel: Erfassung der vertikalen Vegetationsdichtezonierung.

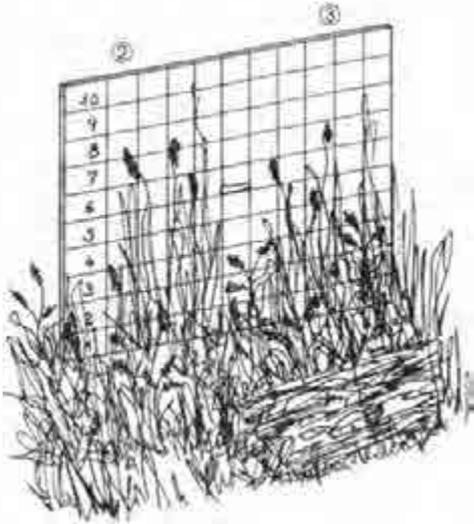


Abb. 2: Messung der Vegetationsdichte mittels einer senkrecht in die Vegetation gestellten Platte. Geschätzt wird der in verschiedener Höhe von der Vegetation abgedeckte Teil der Platte (Sichtweite: 3 m; -höhe: 1,5 m).

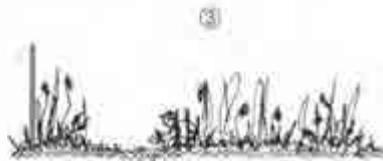


Abb. 3: Messung der Vegetationsdichte mittels einer senkrecht in die Vegetation gestellten Platte. Geschätzt wird der in verschiedener Höhe von der Vegetation abgedeckte Teil der Platte (Sichtweite: 0,5 m; -höhe: 0,3 m).

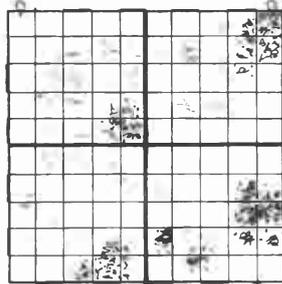
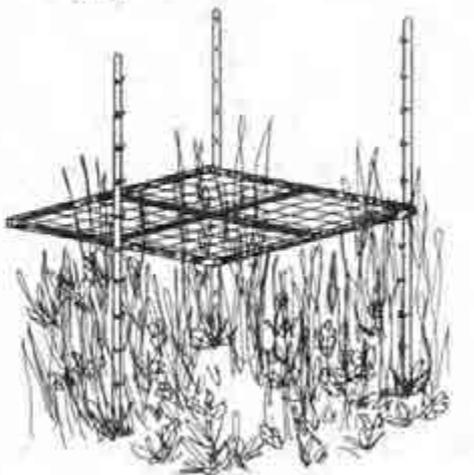


Abb. 4: Messung der Vegetationsdichte mittels eines waagrecht liegenden Rahmens. Geschätzt wird die Deckung der über den Rahmen überstehenden Vegetation (Abschnitte von 10 cm).

■ Stab in Vegetation:

- 1 m langer, auf dem Boden liegender, in 10 cm Abschnitten rot-weiß markierter Stab;
- Blickwinkel senkrecht von oben;
- geschätzt wird der von Vegetation verdeckte Prozentsatz des Stabes (Abb. 5);

- Berechnung des Mittelwertes aus zehn Messungen an jedem Standort;
- Ziel: Erfassung der Gesamtvegetationsdeckung über dem Boden (aus Sicht eines Prädators).

■ Einsinktiefe eines Körpers:

- an einem 2 m langen, auf den Boden gestellten Stab wird ein 200 g schwerer Kunststoffkörper senkrecht in die Vegetation fallengelassen;
- auf einer am Stab angebrachten Skala wird die Strecke zwischen Kunststoffkörper und Bodenoberfläche abgelesen (Abb. 6);
- Berechnung des Mittelwertes aus zehn Messungen an jedem Standort;
- Ziel: Erfassung der vertikalen Vegetationselastizität.



Abb. 5: Messung der Vegetationsdeckung mittels eines auf dem Boden liegenden Stabes. Geschätzt wird der von der Vegetation verdeckte Anteil des Stabes (Blickwinkel: senkrecht von oben).

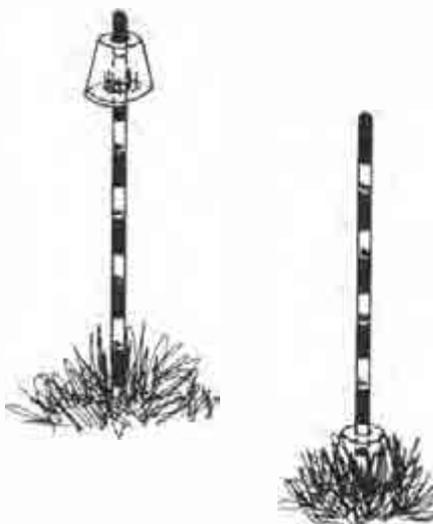


Abb. 6: Messung der Einsinktiefe eines Körpers in die Vegetation. Gemessen wird der verbleibende Abstand zur Bodenoberfläche.



Abb. 7: Messung des Raumwiderstandes der Vegetation. Gemessen wird die benötigte Kraft, um einen Körper auf einer Schiene gleichmäßig durch die Vegetation zu ziehen.

■ Durchdringungswiderstand für einen Körper:

- auf einer waagrechten Schiene wird ein an einer Schnur befestigter Körper (runder Querschnitt, Durchmesser: 15 cm) durch die Vegetation gezogen; mittels einer am Ende der Schnur befestigten Federwaage (mit Aufzeichnung des Maximalausschlages) wird die notwendige Zugkraft gemessen (Abb. 7);
- Berechnung des Mittelwertes aus zehn Messungen an jedem Standort;
- Ziel: Erfassung der horizontalen Vegetationselastizität, d.h. des Laufwiderstandes.

Eine weitere angewendete Methode zur (subjektiven) Einschätzung des Laufwiderstandes der Vegetation für die Vögel, beziehungsweise des Raumwiderstandes der Vegetation, war die Einteilung in folgende sechs Klassen:

- 1: kein bis geringer Raumwiderstand
- 2: geringer Raumwiderstand
- 3: geringer bis mittlerer Raumwiderstand
- 4: mittlerer Raumwiderstand
- 5: mittlerer bis hoher Raumwiderstand
- 6: hoher Raumwiderstand

Es wurde versucht, den Raumwiderstand für einen laufenden Vogel abzuschätzen.

In den unter „Vegetationstypen“ genannten Lebensräumen wurde in wöchentlichem Rhythmus (16. bis 34. Woche) im Jahr 1992 nur mit Hilfe der Vegetationsplatte die Vegetationsstruktur erfasst. Im Jahr 1993 (ebenfalls 16. bis 34. Woche) fanden alle genannten Methoden Verwendung. Eine Datenerhebung außerhalb der Turni fand an Neststandorten, Rufplätzen sowie in Tageslebensräumen statt. Zusätzlich zur Vegetationsstruktur wurde die durchschnittliche Wassertiefe, die durchschnittliche offene Wasserfläche sowie die Feuchtigkeit notiert. Letztere wurde eingeteilt in sechs Kategorien:

- 1: trocken
- 2: trocken bis feucht
- 3: feucht
- 4: feucht bis nass
- 5: nass
- 6: offene Wasserfläche

Die Daten wurden in Erfassungsbögen eingetragen.

Ergebnis

Vegetationstyp

Bei Wachtelkönigen besteht in der Regel eine räumliche Trennung zwischen dem Rufplatz und dem Tageslebensraum (Abb. 8 und Abb. 9) (Schäffer & Münch 1993). Grundsätzlich zeichnen sich sowohl Rufplätze als auch Tageslebensräume durch dichte Vegetation aus, wobei Rufplätze eine tendenziell größere Vegetationshöhe aufweisen (s. u.). Da die Vegetation beispielsweise in bewirtschaftetem Dauergrünland erst im Laufe der Vegetationsperiode aufwächst, finden sich Rufplätze sowie Tageslebensräume bei Ankunft der Vögel im Mai vor allem in mehrjährigen oder dauerhaften Strukturen wie Weidengebüsch, Schilf oder Bultenseggen (Abb. 10). So verändert sich der Prozent-

satz in Weidengebüsch rufender Männchen von 41,7 % im April über 17,3 % im Mai, 5,7 % im Juni und 7,2 % im Juli. Insgesamt spiegelt die Nutzung verschiedener Vegetationstypen deren Verfügbarkeit im Verlauf der Brutsaison wider. Hierbei ist neben dem Aufwachsen der Vegetation auch die Mahd von Grünland ein entscheidender Faktor (Abb. 11).

In ähnlichem Muster wie bei Rufplätzen ändert sich auch die Wahl der Tageslebensräume, wobei eine insgesamt geringere Vegetationsdeckung vorhanden sein kann und somit Süßgraswiesen im Mai häufiger als Tageslebensräume denn als Rufplätze genutzt werden. Bis die ausreichende Vegetationshöhe im Süßgras zu Beginn der Saison erreicht wird, nutzen Wachtelkönige verstärkt Weiden und Schilf. Im Mai ist beispielsweise die Bedeutung von Weidengebüsch mit 16,2 % aller re-

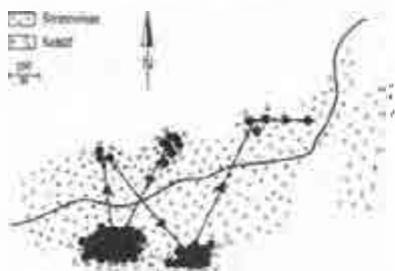


Abb. 8: Tagesaufenthaltsorte (Punkte) eines Wachtelkönigsmännchens im Verlauf von 80 Tagen (Murnauer Moos, Bayern, 1991). Es wurden jeden Tag in der Regel zwei Ortungen durchgeführt. Tagsüber werden zur Nahrungsaufnahme die vergleichsweise kurzrasigen Seggenwiesen aufgesucht (Schäffer & Münch 1993).



Abb. 9: Rufplätze (Kästchen) eines Wachtelkönigsmännchens im Verlauf von 80 Nächten (Murnauer Moos, Bayern, 1991). Es wurde jede Nacht eine Ortung vorgenommen. Die Rufplätze liegen im Schilf, angrenzend an Seggenwiesen (vergl. Abb. 33a) (Schäffer & Münch 1993).

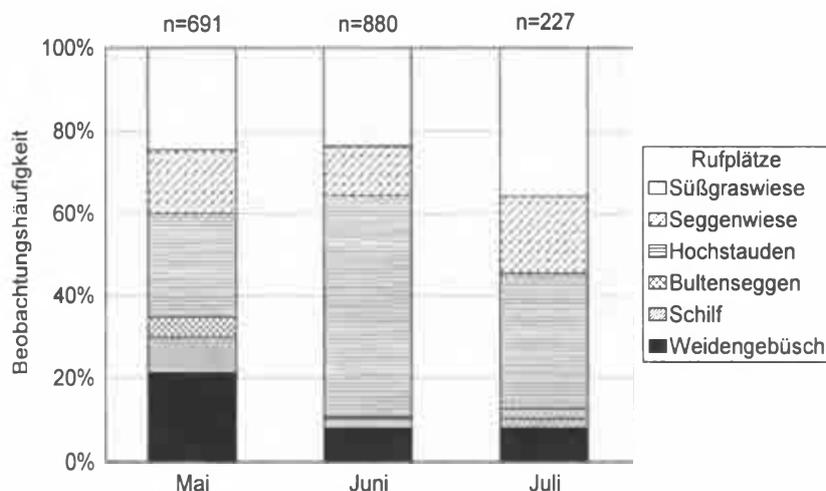


Abb. 10: Vegetationstypen der Rufplätze von Wachtelkönigen in den Monaten Mai bis Juli (Daten aus den Jahren 1992 bis 1994 von n = 71 adulten Wachtelkönigsmännchen mit Telemetriestern).

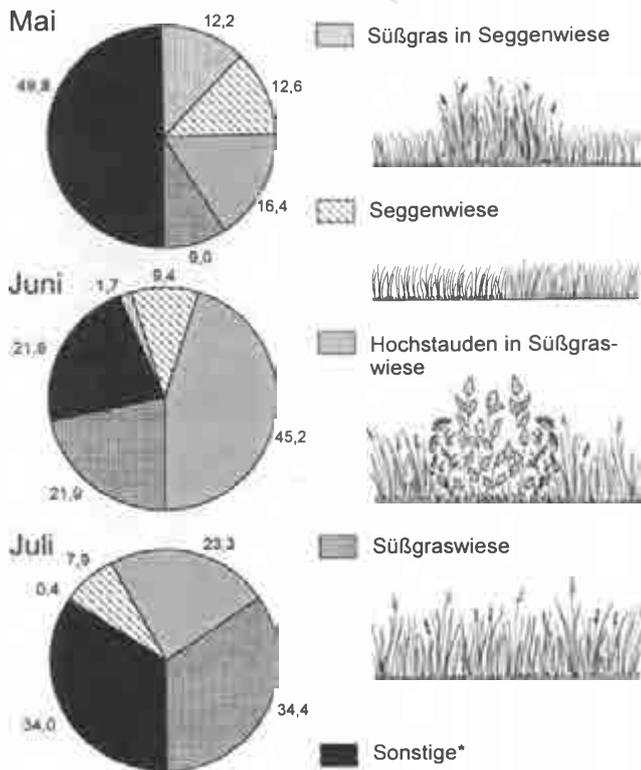


Abb. 11: Vegetationstypen der Rufplätze von Wachtelkönigen sowie der Umgebung von Rufplätzen (vorherrschender Vegetationstyp in einem Umkreis von 50 m um den Rufplatz) in den Monaten Mai bis Juli (Daten aus den Jahren 1992 bis 1994 von n = 71 adulten Wachtelkönigsmännchen mit Telemetriestern; siehe Anhang 9).

bensraumtypen ist in Abbildung 14 dargestellt. In den durch Wind und Regen in der 25. Kalenderwoche niedergedrückten Fettwiesen sinkt die Vegetationshöhe.

Zu vergleichbaren Ergebnissen führt die Messung der Vegetationsdeckung im Jahresverlauf mit Hilfe eines waagrecht liegenden Gitterrahmens. Hier wurde die Vegetationsdichte definiert als mindestens 20 % Deckung in 10 cm Abschnitten der Vegetationshöhe.

Die Vegetationsdeckung, gemessen mit Hilfe eines auf dem Boden liegenden Stabes, in den Lebensräumen von Wachtelkönigen liegt durchschnittlich bei rund 75 %, wobei Werte unter 40 % nahezu nicht zu verzeichnen sind. Die Vegetationsdeckung ist an den Rufplätzen nur unwesentlich höher als an den Tagesaufenthaltsorten (Abb. 15). Es ist zu beachten, dass aus methodischen Gründen die Deckung in Weidengebüschen grundsätzlich nicht gemessen werden konnte und dieser Vegetationstyp hier nicht in die Auswertung eingeht.

In den von Wachtelkönigen besiedelten Flächen sinkt ein senkrecht in die Vegetation fallender Körper (hier als „Einsinktiefe“ bezeichnet) bis etwa 5 cm über der Bodenoberfläche in die Vegetation ein. Auch hier konnte das Weidengebüsch aus methodischen Gründen nicht berücksichtigt werden. Die Einsinktiefe unterscheidet sich signifikant zwischen den Tageslebensräumen und Rufplätzen (Abb. 16).

gistrierten Tageslebensräume noch relativ groß. Dieser Wert sinkt im Juni und Juli jedoch auf 3,5 % beziehungsweise 3,9 %. Süßgraswiesen werden vor allem in der zweiten Maihälfte und im Juni genutzt, bis durch die Wiesenmahd Ende Juni Hochstaudenfluren an Bedeutung gewinnen (Abb. 12).

Vegetationsstruktur

Für eine genauere Betrachtung beziehungsweise einen Vergleich der Lebensraumansprüche (Tag und Nacht) von Wachtelkönigen wurden verschiedene Vegetationsstrukturparameter (Vegetationshöhe, -deckung, Einsinktiefe, Raumwiderstand) ausgewertet. Hierbei erfolgten die Messungen entweder direkt an den Beobachtungspunkten, oder die Daten wurden – bei Beobachtungen innerhalb sehr homogener Flächen beziehungsweise aufeinanderfolgender Tage – von vergleichbaren Messungen übernommen.

Die Habitatnutzungsdaten werden jeweils mit den jahreszeitlichen Veränderungen der entsprechenden Messwerte verglichen.

Die Vegetationshöhe in Wachtelköniglebensräumen, gemessen an der Stelle, an der mindestens 30 % Deckung auf eine senkrecht in die Vegetation ge-

stellte Platte vorhanden sind (Sichtabstand: 3 m; -höhe: 1,5 m), beträgt mindestens 20–30 cm. Am häufigsten halten sich Wachtelkönige in Vegetationshöhen von 50–70 cm auf. Im Vergleich der Tagesaufenthaltsorte und Rufplätze zeigte sich, dass die Vegetation an den Rufplätzen grundsätzlich höher ist (Abb. 13).

Die jahreszeitliche Veränderung der Vegetationshöhe in verschiedenen Le-

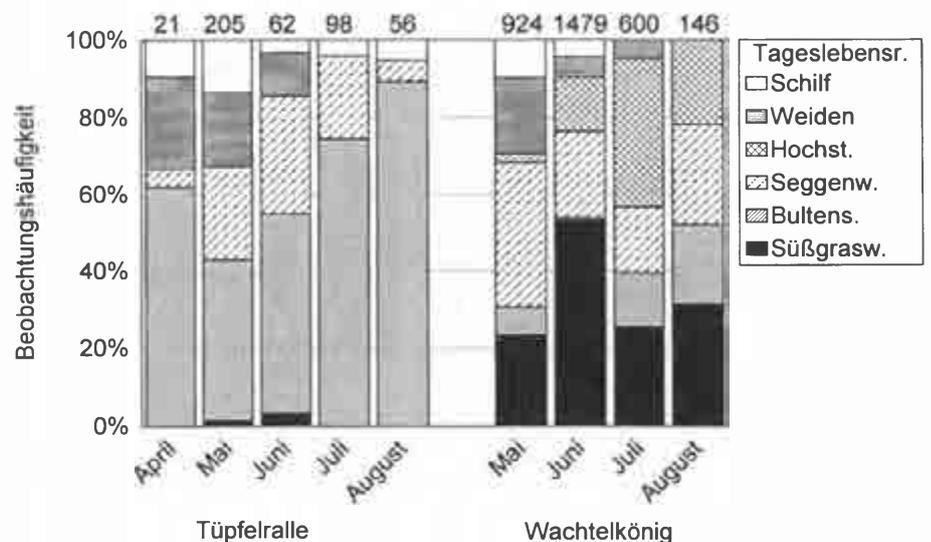


Abb. 12: Tageslebensräume von Tüpfelralle und Wachtelkönigen nach Telemetriedaten in den Monaten Mai bis Juli (Daten aus den Jahren 1992 bis 1994; n = 24 Tüpfelralle (19 Männchen, 5 Weibchen) und n = 104 Wachtelkönige (71 Männchen, 33 Weibchen)).

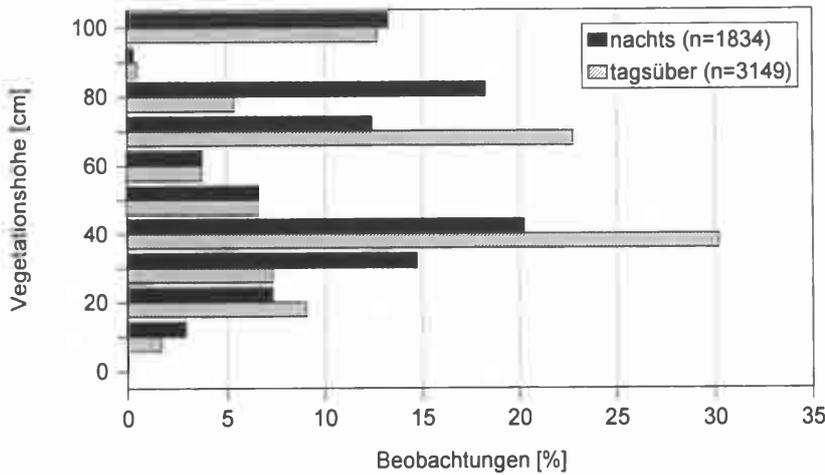


Abb. 13: Vergleich der Vegetationshöhe (gemessen mittels Vegetationsplatte; Sichtweite: 3 m; -höhe: 1,5 m; Deckung < 30 %) in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: n = 3149 Beobachtungen; MW = 54,4 +/- 24,9 cm; Rufplatz: n = 1834 Beobachtungen; MW = 56,7 +/- 26,9 cm; U-Test nach Mann-Whitney: p = 0,0081).

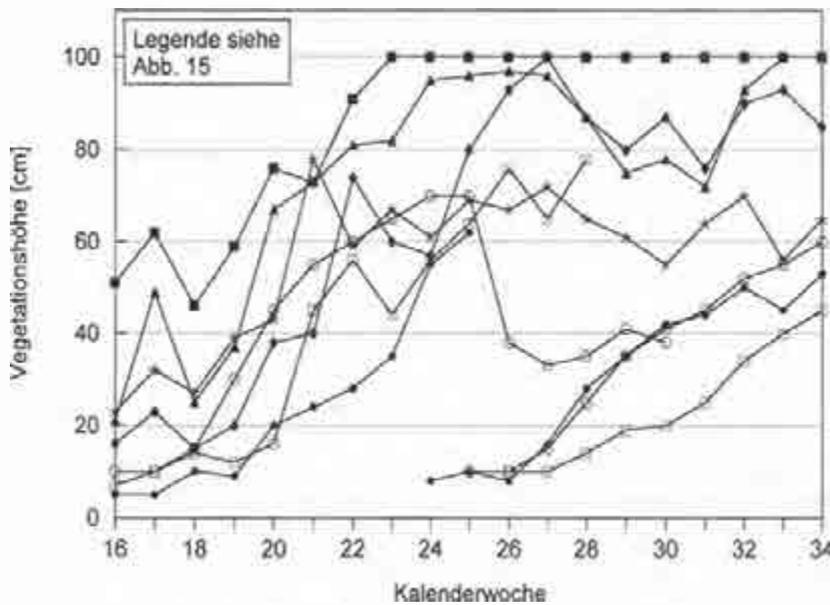
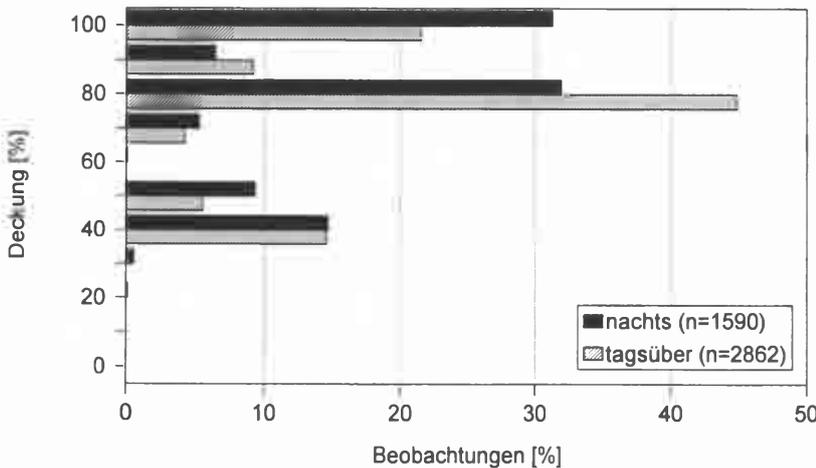


Abb. 14: Vergleich der Vegetationshöhe (gemessen mittels Vegetationsplatte; Sichtweite: 3 m; -höhe: 1,5 m; Deckung > 30 %) in verschiedenen Lebensräumen im Jahresverlauf.



Der Raumwiderstand beträgt in den von Wachtelkönigen genutzten Flächen in der Regel unter 15 N (gemessen mit der oben beschriebenen Apparatur). Flächen mit mehr als 20 N Laufwiderstand werden von Wachtelkönigen als Tageslebensraum nahezu nicht besiedelt. Die genannten Werte werden im Schilf bereits zu Beginn der Saison überschritten (Altschilf). Tagsüber wird dieser Lebensraum von Wachtelkönigen nur ausnahmsweise aufgesucht. Der Raumwiderstand ist an den Rufplätzen im Vergleich zu den Tageslebensräumen signifikant höher (Abb. 17). Eine Messung in Weidengebüsch erfolgte aufgrund methodischer Schwierigkeiten nicht. Ein sprunghafter Anstieg des Laufwiderstandes war in Fettwiesen zu verzeichnen, nachdem die Vegetation durch einen Gewittersturm niedergedrückt wurde. Die betroffenen Flächen wurden daraufhin vollständig gemieden (Abb. 17). Es ist möglich, den genannten Schwellenwert von etwa 20 N auch ohne aufwendige Apparatur zu messen. Hierzu schlägt der Bearbeiter mit dem Bein locker durch die Vegetation. Als Faustregel kann aufgestellt werden, dass dort, wo das Bein in der Vegetation stecken bleibt, der Raumwiderstand über 20 N und damit in einem für Wachtelkönige ungünstigen Bereich liegt. Mit Hilfe dieser Methode können auch große Flächen diesbezüglich kartiert werden. Die Verteilung von Wachtelkönigen korreliert im Jahresverlauf deutlich negativ mit der Zunahme des Laufwiderstandes im Grünland. Während im Mai und Juni, also in einer Phase mit geringem Laufwiderstand der Vegetation, Wachtelkönige im Grünland weitgehend flächendeckend auftreten, konzentrieren sie sich im Juli und August, wenn

Abb. 15: Vergleich der Vegetationsdeckung (gemessen mit einem liegenden Stab) in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: n = 2862 Beobachtungen; MW = 77,1 +/- 20,6 %; Rufplatz: n = 1590 Beobachtungen; MW = 76,3 +/- 22,6 %; U-Test nach Mann-Whitney: n. s.).

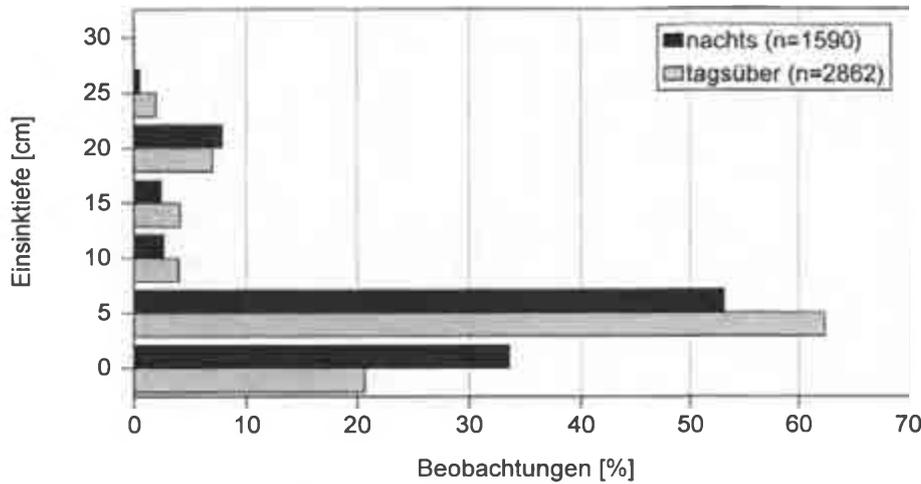


Abb. 16: Vergleich der Einsinktiefe eines fallenden Körpers in die Vegetation in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: n = 2862 Beobachtungen; MW = 5,6 +/- 5,6 cm; Rufplatz: n = 1590 Beobachtungen; MW = 4,7 +/- 5,5 cm; U-Test nach Mann-Whitney: p < 0,001).

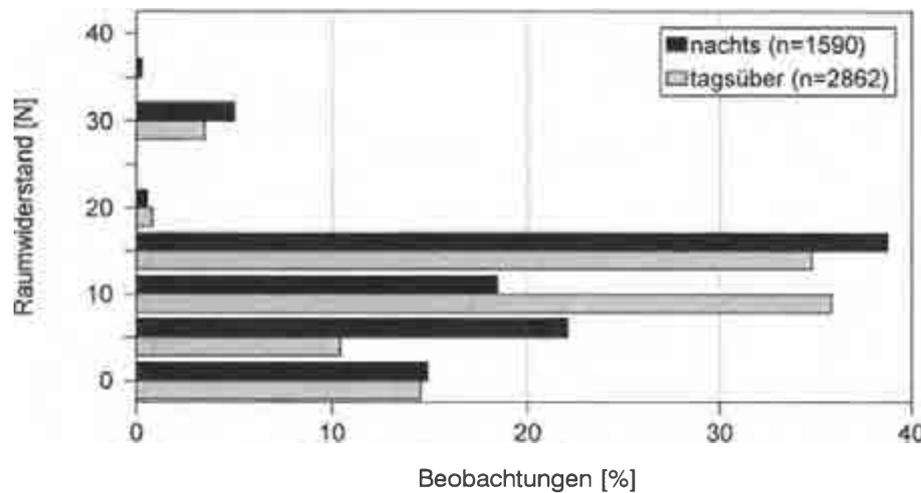


Abb. 17: Vergleich des Raumwiderstandes der Vegetation in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: n = 3149 Beobachtungen; MW = 9,5 +/- 7,2 N; Rufplatz: n = 1590 Beobachtungen; MW = 9,8 +/- 6,4 N; U-Test nach Mann-Whitney: p < 0,0001).

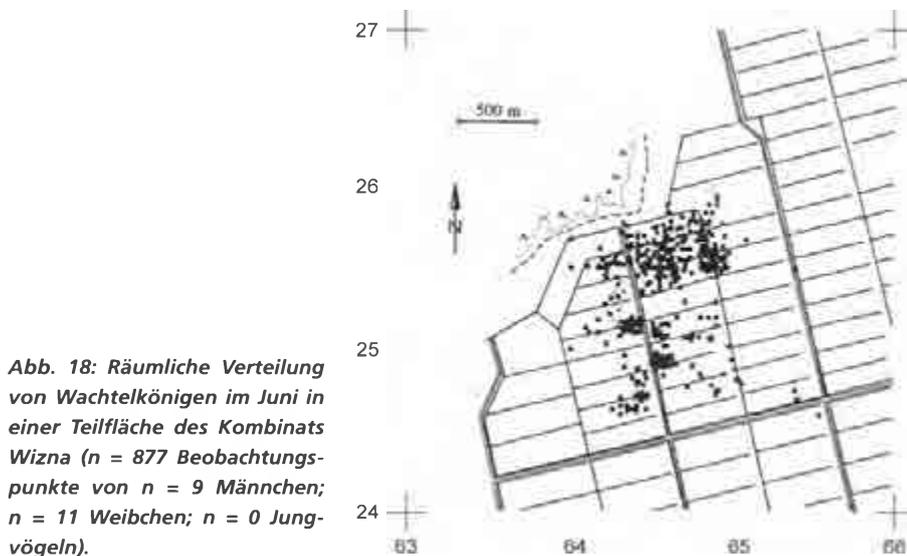


Abb. 18: Räumliche Verteilung von Wachtelkönigen im Juni in einer Teilfläche des Kombinats Wiza (n = 877 Beobachtungspunkte von n = 9 Männchen; n = 11 Weibchen; n = 0 Jungvögeln).

die Vegetation zum Teil verfilzt und/oder niedergedrückt ist, in Bereichen mit noch immer niedrigem Laufwiderstand (Tageslebensräume) (Abb. 18). Ein statistischer Test der Verteilung von Wachtelkönigen im Mai, Juli und August führt zu dem Ergebnis, dass sich die Vögel im Juli und August (Monate mit teilweise hohem Laufwiderstand in der Vegetation) hoch signifikant außerhalb der Bereiche mit extrem hohem Laufwiderstand aufhalten, wogegen die betreffenden Flächen im Mai entsprechend ihrer Flächenausdehnung besiedelt werden (H-Test nach Kruskal-Wallis und anschließender U-Test nach Mann-Whitney).

Obwohl es sich hierbei um einen rein korrelativen Befund handelt, können andere Erklärungsmöglichkeiten weitgehend ausgeschlossen werden. So veränderte sich zum Beispiel das Nahrungsangebot nach Niederdrücken der Vegetation in nährstoffreichen Wiesen nicht (Schäffer 1997, 1998). Wo die Vegetation vollständig auf den Boden gedrückt war (nur punktuell und insgesamt auf weniger als 5 % der Gesamtfläche), rückt als entscheidender Faktor für das Abwandern der Vögel die fehlende Vegetationsdeckung in den Vordergrund.

Bei einer Beurteilung der Faktoren „Vegetationsdeckung“, „Einsinktiefe“ und „Raumwiderstand“ muss berücksichtigt werden, dass die entsprechenden Messungen aus methodischen Gründen in Weidengebüschen nicht durchgeführt werden konnten und diese somit nicht in die Analyse eingingen.

Hinsichtlich durchschnittlicher Wassertiefe (Abb. 19) und -fläche (Abb. 20) sind keine Unterschiede zwischen Tageslebensräumen und Rufplätzen von Wachtelkönigen festzustellen. Ein Vergleich der Feuchtigkeitsklassen im Tageslebensraum und an den Rufplätzen belegt signifikant höhere Feuchtigkeit an den Rufplätzen.

Im Rahmen der vorliegenden Studie (Schäffer 1997, 1998) sowie in einer begleitenden Untersuchung (Hoffmann 1997) konnte kein Zusammenhang zwischen Überflutungsdauer und Vorkommen von Wachtelkönigen nachgewiesen werden. Vielmehr veränderte sich die durchschnittliche Wasserfläche und -tiefe in den von Wachtelkönigen aufgesuchten Flächen mit deren Angebot. Bei einzelnen Flächen war ein Meiden von hohen Wasserständen festzustellen.

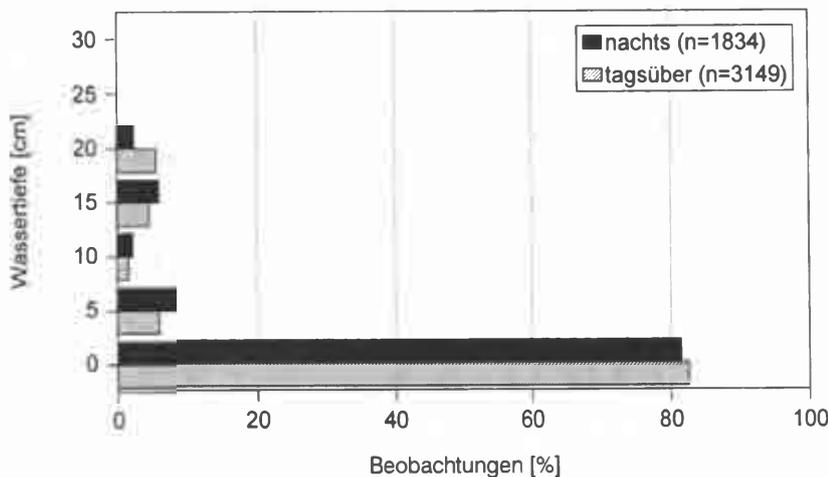


Abb. 19: Vergleich der durchschnittlichen Wassertiefe in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: $n = 3149$ Beobachtungen; $MW = 2,1 \pm 5,0$ cm; Rufplatz: $n = 1834$ Beobachtungen; $MW = 2,0 \pm 4,6$ cm; U-Test nach Mann-Whitney: n.s.).

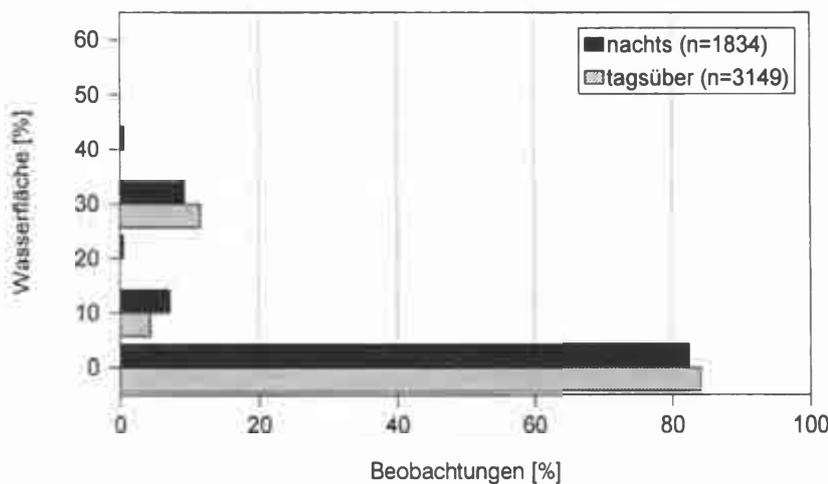


Abb. 20: Vergleich der durchschnittlichen Wasserfläche in den Tageslebensräumen und an den Rufplätzen von Wachtelkönigen (Tageslebensraum: $n = 3149$ Beobachtungen; $MW = 4,0 \pm 8,9$ %; Rufplatz: $n = 1834$ Beobachtungen; $MW = 4,1 \pm 8,8$ %; U-Test nach Mann-Whitney: n.s.).

Diskussion

Die Erfassung der verschiedenen Parameter für die Vegetationsstruktur erwies sich als unterschiedlich durchführbar und aussagekräftig. So war es beispielsweise nicht möglich, den Raumwiderstand im Weidengebüsch zu messen, da der auf einer Schiene geführte Körper längs einer Geraden gezogen wird. Durch einzelne Äste, die auf dieser Geraden liegen, entstehen extrem hohe Werte für den Laufwiderstand, denen die Vögel jedoch durch Änderung der Laufrichtung ausweichen könnten. Ebenso schwierig war das Messen der Vegetationsdichte mit Hilfe des waag-

rechten Gitters. Auch hierauf musste verzichtet werden.

Die von Oppermann (1989, 1991b) beschriebene Methode zur Erfassung der Vegetationsstruktur durch ein mit Lichtschrankenprinzip arbeitendes „Vegetations-Stratimeter“ hat sich für die gewünschten Aussagen als wenig hilfreich erwiesen, da zwar große Datenmengen gesammelt werden können, diese jedoch hauptsächlich die vertikale Deckung beschreiben und wenig Aussage über die tatsächliche horizontale Struktur zulassen.

Als aussagekräftigste und am leichtesten zu reproduzierende Methoden zur Beschreibung der Vegetationsstruk-

tur im Hinblick auf Wachtelkönige haben sich Messungen mittels einer Vegetationsplatte (Sichtentfernung 3 m, -höhe 1,5 m; Höhe als Deckung über 30 %), die Vegetationsdeckung gemessen durch einen auf dem Boden liegenden Stab und die Messung oder Schätzung des Raumwiderstandes (nicht im Weidengebüsch!) erwiesen (vergl. Heydemann 1956, Roebertsen et al. 1988).

Wie groß die Plastizität von Wachtelkönigen hinsichtlich der Vegetationstypen in ihren Lebensräumen ist, zeigt auch die Tatsache, dass immer wieder selbst junge Aufforstungen (z. B. Fichte *Picea abies*) besiedelt werden (z. B. Brown 1924, 1938, Ryelandt pers. Mitt.). Entscheidend scheint zu sein, dass die mehrfach genannten Kriterien hohe Vegetationsdeckung und geringer Raumwiderstand erfüllt sind. Nur bei zu hohem Raumwiderstand werden auch deckungsreiche Flächen nicht mehr besiedelt. Die Vegetationsdeckung kann für Wachtelkönige, solange der Raumwiderstand eine bestimmte Schwelle nicht überschreitet, nicht zu hoch werden. Auch extrem überdüngte Wiesen mit einer Vegetation, die an Hochstaudenfluren erinnert, werden vom Wachtelkönig genutzt. Dies steht im extremen Gegensatz zu anderen Wiesenbrütern oder der Großtrappe (*Otis tarda*) (Litzbarski et al. 1987). Hier wirkt jedoch die in der Regel mit extremen Düngungen zusammenhängende frühe Mahd der Flächen begrenzend für den Wachtelkönig.

Rufplätze von Wachtelkönigen zeichnen sich im Vergleich zu Tageslebensräumen durch signifikant größere Vegetationshöhe aus. Hierdurch bedingt werden Rufplätze oftmals zum limitierenden Faktor bei der Besiedlung eines Gebiets. Relativ niedrigwüchsige Flächen (z. B. Dauergrünland zu Beginn der Wuchsperiode) mit punktuell oder linear höherer Vegetation (Weidengebüsch, Schilf), die als Rufplätze genutzt werden, werden früher von Wachtelkönigen besiedelt (Schäffer & Münch 1993, Schäffer 1997, 1998). Neben der hohen Vegetationsdichte weisen Rufplätze insbesondere in homogenen Flächen oftmals andere auffällige Strukturen auf. So konnten rufende Wachtelkönige auf Heuballen, Plastiktüten oder Blecheimern oder unter einzelnen Schilfhalmen in Wiesen beobachtet werden. Dieses Verhalten ist zum Teil auf die an expo-

nierten Punkten begünstigte Schallausbreitung (Henwood & Fabrick 1979), wohl aber auch auf die leichtere Wieder auffindbarkeit von markanten Geländepunkten in einem großflächig einheitlichen Lebensraum zurückzuführen (Schäffer 1997, 1998).

Zahlreiche Autoren stellen einen Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchte (Überflutungsdauer) und dem Vorkommen von Wachtelkönigen her (z.B. Braaksma 1962, Cadbury & O'Meara 1985, Domaszewicz & Lewartowski 1973, Fiedler 1987, Malcevskij & Pukinskij 1983). Demnach korreliert die Anzahl rufender Wachtelkönige positiv mit der Überflutungsdauer und -fläche von Dauergrünland im Frühjahr. Aus der vorliegenden Untersuchung kann dieser Zusammenhang nicht bestätigt werden. Ohne Präferenz für bestimmte Wasserstände werden von Wachtelkönigen alle Flächen besiedelt, auf denen die Vegetation eine bestimmte Mindesthöhe erreicht hat (Green 1996, Prünke 1972, Schäffer 1997, 1998, Streese 1972, Tyler 1996). Vielmehr meiden Wachtelkönige Lebensräume mit zu hohen Wasserständen sogar (z.B. Dementiev & Gladkov 1951). Dies war ausschlaggebend dafür, dass im Jahr 1994 mit außergewöhnlich hoher und großflächiger Überflutung Seggenwiesen in Nordostpolen nicht oder erst nach Mitte Juni von rufenden Wachtelkönigen besiedelt wurden (Schäffer 1997, 1998, vergl. V. Homeyer 1873). Untersuchungen in Irland und Schottland (Tyler 1996, Green, pers. Mitt.) sowie zum Beispiel die Angaben von Prünke (1972) stützen diese Aussage. Daher konzentrieren sich Schutzmaßnahmen für den Wachtelkönig nicht auf die Anhebung des Wasserstandes, sondern auf den Erhalt beziehungsweise die Schaffung hoher Vegetationsdeckungen während der gesamten Brutsaison, besonders bei Ankunft der Vögel aus dem Winterquartier (z.B. IWC 1995, RSPB & Birdlife International 1991, 1992, RSPB et al. 1993, 1994, RSPB et al. 1992, 1995, Schäffer 1995, 1997, 1998). Auch im Böhmerwald im Westen der Tschechischen Republik, in den Mittelgebirgslagen im Osten der Slowakei und in Slovenien leben Wachtelkönige auf ganzjährig vollkommen trockenen Flächen (eigene Beobachtungen). Der Wachtelkönig ist die europäische Rallenart, die sich am weitesten von offenem Wasser entfernt hat (Abb. 21).

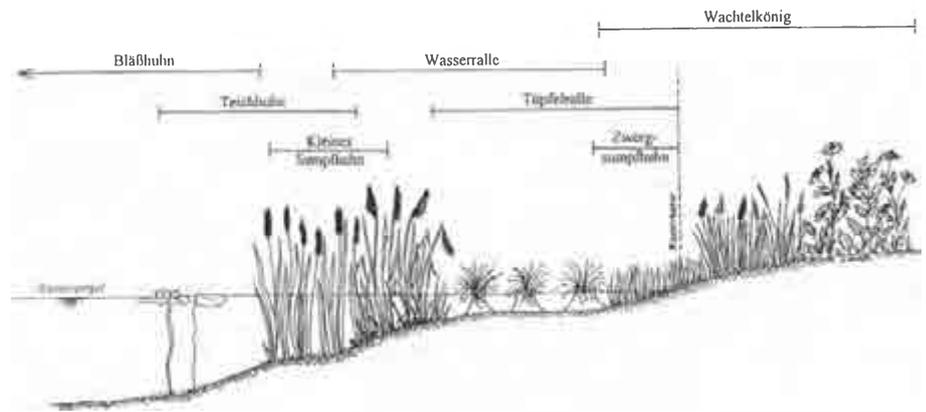


Abb. 21: Schematische Darstellung der Lebensräume mitteleuropäischer Rallenarten.

Als Grund für höhere Wachtelkönigszahlen nach Überflutung rücken daher nicht die spezifischen Lebensraumsprüche der Art, sondern die durch hohen Wasserstand bedingte spätere Bewirtschaftung von Flächen in bestimmten Jahren in den Vordergrund.

Die bereits von Flade (1991, 1994) beobachtete und als „Habitatwechsel“ bezeichnete Verschiebung der Häufigkeit von rufenden Wachtelkönigen in verschiedenen Vegetationstypen im Jahresverlauf ist auf die saisonal unterschiedliche Vegetationshöhe und -dichte verschiedener Vegetationstypen zurückzuführen. Die notwendigen Vegetationshöhen werden im Süßgras zu Beginn der Brutsaison noch nicht erreicht (vergl. Tyler 1996). Dies scheint der Grund dafür zu sein, warum Wachtelkönige zunächst in andere Vegetationstypen ausweichen. Nach der Mahd vergehen etwa vier Wochen, bis die dann wieder aufgewachsenen Wiesen von Wachtelkönigen erneut besiedelt werden können. Wachtelkönige erscheinen insgesamt vergleichsweise plastisch im Hinblick auf die Besiedlung unterschiedlicher Vegetationstypen, gemeinsames Merkmal aller Lebensräume ist jedoch die hohe Deckung durch die Vegetation (Delov 1993, Newton 1991, Schäffer 1997, 1998, Schäffer & Münch 1993).

Die Bestände einiger Seggenarten bilden für Wachtelkönige während der gesamten Saison günstige Habitatstrukturen. Sie zeichnen sich durch hohe Vegetationsdeckungen im Frühjahr und Resistenz gegen Niederdrücken (Wind, Regen) selbst noch im Spätsommer aus. Überhängende obere Pflanzenabschnitte gewährleisten Schutz vor Luftfeinden und gleichzeitig ausreichende Bewegungsfreiheit am Boden durch ver-

gleichsweise weiten Pflanzenabstand. Es handelt sich um folgende Arten:

- *Carex gracilis* (Schlanke Segge): Wuchshöhe bis 150 cm; entspricht den Erfordernissen am besten
- *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge): etwas kleiner und weniger überhängend als die o.g. Art
- *Carex vesicaria* (Schmalblättrige Blasesegge): Wuchshöhe bis 80 cm; eher locker stehende Horste
- *Carex riparia* (Ufer-Segge): größte mitteleuropäische Seggenart mit breiten Blättern und wenig überhängend

Alle vier genannten *Carex*-Arten wachsen auf bewirtschafteten Flächen und bilden dort keine ausgeprägten Bulten. In solchen Beständen konnten während der gesamten Saison Wachtelkönige nachgewiesen werden (Schäffer 1997, 1998).

Nach den bisherigen Ausführungen stellt sich die Frage, warum Wachtelkönige in West- und Mitteleuropa nicht häufiger sind. Dichte, ausgedehnte Wiesen sind in Deutschland wohl auch bei Ankunft der Vögel Anfang Mai, anders als in Schottland, auf großer Fläche vorhanden. Ein Blick auf die Fortpflanzungsbiologie des Wachtelkönigs beantwortet diese Frage: Wachtelkönige kommen im Vergleich zu anderen Wiesenbrüterarten erst sehr spät im Brutgebiet an (Abb. 22) und besiedeln Flächen mit bereits hoher Vegetation (20–30cm). Die Weibchen brüten zweimal, wobei die meisten Jungvögel zum Beispiel in Nordostpolen Mitte/Ende Juni bzw. Ende Juli/Anfang August schlüpfen. Jungvögel werden erst mit fünf Wochen flügge (Abb. 23; Schäffer 1997, 1998). Dies bedeutet, dass sich die kritische Zeit für Wachtelkönige, während der die Gefahr des Ausmähens besteht, bis Ende Sep-

tember erstrecken kann. Selbstverständlich können noch nicht flugfähige Jungvögel (oder flugunfähige, mausernde Altvögel!) laufend einem Mähbalken ausweichen. Voraussetzung hierfür ist jedoch neben einer Mahd von innen nach außen und langsamen Mähwerken das Vorhandensein von hoher (ungemähter) Vegetation in erreichbarer Entfernung. Dauerhaftigkeit von Flächen mit hoher Vegetationsdichte ist also essentiell (Schäffer & Weißer 1996). Die Situation des Wachtelkönigs lässt sich als zeitliches Fenster darstellen (Schäffer 1997; Abb. 24). Durch die moderne Landwirtschaft ist dieses Fenster für den Wachtelkönig zu schmal geworden.

Wichtig ist weiterhin die flächenmäßige Ausdehnung der Vegetation sowie das Verhältnis von Überschuss- und Verschleißzonen (source and sink populations) (Schäffer 1995, 1997, 1998, Schäffer in Druck; Schäffer & Weißer 1996).

Zusammenfassung

Die drastischen Bestandsrückgänge des Wachtelkönigs in nahezu allen Ländern seines Verbreitungsgebietes machen gezielte Schutzmaßnahmen dringend erforderlich. Da Wachtelkönige nahezu ausschließlich in landwirtschaftlich genutzten Lebensräumen brüten, kommt der Bewirtschaftung dieser Flächen entscheidende Bedeutung zu.

In der vorliegenden Arbeit wird mit verschiedenen Methoden versucht, die Lebensräume von Wachtelkönigen, insbesondere die Vegetationsstruktur, zu beschreiben. Hierbei konnten für die Vegetationsdichte/-höhe Mindestwerte festgestellt werden, unterhalb derer Flächen nicht besiedelt werden. Es fällt auf, dass die Vegetationsdichte an den nächtlich besetzten Rufplätzen begrenzend für die Besiedlung von Flächen ist (Schäffer & Münch 1993). Tagsüber werden auch Flächen mit niedrigerer Vegetation genutzt. Flächen mit vergleichsweise geringer Vegetationshöhe können dann genutzt werden, wenn z.B. Büsche oder Streifen von Altschilf die notwendige Dichte für Rufplätze bieten.

Hinsichtlich des Laufwiderstandes in der Vegetation (Raumwiderstand) darf ein bestimmter Wert nicht überschritten werden. Flächen mit zu hohem Laufwiderstand (verfilztes Gras) werden von

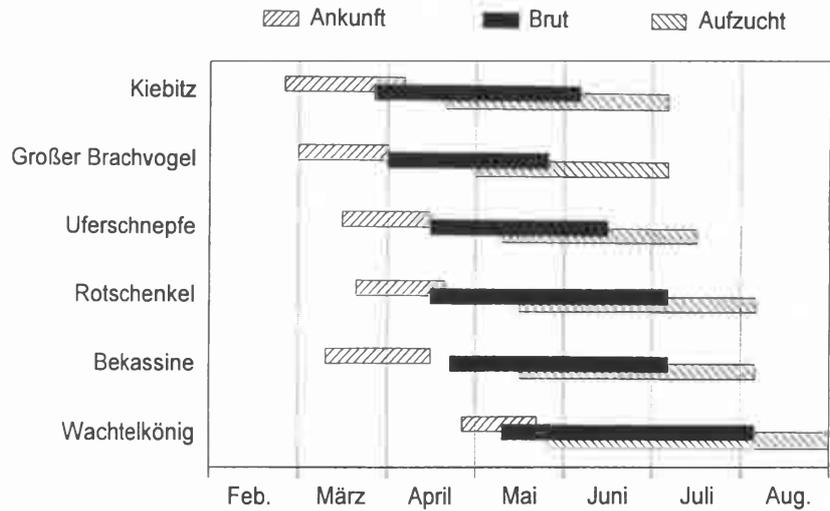


Abb. 22: Vergleich der Brutzeiten von wiesenbrütenden Vogelarten (Literatur: Bauer & Glutz v. Blotzheim 1966; Bezzel 1985, 1993, Glutz v. Blotzheim & Bauer 1980, 1985, 1988, Glutz v. Blotzheim et al. 1971, 1973, 1975, 1977, Kuschert 1983, Litzbarski et al. 1987, Wüst 1981, 1986).

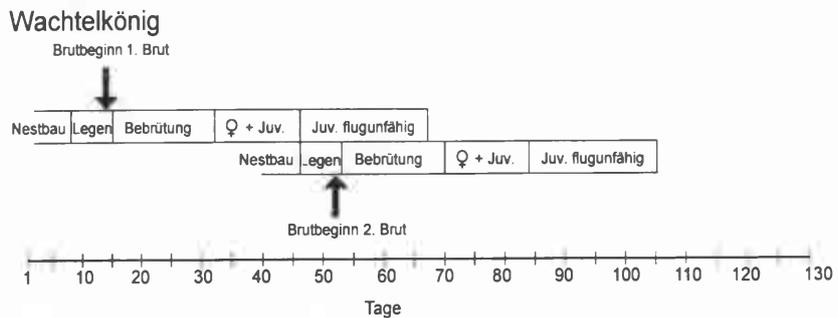


Abb. 23: Verlauf der Brutzeit eines Wachtelkönigweibchens (schematischer Verlauf, nach Mittelwerten eigener Daten).

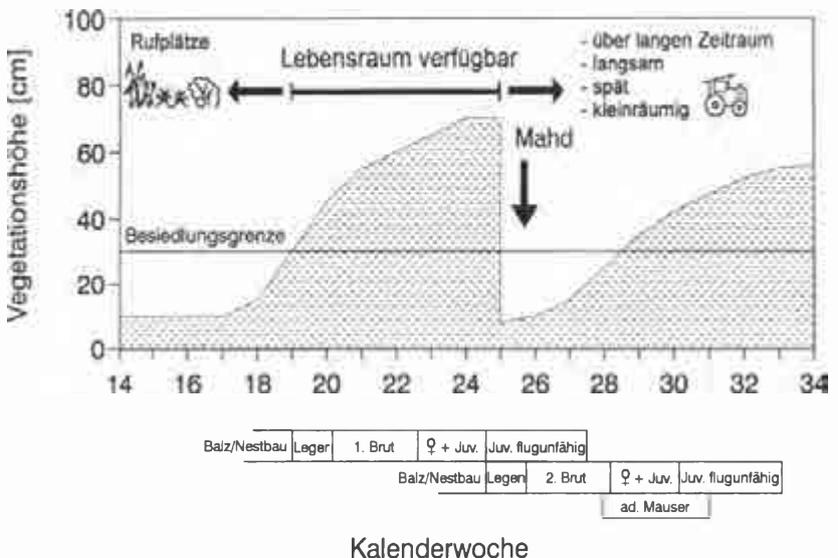


Abb. 24: Schematische Darstellung der Gefährdungssituation des Wachtelkönigs (Stichwort: „zeitliches Fenster“) (Schäffer 1996b).

Wachtelkönigen verlassen. Als Faustregel kann gelten, dass der Raumwiderstand dann zu hoch ist, wenn ein Bearbeiter mit einem locker durch die Vegetation geschwungenen Bein in der Vegetation hängen bleibt.

Die Schaffung und Erhaltung der notwendigen Vegetationsstruktur stellt den entscheidenden Faktor für den Schutz des Wachtelkönigs dar.

Literatur

- Braaksma, S. & J. van der Straaten* (1973): Wachtelkönig, Wiesenralle. In: Glutz v. Blotzheim, K. Bauer & E. Bezzel: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5. – Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt.
- Brown, R. H.* (1924): Field Notes from Cumberland. – Brit. Birds 19: 66–67.
- Brown, R. H.* (1938): Notes on the Land-Rail. – Brit. Birds 32: 13–16.
- Cadbury, C. J. & M. O'Meara* (1985): The Decline of the Corncrake (*Crex crex*) in Europe. – Acta XVIII Congressus Internationalis Ornithologici Vol. II: 754–756.
- Collar, N. J., M. J. Crosby & A. J. Stattersfield* (1994): Birds to Watch 2 – The World List of Threatened Birds. – BirdLife Conservation Series 4: 1–407.
- Delov, V.* (1993): Investigations on the Corncrake (*Crex crex* L.) in Sofia Region. – Vth Scientific Session, faculty of Biology, Sofia University: 129–130.
- Dementiev, G. P. & N. A. Gladkov* (1951): Pticy Sowjetskogo Sojuza (The Birds of the Soviet Union). Vol. 3. – In: Dementiev, G. P., N. A. Gladkov & E. P. Spangenberg: Pticy Sowjetskogo Sojuza. Moskau.
- Domaszewicz, A. & Z. Lewartowski* (1973): Observations on the avifauna of Narew river and its valley. – Not. przyr. 7: 3–36.
- Fiedler, K.* (1987): Bemerkenswerte Brutzeitbeobachtungen in Hessen 1987. – Vogel und Umwelt 4: 333–376.
- Flade, M.* (1991): Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). – Vogelwelt 112 (1–2): 16–39.
- Flade, M.* (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. – IHW-Verlag, Eching: 879 S.
- Green, R. E.* (1996): Factors affecting the population density of the corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland. – J. app. Ecol. 33: 237–248.
- Green, R. E., G. Rocamora & N. Schäffer* (1997): Bestand, Ökologie und Gefährdung des Wachtelkönigs *Crex crex* in Europa. – Vogelwelt 118: 117–134.
- Henwood, D. & A. Fabrick* (1979): A Quantitative Analysis of the Dawn Chorus: Temporal Selection for Communicatory Optimization. – Am. Nat. 144: 260–274.
- Heydemann, B.* (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Rauffülle für die Tierwelt. – Verh. d. Dtsch. Zool. G. Hamburg 1956: 332–347.
- Hoffmann, M.* (1997): Ansiedlungsverhalten des Wachtelkönigs und Verbleib von Individuen nach Verlust des Bruthabitats in Nordostpolen. – Diplomarbeit, Universität Freiburg.
- Homeyer, A. V.* (1873): Bemerkungen über das Vorkommen einiger Vögel Schlesiens. – J. Orn. 21: 145–148.
- IWC (Irish Wildbird Conservancy)* (1995): Corncrake 1995 Review. – Corncrake Review Meeting, 21 September 1995, Dublin, unpubl. report: 21 pp.
- Litzbarski, B., H. Litzbarski & S. Petrick* (1987): Zur Ökologie und zum Schutz der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im Bezirk Potsdam. – Acta Ornithoecol. 1: 199–244.
- Malcevskij, A. S. & J. B. Pukinskij* (1983): Pticy Leningradskoj oblasti i sopredelnych territorij: Istorija, biologija, ochrona (Die Vögel des Leningrader Gebietes und der angrenzenden Territorien: Geschichte, Biologie, Schutz). – Bd. 1, Leningrad: 480 S.
- Newton, A. V.* (1991): Corncrakes,crofting and conservation. – In: D. J. Curtis, E. M. Bignal & M. A. Curtis: Birds and Pastoral Agriculture in Europe. Proceedings of the Second European Forum on Birds and Pastoralism. Port Erin, Isle of Man, 26–30 October 1990: 35–36.
- Oppermann, R.* (1989): Ein Messinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. – Natur und Landschaft 64: 332–338.
- Oppermann, R.* (1991a): Habitatpräferenz verschiedener Vogelarten für Strukturtypen des Grünlandes. – Naturschutzforum 5/6: 257–295.
- Oppermann, R.* (1991b): Ein Instrument zur Messung der Vegetationsdichte im Grasland. – Beihefte Verh. GfÖ 2: 145–148.
- Prünfte, W.* (1972): Wachtelkönig: biometrische Ergebnisse und ökologische Randbemerkungen. – Anthus 9: 73–76.
- Roebertsen, H., G. W. Heil & R. Bobbink* (1988): Digital picture processing: a new method to analyse vegetation structure. – Acta Bot. Neerl. 37: 187–192.
- RSPB & Birdlife International* (1991): Species Action Plan 0421 Corncrake *Crex crex* – A Red Data bird. – unpubl. report: 34 pp.
- RSPB & Birdlife International* (1992): Action for Corncrakes Workshop: Proceedings and Action Points. – Unpubl. report, Crawfordsburn, Glasgow.
- RSPB, IWC & LPO* (1993): Action for Corncrakes Workshop 1993 – Proceedings and Action Points. – Proceedings and Action Points, unpubl. report, Glasgow.
- RSPB, IWC & LPO* (1994): Action for Corncrakes Workshop 1994 – Proceedings and Action Points. – unpubl. report, Paris, Dublin, Glasgow.
- RSPB, IWC, LPO & Birdlife International* (1992): Action for Corncrakes in France, the Republic of Ireland, and the United Kingdom. – Unpubl. report.
- RSPB, IWC, LPO & Birdlife International* (1995): Habitat Management for Corncrakes. – Unpubl. report : 1–84.
- Schäffer, N.* (1995): Rufverhalten und Funktion des Rufens beim Wachtelkönig *Crex crex*. – Vogelwelt 116: 141–151.
- Schäffer, N.* (1996a): Der Wachtelkönig: ein Unbekannter rückt ins Licht. – Falke 11/96: 316–321.
- Schäffer, N.* (1996b): Narew und Biebrza – Leben am europäischen Amazonas. – Jürgen Resch Verlag, Radolfzell, 176 S.
- Schäffer, N.* (1997): Habitatnutzung und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle (*Porzana porzana*) und Wachtelkönig (*Crex crex*). – Dissertation, Universität Würzburg.
- Schäffer, N.* (1998): Habitatnutzung und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle (*Porzana porzana*) und Wachtelkönig (*Crex crex*). – Ökologie der Vögel 20: 1–267.
- Schäffer, N. & S. Münch* (1993): Untersuchungen zur Habitatwahl und Brutbiologie des Wachtelkönigs *Crex crex*

im Murnauer Moos/Oberbayern. – Vogelwelt 114: 55–72.
 Schäffer, N. & W. W. Weißer (1996): Modell für den Schutz des Wachtelkönigs *Crex crex*. – J. Orn. 137: 53–75.
 Streese, U. P. (1972): Der Wachtelkönig im Hamburger Raum. – Hamb. avifaun. Beitr. 10: 1–23.

Tucker, G. M. & M. F. Heath (1994): Birds in Europe – Their Conservation Status. – BirdLife Conservation Series 3: 600 pp.
 Tyler, G. A. (1996): The ecology of the corncrake, with special reference to the effect of mowing on breeding production. – PhD thesis: 323 pp.

Anschrift des Verfassers

Dr. Norbert Schäffer
 The Royal Society for the Protection of Birds (RSPB)
 The Lodge, Sandy
 Bedfordshire SG19 2DL
 UK

Die Bestimmung der Vegetationsdichte in Grasland – ein Methodenvergleich

von Andreas Sundermeier

1. Einleitung

Die Durchdringbarkeit eines Pflanzenbestandes wird mit *Barkman* (1988) als Vegetationsdichte („vegetation denseness“) bezeichnet. Es wird zwischen der Durchdringbarkeit in vertikaler Richtung (= vertikale Vegetationsdichte) und in horizontaler Richtung (= horizontale Vegetationsdichte) unterschieden. Wird ein Bestand von oben betrachtet, so sehen wir die vertikale Vegetationsdichte, bei Betrachtung von der Seite die horizontale Dichte. Mit *Heydemann* (1956) könnte man die Durchdringbarkeit auch als Raumwiderstand sehen, der einem Tier, das sich zwischen den Pflanzenteilen bewegt, entgegengesetzt wird. Zur Kennzeichnung der Habitatqualität kann es wichtig sein, zumindest zwei Richtungen der Durchdringbarkeit zu unterscheiden. Ein Bestand, der einem Beutetier ausreichend Deckung gegen seitliche Blicke verschafft, gewährleistet nicht automatisch ausreichenden Schutz gegen das Gesehenwerden von oben.

In Untersuchungen zur Eignung von Rasenvegetation für Vogelarten können Vegetationsdichtemessungen eingebunden werden. *Oppermann* (1990, 1991/92, 1992) untersuchte die Bindung von Vogelarten an Strukturtypen des Grünlandes. *Burger* (1972) stellte fest, dass die Franklin-Möwe ihr Nest in der Vegetation so plaziert, dass sie von einer Nachbarmöwe möglichst nicht gesehen wird. Untersuchungen zum Einfluss der Grünland-Vegetationsdichte auf Vogelarten stellen *N. Schäffer* und *R. Oppermann* in diesem Band vor.

Zur Erfassung der Vegetationsdichte in Grasbeständen und anderer niedriger Vegetation werden in der Literatur eine Vielzahl von Methoden vorgeschlagen. Eine Übersicht über 27 dieser Methoden gibt *Sundermeier* (1997). Einen Einstieg in das Methodeninventar zur Dichtemessung in Strauchbeständen oder Wäldern liefert *Mühlenberg* (1993).

Um die Methodenwahl für die Dichtemessung in niedriger Vegetation zu erleichtern, werden in diesem Beitrag zehn Methoden vorgestellt und getestet.

2. Material und Methoden

Um die Vergleichbarkeit der Methoden zu gewährleisten, wurden alle Verfahren auf 19 fest markierten, 50 × 10 cm großen Feldern angewendet. Im Spätsommer 1995 wurden 12 Felder untersucht, im Spätsommer 1996 weitere sieben. Die Vegetationsdichte der Felder wurde schichtweise in 10-cm-Intervallen erfasst, mit jeder Methode wurde in einem Durchgang auf allen Feldern eines Untersuchungsjahres gearbeitet. Es wurde mit den Methoden begonnen, die die geringsten Störungen der Flächen hervorrufen. Die Felder lagen in offenen Silbergrasfluren, Fiederzwecken-Halbtrockenrasen, niedrigen Zwergstrauchheiden (je zwei Felder, 1995), dichten Straußgrasrasen (4, 1995), hochwüchsigen Reitgras- (2, 1995) oder Queckenfluren (4, 1996) sowie in sommerannuellen Tatarenmelde-Beständen (3, 1996). Diese Vegetationstypen veränderten bei geringen Störungen durch

die Bearbeitung ihre Vegetationsdichte kaum, nur die Meldenbestände erwiesen sich in dieser Hinsicht als problematisch.

Messungen der Temperatur-, Taupunkt- und Feuchteänderungen im Bestand, der relativen Beleuchtungsstärke und der am Schluss geernteten Phytomasse dienten als Referenzdaten, an denen die Genauigkeit der Methoden mittels Korrelationsrechnungen gemessen wurden. Dazu wurden die Daten der 19 Felder im Ganzen analysiert, aber auch nach Bestandestypen und innerhalb der Typen nach Dichteklassen aufgeteilt. Weitere Korrelationen wurden mit der gewichteten mittleren Vegetationshöhe durchgeführt, die aus den Dichteprofilen nach Gleichung 1 berechnet wurde. Ordinalskalierte Daten wurden mit der Spearman-Rang-Korrelation, verhältnisskalierte Daten mit der Pearson-Korrelation bearbeitet. Die Genauigkeit einer Methode wurde bestimmt, indem gezählt wurde, wieviel Korrelationen mit den Referenzdaten auf dem 99.9-, 99- und 95-%-Signifikanzniveau zustandekamen.

Gleichung 1: Gewichtete mittlere Vegetationshöhe (GVM) zur Charakterisierung des Schichtaufbaus eines Bestandes (Gibson et al. 1987).

$$GMV = \frac{\sum_{i=1}^k h_i d_i}{\sum_{i=1}^k d_i}$$

h_i: Mittlere Höhe der Schicht *i*
d_i: Vegetationsdichte in Schicht *i*
k: Anzahl der Schichten

Erntemethode und Lichtmessung, die auf den fest markierten Feldern als Referenzmethoden dienten, wurden auch im weiteren Verlauf des Tests be-

arbeitet, allerdings ohne hier den Status von Referenzmethoden zu haben. Die Mikroklimamessungen wurden mit einem Testotherm Temperatur-Feuchtefühler im Bestand und zum Vergleich in zwei Metern Höhe durchgeführt.

Zur Bestimmung des Stichprobenumfangs wurden 1995 mit jeder Methode jeweils zehn zufallsverteilte Proben in einem ungenutzten *Agrostis capillaris*-Rasen gezogen. 1996 wurde das Experiment in einer gemähten Brache mit *Arrhenatherum elatius* und *Elytrigia repens* wiederholt. Beide Flächen waren sehr homogen und mehrere 100 m² groß. Für jede Probe wurde die gewichtete mittlere Vegetationshöhe des Profils nach Gleichung 1 berechnet. Aus den zehn Vegetationshöhen je Untersuchungsfläche und Methode wurde der Mittelwert und der Standardfehler des Mittelwertes kalkuliert. Die Berechnung des notwendigen Stichprobenumfangs zur akkuraten Erfassung der gewichte-

ten mittleren Vegetationshöhe erfolgte nach Gleichung 2. Die Probenzahl sollte dabei nach *Southwood* (1992) so groß sein, dass der Standardfehler höchstens 5 % des Mittelwertes beträgt (d.h. E = 0,05 in Gleichung 2).

Gleichung 2: Berechnung des notwendigen Stichprobenumfangs für eine gewünschte Genauigkeit E (Southwood 1992).

$$N = \left(\frac{s}{mE} \right)^2$$

N: benötigter Stichprobenumfang
s/m: Standardabweichung/Mittelwert
E: erwünschter Standardfehler (z.B. 0,05)

Bei allen Tätigkeiten wurde der Zeitbedarf festgehalten und Besonderheiten protokolliert. Die Zeitangaben basieren auf der Bearbeitung von 39 Profilen. Der Zeitbedarf der Methode Lichtstab

konnte nur anhand von sieben Profilen beurteilt werden. Die Messungen wurden bei Bedarf durch einen Helfer unterstützt, dessen Zeitaufwand berücksichtigt wurde. Anhand der Geländeerfahrungen wurde der Störungsgrad des Bestandes durch die Erhebungen, der technische Aufwand, Einsetzbarkeit in Vegetationseinheiten mit unterschiedlicher Architektur und Witterungsabhängigkeit beurteilt. Es wurde berücksichtigt, ob neben der Vegetationsdichte noch andere Strukturparameter erhoben werden können oder Erhebungen auf Artniveau möglich sind. Eine Übersicht über die Geländearbeiten gibt Tabelle 1.

Nach der Erläuterung der Prinzipien werden die Verfahren anhand eines Datenbeispiels von zwei Messfeldern kritisch betrachtet. Photos dieser beiden Felder, die mit allen Methoden untersucht wurden, sind in Abbildung 1 zu sehen.

Tab. 1: Übersicht über die Geländeaktivitäten zum Methodentest.

Methode	Abkürzung	Bearbeitung von markierten 50 × 10 cm Feldern (1995: 12 Felder, 1996: 7 Felder)	Reihenfolge des Einsatzes auf den Feldern		Stichprobenumfang	
			1995	1996	1995	1996
Temperatur u. relative Luftfeuchte	–	nur 1995 an 7 Terminen, Messung in der Feldmitte in den unteren 4 Schichten	1	–	nein	nein
Ernten (als Referenzmessungen)	Ernte	ganzes Feld, jede Schicht	10	10	nein	ja*
Lichtsensor punktförmig (als Referenzmessungen) 1995: photosynth. akt. Strahlung (paR [µmol]), 1996: LUX	Lich-p	Messung in der Feldmitte, 1995 an 3 Terminen in den unteren 4 Schichten, 1996 einmal in jeder Schicht	2	8	nein	ja
Lichtsensor stabförmig**: – Messung paR und LUX	Lich-s	nur 1996, ein Termin pro Schicht, Stablänge 80 cm	–	2	nein	nein
v. d. Maarel-Schätzmethode	Maarel	ganzes Feld, jede Schicht	4	3	ja***	ja***
Strukturmeßröhre	Rohr	1995: zwei, 1996: eine Messung je Feld mit je 10 × 10 cm Grundfläche	8	7	ja	ja
Barkman-Methode: – horizontale Projektion – kumulativ vertikale Projektion**	Bark-h Bark-v	je Schicht 5 Schätzungen auf einem 50 cm langen Stab, 1995 nur Bark-h	7	1	ja, aber nur horizontale Projektion	
Planar-Intersect-Methode	Planar	ganzes Feld, jede Schicht	5	4	ja***	ja***
Photomethode	Foto	1 Photo je Feld, lineare Bildanalyse mit 40 cm langer Linie je Schicht	9	9	ja	ja
Punktfrequenzmethode	PF	5 senkrechte Drähte je Feld	6	6	ja	ja
Vegetationshürde nach Mühlenberg	Hürde	ein 50 cm langer waagerechter Draht je Schicht	3	5	ja	ja

* Grundfläche jeder Stichprobe 10 × 10 cm (statt 50 × 10 cm wie auf den fest markierten Feldern).
 ** In Zusammenarbeit mit C. Roscher, Institut für Ökologie, Jena.
 *** Grundfläche jeder Stichprobe 50 × 50 cm (statt 50 × 10 cm wie auf den fest markierten Feldern).

3. Ergebnisse

3.1 Erfahrungen mit den Methoden

3.1.1 Erntemethode

Die oberirdische Phytomasse über der zu beprobenden Grundfläche wurde schichtweise in 10-cm-Intervallen geerntet. Da die Vegetation im Spätsommer bereits sehr trocken war, wurde auf eine Frischgewichtsbestimmung verzichtet und das Material im Trockenofen bei 60°C getrocknet und das Trockengewicht [g/Schicht] bestimmt.

Unterschiede zwischen Phytomasse und Vegetationsdichte ergeben sich dadurch, dass bei der Dichte die Orientierung der Vegetation im Raum eine Rolle spielt, bei der Phytomasse nicht. Trotzdem sind innerhalb einer Vegetationseinheit Phytomasse, Dichte und andere Strukturparameter eng miteinander korreliert (Verkaar et al. 1983, Jonasson 1983). Daher dienten die Daten, die auf den 19 Messfeldern erhoben wurden, als Referenzwerte für die anderen Methoden.

Aus dem Datenbeispiel der Abbildung 2 geht hervor, dass die Trockenmasse im Meldenbestand in den mittleren Schichten fast doppelt so hoch war wie im Queckenbestand. Dies gilt jedoch nicht in gleicher Weise für die horizontale Durchdringung, wie die Photos der Abbildung 1 und Ergebnisse anderer Methoden belegen. Die hohe Masse im Meldenbestand kommt von den relativ schweren Stengeln, die aber keine dichte Struktur hervorbringen. Ab 40 cm Höhe nahm die Trockenmasse im Meldenbestand stark ab, hier wurde der Anteil von Stengeln geringer und von Blättern höher. Es kommt nicht zum Ausdruck, dass sich in diesem Bereich die photosynthetisch aktivste Schicht befindet. Dazu hätten Blätter und Stängel getrennt geerntet werden müssen.

Die Vorteile der Methode liegen in der hohen Reproduzierbarkeit der Daten, wenn die Randeffekte bei den zu erntenden Flächen nicht zu groß werden und der Bearbeiter sorgfältig erntet (kein Material fallenlassen, Schichten genau vermessen). Außerdem können Daten auf Artniveau oder getrennt nach Organen oder Lebensformen aufgenommen werden, auch in den untersten Zentimetern des Bestandes. Rückschlüsse von der Phytomasse auf die Durch-



Abb. 1: Photos der horizontalen Vegetationsdichte eines *Atriplex tatarica*- (links) und eines *Elytrigia repens*-Bestandes (rechts) bei Halle/Saale, 22. 08. 96. Die Bestände sind bis etwa 75 cm Höhe dargestellt.

dringbarkeit gelten nur in ähnlich strukturierter Vegetation, wie unser Datenbeispiel gezeigt hat. Nachteilig ist vor allem aber der hohe Arbeitsaufwand und die destruktive Vorgehensweise.

Tips zur arbeitssparenden Durchführung der Ernte finden sich in *Bonham* (1989), *Catchpole & Wheeler* (1992) und *Mitchley & Willems* (1995). Beispiele für Phytomassenstudien zur Strukturaufklärung von Rasenbeständen geben *Werger* (1983), *Fliervoet & van de Ven* (1984) und *Fliervoet* (1987).

3.1.2 Lichtmethoden

3.1.2.1 Lichtmessung mit einem punktförmigen Sensor

Die Beleuchtungsverhältnisse im Bestand werden außer von der Menge der Pflanzenteile auch von deren Morphologie und Orientierung im Raum beeinflusst, so dass über Lichtmessungen indirekt die Vegetationsdichte und auch andere Parameter, wie z. B. der LAI (*Perry et al.* 1988) quantifiziert werden kön-

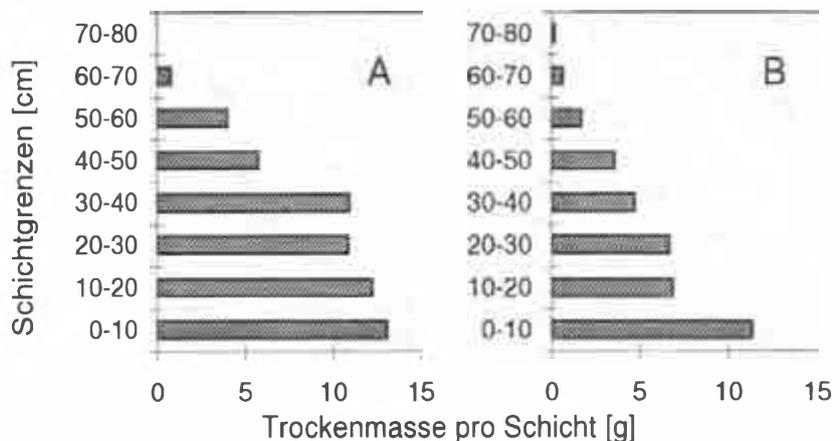


Abb. 2: Geerntete Trockenmasse pro Schicht in einem *Atriplex tatarica*- (A) und einem *Elytrigia repens*- (B) Bestand bei Halle/Saale, 22. 08. 96. Die Ernte erfolgte ohne direkt am Boden liegende Streu. Das Gewicht bezieht sich auf ein Volumen von 50 × 10 × 10 cm.

nen. Daher dienen die Daten der Lichtmessung als Referenzen für andere Methoden. Mit einem „punktförmigen“ Lichtsensor wurde die Strahlung im Bestand gemessen. Messungen über dem Bestand jeweils vor und nach den Messungen im Bestand dienten zur Berechnung der relativen Beleuchtungsstärke je Schicht. Ein zweiter Referenz-Sensor, der zeitgleich die Beleuchtung außerhalb des Bestandes misst, wurde nicht verwendet. Die Messungen wurden mit exakt waagrechttem Sensor bei konstant diffusen Lichtverhältnissen immer zwischen 10 und 17 Uhr durchgeführt. 1995 wurde mit einem LI-COR, Typ LI-189 gearbeitet, 1996 mit dem Luxmeter PU 150.

Im Unterschied zu den meisten anderen Methoden produzieren die Lichtmessungen kumulative Werte, da die Messung von allen Pflanzenteilen über der Messstelle beeinflusst wird. Im Meldenbestand (Abb. 3, Grafik A, oben) nahm der relative Lichtgenuß in 30–60 cm Höhe nach unten hin stark ab, eine Folge der großen, waagrecht orientierten Blätter. Die Blätter in den unteren 30 cm des Profils trugen nicht mehr viel zur Verdunkelung des Bestandes bei. Die photosynthetisch aktivsten Bereiche sind gut an der Abnahme des Lichtgenusses zu erkennen. Im trockenen Queckenbestand dagegen ist eine photosynthetisch besonders aktive Schicht nicht auszumachen (Abb. 3, Grafik B, oben). Ein nennenswerter Teil des Lichts drang durch die senkrecht orientierten Pflanzenteile bis auf den Boden, es war nur eine geringe Lichtkonkurrenz vorhanden. Die lückige Streuauflage im Bestand wurde durch die Methode nicht registriert, hier liegt ein Nachteil der Erfassung. Außerdem ist die Messung abhängig von diffuser Beleuchtung, oder aber die Messstelle muss durch einen Helfer beschattet werden. Sollen sehr genaue Daten erhoben werden, so ist es ratsam, die Messungen an mehreren Terminen durchzuführen, da das Ergebnis abhängig von der Beleuchtungssituation sein kann. Für genaue Berechnungen der relativen Beleuchtungsstärke wird ein zweiter Sensor benötigt, der außerhalb des Bestandes steht und synchron zu den einzelnen Bestandesmessungen abgelesen werden muss. Vorteile der Methode liegen in der einfachen und schnellen Handhabung des Messgerätes, der Erfassung von verhält-

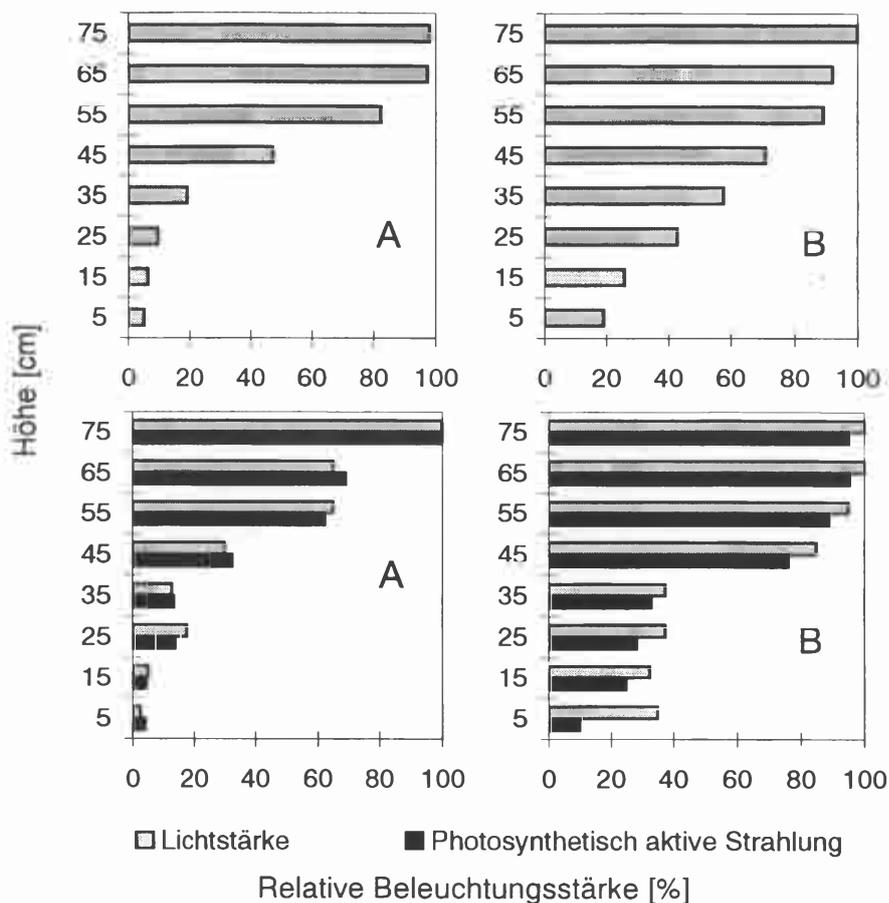


Abb. 3: Relative Beleuchtungsstärke in einem *Atriplex tatarica*-(A) und einen *Elytrigia repens*-(B) Bestand. Halle/Saale, 19. und 22. 08. 96. Obere Grafiken: Messungen mit einem punktförmigen Sensor bei bedecktem Himmel. Untere Grafiken: Messungen mit einem Lichtstab bei sonnigem Wetter.

nisskalierten Daten, die keinen Rechenbeschränkungen unterliegen und der hohen Empfindlichkeit der Sensoren, die selbst kleine Dichteunterschiede registrieren.

3.1.2.2 Lichtmessung mit einem stabförmigen Sensor

Zusammen mit C. Roscher vom Institut für Ökologie der Universität Jena wurde ein Lichtmessstab getestet. Im Sunfleckspectrometer (*Delta-T-Devices* 1989) sind 80 punktförmige Lichtrezeptoren in 1 cm Abstand in einen hohlen Stab eingebaut. Der Stab ist mit einem lichtdurchlässigen Plastik abgedeckt. Bei jeder Lichtmessung wird der Mittelwert aller Rezeptoren ausgegeben. Die Messungen erfolgten in der Höhenmitte aller Schichten und über dem Bestand. Ausgegeben wurde die photosynthetisch aktive Strahlung und die Beleuchtungsstärke. Mit dem Gerät wurde an einem sonnigen Tag gearbeitet, da die hohen

Varianzen, die bei dieser Beleuchtungssituation mit punktförmigen Sensoren auftreten, durch die Mittelwertbildung aus 80 Einzelmessungen beim Lichtstab nach Herstellerangaben nicht vorkommen.

Im Meldenbestand (Abb. 3, Grafik A, unten) wurde ein ähnliches Profil wie das mit dem punktförmigen Lichtsensor gemessen. Die photosynthetisch aktiven Bereiche sind gut an der Abnahme des Lichtgenusses zu erkennen. Im Queckenbestand (Abb. 3, Grafik B, unten) ist ein starker Abfall der Werte in den Schichten um 40 cm zu verzeichnen, der mit keiner anderen Methode registriert wurde. Vermutlich änderte sich hier kurzfristig während der Messung das Strahlungsklima, was bei der Berechnung der relativen Beleuchtungsstärke nicht berücksichtigt werden konnte, da keine synchronen Referenzmessungen mit einem zweiten Gerät durchgeführt wurden. Für die Vor- und Nachteile der Methode gilt im wesentlichen das, was

bereits beim punktförmigen Sensor diskutiert wurde. Der Lichtstab ist allerdings weniger witterungsabhängig, da auch bei voller Beleuchtung ohne Beschattung gearbeitet werden kann. Dafür ist das Gerät teurer als ein einfacher Sensor.

3.1.3 Schätzmethode

Bei den Schätzmethode wird die Durchdringbarkeit eines Pflanzenbestandes durch eine Deckungsschätzung ermittelt. Dazu „durchdringt“ der Blick des Bearbeiters den Bestand von der Seite (horizontal) oder von oben (vertikal). Als Schätzskala wurde die Skala von Londo (1976) verwendet. Bei allen Schätzungen wurde die reelle Deckung geschätzt, d. h. auch sehr kleine Lücken im mm²-Bereich wurden als vegetationslose Stellen interpretiert (vgl. Barkman et al. 1964).

3.1.3.1 Vegetationsdichteprofile nach van der Maarel (1970, verändert)

Zur Erfassung von Profilen der vertikalen Vegetationsdichte eines Bestandes wurde die Gesamtdeckung getrennt nach Schichten geschätzt. Um eine Vorstellung von der Schichtung der Probe fläche zu bekommen, wurde durch Messungen festgestellt, welche Pflanzenteile in welcher Höhe vorkommen. Dann wurde in Gedanken der Bestand in 10 cm Höhenintervalle unterteilt und die Deckung der Pflanzenteile in jedem Intervall als senkrechte Projektion auf den Boden geschätzt. Begonnen wurde mit der obersten Schicht.

Im Vegetationsdichteprofil des Mel denbestandes (Abb. 4, Maarel A) ist die photosynthetisch aktive Schicht um 40 cm Höhe gut zu erkennen, weil die vornehmlich waagrecht ausgerichteten Blätter einen großen Beitrag zur vertikalen Vegetationsdichte leisten, d. h. für die Durchdringbarkeit in vertikaler Richtung ein großes Hindernis darstellen. Auch die gleichmäßige Dichteverteilung im Profil des Queckenbestandes kommt gut zum Ausdruck. Die vornehmlich senkrecht orientierten Pflanzenteile setzen einer vertikalen Durchdringbarkeit nur wenig Widerstand entgegen, so dass die vertikale Vegetationsdichte gering bleibt. Die Streuschicht im Queckenbestand wurde bei der Erfas-

sung mit der Maarel-Methode vermutlich übersehen, hier liegt ein Bearbeit erfehler vor. Aus den Daten wird nicht ersichtlich, ob die Pflanzenteile unterschiedlicher Schichten „auf Lücke“ (wie im Mel denbestand), oder untereinander stehen (wie im Queckenbestand).

Vorteile der Methode liegen in der einfachen Anwendbarkeit und der Mög lichkeit, sehr dichte und lückige Vegeta tion gleichermaßen zu untersuchen. Die Methode verursacht außerdem wenig Störung des Bestandes. Nachteilig wirkt sich aus, dass sich der Bearbeiter die Ein-

teilung der Schichten vorstellen muss, die Schätzungen also nicht so genau durchgeführt werden können.

3.1.3.2 Strukturmessröhre nach Sundermeier & Meißner (in Sundermeier 1997)

In Anlehnung an Teleskopkonstruktionen von Buell & Cantlon (1950), Morrison & Yarraton (1970), Reynolds & Edwards (1977) und dem vertikalen Zählrahmen von Curtis & Bignal (1985) wurde eine Strukturmessröhre ent-

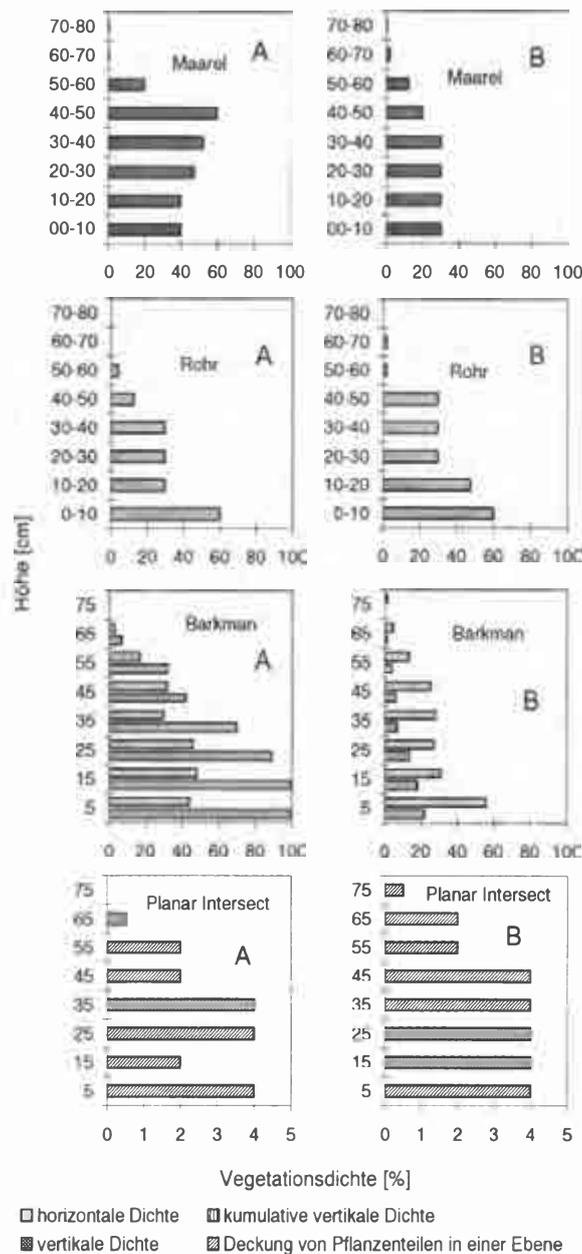


Abb. 4: Mit verschiedenen Schätzmethode erfasste Vegetationsdichteprofile in einem *Atriplex tatarica*- (A) und einem *Elytrigia repens*-Bestand (B) nördlich Halle/Saale, 19.–21. 08. 96. Man beachte die abweichende Skalierung der Abszisse der unteren beiden Grafiken.

wickelt. Sie besteht aus einem Rohr von ca. 25 cm Länge und 16 cm Durchmesser. Ein Ende des Rohres ist so abgedeckt, dass eine 10×10 cm große Fläche für zwei hintereinanderstehende vertikale Zählrahmen, unterteilt in 25 Felder, freibleibt. Am anderen Ende des Rohres ist ein Spiegel im Winkel von 45° befestigt. Das Rohr wird waagrecht in den Bestand gehalten, 10 cm entfernt von einer senkrecht stehenden Leinwand (Abb. 5). Um es in der richtigen Höhe zu halten, sind mitten auf der Leinwand in 5, 15, 25 ... cm Höhe Markierungen angebracht, die mit dem Mittelpunkt des Zählrahmens zur Deckung gebracht werden müssen. Von oben kann der Bearbeiter im Spiegel die Pflanzenteile eines Kubikdezimeters durch den Zählrahmen von der Seite betrachten und die horizontale Vegetationsdichte als horizontale Projektion auf der Leinwand schätzen. Zur Deckungsschätzung von flächigen und linienhaften Elementen dienen die Feldeinteilung des Zählgitters und die Schnüre, die die Felder begrenzen (eine 1 mm starke Schnur von 10 cm Länge deckt 1 %). Statt eines Kreiszyinders kann auch ein Quader als Korpus des Gerätes verwendet werden.

Zur Aufstellung der Leinwand in dichter Vegetation und zum Einpassen der Röhre, um die untersten 10 cm des Profils zu bearbeiten, müssen mit einer Schere vertikale Schnitte in den Bestand gemacht werden, da sonst die Vegetation durch die Geräte nach unten gedrückt wird. Nachdem zuerst die Leinwand aufgestellt wird, sorgt der zweite vertikale Schnitt 10 cm vor der Leinwand für eine gleichbleibende Tiefe der zu untersuchenden Vegetation zwischen Leinwand und Rohr. In dichter Vegetation bleibt die Orientierung der Pflanzenteile ungefähr erhalten, in lückiger Vegetation sind vertikale Schnitte oft nicht notwendig. Bei mittleren Dichten ergeben sich durch die notwendigen Schnitte Lageverschiebungen der Vegetation, die das Ergebnis beeinflussen können.

Das Datenbeispiel in Abbildung 4 („Rohr“) zeigt die relativ ähnliche Verteilung der horizontalen Vegetationsdichte im Melden- und Queckenbestand, obwohl ersterer wegen der verholzenden Stiele eine höhere Trockenmasse besitzt. Die horizontale Dichte der unteren Schicht wird besser als mit anderen Methoden wiedergegeben. Die hohe



Abb. 5: Strukturmessröhre zur Schätzung der horizontalen Vegetationsdichte. Photo: D. Hoffmann.

Dichte im Unterwuchs des Meldenbestands kommt von Jungpflanzen von *Bromus erectus* und alten Meldeblättern, dies wurde mit keiner Methode befriedigend erfasst, weil nur die untersten Zentimeter des Profils davon betroffen sind. Diese unteren Bereiche des Bestandes können mit anderen Methoden nicht oder nur sehr schwer bearbeitet werden, hier ist die Röhre im Vorteil.

Die oberen Schichten dagegen werden wegen der kleinen Grundfläche, mit der die Methode arbeitet, nur ungenügend wiedergegeben, hier muss mit einer höheren Stichprobenzahl gearbeitet werden. Die kleine Grundfläche führt auch zu einer relativ hohen Standardabweichung der Werte, dies mag für viele Zielsetzungen ein Nachteil sein, die Standardabweichung kann allerdings als Maß für die Bestandsheterogenität herangezogen werden. Eine wiederholte Messung an der gleichen Stelle ist wegen der vertikalen Schnitte im Bestand nicht möglich.

3.1.3.3 Strukturanalyse nach Barkman (1988)

Aus dem Vergleich der horizontalen Vegetationsdichten des Datenbeispiels „Rohr“ (Abb. 4) geht hervor, dass so unterschiedliche Einheiten wie Quecken- und Meldenbestand nicht allein durch die horizontale Vegetationsdichte charakterisiert werden können.

Eine Methode zur kombinierten Schätzung der horizontalen, kumulativ

vertikalen und vertikalen Vegetationsdichte stellte Barkman (1988) vor. Vier Latten werden im Rechteck mit $0,10 \times 1$ m Grundfläche aufgestellt. In den Latten befinden sich Bohrungen in 5, 10, 15, 20, 30, ... cm Höhe über dem Boden, durch die Rundstäbe von 10 mm Durchmesser geschoben werden können (Abb. 6). Es werden zwei Stäbe benötigt, auf einem sind 10-cm-Intervalle farblich markiert. Zu Beginn der Schätzungen werden die Stäbe durch die Bohrungen geschoben, die sich unterhalb der höchstgelegenen Vegetationsteile befinden. Die Vegetationsdeckung auf dem Stab mit den Intervallmarkierungen wird einmal als horizontale Projektion (Betrachtung des Stabes von der Seite durch 10 cm tiefe Vegetation) und einmal als vertikale Projektion (Betrachtung des Stabes von oben durch die gesamte über ihm stehende Vegetation) geschätzt. Zur Objektivierung werden die Schätzungen getrennt für die 10-cm-Intervalle des Stabes durchgeführt und danach der Deckungsmittelwert errechnet, getrennt für vertikale und horizontale Projektion. Damit bei der horizontalen Projektion immer eine Tiefe von 10 cm betrachtet wird, kann 10 cm vor dem Stab mit den Markierungen ein vertikaler Schnitt durch den Bestand gemacht werden.

Nach jeder Schätzung der horizontalen und vertikalen Projektion einer Höhe wird der Stab mit den Markierungen eine Schicht tiefer aufgelegt und die Schätzungen wiederholt, bis alle Schichten bearbeitet sind. Die horizontale

Projektion erfolgt dabei immer durch 10 cm Vegetation, bei der vertikalen Projektion befinden sich immer mehr Pflanzenteile über dem Stab, je tiefer er aufgelegt wird (kumulative vertikale Vegetationsdichte). Um zusätzlich zur kumulativ vertikalen Dichte auch die vertikale Dichte aufzunehmen, werden beide Stäbe erneut in die Position unterhalb der höchsten Pflanzenteile gelegt und die Pflanzenteile über ihnen auf einer Fläche von 100×20 cm geerntet, so dass der Stab mit den Intervallmarkierungen mitten durch die geerntete Fläche verläuft. Dann werden die Stäbe 10 cm tiefer gelegt und die Deckung auf dem markierten Stab durch 10 cm Bestand über ihm wird geschätzt. Anschließend wird die Phytomasse über den Stäben wieder geerntet und die Stäbe danach 10 cm tiefer gelegt und eine neue Schätzung gemacht. Dies wird so lange wiederholt, bis der ganze Bestand schichtweise geerntet und geschätzt wurde. Das Erntegut wird nicht benötigt. Aus den Daten lassen sich eine Reihe von strukturellen Kenngrößen sowie Näherungswerte für den LAI berechnen. Ein Beispiel für die Arbeit mit der Methode geben *Schaminee & Hennekens* (1992). Im Methodenvergleich wurde die vertikale Vegetationsdichte nicht bearbeitet.

Die horizontale Vegetationsdichte der beiden Bestände des Datenbeispiels (Abb. 4, „Barkman“) wird sehr differenziert wiedergegeben, zeigt aber erwartungsgemäß keine großen Unterschiede zwischen den beiden Beständen. Erst die

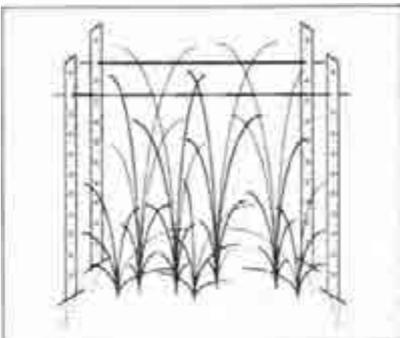


Abb. 6: Gestell aus Latten und Rundstäben nach Barkman (1988) (aus Sundermeier 1997). Auf dem vorderen Stab sind 10-cm-Intervalle markiert. Horizontale und vertikale Vegetationsdichte werden als Deckung auf dem vorderen Stab geschätzt. Der hintere Stab dient zur Erleichterung des schichtweisen Aberntens.

Hinzunahme der kumulativ vertikalen Dichte zeigt, dass es sich um sehr unterschiedlich strukturierte Vegetationstypen handelt. Die Lage der photosynthetisch aktiven Schicht ist anhand der Dichtesprünge der kumulativ vertikalen Daten ablesbar. Es wird auch ersichtlich, dass die Pflanzenteile im Meldenbestand auf Lücke stehen (die kumulativ vertikale Dichte erhöht sich nach unten stark), im Queckenbestand hingegen untereinander angeordnet sind (die kumulative Dichte erhöht sich nur schwach). Diese Information konnte mit keiner anderen Methode gewonnen werden. Die Überlappungsrate der Schichten und der LAI können berechnet werden, wenn zusätzlich Informationen zur vertikalen Vegetationsdichte vorliegen.

Im Vergleich zwischen Barkman- und Maarel-Methode sind die mit letzterer aufgenommenen Werte im Queckenbestand sehr hoch. Vielleicht wurde die Deckung hier etwas überschätzt, da keine Schätzhilfe wie der Stab in der Barkman-Methode verwendet wurde. Die Verwendung des Stabes macht Bestandeslücken besser sichtbar, so dass geringere Deckungen geschätzt werden. Außerdem verdrängt der Stab Pflanzenteile, die dann bei der Schätzung nicht berücksichtigt werden.

Mit der Methode können sehr unterschiedlich strukturierte Bestände verglichen werden. Die Schätzungen auf dem Stab in 10-cm-Intervallen erlauben eine sehr präzise Schätzung. Es ist allerdings fraglich, ob mehr Parameter als die horizontale und kumulativ vertikale Dichte erfasst werden sollten. Nach Untersuchungen von *Roscher* (in Druck) ist es zumindest in ähnlich strukturierten Vegetationseinheiten nicht notwendig, die aufwendig zu erfassende vertikale Dichte aufzunehmen.

3.1.3.4 Planar-Intersect-Methode

Bei der Planar-Intersect-Methode wird eine gedachte Ebene durch den Pflanzenbestand gelegt und ausgezählt, wieviele Elemente mit welchem Durchmesser die Ebene durchstoßen. Dieses Verfahren zur Berechnung des Kronenvolumens von Bäumen (*Brown* 1971) wurde etwas abgewandelt. Ein 50×50 cm großer Zählrahmen wird nacheinander in 5, 15, 25 ... cm Bestandeshöhe waagrecht an vier im Boden steckenden Stangen

befestigt und die Deckung der Querschnitte der Pflanzenteile, die von der Ebene geschnitten werden, geschätzt. Zur Unterstützung der Schätzungen wird der Rahmen nach dem Aufbau mit Drähten, die waagrecht in Höhe des Rahmens durch den Bestand geschoben werden, in gleich große Felder unterteilt. Die Befestigung des Zählrahmens in einer bestimmten Höhe an den Stangen kostete viel Zeit, so dass der Rahmen oft nur in einer oder zwei Höhen je Profil aufgebaut wurde. Die lückige Vegetation in den oberen und die dichte Vegetation in den unteren Schichten wurde dann ohne Hilfsmittel geschätzt, in den unteren dichten Schichten hätte sich der Rahmen ohnehin nicht ohne größere Störungen aufbauen lassen.

Die mit dieser Methode erhobenen Daten weichen am stärksten von denen der anderen Methoden ab, man beachte dazu die andere Abszisseneinteilung in Abbildung 4, „Planar Intersect“. Da nur Deckungsanteile von Querschnitten von Pflanzenteilen in einer Ebene aufgenommen wurden, sind die Werte sehr gering. Auffällig ist die schlechte Differenzierung der beiden unterschiedlich strukturierten Bestände und der Profile in sich. Bei einer Verdichtung der Vegetation von einer Schicht zur nächsten erreichen die Querschnitte der Pflanzenteile oft nicht so hohe Deckungen, um in eine neue Klasse der Londo-Skala eingestuft zu werden. Dies müsste bei der Wahl der Schätzklasse mehr berücksichtigt werden (z. B. durch Klasse mit 0,5-%-Schritten für lückige und 5-%-Schritten für dichte Vegetation, diese sind allerdings nur schwer subjektiv zu schätzen). Da der Deckungsanteil der Querschnitte nur schwer zu schätzen ist, neigt man als Bearbeiter dazu, sich an der vorhergehenden Schätzung zu orientieren. Die Methode hat den Vorteil, dass sie unabhängig von der Orientierung der Pflanzenteile im Raum arbeitet, da weder horizontale noch vertikale Projektionen durchgeführt werden. Dies kann die Nachteile aber oft nicht wettmachen.

3.1.4 Photomethode

Die Nutzung von Fotos zur Messung der horizontalen Dichte erläutern *Roebertsen et al.* (1988). Zur Herstellung kontrastreicher Fotos wurde zunächst eine 50 cm breite und 100 cm hohe durchscheinende weiße, 4–5 mm starke

Plastikplatte aufgestellt, die als Leinwand diente (Märtens, mündl.). In 1–2 m Entfernung vor der Leinwand wurde ein Photoapparat in geringer Höhe plaziert, so dass die Leinwand formatfüllend von der Seite abgelichtet werden konnte. Die Pflanzen vor der Leinwand wurden in einem Streifen von 10 cm Tiefe ungestört stehengelassen. Der Rest der Vegetation zwischen Kamera und Leinwand wurde durch eine schwere Metallplatte niedergedrückt (Abb. 7). Die schwere Platte wurde dabei zunächst parallel zur Leinwand aufgestellt und dann in Richtung Kamera gekippt. Zum Aufstellen der Leinwand und der schweren Platte erfolgten vertikale Schnitte im Bestand, in die die Platte und die Leinwand eingepasst wurden. Geschieht dies nicht, können Pflanzenteile aus dem zu photographierenden Streifen zwischen Leinwand und Platte durch die Aufstellung nach unten gedrückt werden. Die Photos wurden im Gegenlicht bei sonnigem Wetter erzeugt, wobei ein Helfer die Leinwand hielt und den zu photographierenden Streifen und das Kameraobjektiv, nicht aber die Leinwand, beschattete. Mit einer zweiten schweren Platte wurden die Pflanzen hinter der transluzenten Leinwand niedergedrückt (Abb. 7). So entsteht kein Schatten auf der Leinwand, der die Auswertung der Bilder am Computer stören würde. Die durchscheinende weiße Leinwand erscheint im Gegenlicht hell, die Vegetation relativ dunkel (Abb. 1).

Zur Auswertung wurden die Photos gescannt und eine lineare Bildanalyse durchgeführt. Auf den Photos der Abbildung 1 sind randlich die auf der Leinwand angebrachten 10-cm-Höhenmarken und die vertikalen Begrenzungs-

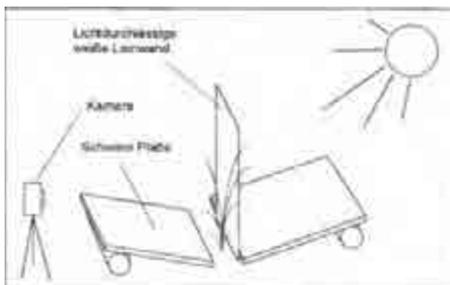


Abb. 7: Schematisierter Geräteaufbau für die Photomethode nach Roebertsen et al. (1988) und Märtens (mündl.), die Beschattung von Kamera und Vegetation ist nicht dargestellt (aus Sundermeier 1997).

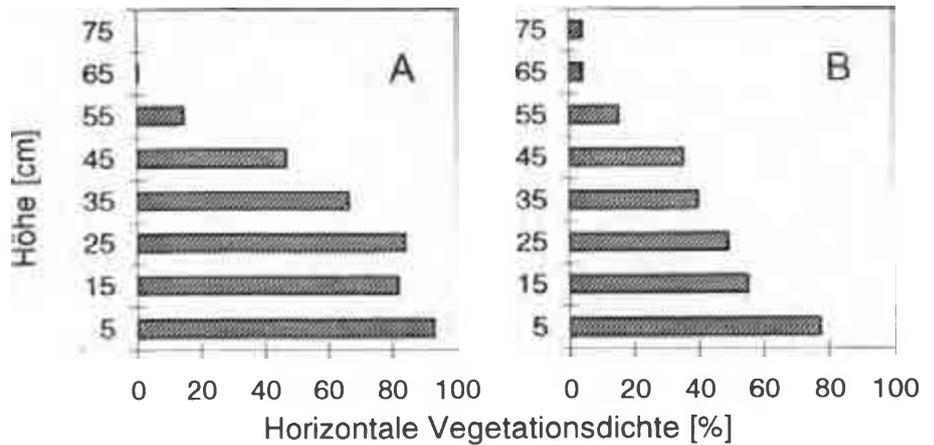


Abb. 8: Profile der horizontalen Vegetationsdichte, mit Hilfe linearer Bildanalyse aus den Photos der Abbildung 1 gewonnen. (A): *Atriplex tatarica*-Bestand, (B): *Elytrigia repens*-Bestand, 22. 08. 96.

linien zu erkennen, die den zu untersuchenden Bildbereich festlegen. Die Ränder der Bilder wurden nicht in die Analyse einbezogen, weil sie messbar heller sein können als der Rest des Bildes. In den Höhen 5, 15, 25, 35 ... cm wurde entlang einer Linie die Helligkeit der Pixel gemessen und die durchschnittliche Helligkeit entlang der Linie berechnet. Zur Eichung musste in jedem Bild außerdem die durchschnittliche Helligkeit unbedeckter (0 % Vegetationsdeckung) und vollständig mit Pflanzenteilen bedeckter Bereiche (100 % Deckung) gemessen werden. Damit wurden Belichtungsunterschiede und Unterschiede in der Helligkeit der Vegetation (Streu, grüne Spreiten usw.) ausgeglichen. Genauer und aufwendiger ist es, die Eichung an hellen und dunklen Stellen nicht einmal für jedes Bild, sondern schichtweise vorzunehmen. In den unteren Schichten werden die Lücken zwischen den Pflanzenteilen nämlich nicht mehr so gut beleuchtet wie in den oberen Teilen des Bildes. Dies führt dazu, dass die Deckung hier höher berechnet wird, als sie tatsächlich ist. Analog kann die Deckung der Pflanzenteile im oberen Bildbereich geringer gewertet werden, weil sie dort heller erscheinen als unten.

Dieser Effekt ist in den Profilen der horizontalen Vegetationsdichte der Abbildung 8 zu sehen. Beim Vergleich mit den Daten der Strukturmessröhre und der Barkman-Methode (Abb. 4) fällt auf, dass die mit der Photomethode ermittelten Dichten der unteren Schichten z. T. um mehr als das Doppelte höher lie-

gen. Die hohe Objektivität der Bildanalyse kann diesen systematischen Fehler aber wettmachen.

Die mit der Methode gewonnenen Daten sind verhältnisskaliert und unterliegen damit keinen Rechenbeschränkungen. Die Bilder können aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt nach anderen Gesichtspunkten noch einmal ausgewertet werden. Die Ergebnisse sind bearbeiterunabhängig. Nachteilig ist der relativ hohe Arbeitsaufwand im Gelände und relativ hohe Hard- und Softwarekosten. Im Gelände führt der Geräteaufbau zu wesentlichen Störungen der Vegetation. In manchen Vegetationseinheiten ist eine Leinwand der beschriebenen Größe nur schwer aufzustellen. So behinderten die vielen schräg verlaufenden Stengel der Melde die Aufstellung der Leinwand. Für die Arbeiten ist ein Helfer sinnvoll. Die Arbeit ist witterungsabhängig: Wind erschwert das Hantieren mit der Leinwand, bei schlechter Beleuchtung sind die Kontraste zwischen Vegetation (dunkel) und Leinwand (hell) zu schwach.

3.1.5 Zählmethoden

3.1.5.1 Punktfrequenzmethode

Die Punktfrequenzmethode, auch Punktquadratmethode oder Punkt-Intercept-Methode genannt, wurde von Levy & Madden (1933) und Goodall (1952) eingeführt und gehört zum festen Bestandteil des vegetationskundlichen Methodeninventars (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Greig-Smith 1983, Kreeb

1983). Der methodische Ansatz geht davon aus, dass Objektivität nur bei der Erhebung von presence/absence Daten gewährleistet ist. Eine quadratische Fläche bestimmter Größe kann entweder komplett, teilweise oder gar nicht von einem Pflanzenteil bedeckt werden. Die Teilbedeckung des Quadrates muss subjektiv bewertet werden. Wird das Quadrat verkleinert, nimmt der Anteil von Fällen ab, in denen eine Teilbedeckung vorliegt, die Analyse wird also objektiver. Bei einer ideal punktförmigen (also flächenlosen) Aufnahmefläche bedeckt ein Pflanzenteil den Punkt oder nicht, was objektiv festgestellt werden kann (Greig-Smith 1983). Beispiele für die Anwendung der Punktfrequenzmethode geben Watt & Gibson (1988), v. d. Hoeven et al. (1990), Buttler (1992), Stampfli (1991, 1992) und Mitchley & Willems (1995).

Im Methodentest wurden fünf dünne Drähte mit 2 mm Querschnitt verwendet. Mit Hilfe des in Abbildung 9 dargestellten Gestells mit 50 cm Breite und 70 cm Höhe werden die Drähte durch exakt übereinanderliegende Bohrungen an den beiden Querlatten senkrecht in den Bestand gestellt. An den Drähten sind Höhenintervalle markiert. Die Berührungen der Pflanzenteile am Draht werden für jedes Intervall gezählt. Alle Drähte eines Rahmens zusammen genommen ergeben eine Stichprobe.

Im Datenbeispiel der Abbildung 10, obere Grafiken, fällt die niedrige Anzahl von Berührungen zwischen Pflanzenteilen und Draht auf. Dies hat in beiden Beständen unterschiedliche Ursachen: Im Meldenbestand (Grafik A, oben links) sind die Pflanzenteile relativ groß und

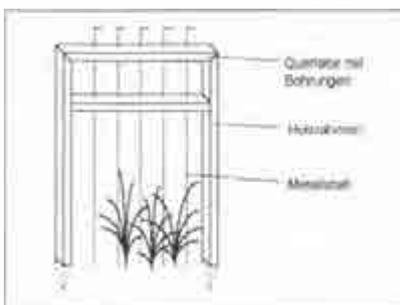


Abb. 9: Punktfrequenzmethode: Ein Holzgestell ermöglicht die senkrechte Aufstellung von Drähten in der Vegetation. Die Berührungen zwischen Vegetation und Draht werden gezählt (nach Kreeb 1983, verändert, aus Sundermeier 1997).

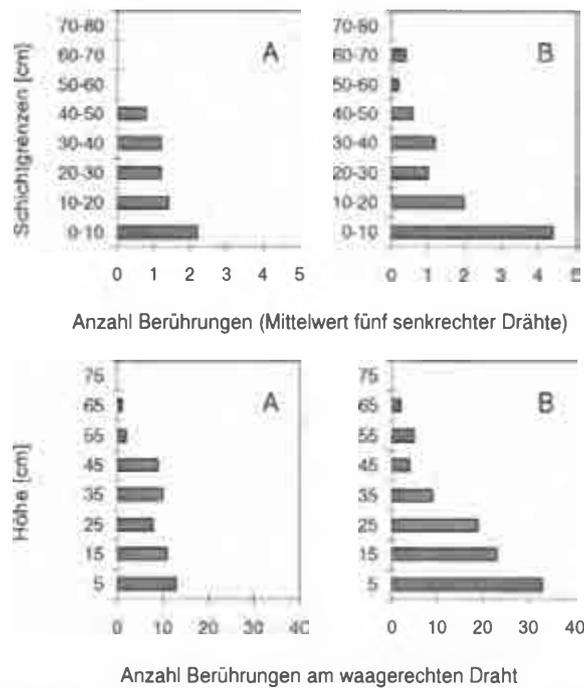


Abb. 10: Berührungen von Pflanzenteilen an unterschiedlich orientierten Drähten in einem *Atriplex tatarica* (A) und einem *Elytrigia repens* (B) Bestand bei Halle/Saale, 21. 08. 96. Obere Grafiken: Punktfrequenzmethode (vertikale Vegetationsdichte), untere Grafiken: Vegetationshürde (horizontale Vegetationsdichte).

daher ist der Raum sehr grob strukturiert, dies führt dazu, dass wenig Treffer zu verzeichnen sind, aber vergleichsweise große Objekte vom Draht berührt werden. Im Queckenbestand (Grafik B, oben rechts) sind mehr, aber kleinere Pflanzenteile vorhanden, die aber vertikal orientiert sind, so dass sie von den vertikal stehenden Drähten mit einer geringen Wahrscheinlichkeit berührt werden. Dies führt dazu, dass die vertikale Vegetationsdichte beider Profile im Bereich 10–50 cm sehr ähnlich erscheint, was mit anderen Methoden nicht registriert wurde (z.B. Maarel-Methode, Abb. 4).

Mit der Methode können neben der Vegetationsdichte auch Daten auf Art-niveau oder getrennt nach Lebensformen, Organen, usw. erhoben werden. Allerdings ist dann die notwendige Stichprobenzahl stark erhöht (Knapp 1983, Stampfli 1991). In dichter Vegetation (z. B. der Streuschicht) können die Berührungen nicht gezählt werden. In lückiger Vegetation kommen nur wenig Berührungen vor. Bei Wind kann die Methode ohne Windschutz nicht angewendet werden. Die Anzahl der Berührungen am Draht wird auch vom Winkel zwischen Draht und Pflanzenteilen beeinflusst. Warren Wilson & Reeve (1959)

kamen zu dem Ergebnis, dass ein im Winkel von 22° zur Vertikalen eingeführter Draht mit zufallsverteilter Orientierung die engsten Korrelationen zur Phytomasse liefert.

3.1.5.2 Vegetationshürde nach Mühlenberg (1993)

Mühlenberg (1993) schlug vor, waagrecht orientierte Drähte zur Aufnahme der horizontalen Vegetationsdichte zu verwenden. Die Drähte sollen 30 cm lang sein und in 5, 20 und 40 cm Höhe durch den Bestand geschoben werden. Zur Bearbeitung der 50 × 10 cm großen Felder wurden 50 cm lange Drähte verwendet, die in 5, 15, 25 ... cm Höhe den Bestand waagrecht durchdringen. Als Halterungen für die Drähte wurden zwei im Boden steckende Latten mit Bohrungen in den entsprechenden Höhen verwendet. Die Kontakte zwischen Pflanzenteilen und den Drähten wurden je Höhe gezählt, beginnend mit der oberen Schicht. In dichter Vegetation konnten die Berührungen wie schon bei der Punktfrequenzmethode nicht gezählt werden. Ein Beispiel für die Anwendung der Methode gibt Dolek (1994).

Die horizontale Durchdringbarkeit in den unteren Schichten des Quecken-

bestands erscheint im Datenbeispiel (Abb. 10, untere Grafiken) höher als im Meldenbestand, weil der feiner strukturierte Queckenbestand eine höhere Anzahl Berührungen liefert, da mehr, aber kleinere Pflanzenteile als im Meldenbestand vorhanden sind.

Für die Vor- und Nachteile der Methode gilt gleiches wie für die Punktfrequenzmethode. Lückige Vegetation kann mit waagrecht orientierten Drähten besser differenziert werden, weil mehr Berührungen als mit senkrecht stehenden Drähten erzielt werden.

3.2 Datenanalyse

3.2.1 Korrelationen mit Phytomassedaten, Licht- und Mikroklimamessungen

In Tabelle 2, Zeile „Genauigkeit“, wurden die Methoden entsprechend ihrer Anzahl signifikanter Korrelationen zu den Referenzdaten eingestuft. Die meisten engen Korrelationen lieferten die Photomethode, die Schätzung der horizontalen Vegetationsdichte nach Barkman und die Maarel-Schätzmethode. Um 50 % aller Korrelationsrechnungen mit diesen Methoden lieferten Korrelationen auf dem 99,9 % Signifikanzniveau. Mit der Strukturmessröhre, der Planar-Intersect-Methode und der Vegetationshürde erreichten um 50 % aller Korrelationen das 99 % Signifikanzniveau. Die Schätzung der kumulativen vertikalen Vegetationsdichte nach Barkman, die Punktfrequenzmethode und die Beleuchtungsstärkemessungen mit

dem Lichtstab erreichten in kaum 50% aller Berechnungen signifikante Korrelationen auf dem 95%-Niveau. Bei der Lichtstabmethode und der kumulativen Schätzung der vertikalen Dichte sind allerdings kleinere Stichprobenumfänge zu verzeichnen gewesen. Bei den Messungen mit dem Lichtstab lieferte die Beleuchtungsstärkemessung schlechtere Korrelationen als die Daten der photosynthetisch aktiven Strahlung, obwohl beide Parameter mit dem Stab in einem Arbeitsgang gemessen wurden.

Zur Interpretation dieses Ergebnisses muss man sich aber vor Augen halten, dass geringe Korrelationen zwischen zwei Datensätzen nicht deshalb zustandekommen, weil eine Methode ungenau ist und „schlechte“ Daten liefert, sondern die Methoden verschiedene Dinge messen und daher nicht immer enge Korrelationen zustandekommen.

3.2.2 Stichprobenumfang

Nach einer Empfehlung von Southwood (1992) ist ein Stichprobenumfang dann ausreichend, wenn der Standardfehler nicht mehr als 5 % des Mittelwertes ausmacht. In Abbildung 11-I ist der prozentuale Anteil des Standardfehlers am Mittelwert der gewichteten mittleren Vegetationshöhe nach zehn Messwiederholungen im Straußgrasbestand und der Brache aufgetragen. Das sehr strenge Kriterium von Southwood wird nur von fünf der zehn Methoden erfüllt. Für die schlechteste Methode liegt nach zehn Messwiederholungen der Standardfeh-

ler im Bereich von maximal 8 % des Mittelwertes, statt der empfohlenen 5 %.

Der benötigte Stichprobenumfang, damit der Standardfehler höchstens 5 % der Mittelwertes beträgt, ist in Abbildung 11-II und Tabelle 2 dargestellt. Es ergeben sich relativ klar drei Gruppen: Mit den Methoden Vegetationshürde und der Strukturmessröhre müssten ungefähr 20 Stichproben je Fläche getätigt werden, um die erwünschte Genauigkeit zu erreichen. Mit der Planar-Intersect-Methode, den Lichtmessungen mit einfachem Sensor und der Photomethode sollten etwa 15 und mit den Methoden nach Barkman, Maarel, der Ernte- und der Punktfrequenzmethode etwa zehn Proben genommen werden, um die festgelegte Genauigkeit zu erreichen. Die Ergebnisse auf den beiden Testflächen unterschieden sich dabei nicht wesentlich voneinander.

Ob man die von Southwood 1992 empfohlene Genauigkeit anstreben sollte, hängt letztendlich von der Fragestellung ab. Es kann sinnvoller sein, mit relativ wenigen Stichproben pro Fläche zu arbeiten und dafür mehr Flächen in die Studie einzubeziehen. In diesem Fall mag eine Genauigkeit von <10 % Standardfehler vom Mittelwert ausreichen, so dass mit zehn Proben pro Fläche gearbeitet werden könnte.

Eine akkurate Bearbeitung der unteren, relativ homogenen Bestandeschichten erfordert in Rasenvegetation weniger Stichproben als hier angegeben, während für die oberen, heterogeneren Schichten ein höherer Stichprobenumfang nötig ist. Greig-Smith (1983)

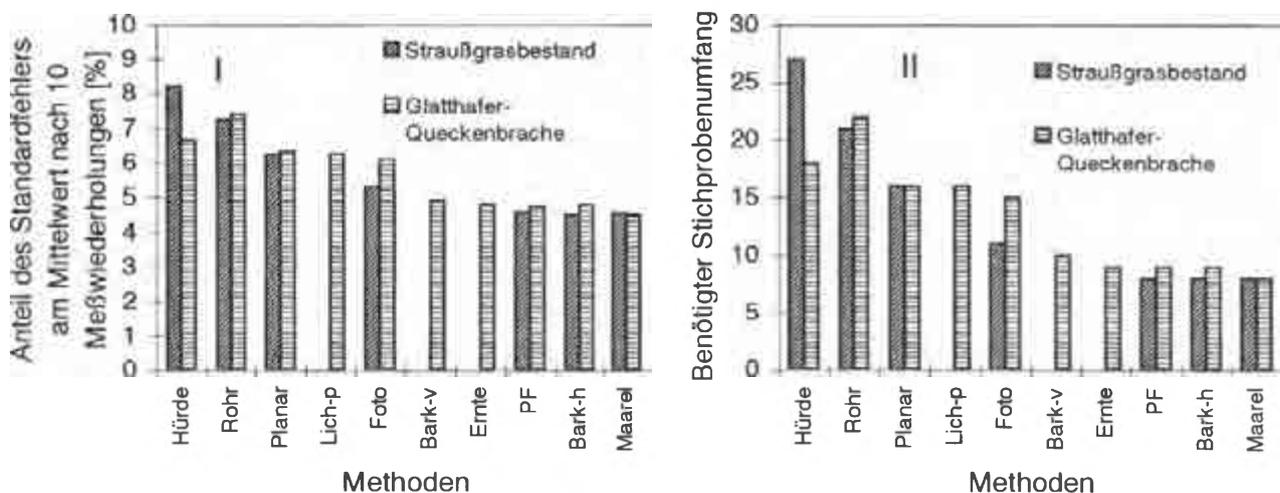


Abb. 11. (I): Prozentualer Anteil des Standardfehlers am Mittelwert nach zehn zufallsverteilten Stichproben auf zwei Testflächen. (II): Benötigter Stichprobenumfang, damit der Standardfehler höchstens 5 % des Mittelwertes beträgt. Abkürzungen der Methoden siehe Tabelle 1.

schlägt für ähnliche Situationen vor, unterschiedlich große Stichprobenzahlen in den einzelnen Schichten zu bearbeiten.

3.2.3 Zeitbedarf

Abbildung 12 zeigt den durchschnittlichen Zeitbedarf im Gelände zur Bearbeitung einer Stichprobe (obere Grafik, s. a. Tabelle 2) und zur Bearbeitung einer Untersuchungsfläche (untere Grafik). Pro Probe wurden durchschnittlich 4–5 Schichten untersucht. Der Stichprobenumfang wurde so groß angenommen, dass in einem homogenen Bestand der Standardfehler am Ende der Untersuchung nur höchstens 5 % des Mittelwertes beträgt. Zur Darstellung des Zeitbedarfs für eine homogene Untersuchungsfläche (untere Grafik, Abb. 12) wurde der durchschnittliche Zeitaufwand für eine Probe mit der notwendigen Stichprobenzahl (Abb. 11-II) multipliziert.

Die Methoden Vegetationshürde, Ernte- und Barkman-Methode erfordern die meiste Zeit pro Untersuchungsfläche. Diese Methoden sind damit nur für repräsentative Untersuchungen an ausgewählten Probestellen zu verwenden. Die Photomethode, Planar-Intersect-Methode und das Strukturmessrohr bilden ein Mittelfeld, mit diesen Methoden ist eine Untersuchungsfläche zwar in einem vertretbaren Zeitrahmen zu bearbeiten, aber nur mit einem Stichprobenumfang, der eine Genauigkeit von ± 5 –10 % Standardfehler vom Mittelwert zulässt. Mit den anderen Methoden lässt sich eine Untersuchungsfläche am schnellsten bearbeiten (weniger als eine Stunde pro Fläche), der Standardfehler überschreitet auf homogenen Untersuchungsflächen nicht 5 % des Mittelwertes. Die Lichtstabbmessung wurde nicht getestet, es ist aber zu vermuten, dass der Zeitbedarf für die Bearbeitung einer Untersuchungsfläche etwa in der Größenordnung der Messungen mit dem punktförmigen Sensor liegt. Bei den Lichtmethoden wurden synchrone Referenzmessungen mit einem zweiten Sensor nicht durchgeführt, dies würde die Genauigkeit, aber auch den Zeitaufwand erhöhen.

Die Zeit im Gelände ist nicht nur aus arbeitsökonomischen Gesichtspunkten oder wegen der Personalkosten wichtig. Will man viele Flächen bezüglich ihrer

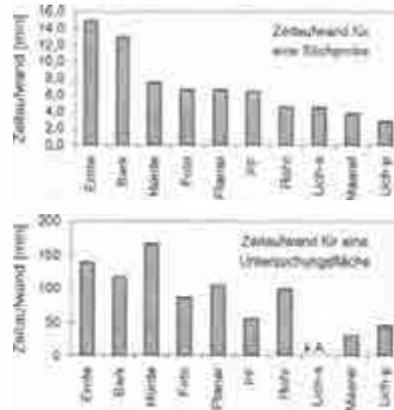


Abb. 12: Durchschnittlicher Zeitaufwand im Gelände für eine Stichprobe mit 4–5 Schichten und eine Untersuchungsfläche (incl. Zeitaufwand eines Helfers, falls benötigt). Abkürzungen der Methoden siehe Tabelle 1.

Struktur vergleichen, so müssen die Messungen alle in einer phänologischen Phase erfolgen, sonst haben sich die Strukturen zwischen erster und letzter Messung zu stark verändert. In produktiven Ökosystemen muss eine Messperiode in weniger als zehn Tagen abgeschlossen sein, in Phasen mit starker Phytomassenentwicklung evtl. sogar noch schneller.

Der Zeitbedarf zur Auswertung der Daten wurde nicht quantifiziert, weil er sehr stark von der Probenmenge, dem technischen Einsatz und dem Bearbeiter abhängt. Viel Zeit für die Auswertung benötigen die Photo- und die Erntemethode. Berechnungen mit den Zählmethoden können sich verzögern, wenn fehlende Daten aufgrund zu dichter Vegetation im Datensatz vorhanden sind. Zur Berechnung von Durchschnittswerten aus Datensätzen, die einzelne fehlende Extremwerte enthalten, wird von Sokal & Rohlf (1981) der Median empfohlen.

4. Zusammenfassende Bewertung und Diskussion

Tabelle 2 fasst das bisher Gesagte noch einmal zusammen. Eine pauschale Empfehlung über „die beste“ Methode kann nicht gegeben werden. Die Auswahl einer geeigneten Methode ist abhängig von der Aufgabenstellung, vom finanziellen, zeitlichen und personellen Budget, der geforderten Genauigkeit, der Anzahl der Untersuchungsflächen, dem tolerierbaren Störungsgrad in den Flächen und den Eigenschaften der zu un-

tersuchenden Vegetation. Weiter spielt eine Rolle, ob Daten auf Artniveau erhoben werden sollen und inwieweit die innere Heterogenität der Bestände berücksichtigt werden soll. Zu ähnlichen Aussagen kommen auch Catchpole & Wheeler 1992 in ihrem Methodenvergleich zur Erfassung der Biomasse. Es ist wichtig, in welchem Maßstab die Analyse stattfinden soll, ob also Strukturen im Zentimeter-, Meterbereich oder anderen Größenordnungen erfasst werden.

Will man Vegetationsstrukturen erfassen, so muss man wissen, welche Parameter besonders wichtig sein könnten. Sollen die Daten schichtweise erhoben werden, welche Schichten könnten besonders wichtig sein, werden Erfassungen getrennt nach Lebensformen oder auf Artniveau gewünscht? Viele Strukturparameter sind in Vegetationseinheiten mit ähnlicher Architektur miteinander korreliert. Das gilt auch für Daten aus verschiedenen Schichten. Sind zu untersuchende Vegetationstypen sehr verschieden, ist es ratsam, mehrere Parameter zu untersuchen, bei sehr ähnlicher Vegetation reicht u. U. eine Kenngröße zur Charakterisierung. Zur Aufdeckung von Korrelationen lohnen sich Vorversuche mit den Methoden der engeren Wahl. Ein aufwendig zu erhebender Parameter kann mit einem Regressionsmodell durch einen einfacher zu messenden abgeschätzt werden, wenn die betrachteten Vegetationseinheiten nicht zu unterschiedlich sind. Catchpole & Wheeler (1992) sprechen in diesem Zusammenhang von „double sampling techniques“. Zur Erfassung sehr unterschiedlich strukturierter Schichten eines Bestandes können verschiedene Methoden kombiniert werden. Dabei sollte die Gefahr, mit viel Energie nur Platitüden herauszubekommen, allerdings nicht unterschätzt werden.

Leider konnte im Rahmen des Methodentests kein Infrarotlicht-Stratimeter (Oppermann 1989) getestet werden. Auf eine Beurteilung der Reproduzierbarkeit der Daten musste leider ebenfalls verzichtet werden. Vor allem bei den Schätzmethoden wäre es interessant zu wissen, wie verschiedene Bearbeiter die Vegetationsdichte eines Standortes einschätzen. Dazu müsste aber mit sehr viel Personal gearbeitet werden, um statistisch absicherbare Aussagen zu treffen. Der Einarbeitungsstand der Testperso-

Tab. 2: Übersicht über die Beurteilung der Methoden. Nicht alle Methoden wurden so angewendet, wie in der Originalliteratur beschrieben. Bewertung: + = positiv; ± = neutral; - = negativ; k.A. = keine Angabe.

	Erntemethode	Punktförmiger Lichtsensor	Stabförmiger Lichtsensor	Dichteprofile nach v. d. Maarel	Strukturmeßröhre	Methode nach Barkman	Planar-intersect-Methode	Photomethode	Punktfrequenzmethode	Vegetationshürde
Genauigkeit*	k.A.	k.A. ¹	VII ²	III	IV	II	V	I	VIII	VI
gute Erfassung dichter Vegetation	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
Erfassung der unteren Zentimeter	+	-	-	±	+	±	-	±	-	-
Erfassung der oberen Dezimeter	+	+	+	+	-	+	±	+	-	±
Vergleich von Vegetationseinheiten mit unterschiedlicher Architektur	±	±	± ³	±	±	+	±	±	-	-
gute Erfassung der Heterogenität	±	+	+ ⁴	±	+	-	±	-	+	±
Anzahl Stichproben für eine homogene Fläche	10	15	k.A. ⁵	7	22	7	15	12	7	20
Zeitaufwand pro Stichprobe [min] incl. Helferzeit, wenn nötig)	15	3 ⁶	4 ⁶	4	4	13	6	6	6	7
Erfassungen auf Artniveau und von morphologischen Elementen möglich	+	-	-	+	+	+	±	-	+	+
Erfassung des LAI u.a. möglich	+	+ ⁷	+	-	-	+	-	± ⁸	-	-
geringe Störung der Vegetation	-	+	+	+	±	±	+	-	+	+
geringer technischer Aufwand	±	±	-	+	+	+	+	-	+	+
geringe Witterungsabhängigkeit	+	±	±	+	+	+	+	±	-	-

* I–VIII: Methode mit der größten (I) bzw. der kleinsten (VIII) Anzahl signifikanter Korrelationen zu Erntedaten, Mikroklima- und Lichtmessungen. ¹ Das Messergebnis ist abhängig von der Beleuchtungssituation. ² Das schlechte Abschneiden des Lichtstabes deckt sich nicht mit Tests von Roscher (mündl.) und ist hier vielleicht auf eine geringe Anzahl bearbeiteter Flächen und auf eine mangelnde Kontrolle der Ergebnisse im Gelände zurückzuführen. ³ Hier lag zur Beurteilung nur ein geringer Probenumfang vor. ⁴ Falls der Stab nur mit einem Sensor betrieben wird. ⁵ Vermutlich werden im Vergleich mit punktförmigen Sensoren weniger Stichproben und ein ungefähr gleicher Zeitaufwand pro Untersuchungsfläche benötigt. ⁶ Zeitbedarf ohne aufwendigere Referenzmessungen mit einem zweiten Sensor. ⁷ Zur Erfassung von LAI- und durchschnittlicher Blattwinkelstellung mit Lichtmethoden siehe Perry et al. (1988). ⁸ Zur Abschätzung der Blattwinkel-Verteilungen eines Grasbestandes mit Photomethoden siehe Smith et al. (1977).

nen entspricht in diesem Fall aber nicht den Bedingungen einer wissenschaftlichen Studie. Nach Erfahrungen von Biedermann und Appelt (mündl.) ist es möglich, mit einer Schätzmethode, in diesem Fall der Maarel-Methode, zu übereinstimmenden Ergebnissen zwischen zwei Bearbeitern zu kommen, wenn die Schätzungen regelmäßig anhand von Pappscheiben geeicht werden.

5. Zusammenfassung

Zehn Methoden zur Vegetationsdichtemessung werden vorgestellt und miteinander verglichen. Abhängig vom verwendeten Messprinzip, sind die auf einer Fläche gewonnenen Daten sehr

unterschiedlich. Die Methoden zeigen eine breite Variation im benötigten Zeitaufwand zur akkuraten Erfassung einer homogenen Untersuchungsfläche. Eine Methode zur Vegetationsdichtemessung ist geeignet, wenn sie zur Fragestellung, den erfassten Vegetationseinheiten und den Rahmenbedingungen der Studie passt. Sind Rahmenbedingungen und Zielsetzung einer Studie formuliert, kann mit Hilfe der Methodenbewertung eine optimale Methodenwahl getroffen werden.

Danksagung

Ich danke Prof. Dr. E.-G. Mahn, Halle, für seine Anregungen bei der Durchfüh-

rung des Vergleichs. B. Märten, Mannheim, A. Meißner, Berlin und C. Roscher, Jena, danke ich für ihre Beratung bei der Arbeit mit einzelnen Methoden. A. Fastnacht und S. Wassersleben, Halle, sei für ihre Hilfe bei der Dateneingabe und der Geländearbeit gedankt. M. Dolek, Bayreuth, danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Finanziert wurde die Studie durch das BMBF (FKZ 0339524A) im Verbundprojekt „Zur Bedeutung von Isolation, Flächengröße und Habitatqualität für das Überleben von Tier- und Pflanzenpopulationen in der Kulturlandschaft am Beispiel von Trockenstandorten (FIFB)“.

7. Literatur

Barkman, J. J., 1988: A new method to determine some characters of vegetation structure. – Vegetatio 78, 81–90.
 Barkman, J. J., Doing, H., Segal, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Bot. Neerl. 13: 394–419.
 Bonham, C. D., 1989: Measurements for terrestrial vegetation. – Wiley & Sons, New York, 338 S.
 Brown, J. K., 1971: A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area. – For. Sci. 17: 96–102.
 Buell, M. F., Cantlon, J. E., 1950: A study of two communities of the New Jersey pine barrens and a comparison of methods. – Ecology 31: 569.
 Burger, J., 1972: The use of a fish-eye lens to study net-placement in Franklin’s Gulls. – Ecology 53: 362–364.
 Buttler, A., 1992: Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. – Vegetatio 103: 113–124.
 Catchpole, W. R., Wheeler, C. J., 1992: Estimating plant biomass: A review of techniques. – Austr. J. Ecol. 17: 121–131.
 Curtis, D. J., Signal, E. M., 1985: Quantitative description of vegetation physiognomy using vertical quadrats. – Vegetatio 63: 97–104.
 Delta-T-Devices Ltd., 1989: Decagon Devices Inc.: Sunfleck Ceptometer User Manual. – Cambridge, 28 S.
 Dolek, M., 1994: Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). – Agrarökologie 10, 126 S.

- Fliervoet, L. M.*, 1987: Characterization of the canopy structure of Dutch grasslands. – *Vegetatio* 70: 105–117.
- Fliervoet, L. M., Van de Ven, J. P. M.*, 1984: Leaf characteristics of grassland in a microgradient of temperature and moisture conditions. – *Phytocoenologia* 12: 479–493.
- Gibson, C. W. D., Dawkins, H. C., Brown, V. K., Jepsen, M.*, 1987: Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. – *Vegetatio* 70: 33–43.
- Goodall, D. W.*, 1952: Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. – *Austr. J. Scient. Res.*, Ser. B 5: 1–41.
- Greig-Smith, P.*, 1983: Quantitative plant ecology, 3rd ed. – Blackwell, Oxford.
- Heydemann, B.*, 1956: Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. – *Verh. Dtsch. Zool. Ges.*, Hamburg 50: 332–347.
- Jonasson, S.*, 1983: The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. – *Phytocoenologia* 11: 385–388.
- Knapp, R.*, 1983: Möglichkeiten quantitativer Präzisierung bei Bestandesanalysen von Pflanzengesellschaften. – *Tuexenia* 3: 477–483.
- Kreeb, K.-H.*, 1983: Vegetationskunde. – Ulmer, Stuttgart, 331 S.
- Levy, E. E., Madden, E. A.*, 1933: The point method of pasture analysis. – *New Zealand Agric. J.* 46: 267–279.
- Londo, G.*, 1976: The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetatio* 33: 61–64.
- Mitchley, J., Willems, J. H.*, 1995: Vertical canopy structure of Dutch chalk grasslands in relation to their management. – *Vegetatio* 117: 17–27.
- Morrison, R. G., Yarraton, G. A.*, 1970: An instrument for rapid and precise point sampling of vegetation. – *Can. J. Botany* 48: 293–297.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H.*, 1974: Aims and methods of vegetation ecology. – Wiley, New York, London, Sydney, Toronto, 547 S.
- Mühlenberg, M.*, 1993: Freilandökologie. 3. Aufl. – UTB, Quelle & Meyer, 512 S.
- Oppermann, R.*, 1989: Ein Meßinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. – *Natur und Landschaft* 64: 332–338.
- Oppermann, R.*, 1990: Suitability of different vegetation structure types as habitat for the whinchat (*Saxicola rubetra*). – *Vegetatio* 90: 109–116.
- Oppermann, R.*, 1991/92: Habitatpräferenzen verschiedener Vogelarten für Strukturtypen des Grünlandes. – *Naturschutzforum* 5/6: 257–295.
- Oppermann, R.*, 1992: Das Ressourcenangebot verschiedener Grünlandgesellschaften und dessen Nutzung durch Brutvögel. – *Phytocoenologia* 21: 15–89.
- Perry, S. G., Fraser, A. B., Thompson, D. W., Norman, J. M.*, 1988: Indirect sensing of plant canopy structure with simple radiation measurements. – *Agric. For. Meteorol.* 42: 255–278.
- Reynolds, K. C., Edwards, K.*, 1977: A short-focus telescope for ground cover estimation. – *Ecology* 58: 939–941.
- Roebertsen, H., Heil, G. W., Bobbink, R.*, 1988: Digital picture processing: a new method to analyse vegetation structure. – *Acta Bot. Neerl.* 37: 187–192.
- Roscher, C.*, in Druck: Zur Erfassung der Vegetationsstruktur nach der Barkman-Methode. – *Beitr. Ökol. Jena.*
- Schaminee, J. H. J., Hennekens, S. M.*, 1992: Subalpine heathland communities of the Monts du Forez. – *Documents phytosoc.*, N. S. 14: 387–420.
- Smith, J. A., Oliver, R. E., Berry, J. K.*, 1977: A comparison of two techniques for estimating foliage angle distribution. – *Aust. J. Bot.* 25: 545–553.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J.*, 1981: *Biometry*, 2nd ed. – Freeman and Company, New York, 859 S.
- Southwood, T. R. E.*, 1992: Ecological methods. With particular reference to the study of insect populations. 2nd ed. – Chapman & Hall, London, 524 S.
- Stampfli, A.*, 1991: Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. – *Vegetatio* 96: 185–194.
- Stampfli, A.*, 1992: Year-to-year changes in unfertilized meadows of great species richness detected by point quadrat analysis. – *Vegetatio* 103: 125–132.
- Sundermeier, A.*, 1997: Methoden zur Analyse der Vegetationsstruktur. – In: Traxler, A. (Hrsg.): *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings*, Teil A: Methoden. – Monographien Umweltbundesamt Wien 89A: 123–158.
- v. d. Hoeven, E. C., de Kroon, H., During, H. J.*, 1990: Fine scale spatial distribution of leaves and shoots of two chalk grassland perennials. – *Vegetatio* 86: 151–160.
- Van der Maarel, E.*, 1970: Vegetationsstruktur und Minimum-Areal in einem Dünen-Trockenrasen. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Gesellschaftsmorphologie*. – *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationsk.*, Rinteln 1966: 218–239.
- Verkaar, H. J., Schenkeveld, A. J., Brand, J. M.*, 1983: On the ecology of short-lived forbs in chalk grassland: microsite tolerances in relation to vegetation structure. – *Vegetatio* 52: 91–102.
- Warren Wilson, J., Reeve, J. E.*, 1959: Inclined point quadrats. – *New Phytologist* 59: 1–8.
- Watt, T. A., Gibson, W. D.*, 1988: The effects of sheep grazing on seedling establishment and survival in grassland. – *Vegetatio* 78: 91–98.
- Werger, M. J. A.*, 1983: Grassland structure in a gradient situation. – *Verh. GfÖ* 11: 455–461.

Anschrift des Verfassers

Dr. Andreas Sundermeier
Badhausstraße 3 · 56130 Bad Ems

Habitatwahl des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*)

Ergebnisse nahrungsökologischer und vegetationskundlicher Untersuchungen

von Rainer Oppermann

1. Einführung

Das Braunkehlchen ist als Wiesenbrüter eine Vogelart der Kulturlandschaft. Bis vor wenigen Jahrzehnten kam es in ganz Mitteleuropa in der vom Menschen kultivierten offenen Landschaft vor. Der drastische Rückgang des Braunkehlchens machte darauf aufmerksam, dass sich seine Lebensraumbedingungen deutlich verschlechtert haben. Wo es vorkommt, sind noch günstige Lebensbedingungen gegeben – nicht nur für das Braunkehlchen selber, sondern zugleich für eine ganze Biozönose. Es ist so zur Indikatorart für den Zustand der Kulturlandschaft geworden. Für die Indikatorfunktion des Braunkehlchens sind insbesondere die Zusammenhänge zwischen Lebensraum, Nahrungsökologie und Vegetation wichtig. Das Wissen über die Art und Weise der Ressourcennutzung des Braunkehlchens ist durch die Arbeit zahlreicher Autoren stark gewachsen (*Bastian, Bastian & Sternberg 1994, Feldmann 1993, Haustetter 1992, Kesting 1995, Labhardt 1988 und 1991, Oppermann 1990, 1992, 1993 und 1997, Weiss 1994*).

In dem vorliegenden Beitrag wird ein Einblick in die Abhängigkeit des Braunkehlchens vom Nahrungsangebot und von verschiedenen Vegetationstypen gegeben. Dabei soll unter anderem herausgearbeitet werden, dass dem landwirtschaftlich genutzten Grünland eine besondere Rolle bei der Populationsstärkung des Braunkehlchens zukommen muss.

Ein Teil der hier dargestellten Ergebnisse sowie weitere Aspekte sind bei *Oppermann (1999)* publiziert.

2. Material und Methoden

Grundlage für die vorliegende Arbeit sind biozönologische Untersuchungen der Jahre 1987, 1988 und 1996 in den Gebieten „Mittelmess“ (Mm) auf der Baar bei Donaueschingen (ca. 690 m Höhe

ü. NN, 47° 57' Nord, 8° 35' Ost, Schwarzwald-Baar-Kreis / Baden-Württemberg) und „Radolfzeller Aachried“ (Rz) am westlichen Bodensee bei Radolfzell (ca. 400 m Höhe ü. NN, 47° 44' Nord, 8° 55' Ost, Landkreis Konstanz / Baden-Württemberg). Beim Gebiet Mittelmess handelt es sich um ein großflächiges Niedermoorgebiet mit Übergängen zum Mineralboden – eine weitgehend offene Grünland-Landschaft (vgl. Abb. 1). Das Radolfzeller Aachried ist ein ausgedehntes Niedermoorgebiet am westlichen Ende des Bodensees und wird gelegentlich von sommerlichen Hochwässern des Bodensees überschwemmt; es ist durch ein kleinteiliges Grünland-Nutzungs-mosaik am Rande ausgedehnter Schilfbereiche geprägt (Abb. 2). Die Gebiete liegen rund 35 km voneinander entfernt, der Höhenunterschied beträgt rund 300 m.

Die Avifauna wurde mit Revierkartierungen in ca. 1–2wöchigen Intervallen von Mitte April bis August erfasst. Die Revierkartierungen wurden durch detaillierte Aktivitätsbeobachtungen einzelner Braunkehlchen ergänzt.

Stichproben des Nahrungsangebotes wurden in verschiedenen Biotoptypen mit einer standardisierten Kescherfangmethode genommen. Dazu wurden in Probeflächen an jedem Fangtermin 5×10 Kescherschläge ausgeführt (Keschergröße 30×30 cm, langsames Vorwärtsschreiten in Richtung der Sonne). Die Fangtermine lagen zwischen Ende April und Ende August (Fang zwischen 12.00 und 19.00 MESZ, Temperatur > 15°C, Wind i.d.R. ≤ Windstärke 2). Die Tiere wurden getrennt nach Ordnungen, Familien und ökologisch-morphologischen Typen sowie den Größenklassen 4–7, 7–11, 11–16, 16–22, 22–29, > 29 mm Körperlänge ausgezählt. Die genommenen Stichproben beinhalten methodengemäß überwiegend Invertebraten aus dem Vegetationsraum, nicht oder kaum die am Boden laufenden Tiere und die in der Luft fliegenden oder

schwärmenden Insekten. Nach *Müller (1985)* und eigenen Beobachtungen ist der Anteil der vom Braunkehlchen am Boden aufgepickten Insekten jedoch insgesamt gering. Ebenso ist der Anteil der Insekten, die hoch über der Vegetation aus der Luft gefangen werden, nur lokal und zeitweise von Bedeutung. Der Hauptteil des Beutespektrums befindet sich in der Vegetation und im Luftraum der Vegetationsschicht, so dass mit den Kescherfängen das relevante Nahrungsangebot im allgemeinen gut erfasst wird.

Die Vegetation wurde mit pflanzensoziologischen Aufnahmen nach *Braun-Blanquet* aufgenommen; die Probeflächen sind im folgenden Kapitel näher charakterisiert. Zusätzlich wurden in den Probeflächen in 1–2wöchigem Rhythmus Parameter der Vegetationsstruktur wie Höhe und Schichtung der Vegetation, Deckungsgrade in verschiedenen Höhen, Blühaspekt u. a. aufgenommen. Desweiteren erfolgten Kartierungen der Pflanzengesellschaften und sowie phänologische Beobachtungen. Die vegetationskundliche Methodik ist eingehend bei *Oppermann (1992b)* dargestellt.

Bei den Wiederholungsuntersuchungen des Jahres 1996 beschränkten sich die avifaunistischen, entomologischen und vegetationskundlichen Untersuchungen jeweils auf 5 Termine von April bis August 1996.

3. Ergebnisse

3.1 Vegetation der Probeflächen

Zum Verständnis der faunistischen Ergebnisse sei die Vegetation der Probeflächen kurz beschrieben. In nachfolgender Zusammenstellung ist eine Charakterisierung der Vegetation mit Benennung der bezeichnenden Arten gegeben. Die Struktur der Probeflächen ist mit Angaben zur Schichtung, zum Deckungsgrad, zum Blumenreichtum und zur Blumenvielfalt dem Tabellenkopf der Tabellen 2 und 3 (S. 84/85) zu entnehmen.

Probeflächen im Gebiet Mittelmess

Das gesamte Untersuchungsgebiet umfaßt ca. 60 ha Fläche, die Probeflächen waren 5–20 ar groß (durchschnittlich 12,4 ar) und lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

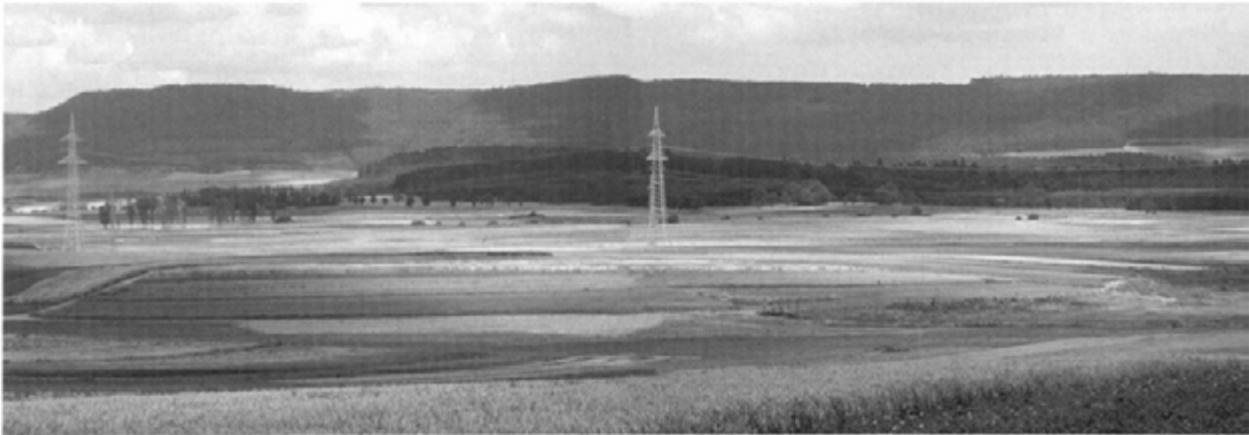


Abb. 1: Im Gebiet Mittelmess dominieren weitläufig offene Niedermoorwiesen unterschiedlichen Vegetationstyps; im Hintergrund ist die Kullisse der Schwäbischen Alb zu sehen.

Mm 1:

Meist brachliegende Streuwiese der Braunseggen-Pfeifengras-Gesellschaft (*Carex fusca-Molinietalia*-Gesellschaft); charakteristische Arten sind Engelwurz (*Angelica sylvestris*), Sumpfkatzdistel (*Cirsium palustre*), Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*), Wiesenknöterich (*Polygonum bistorta*) und Braunsegge (*Carex fusca*).

Mm 2:

Einschürig genutzte Streuwiese (in manchen Jahren brachliegend) der Braunseggen-Pfeifengras-Gesellschaft (*Carex fusca-Molinietalia*-Gesellschaft); prägende Arten dieser Streuwiesen sind Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*), Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) und Wiesenknöterich (*Polygonum bistorta*).

Mm 3:

Brachliegendes, artenarmes Sumpfschilf-Großseggenried (*Carex acutiformis*-Gesellschaft).

Mm 4:

Einschürig genutzter Thymian-Schafschwingel-Torfmagerrasen (*Thymo-Festucetum*); sehr magerwüchsig und artenreich.

Mm 5:

Brachfläche mit bis zu 30 cm hohen Blüten der Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*); typische Arten dieser Feuchtwiesengesellschaft (*Angelica sylvestris-Molinietalia*-Gesellschaft) sind weiterhin die Waldengelwurz (*Angelica sylvestris*) und das Spatelblättrige Greiskraut (*Senecio helenitis*).

Mm 6:

Lockerwüchsiges Grasflur auf aufgefülltem Gelände mit Ruderalarten und Verdichtungszeigern Wilde Karde (*Dipsacus sylvestris*), Echter Steinklee (*Melilotus officinalis*), Ackerschachtelhalm, (*Equisetum arvense*).

Mm 7:

Thymian-Schafschwingel-Torfmagerrasen (*Thymo-Festucetum*), einschürig genutzt, sehr magerwüchsig und artenreich, ähnlich der Fläche Mm 4.

Mm 8:

Einschürige Bachkratzdistelwiese (*Cirsium rivularis*) mit Trollblumen (*Trollius europaeus*), sehr artenreich!

Mm 9:

2–3schürig genutzte Kohldistel-Glatthaferwiese (*Cirsio-Arrhenatheretum elatioris*) mit Kohldistel (*Cirsium oleraceum*) und Bachkratzdistel (*C. rivularis*), seit 1990 in Extensivierung begriffen (nur noch 1–2schürig bewirtschaftet).

Mm 10:

Brachliegende Hochstaudenflur der Waldengelwurz-Pfeifengras-Gesellschaft (*Angelica sylvestris-Molinietalia*-Gesellschaft), von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) dominiert.

Mm 12:

Streuwiese mit erkennbarer Nutzungsintensivierung, als Wollgras-Braunseggen-Gesellschaft (*Eriophorum latifolium-Carex fusca*-Gesellschaft) anzusprechen.

Mm 13:

(2–)3schürig genutztes, artenarmes Grünland mit eingesättem Lieschgras (*Phleum pratense*).

Probeflächen im Gebiet Radolfzeller Aachried:

Das Untersuchungsgebiet Radolfzeller Aachried befindet sich westlich des Zeller Sees (Teil des Bodensee/Untersee) und ist durch ein kleinteiliges Grünland-Nutzungs mosaik am Rand eines umfangreichen Schilfbestandes geprägt. Das Untersuchungsgebiet umfaßt ca. 70 ha Fläche, die Probeflächen waren rund 5–14 ar groß (durchschnittlich 9,4 ar). Sie lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

Rz 0:

2–3schürige, relativ intensive bewirtschaftete feuchte und verarmte Kohldistel-Glatthafer-Wiese (*Cirsio-Arrhenatheretum elatioris*). Charakteristisch ist das herdenförmige Auftreten von Zweizeiliger Segge (*Carex disticha*) und das Vorkommen der Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*).

Rz 2:

Zeitweise brachliegende Pfeifengras-Streuwiese (*Molinietum caeruleae*) mit dem stark dominierenden Störzeiger Landreitgras (*Calamagrostis epigeius*).

Rz 3:

Sibirische Schwertlilien-Pfeifengras-Streuwiese (*Iris sibirica-Molinietum caeruleae*) mit einer Tendenz zur Ausdehnung



Abb. 2: Im Gegensatz zum Gebiet Mittelmess zeigt das Radolfzeller Aachried ein kleinteiliges Nutzungsmosaik mit Wiesen, Hochstaudenfluren und Gebüsch.

der Hochstaudenbestände von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*).

Rz 4:
Von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) geprägte, brachliegende Pfeifengras-Streuwiese (*Molinietum caeruleae*).

Rz 5:
Übergangsbstand zwischen einer *Iris sibirica*-Pfeifengras-Streuwiese und einer Kohldistelwiese (*Iris sibirica*-*Molinietum Angelico-Cirsietum oleracei*), unregelmäßig bewirtschaftet; artenreichster Bestand der untersuchten Probeflächen!

Rz 7:
Sibirische Schwertlilien-Pfeifengras-Streuwiese, lockerwüchsig, leicht verschilft, Vorkommen von Färberscharte (*Serratula tinctoria*).

Rz 8:
Verschilfte Streuwiese (*Molinietum caeruleae*) am Rand eines großen Schilfbestandes.

Rz 9:
Mehrjährig brachliegende, von Mädesüß und Brennessel (*Filipendula ulmaria*, *Urtica dioica*) dominierte und verfilzte Streuwiese (*Molinion*).

Rz 10:
Verarmte Kohldistel-Wiesenfuchsschwanz-Wiese (*Cirsium oleraceum*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft), trotz intensiver

Bewirtschaftung auch Zeigerarten extensiv genutzten Feuchtgrünlandes vorhanden, wie z. B. Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) und Kuckuckslichtnelke (*Lycchnis flos-cuculi*).

Rz 12:
Feuchte, relativ artenreiche Kohldistel-Glatthaferwiese (*Cirsio-Arrhenatheretum elatioris*) mit Herden von Sumpfssegge (*Carex acutiformis*).

Rz 13:
Starkwüchsige Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum elatioris*), intensiver bewirtschaftet als die benachbart liegende Fläche Rz 12.

3.2 Nahrungsangebot verschiedener Vegetationstypen

In beiden Untersuchungsgebieten wurde das Nahrungsangebot auf Probeflächen durch Kescherfänge erfasst. In Ab-

bildung 3 ist die phänologische Entwicklung des Nahrungsangebotes für die drei Bewirtschaftungstypen Hochstaudenfluren (Brachflächen), Streuwiesen und Futterwiesen im Jahr 1987 wiedergegeben. Im Hinblick auf den Nahrungsbedarf der Braunkehlchen-Familien ist der Hauptfütterungszeitraum, angezeigt durch das Vorhandensein warnender Altvögel, dunkel hinterlegt.

Bei den **Hochstaudenfluren** (oberes Diagramm) zeigt der jahreszeitliche Verlauf des Nahrungsangebotes aller vier Probeflächen in beiden Gebieten ein einheitliches Bild mit frühem Ansteigen und frühzeitigem Erreichen des Maximums der Invertebraten. Im Hauptfütterungszeitraum liegt die Invertebratenabundanz im Bereich von 100–150 Exemplaren, bezogen auf jeweils 5×10 Kescherschläge pro Probefläche und Fangtermin. Die weitere Entwicklung des Nahrungsangebotes bis Ende August bewegt sich gleichmäßig auf diesem hohen Niveau.

Bei den **Streuwiesen** (mittleres Diagramm) ist die Entwicklung im Frühjahr etwas verhaltener: Das Nahrungsangebot vieler Streuwiesen erreicht erst um Mitte bis Ende Juni das Niveau von 100 Exemplaren, das in den Hochstaudenfluren bereits Anfang Juni erreicht wurde. Die weitere Entwicklung ist bei den einzelnen Probeflächen unterschiedlich: z.T. verharren die Flächen auf diesem Niveau, z.T. findet ein weiterer Anstieg der Invertebratenabundanz bis Ende Juli oder August statt. Im Hauptfütterungszeitraum liegt die Invertebratenzahl größtenteils bei 80–120 Exemplaren. Insgesamt ist der Verlauf des Nahrungsangebotes weniger einheitlich als bei den Hochstaudenfluren, bewegt sich jedoch in beiden Untersuchungsgebieten in einer gemeinsamen, charakteristischen Bandbreite.

Tab. 1: Überblick über die Entwicklung des Nahrungsangebotes in verschiedenen Flächen der Gebiete Mittelmess und Radolfzeller Aachried. Bezugsbasis für die Zahlenangaben zum Nahrungsangebot sind jeweils 5 × 10 Kescherfänge/Probefläche und Fangtermin (Jahr 1987).

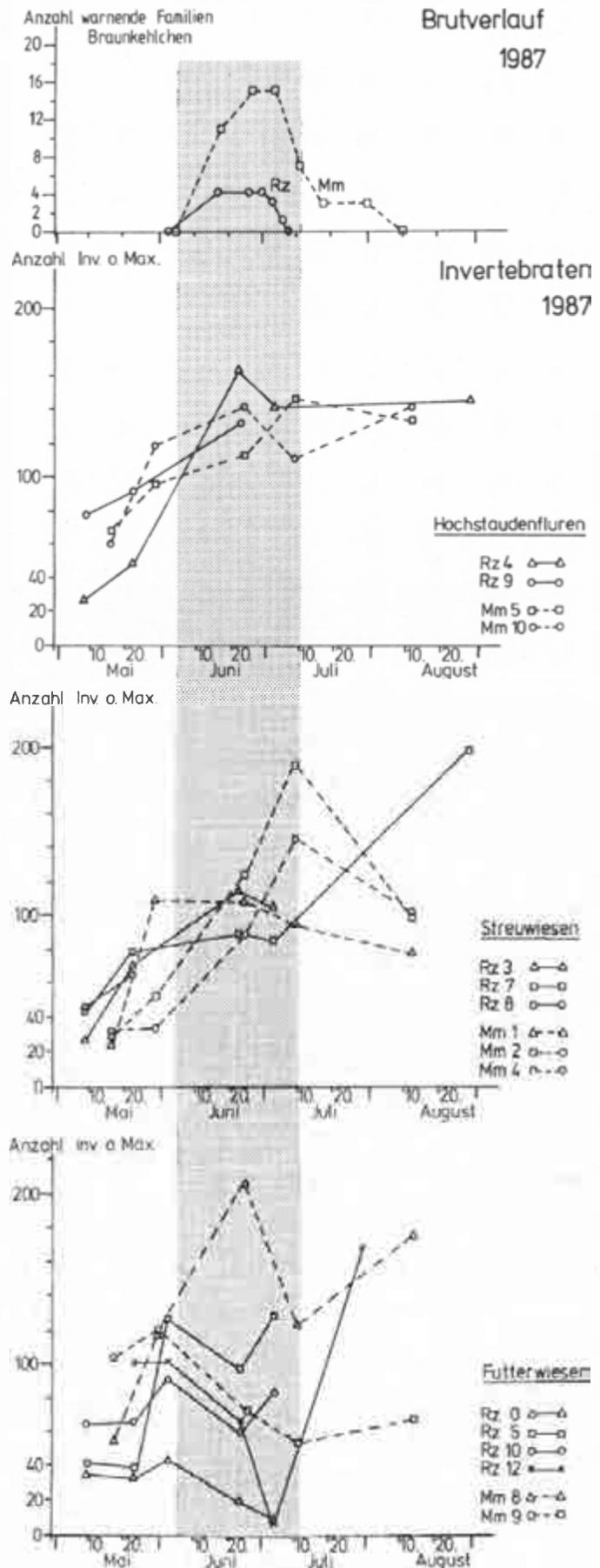
Vegetationstyp	Ausgangs-Abundanz der Invertebraten	Steilheit des Anstieges	Invertebraten-Abundanz in Hauptfütterungszeitraum	Abundanz nach dem Hauptfütterungszeitraum	Gleichmäßigkeit über verschiedene Probefläche
Hochstaudenfluren	30–90	steil	100–150 (90–160)	100–150	sehr hoch
Streuwiesen	20–60	mäßig steil	80–120 (80–180)	80–200	mäßig – hoch
Futterwiesen	30–100	flach – steil	50–90 (20–200)	50–70	niedrig – keine

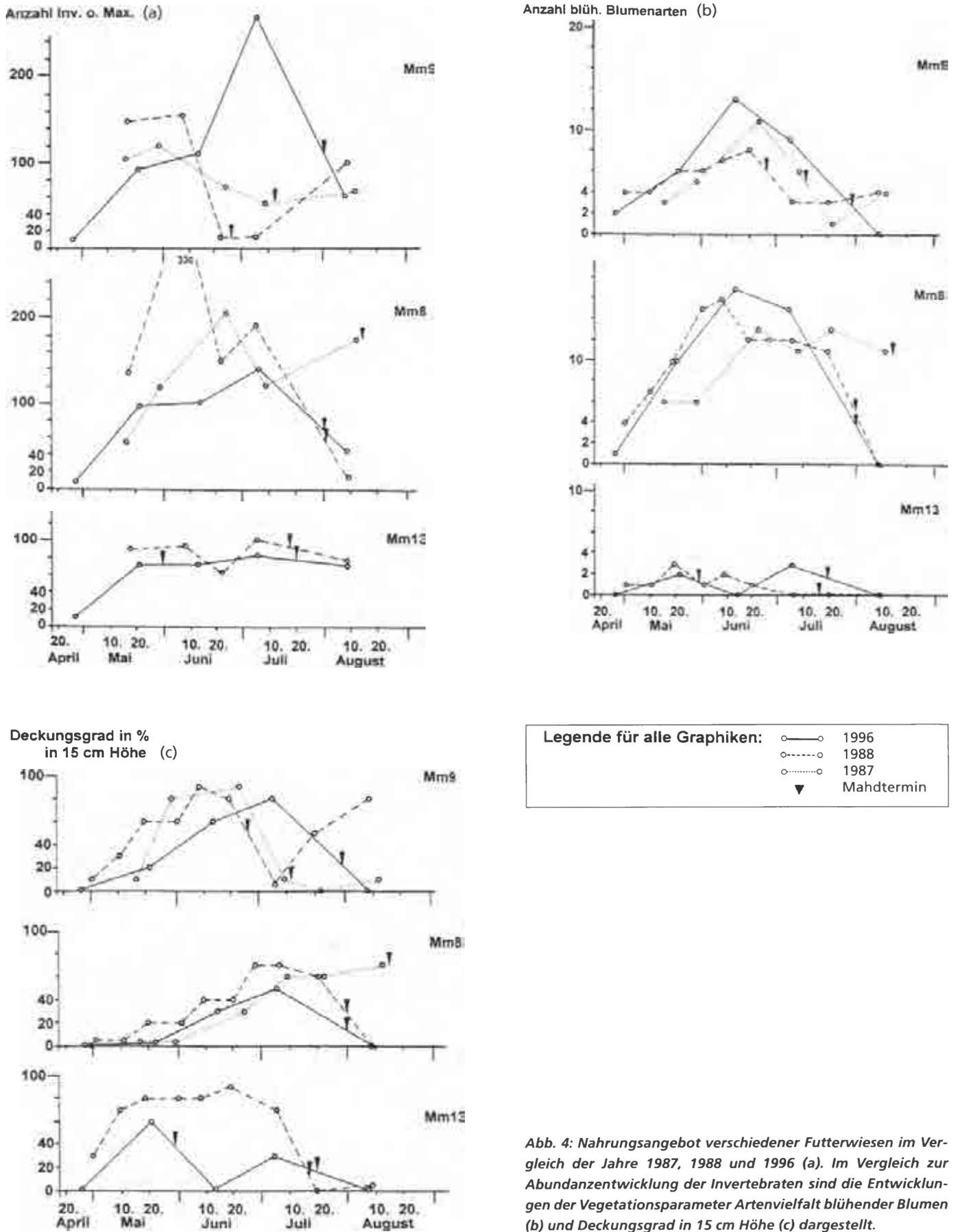
In den **Futterwiesen** (unteres Diagramm) ist – entgegen den Befunden in den Streuwiesen und Hochstaudenfluren – keine allen Untersuchungsflächen charakteristische Bandbreite der Invertebratenabundanzen gegeben. Die Werte schwanken in einem sehr weiten Rahmen von unter 20 bis über 200 Exemplaren. Charakteristisch ist allenfalls das Absinken der Invertebratenzahl nach Anfang Juni in den meisten Probestellen mit Ausnahme von Mm 8; dieses Absinken erfolgte 1987 unabhängig von der Mahd, die in allen Futterwiesen erst Ende Juni erfolgte (nach der Probenahme um den 20. 06.). Im Hauptfütterungszeitraum liegt das Nahrungsangebot im Bereich von 10–130 Exemplaren, mit einem Schwerpunkt im Bereich von 50–90 Exemplaren. Eine Ausnahme bildet die Fläche Mm 8. Das sich einstellende Niveau der Invertebraten-Abundanz und der zeitliche Verlauf hängt mit der Bewirtschaftungsweise der Futterwiesen zusammen (vgl. hierzu Ausführungen in Kap. 3.3).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass das Nahrungsangebot der verschiedenen Vegetationstypen einen unterschiedlichen Verlauf zeigt, der sich mit folgenden Kriterien beschreiben lässt: Ausgangsniveau im Frühjahr, Steilheit des Anstieges im Frühjahr, absolute Höhe im Hauptfütterungszeitraum, Höhe nach dem Hauptfütterungszeitraum und Gleichmäßigkeit des Verlaufes. In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Nahrungsangebots-Untersuchungen charakterisiert. Die höchste Invertebraten-Abundanz wird i. d. R. von den Hochstaudenfluren und Streuwiesen erreicht. Es zeigt sich aber, dass Futterwiesen auch eine sehr hohe, z. T. noch höhere Abundanz als Hochstaudenfluren und Streuwiesen aufweisen können, was jedoch nur in wenigen Flächen gegeben ist.

Höhe und Verlauf des Nahrungsangebotes variieren natürlich in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf. So wurde

Abb. 3: Nahrungsangebot verschiedenartiger Probestellen der Gebiete Mittelmess (Mm) und Radolfzeller Aachried (Rz): brachliegende Hochstaudenfluren (oben), einschürige Streuwiesen (Mitte) und zwei/dreischürige Futterwiesen (unten). Dunkel hinterlegt ist der Haupt-Fütterungszeitraum. Die Ordinate gibt die mit standardisierter Kescherfang-Methode ermittelten Abundanzwerte der Invertebraten an (jeweils ohne Maximalwerte einzelner Invertebratengruppen).





z.B. 1988 aufgrund der warmen Frühjahrswitterung ein um ca. 2 Wochen früherer Anstieg der Invertebratenzahl festgestellt.

3.3 Auswirkungen der Extensivierung auf Nahrungsangebot und Vegetation

Eine Wiederholungsuntersuchung im Jahr 1996 ermöglichte eine Analyse der Entwicklung verschiedener Probeflächen über einen Zeitraum von 8–9 Jahren (1987/88–1996). An dieser Stelle sollen die Ergebnisse von drei Futterwiesen im Hinblick auf die z.T. erfolgten Extensivierungsbemühungen betrachtet werden. In Abbildung 4 sind die Invertebraten-Abundanzen und die Vegetationsparameter Blumenvielfalt und Deckungsgrad der drei Probeflächen Mm 8, Mm 9 und Mm 13 dargestellt.

Zunächst bestätigt sich die im vorausgegangenen Kapitel dargestellte breite Spanne der Abundanzwerte für Futterwiesen auch im Dreijahresvergleich verschiedener Probeflächen. Im folgenden sollen nun die zwischen 1987/88 und 1996 aufgetretenen Unterschiede interpretiert werden, erst für die Invertebraten-Abundanzen, danach für die Vegetation.

Bei Mm 9, einer Kohldistel-Glatthaferwiese (Abb. 4a oben), zeigt sich für die Jahre 1987 und 1988 das in Kap. 3.2 beschriebene typische Absinken der Invertebratenabundanz Ende Mai/Anfang Juni, und zwar unabhängig vom Mahdtermin (dieser lag in beiden Jahren erst nach dem 20. Juni). Danach steigen die Abundanzwerte wieder an, erreichen jedoch kaum noch das Niveau von Mitte Mai. Aufgrund von Extensivierungsbemühungen von Flurneueordnungs- und Naturschutzverwaltung wird diese Fläche seit 1989 extensiv bewirtschaftet, d.h. sie wurde nicht mehr gedüngt und wird erst ab Ende Juli/Anfang August gemäht. Für 1996 lässt sich eine sehr hohe Invertebraten-Abundanz konstatieren. Sie ist hier zwar nur mit einer Probenahme zahlenmäßig dokumentiert, deckt sich jedoch darüber hinaus durch den visuellen Eindruck des Invertebratenreichtums bei den Begehungen und ist im Zusammenhang mit der weiter unten besprochenen Vegetationsveränderung plausibel.

Die Fläche Mm 8, eine seit über 10 Jahren extensiv, einschürig und ohne

Düngung bewirtschaftete Bachkratzdistelwiese (Abb. 4a Mitte), zeigt in den Jahren 1987 und 1988 eine sehr hohe Abundanz und weist die Spitzenwerte aller untersuchten Futterwiesen im Hauptfütterungszeitraum auf (Abb. 3). Im Jahr 1996 wurden die hohen Werte der Jahre 1987 und 1988 nicht erreicht, aber das Abundanz-Niveau liegt ebenfalls sehr hoch.

In Fläche Mm 13, dem intensiv bewirtschafteten, artenarmen Grünland-Bestand, liegen die Invertebraten-Abundanzwerte sowohl 1988 als auch 1996 auf sehr niedrigem Niveau. Interessant ist an dieser Fläche, dass die Invertebraten-Abundanz im Jahr 1988, als diese Fläche erst Mitte Juli zum ersten Mal gemäht wurde (obwohl sie bereits 2 Monate zuvor schnittreif war), keinen Anstieg über das bereits Mitte Mai erreichte Niveau zeigte.

Die Entwicklung der Vegetation dieser drei Futterwiesen im Zeitraum 1987–1996 sei hier am Beispiel zweier Vegetationsparameter charakterisiert. Die Entwicklung der Blumenvielfalt ist in Abbildung 4b und die des Deckungsgrades in Abbildung 4c dargestellt. Zunächst ist bemerkenswert, dass die Werte für 1987 und 1988 phänologisch um rund 2 Wochen gegeneinander verschoben sind, was auf das warme Frühjahr 1988 zurückzuführen ist. Abseits der phänologischen Entwicklungsunterschiede zeigt sich bei der Blumenvielfalt in Mm 9 für 1996 ein deutlicher Anstieg der Werte gegenüber 1987 und 1988 sowie eine Annäherung an den Kurvenverlauf von Mm 8. Bei der Sichtung der notierten Blumenarten ergab sich, dass als neue Arten in Mm 9 vor allem Lückenzeiger hinzugekommen sind: *Myosotis arvensis*, *Veronica persica*, *Cerastium fontanum*, *Geum rivale*. An Abundanz haben die Extensivnutzungszeiger *Primula elatior*, *Cardamine pratensis* und *Cirsium rivulare* zugenommen. Bei den Flächen Mm 8 und Mm 13 gab es von 1987/88 nach 1996 weder bei der Blumenvielfalt noch bei dem Deckungsgrad starke Veränderungen.

Beim Deckungsgrad (in 15 cm Höhe) zeigen sich in Fläche Mm 9 deutliche Extensivierungseffekte: die Deckungswerte stiegen 1996 im Frühjahr deutlich langsamer an als 1987/88. Der Höhepunkt der Deckungswerte wird nun erst im Juli erreicht, während in den Jahren 1987/88 bereits in Mitte Juni die Maxi-

malwerte erreicht wurden. Wie bei den Indikatoren Blumenvielfalt und Invertebraten-Abundanz nähert sich bei der Fläche Mm 9 der Kurvenverlauf des Indikators Deckungsgrad in 15 cm Höhe demjenigen von Mm 8. Beide Flächen liegen in standörtlich vergleichbarer Lage im Übergangsbereich von Moorboden zu Mineralboden und waren bis Ende der 80er Jahre unterschiedlich genutzt worden.

In einem Zeitraum von knapp 10 Jahren haben sich die Flächen Mm 8 und Mm 9 nun in ihrer biotischen Charakteristik angenähert, was sowohl an den Vegetationsparametern als auch – in deutlich stärkerem Maße – bei der Invertebraten-Abundanz offensichtlich wird. Es zeigt sich, dass die Extensivierungsbemühungen hier gegriffen haben und insbesondere die Fauna sehr schnell auf die Entwicklung reagiert. Im Vergleich dazu ist die weiterhin landwirtschaftlich intensiv genutzte Futterwiese Mm 13 auf gleichem niedrigem Niveau der Invertebraten-Abundanz und der Blumenvielfalt geblieben.

3.4 Nahrungsangebot und Nahrungsnutzung

Bei den Aktivitätsbeobachtungen zeigte sich, dass das Braunkehlchen die Nahrung je nach verfügbarem Angebot opportunistisch aus der Luft oder der Vegetation oder am Boden fängt, und zwar in möglichst horizontalem Flug und in nicht allzu großer Entfernung (Abb. 5). Im folgenden soll dargestellt werden, ob und ggf. welche Zusammenhänge zwischen Art und Umfang des Nahrungsangebot und der Nahrungsnutzung durch das Braunkehlchen bestehen.

Primär zeigte sich bei der Auswertung des Datenmaterials eine deutliche Abhängigkeit der Flächennutzung des Braunkehlchens vom Gesamt-Nahrungsangebot der Flächen. Am deutlichsten wird dies, wenn die Flächennutzung des Braunkehlchens im Jahr 1988 mit der des Jahres 1987 verglichen wird (bei gleichzeitiger Betrachtung des entsprechenden Nahrungsangebotes der Flächen). In Abb. 6 ist Zu- und Abnahme der Flächennutzung der Zu- oder Abnahme des Nahrungsangebotes am Beispiel der in beiden Jahren untersuchten Probeflächen gegenübergestellt. Bei diesem Vergleich blieben die probeflächenab-

Abb. 5: Jagdstrategien des Braunkehlchens.

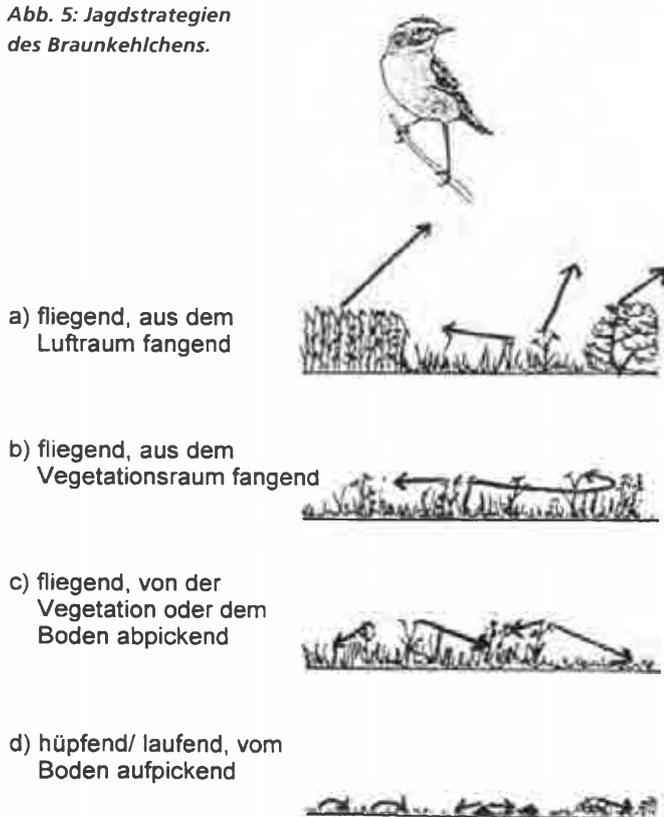
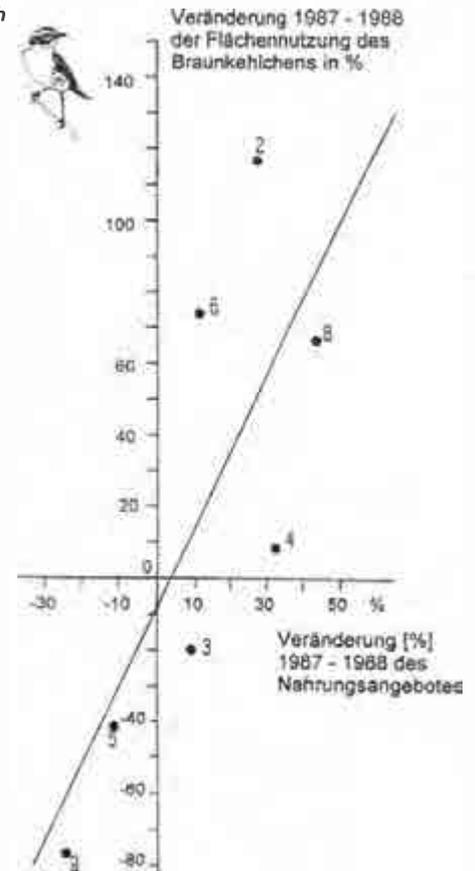


Abb. 6: Die beim Vergleich der Jahre 1987 und 1988 festgestellte Veränderung der Flächennutzung des Braunkehlchens der durch die Probeflächen (Mm 2–Mm 9) repräsentierten Strukturtypen koinzidiert in starkem Maße mit der Veränderung des Nahrungsangebotes. Diese Koinzidenz belegt zusammen mit anderen Beobachtungen eine Abhängigkeit der Habitatnutzung des Braunkehlchens vom Nahrungsangebot.



hängigen Variablen (Nahrungserreichbarkeit, insbesondere Dichte an Jagdwarten, Nahrungsspektrum, Umgebungsflächen etc.) weitgehend gleich. So konnte der Blick auf die Veränderung von Nahrungsangebot und von Flächennutzung der durch die Probefläche repräsentierten Strukturtypen fokussiert werden. Es zeigte sich, dass die Flächen, die 1988 invertibratenreicher als 1987 waren, vom Braunkehlchen deutlich stärker genutzt und die invertibratenärmeren Flächen entsprechend weniger genutzt wurden.

Die weitere Analyse des Datenmaterials zu Nahrungsangebot und Brutverlauf des Braunkehlchens zeigte, dass der Lege- bzw. Brutbeginn des Braunkehlchens über das Nahrungsangebot mit dem Witterungsverlauf korreliert sein dürfte: durch die Temperaturentwicklung wird der Schlüpfbeginn und die Aktivität der Insekten bestimmt, und mit dem Ansteigen der Insektenabundanz beginnen die Braunkehlchen mit der Brut. Parallel mit der Temperaturentwicklung geht auch die Vegetationsentwicklung einher. Es besteht eine synchrone Entwicklung von Vegetation, Insektenabundanz und Brutbeginn des

Braunkehlchens in Abhängigkeit von der Witterungsentwicklung (vgl. Oppermann 1999).

Diese Zusammenhänge spielen für die Habitatwahl des Braunkehlchens eine entscheidende Rolle. Wenn die Braunkehlchen im Frühjahr aus dem Winterquartier zurückkommen, bleiben sie – vereinfacht dargestellt (Faktoren wie Brutorttreue etc. hier nicht erläutert) – in den ihnen geeigneten Habitaten so lange, bis das Nahrungsangebot einen gewissen Schwellenwert übersteigt. Übersteigt das Nahrungsangebot diesen Schwellenwert, so beginnen sie mit Eiablage und Brut. Dies kann in warmen Frühjahren wie 1988 sehr schnell der Fall sein (unmittelbar nach der Rückkehr aus dem Winterquartier), in kalten Jahren sich dagegen um Wochen verzögern (wie 1987 um ca. 2–3 Wochen). Dieser Schwellenwert beträgt, bezogen auf die vorliegenden Untersuchungen, ca. 80–100 Invertebraten >4 mm Größe (ohne Maximalwerte) pro 5 × 10 Kescherschläge (vgl. Abb. 3). Überschreitet das Nahrungsangebot nicht den Schwellenwert, so suchen die Braunkehlchen weiter nach geeigneten Habitaten bzw. sie siedeln um, wie dies mehrfach beob-

achtet wurde (Beobachtungen von *Rebstock & Maulbetsch* 1988 in Ostdorf/Lkr. Zollernalbkreis und eigene Beobachtungen im Radolfzeller Aachried und in Ostdorf). Die beobachteten Umsiedlungen lassen sich mit den in Abbildung 3 dargestellten Daten in Verbindung bringen: sinkt das Nahrungsangebot Anfang Juni unter den Schwellenwert, so ist den Braunkehlchen keine erfolgreiche Brut möglich und sie verlassen das Revier.

3.5 Habitategnung verschiedener Vegetationstypen im Jahresverlauf

Im vorausgegangenen Kapitel wurde die Abhängigkeit der Habitatnutzung von dem Faktor Nahrungsangebot dargestellt. Ein ausreichendes Nahrungsangebot ist eine unabdingbare Ressource im Braunkehlchen-Habitat. Wichtig ist jedoch auch, dass sich dieses Nahrungsangebot nutzen lässt, d.h. dass für den Wartenjäger Braunkehlchen eine ausreichende Anzahl von Jagdwarten zur Verfügung steht, z.B. in Form von kräftigen Blütenstengeln oder Halmen. In verschiedenen Untersuchungen wurde eine deutliche und statistisch nachweis-

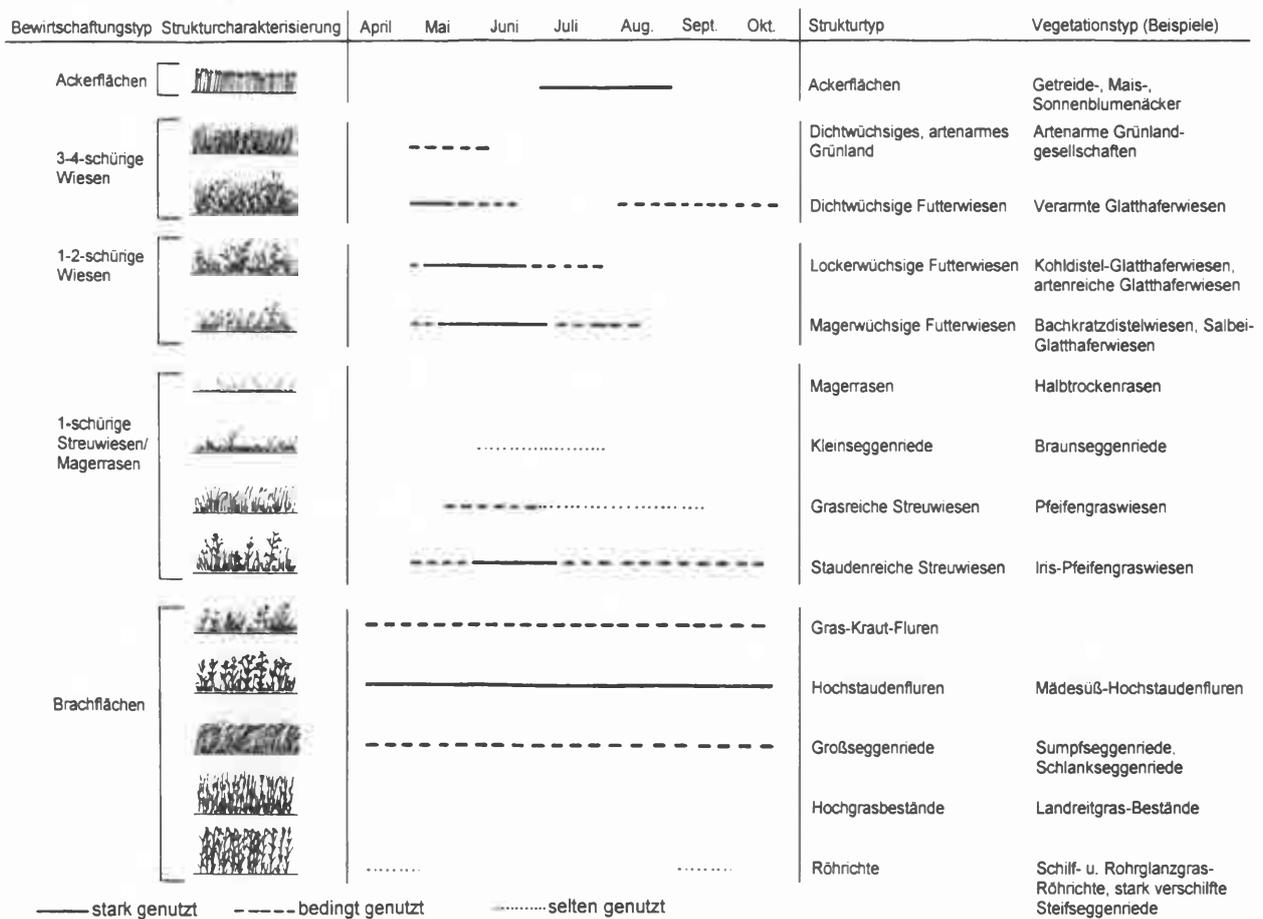


Abb. 7: Schematische Darstellung der Nutzung bzw. Nutzbarkeit verschiedener Vegetationstypen durch das Braunkehlchen im Jahresverlauf in Südwestdeutschland. „Bedingte Nutzung“ bedeutet Nutzung nur bei Vorhandensein einer ausreichenden Zahl von Jagdwarten (z. B. im Großseggenried).

bare Abhängigkeit der Habitatnutzung des Braunkehlchens von der Dichte der Jagdwarten nachgewiesen (vgl. Kap. 4/ Diskussion).

Im folgenden sei dargestellt, welche Vegetationstypen im Jahresverlauf vom Braunkehlchen als Habitat genutzt werden. Dazu sind in Abbildung 7 die in den Untersuchungsgebieten vorhandenen Biotoptypen sowie der Nutzungszeitraum und die Nutzungsintensität nach den Beobachtungen vereinfacht schematisch dargestellt. Entscheidende Faktoren der Habitatnutzung sind, wie oben ausgeführt, das Vorhandensein eines ausreichend großen Angebotes an Nahrung und an Jagdwarten. Eine Nutzung der Biotoptypen findet statt, wenn beide Faktoren gegeben sind. Dies ist sehr unterschiedlich der Fall: in einigen Biotoptypen ist die Nutzung für eine kurze Zeit möglich, in anderen länger, in einigen nur, wenn bestimmte, nicht stets gegebene Bedingungen erfüllt sind.

Brachflächen

In der ganzen Anwesenheitszeit des Braunkehlchens werden die brachliegenden Hochstaudenfluren als Habitat genutzt. Hier sind stets genügend Jagdwarten in Form vorjähriger Überstände der Vegetation vorhanden. Bereits zeitig im Jahr entwickelt sich ein hohes Nahrungsangebot, das über Frühjahr und Sommer hinweg auf einem hohen Abundanz-Niveau bleibt. Das gleiche gilt – wenn eine ausreichende Dichte an Jagdwarten gegeben ist – für brachliegende Gras-Kraut-Fluren und Großseggenriede. Viele Großseggenriede sind jedoch frei von Überständern, die als Jagdwarten dienen könnten (z. B. Wasserampfer *Rumex aquaticus* und Waldengelwurz *Angelica sylvestris*). Sie werden daher nicht vom Braunkehlchen genutzt. Gras-Kraut-Fluren können ebenfalls frei von Jagdwarten sein oder so mager, dass kein ausreichendes Nah-

rungsangebot vorhanden ist. Ansonsten weisen sie jedoch eine gute Habitateignung für das Braunkehlchen auf. Dies zeigten z.B. auch eigene Beobachtungen in Sachsen-Anhalt (Bereich Zerbst-Dessau) aus dem Jahr 1992: in den damals noch oft 5–10 m breiten, brachliegenden Gras-Kraut-Fluren entlang der Feldwege konnte ich eine hohe Siedlungsdichte von Braunkehlchen und Grauammer feststellen. Diese hatte ich dort in der ansonsten großflächig ausgeräumten Agrarlandschaft nicht erwartet – offenbar boten diese Strukturen genügend Nahrungsreichtum und Habitateignung.

Dichte Landreitgrasbestände (*Calamagrostis epigeios*) erfuhren nach meinen Beobachtungen keine Nutzung. Sie sind als Habitat ungeeignet, weil die Stengel des Landreitgrases so dicht stehen, dass kein Jagdraum dazwischen gegeben ist und weil die Spitzen der Halme als Jagdwarten ungeeignet sind. Hinge-

gen sind Braunkehlchen in Schilfröhrichten anzutreffen, wenn über dem trockenen Altschilf eine Thermik ausgebildet ist oder im Sommer in Mischbeständen von Schilf- und Rohrglanzgras-Fazies bejagbare Bereiche zu finden sind. Insbesondere wurden im Radolfzeller Aachried Familienverbände beobachtet, die sich in solchen Beständen aufhielten und dort relativ sicher vor Beutegreifern auf Nahrungssuche waren.

Wiesen (Futter- und Streuwiesen)

Eine Nutzung findet i. d. R. bis zur 1. Mahd statt, wenn die oben genannten Faktoren „ausreichendes Nahrungsangebot“ und „Vorhandensein von Jagdwarten“ gegeben sind. Das Nahrungsangebot kann in dichtwüchsigen Wiesen bereits frühzeitig hoch sein, sinkt dann aber i. d. R. auch früh ab. In diesem Fall kommt es zu einer Abwanderung der Braunkehlchen. Hingegen steigt es in locker- bis magerwüchsigen Wiesen i. d. R. später an und bleibt dann länger auf hohem Niveau. Diese extensiv bewirtschafteten Wiesen bieten somit gute Voraussetzungen für eine erfolgreiche Brut des Braunkehlchens.

Das Angebot an Jagdwarten ist in den meisten Wiesenlandschaften in ausreichendem Maße gegeben. Es wird von Stauden oder Hochstauden gebildet (z. B. Wiesenpippau *Crepis biennis*, Wiesenkerbel *Anthriscus sylvestris* oder Kohldistel *Cirsium oleraceum*), es können aber auch Gebüsche, Einzelbäume, Obstwiesen oder Weidezäune sein. Lediglich in sehr dichtwüchsigen oder grasdominierten Futterwiesen sind oftmals keine Jagdwarten zu finden; hier ist jedoch zugleich das Nahrungsangebot so gering, dass ein künstliches Einbringen von Jagdwarten keine geeignete Artenschutzstrategie wäre.

Nach dem 1. Schnitt der Wiesen erfolgt eine Habitatnutzung des Braunkehlchens dann, wenn im 2. Aufwuchs nochmals Jagdwarten für das Braunkehlchen vorhanden sind; dies ist z. B. typischerweise in Kohldistelwiesen der Fall (mit den Hochstauden Bärenklau *Heracleum sphondylium*, Mädesüß *Filipendula ulmaria*, Kohldistel *Cirsium oleraceum* u. a.). Ansonsten sind die Braunkehlchen auf Jagdwarten in Form von Staudensäumen entlang von Gräben, Gebüsch und Bäumen (z. B. auf Streu-

obstwiesen) angewiesen. In den Alpen werden auch baumbestandene Lärchenwiesen als Habitate genutzt (Mattes 1988 und eigene Beobachtungen).

Ganzjährig keine oder eine nur sehr schwache Nutzung erfahren Magerrasen und ausgedehnte Kleinseggeniede, – zumeist aufgrund fehlender Jagdwarten. Z. B. wurde der Torfmagerrasen der Fläche Mm 4 im Jahre 1987 überhaupt nicht genutzt, hingegen nach dem Aufstellen von Jagdwarten im Jahre 1988. Dies ist jedoch kein Plädoyer für das Aufstellen von Jagdwarten, denn solche magerwüchsigen Vegetationstypen sind für andere Arten wichtig. Zum Beispiel befindet sich ein Schwerpunkt der Wiesenpieper-Vorkommen in weitläufigen mageren, z. T. von Kleinseggen geprägten Streuwiesen (Oppermann 1992a). Das versuchsweise Aufstellen von Jagdwarten in diesen bis dato vom Braunkehlchen nicht besiedelten Flächen führte zu einer Ansiedlung des Braunkehlchens und einer Verdrängung des Wiesenpiepers. Nach eigenen Beobachtungen wurden Wiesenpieper vom Braunkehlchen aktiv vertrieben.

Ackerflächen

In den Untersuchungsgebieten wurden die Ackerflächen (Getreide-, Mais-, Kartoffel- und Rübenäcker sowie Bohnen- und Sonnenblumenfelder) erst nach der Brut des Braunkehlchens von den Familienverbänden und umherstreifenden Braunkehlchen genutzt. Dies konnte sowohl im Gebiet Mittelmess als auch im Radolfzeller beobachtet werden. Dort verhalten sie sich dann sehr unauffällig, so dass diese Habitatnutzung bislang erst wenig beschrieben wurde (Oppermann 1990, Haustetter 1992). Die Braunkehlchen sitzen auf den Stengeln von Bohnen und Kartoffeln, aber auch inmitten von Getreide-, Mais- und Sonnenblumenfeldern, um zwischen den Reihen oder über dem Feld (insbesondere bei Getreidefeldern) nach Nahrung zu jagen. In anderen Regionen gibt es auch zur Brutzeit Braunkehlchenbeobachtungen in Ackerflächen, z. B. in Rapsfeldern (G. Schmoll mündliche Mitteilung 1988).

All die vorangegangenen Beispiele der Habitatnutzung zeigen, wie vielfältig die Braunkehlchen bei der Habitatwahl sind. Entscheidend ist jedoch u. a. das Vorhandensein eines ausreichenden

Nahrungsangebotes, das heute in den meisten Grünlandflächen nicht mehr gegeben ist.

4. Diskussion

Für die Habitatwahl des Braunkehlchens sind die Strukturausstattung und das Nahrungsangebot die wichtigsten Komponenten. Bezüglich der Strukturausstattung der Braunkehlchen-Reviere besteht eine signifikante Abhängigkeit von der Dichte der zur Verfügung stehenden Jagdwarten (Zaunpfähle, Weidezäune, trockene Pflanzenstengel, Hochstauden etc.) wie z. B. Labhardt (1988), Weiss (1994) und eigene Untersuchungen (Oppermann 1990, 1992b) belegen konnten. Weiss (1994) ermittelte eine Zahl von max. 49 (im Mittel 18,6) Überständern/9 m² in Jagdflächen des Braunkehlchens, während die entsprechenden Zufallsflächen nur max. 26 (im Mittel 7,5) Überständern/9 m² aufwiesen. Er arbeitete deutlich das Artenspektrum der bevorzugten Jagdwarten heraus (insbesondere Wiesenkerbel *Filipendula ulmaria*, Mädesüß *Anthriscus sylvestris*). Weiss (1994) konnte jedoch auch belegen, dass die Überständerdichte nur zu Beginn der Brutperiode von Bedeutung ist, während sich die Jagdwarten-Ausstattung der Jagdfläche mit fortschreitender Vegetationsperiode nicht mehr von der der Zufallsfläche unterschied. In eigenen Untersuchungen konnte ich eine signifikante Abhängigkeit der Habitatnutzung des Braunkehlchens von der Überständerdichte nachweisen. Strukturtypen mit einer Überständerdichte von mehr als ca. 50 Warten/100 m² und insbesondere von mehr als 100 Warten/100 m² wurden i. d. R. deutlich stärker von Braunkehlchen genutzt als Flächen mit kleinerer Überständerdichte. Die Anzahl der zur Verfügung stehenden Jagdwarten kann ein limitierender Faktor für die Habitatnutzung des Braunkehlchens sein, er sollte aber nicht überbewertet werden.

Während die Habitatstruktur beim Braunkehlchen inzwischen recht gut untersucht ist, gibt es erst wenige Untersuchungen, die das Nahrungsangebot der verschiedenen Habitate betreffen. Eine aktuelle Untersuchung liegt von Bastian et al. (1994) vor. Sie untersuchten das Nahrungsangebot vieler Flächen in Ost- und Westdeutschland mit Barberfallen- und Kescherfängen. Sie be-

richten, dass die von Braunkehlchen besiedelten Flächen bezüglich der Invertebratenfauna generell artenreich, aber relativ individuenarm im Vergleich zu unbesiedelten Flächen waren und weiterhin die Diversitätswerte der gefangenen Arthropoden in den besiedelten Flächen höher sind als die in den von Braunkehlchen unbesiedelten Flächen. Die Daten von Bastian et al. (1994) zeigen große Unterschiede zwischen den Kescherfängen und den Barberfallen-Fängen. Während bei den Kescherfängen die Insekten-Abundanzwerte ähnlicher Biotoptypen (z.B. Feuchtwiesen Ost und Feuchtwiesen West) ungefähr gleich groß waren, und in vergleichbarer Größenordnung lagen wie die Abundanzwerte der hier dargestellten Ergebnisse des Invertebratenreichtums von Streuwiesen und Hochstaudenfluren vorliegenden Ergebnisse, gab es bei den Barberfallen-Fängen große Unterschiede. Diese dürften jedoch meiner Ansicht nach nicht von allzu großer Bedeutung für die Besiedlungsunterschiede beim Braunkehlchen sein, da die Bodenjagd in solchen Biotopen von nachrangiger Bedeutung ist. Müller (1985) schreibt, dass das mit Barberfallen-Fängen repräsentierte Artenspektrum nur 3 % der Nestlingsnahrung ausmachte, obwohl in seinen Untersuchungen die Bodenfänge sehr große Bedeutung hatten. Gleichwohl belegen die Untersuchungen von Bastian & Bastian (1996) den in verschiedenen Landschaften unterschiedlichen Arten- und Individuenreichtum, die sich jeweils entscheidend auf die Zusammensetzung der Biozönose auswirken.

Sehr interessant an den Untersuchungen von Bastian et al. (1994) ist, dass bei Kescherfängen die Intensivwiesen sehr niedrige Invertebraten-Abundanzwerte aufweisen. Dieses Ergebnis deckt sich mit den vorliegenden Untersuchungen (z.B. mit den niedrigen Abundanzwerten in den Futterwiesen, insbesondere im Radolfzeller Aachried) und mit den Untersuchungen von Litzbarski et al. (1988). Die letztgenannten Autoren fanden in naturnahem Dauergrünland bis zu 3,5mal mehr Arthropoden als in 2–3-jährigem und in 9-jährigem Saatgrasland. Umgekehrt konnten Litzbarski (1995) und Block et al. (1993) bei der Extensivierung von ehemals intensiv genutztem Saatgrasland innerhalb von 8 Jahren eine Zunahme der Arthropo-

den-Biomasse von 2,9 auf 6,9 Gramm/100 Kescherschläge bzw. von 54 auf 130 Individuen/100 Kescherschläge nachweisen. In der Folge großflächiger Extensivierungsbemühungen wiesen in ihren Untersuchungsgebieten Rebhuhn, Wiesenpieper und Schafstelze, lokal auch Braunkehlchen und Grauammer eine positive Bestandsentwicklung auf. Detaillierte Angaben zum Nahrungsreichtum verschieden bewirtschafteter Flächen sind auch bei Fischer & Schneider (1996) in Zusammenhang mit Grauammer-Untersuchungen dargestellt. Sie messen dem Nahrungsangebot einen entscheidenden Faktor für den Verpaarungs- und Bruterfolg der Grauammer zu und leiten aus ihren Untersuchungen Umweltqualitätsziele zur Sicherung der Habitatqualität ab.

Untersuchungen von Müller et al. (1978), Schudel (1982) und Brandl et al. (1986) zeigen, dass das Nahrungsangebot von extensiv bewirtschafteten Wiesen höher ist als das von Intensivwiesen einerseits und den sehr mageren Extensivwiesen bzw. Magerrasen andererseits. So fanden z.B. Müller et al. (1978) in umfangreichen Untersuchungen auf trockenen Wiesen (von Trockenrasen bis hin zu trockenen Glatthaferwiesen) in den lockerwüchsigen Probeflächen (frische und typische Subassoziationen des *Onobrychido-Brometum*) die meisten Arthropoden, etwa 4mal mehr als in den arthropodenärmsten magerwüchsigen Flächen (typische Subassoziation des *Teucrio-Seslerietum*) und etwa 1,5mal so viel wie in den locker- bis dichtwüchsigen Flächen (*Dauco-Arrhenatheretum typicum*). Insgesamt ist also nach den vorliegenden Untersuchungen die Bedeutung lockerwüchsiger, extensiv bewirtschafteter Wiesen unter nahrungsökologischen Aspekten für die Fauna sehr hoch anzusetzen. Dabei sind die Faktoren „Größe des Nahrungsangebotes“ (Zahl der Individuen), „Artenvielfalt“ (Diversität) und „Größe der Einzeltiere“ (Körperlänge bzw. Biomasse pro Tier) entscheidende Faktoren.

Eine offengebliebene Frage ist bislang, wie die oben dargestellten geringen Abundanzwerte der Invertebraten in den Futterwiesen zu erklären sind. Wann und warum gibt es Ausnahmen bzw. was ist zur Stärkung des Invertebratenreichtums zu tun? Zu diesen Fragen gibt es bislang kaum Literatur. Meines Erachtens ist ein Zusammenhang

zwischen der für gewöhnlich sehr früh erfolgenden Grünland-Mahd, insbesondere in den tiefen Lagen, wie z.B. im Radolfzeller Aachried, und dem Invertebratenreichtum gegeben. Wenn in der Mehrzahl der Jahre bereits um Mitte Mai das erste Mal gemäht wird, können viele Invertebraten-Arten hier nicht mehr leben. Diese fehlen dann auch in Jahren mit relativ später Mahd (in den vorliegenden Untersuchungen z.B. 1987). Die Mahd erfolgte 1987 durchgängig erst Ende Juni, 4 Wochen später als gewöhnlich und dennoch sank die Invertebraten-Abundanz bereits ab Anfang Juni (vgl. Abb. 3) – dies im Gegensatz zu Probeflächen auf der Baar (vgl. Mm 8 in Abb. 3). So ist zu vermuten, dass diese Invertebraten in den tiefen Lagen inzwischen landschaftsweit fehlen, so dass eine Wiederbesiedlung der verarmten Wiesen nach der Extensivierung erschwert ist. Eine Tendenz in diese Richtung zeichnet sich inzwischen auch in höhergelegenen Grünlandgebieten ab. Im Randbereich des Gebietes Mittelmess gibt es glücklicherweise noch andere Flächen: zum Beispiel bestätigt die „Ausnahmefläche“ Mm 8 – eine artenreiche Bachkratzdistelwiese – eindrucksvoll, dass auch Futterwiesen ein sehr hohes Nahrungsangebot aufweisen können, wenn sie extensiv bewirtschaftet werden. Und die Extensivierungsbemühungen auf der angrenzenden Flächen Mm 9 haben gezeigt, dass hier eine Wiederbereicherung mit Invertebraten erfolgt ist.

Ein weiterer Faktor, der m.E. eine Rolle spielen könnte, ist die zunehmende Bodenverdichtung durch schwere landwirtschaftliche Maschinen. Wenn die Flächen mehrmals im Jahr mit schwerem Gerät befahren werden (Mähen, Schwaden, Ballenpressen, Abräumen), d.h. oftmals 12–15 mal pro Jahr bei dreischüriger Nutzung, wird der Lebensraum für viele Arthropoden im wahrsten Sinne des Wortes eng. Dies könnte insbesondere für Arten gelten, die einen Teil ihres Lebenszyklus im Boden verbringen, wie z.B. ein Großteil der Heuschrecken. Möglicherweise könnte dies auch eine Ursache für die von Bastian et al. (1994) gefundenen sehr unterschiedlichen Aktivitätswerte bei den Barberfallen-Fängen in Wiesen Ost- und Westdeutschlands sein, denn viele Wiesen in Westdeutschland wurden maschinell intensiver befahren als in Ostdeutschland.

5. Von der Nahrungsökologie zur Populationsstärkung des Braunkehlchens

Eine Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen zur Bestandssituation, zur Brutbiologie und zur Nahrungsökologie des Braunkehlchens haben wichtige wissenschaftliche Erkenntnisse gezeigt, doch wie ist mit diesen Erkenntnissen eine Populationsstärkung der bedrohten Wiesenbrüterart Braunkehlchen zu erreichen?

Dazu zunächst zwei grundlegende Dinge, die leicht zu übersehen sind:

- Eine Populationsstärkung muss von bestehenden, stabilen und nicht zu kleinen Populationen ausgehen; Populations- und Artenschutz muss vorrangig bei Populationen von mehr als 20–50 Paaren ansetzen und eine Vervielfachung des Bestandes zum Ziel haben (vgl. auch *Remmert* 1994). Es sollten Populationen von 200–1000 Paaren angestrebt werden, damit von diesen ein Populationsdruck zu verwaisten Gebieten hin entstehen kann.

- Eine nachhaltige Populationsstärkung beim Braunkehlchen funktioniert nur mit einer großflächigen, extensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Kleinräumig mögen Bracheinseln, Hochstaudensäume und Randstreifen wichtige Hilfsmittel zur Populationsicherung sein, doch die Art der Bewirtschaftung der weitläufigen Grünlandflächen entscheidet über den Invertebratenreichtum der Landschaft und damit über die Nahrungsökologische Grundlage für die Braunkehlchenpopulation (vgl. auch *Oppermann* 1993).

Mit langjährigen Erfahrungen berichten *Block et al.* (1993) und *Litzbarski* (1995) von der Populationsstärkung bedrohter Vogelarten. Sie betonen die Notwendigkeit wirklich großflächig bzw. großräumig angelegter Extensivierungsvorhaben. Solche Extensivierungsvorhaben benötigen lange Zeiträume, bis die positiven Wirkungen sichtbar werden.

Im einzelnen ist für eine großflächige Extensivierung nicht in erster Linie ein später Mahdzeitpunkt und eine Reduzierung der Schnitthäufigkeit wichtig, sondern vor allem eine Ausmagerung (bis ein lockerwüchsiger Bestand erreicht ist) sowie möglicherweise eine Reduzierung der Bodenverdichtung. Erst mit zunehmender Ausmagerung kann sich ein arten- und individuenreicher Arthropoden-Bestand etablieren.

Primär ist also die Ausmagerung, damit Sonne, Licht und Wärme auf den Boden gelangen können und sich so ein Arthropoden-Reichtum entwickeln kann (viele Arthropoden brauchen in einem Lebensabschnitt Bodenwärme zur Entwicklung). Dieser Arthropodenreichtum bildet die Nahrungsökologische Grundlage für Prädatoren wie das Braunkehlchen. Mittel- bis langfristig kann sich bei einer lockerwüchsigen Grünlandnarbe auch wieder eine höhere floristische Vielfalt einstellen. Falls die Ausmagerung erfolgreich ist, jedoch nur eine artenarme, lockerwüchsige oder lückige Grasnarbe entsteht, kann ggf. eine gelegentliche leichte Festmistgabe oder Grunddüngung (Phosphor, Kali, Kalk) im Sinne des Naturschutzes sein.

Erst sekundär, d.h. Zug um Zug mit Erfolgen der Ausmagerung, ist eine Verschiebung des Mahdtermins auf einen späteren Zeitpunkt wichtig, langfristig auf eine Zeit von Ende Juni bis Ende Juli für den ersten Schnitt von Futterwiesen.

Sehr positiv kann sich auch eine Vorbeweidung der Flächen im März und April auswirken, z.B. mit Schafen. Dadurch werden die starkwüchsigen Gräser und Kräuter bereits sehr frühzeitig ein erstes Mal abgeerntet, so dass damit zur Brutzeit von Wiesenbrütern ein verzögerter Aufwuchs des Pflanzenbestandes und eine relative Stärkung der konkurrenzschwachen Gräser und Kräuter verbunden ist. Eine solche Beweidung dürfte sich auch positiv auf die Arthropodenvielfalt der Flächen auswirken sowie gleichzeitig eine im landwirtschaftlichen Sinne positiv zu bewertende Festigung der Grünlandnarbe und eine Verlagerung des maximalen Grünlandaufwuchses auf einen breiteren Zeitraum von Mai bis Juli zur Folge haben.

Begleitende Maßnahmen, nur im Verbund mit den primär und sekundär wichtig genannten Maßnahmen sinnvoll, sind schließlich das Anlegen von Krautsäumen und ungemähten Randstreifen entlang von Wegen, Gräben und in großflächig ungegliederten Grünlandflächen.

Entscheidend für die Populationsstärkung des Braunkehlchens ist also die großflächig extensive Grünlandnutzung. Bemühungen hierzu sollten vom Populationsansatz ausgehen und eine umfassende Populationsstärkung zum Ziel haben.

6. Zusammenfassung

In mehrjährigen biozöologischen Untersuchungen zur Habitatnutzung durch das Braunkehlchen, zum Nahrungsangebot und zur Vegetation in verschiedenen Grünlandgebieten Südwestdeutschlands konnten wichtige Erkenntnisse zur Nahrungsökologie des Braunkehlchens gewonnen werden:

1. Das Nahrungsangebot in Hochstaudenfluren und Streuwiesen überschreitet in der Fütterungsperiode des Braunkehlchens einen hohen „Schwellenwert“ und bleibt über die ganze Zeit auf hohem Niveau. In Futterwiesen wird dieser Wert nur in wenigen Fällen erreicht oder sinkt bereits sehr schnell noch während der Brutzeit ab. Dies lässt sich auf die meist intensive Bewirtschaftung mit frühem und häufigem Schnitt zurückführen. Es gibt jedoch auch Futterwiesen mit extensiver Bewirtschaftung, die ein hohes Nahrungsangebot für Braunkehlchen über die ganze Brutperiode aufweisen.
2. Während Hochstaudenfluren und Streuwiesen einen unterschiedlichen, aber charakteristischen jahreszeitlichen Verlauf des Nahrungsangebotes zeigen, konnte ein solcher bei den Futterwiesen nicht festgestellt werden.
3. Die Extensivierung einer ehemals mäßig intensiv bewirtschafteten Kohldistelwiese zeitigte im Zeitraum 1989–1996 deutliche Erfolge: sowohl der Invertebratenreichtum als auch verschiedene Vegetationsparameter entwickelten sich in Richtung entsprechender Werte von artenreichen Bachkratzdistelwiesen.
4. Es lässt sich eine Abhängigkeit der Habitatnutzung vom Nahrungsangebot nachweisen.

Die Habitatnutzung bzw. Habitatnutzbarkeit verschiedener Vegetationstypen von Ackerflächen über verschiedene Grünlandtypen bis hin zu diversen Brachflächen wird für die gesamte Anwesenheitszeit des Braunkehlchens in den südwestdeutschen Untersuchungsgebieten dargestellt. Aus den Erkenntnissen der Nahrungsökologie und der Habitatnutzung werden folgende Grundsätze für die Populationsstärkung des Braunkehlchens abgeleitet:

- Maßnahmen zur Populationsstärkung sollen bevorzugt von bestehenden großen Populationen ausgehen.

■ Es ist eine großflächige Extensivierung durchzuführen, um das nahrungsökologisch notwendige größere Nahrungsangebot auf weiten Grünlandflächen zu erreichen.

■ Bei der Extensivierung großer Grünlandflächen ist zunächst eine Ausmagerung durch Mahd oder Beweidung vorrangig. Damit soll eine Vergrößerung des Invertebratenreichtums und der Vegetationsvielfalt ermöglicht werden. Eine Verschiebung des Mähtermines auf einen Zeitraum Ende Juni/Julii ist erst in der Folge anzustreben.

7. Literaturverzeichnis

- Bastian, A. & Bastian H.-V. (1994): Bestände und Bestandstrends des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). – *Limicola* 8: 241–270.
- Bastian, A. & Bastian H.-V. (1996): Das Braunkehlchen. – 134 S., Wiesbaden (Aula-Verlag).
- Bastian, A., Bastian, H.-V. & Sternberg, H.-E. (1994): Ist das Nahrungsangebot für die Brutrevierwahl von Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) entscheidend? – *Die Vogelwelt* 115: 103–114.
- Block, B. et al. (1993): Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes ‚Großtrappe‘. – *Natur und Landschaft* 68: 565–576.
- Brandl, R., Lübcke, W. & Mann, W. (1986): Habitatwahl beim Neuntöter (*Lanius collurio*). – *J. Orn.* 127: 69–78.
- Feldmann K. (1993): Habitatnutzung und Brutökologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) und Wasserpiepers (*Anthus spinoletta*) im Dischmatal bei Davos. – Unveröff. Diplomarbeit am Zoologischen Institut der Universität Zürich.
- Fischer, S. & Schneider, R. (1996): Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. – *Vogelwelt* 117: 225–234.
- Haustetter, R. (1992): Beobachtungen am Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) im Ammertal bei Tübingen unter besonderer Berücksichtigung der Brutbiologie. – Unveröff. Diplomarbeit an der Fak. für Biologie der Univ. Tübingen.
- Kesting, A. (1995): Nahrungsökologische Untersuchungen am Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) während der Nestlingszeit im niedersächsischen Drömling. – Unveröff. Diplomarbeit Technische Hochschule Braunschweig.
- Labhardt, A. (1988a): Siedlungsstruktur von Braunkehlchenpopulationen auf zwei Höhenstufen der Westschweizer Voralpen. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 51: 139–158.
- Labhardt, A. (1988b): Zum Bruterfolg des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Abhängigkeit von der Grünlandbewirtschaftung in den Westschweizer Voralpen. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 51: 159–178.
- Labhardt A. (1988c): Zur Nahrung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) während der Jungenaufzucht. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 51: 179–185.
- Labhardt, A. (1991): Zur Biologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) im Voralpengebiet der Westschweiz. – Inauguraldissertation Univ. Basel.
- Litzbarski, B., Litzbarski, A. & Jaschke, W. (1988): Habitatstrukturen im Nahrungsangebot für ausgewählte Vogelarten unter den Bedingungen intensiver landwirtschaftlicher Produktion. Einfluß von Agrochemikalien auf die Populationsdynamik von Vogelarten in der Kulturlandschaft. – *Festsymposium Seebach 1988*: 116–124.
- Litzbarski, H. (1995): Extensive Landnutzung, Landschaftspflege und -gestaltung im Schutzprojekt ‚Großtrappe‘. – In: Schwöppe, W. & Terluter, H. (Hrsg.) (1995): *Natura 2000 – Gibt es Zukunftsperspektiven in der europäischen Kulturlandschaft?*, S. 93–103.
- Mattes, H. (1988): Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. – *Münstersche Geographische Arbeiten*, Heft 30, Paderborn, 138 S.
- Müller, H. J. et al. (1978): Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge. – *Zool. Jb. Syst.* Band 105: 131–184.
- Müller, M. (1985): Reviere, Reviernutzung und Nahrungssuchverhalten des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in zwei Populationen der Waadtländer Voralpen. – Unveröff. Diplomarbeit am Zool. Museum der Univ. Zürich.
- Oppermann R. (1990): Eignung verschiedener Vegetationsstrukturen als Habitat für Wiesenbrüter. – Inauguraldissertation Univ. Freiburg i.Br.
- Oppermann, R. (1992a): Habitatpräferenzen verschiedener Vogelarten für Strukturtypen des Grünlandes. – *Naturschutzforum* 5/6: 257–295.
- Oppermann, R. (1992b): Das Ressourcenangebot verschiedener Grünlandgesellschaften und dessen Nutzung durch Brutvögel. – *Phytozoologia* 21: 15–89.
- Oppermann R. (1993): Nahrungspotenziale einer Landschaft für Wiesenbrüter und Konsequenzen für die Grünlandextensivierung. – *Verh. d. Ges. für Ökologie*, Band 22: 221–227.
- Oppermann R. (1997): Das Gebiet Mittelmess und sein Umfeld – Vegetation, Habitatstruktur und Avifauna. – *Schriften des Vereins für Geschichte und Naturgeschichte der Baar* 40: 127–180.
- Oppermann, R. (1999): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatansprüche des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. – *Die Vogelwelt* 120: 7–25.
- Rebstock, H. & Maulbetsch, K.-E. (1988): Beobachtungen am Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) in Balingen-Ostendorf. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 51: 91–118.
- Remmert, H. (1994, Hrsg.): *Minimum animal populations*. – Berlin, Heidelberg, New York. 156 S.
- Schudel, H. (1982): Beuteangebot und Beutefang eines Neuntöterpaares im Kanton Zürich. – Unveröff. Diplomarbeit am Zool. Institut der Universität Zürich.
- Weiss, V. (1994): Verhaltensökologische Untersuchung an Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*): Bedeutung und Nutzung von Warten als Habitatrequisite. – Unveröff. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Philipps-Univ. Marburg.

Anschrift des Verfassers

Dr. Rainer Oppermann
Institut für Landschaftsökologie
und Naturschutz
Mühlenstraße 19
D-78224 Singen

Sommerlebensräume der Wachtel *Coturnix coturnix* in der mittel- europäischen Agrarlandschaft

von Klaus George

1. Einleitung

Wenn in der Überschrift von „Sommerlebensräumen“ statt von „Lebensraum“ die Rede ist, dann soll dies von Anfang an daran erinnern, dass die Wachtel ein Zugvogel ist. Sie verbringt nur wenige Monate des Jahres bei uns in Mitteleuropa und dies mit stark schwankender Häufigkeit. Auch wird der Begriff „Lebensraum“ im Plural verwendet, denn in unserer Agrarlandschaft werden eine Vielzahl von Feldfrüchten angebaut, und wie sich zeigen wird, differenziert die Wachtel sehr genau, ob auf einem Acker beispielsweise Weizen oder Gerste, Wintergerste oder Sommergerste ... wächst.

2. Kurzporträt der Wachtel und Besonderheiten ihrer Biologie

Unsere heimische Wachtel, um die 100 g schwer und nur etwa so groß wie eine Feldlerche, gehört zu den kleinsten Hühnervögeln der Welt. Sie und die Japanwachtel *Coturnix japonica* sind unter den Hühnervögeln die einzigen echten Zugvögel (Raethel 1988). Alle Wachtelarten sind „Wettervögel“, d. h. auch die nichtziehenden Arten besetzen und räumen in Abhängigkeit von Niederschlägen und Nahrungsangebot Brutplätze in verstreutem Wechsel (Glutz von Blotzheim et al. 1994). Kipp (1956) bezeichnet die Gattung *Coturnix* auch als Invasionsvogel-Gruppe und schreibt: „Oft ist die Wachtel mehrere Jahre hindurch in weiten Gebieten nur spärlich vertreten. Dann folgt ein Jahr oder ... Jahre, in welchen ihre Zahl in auffälliger Weise anschwillt. ... Doch ebenso rasch wie der Bestand zugenommen hatte, kann er auch wieder schwinden, und es bleibt nur eine schwache, jährlich etwas schwankende Besetzung der Gebiete übrig.“ Stenger (1955), der zwischen 1929 und 1954 in Süddeutschland und Österreich 34 Brutnachweise erbrachte und auswertete, fand im Monat Mai zwei Gelege, von Juni bis August Gelege

und Weibchen mit juv. in etwa gleichem Verhältnis sowie noch im September fünf Weibchen mit juv. und sogar am 20. September ein Nest mit 5 Eiern, aus denen die juv. nur kurze Zeit später schlüpften. Es werden 6 bis 17 Eier gelegt. Das vollständige Gelege wird 18 Tage lang mit seltenen Ausnahmen allein vom Weibchen bebrütet. Stenger (1955) kann überdies belegen, dass im August und September auch erst wenige Wochen alte Wachteln erstmals brüten. Wachteln können also bereits im ersten Kalenderjahr geschlechtsreif werden, an einem Zwischenzug teilnehmen und unter Umständen auch brüten. Es besteht deshalb durchaus die Möglichkeit, dass ein Teil der mitteleuropäischen Spätbruten von diesjährigen Vögeln lokaler oder noch eher mediterraner Herkunft gezeitigt werden (Glutz von Blotzheim et al. 1994).

3. Material und Methoden

Im Jahr 1980 begann ich meine planmäßigen Untersuchungen zur Klärung verschiedener Fragen der Biologie der Wachtel, darunter die Frage nach Habitatpräferenzen. Die verschiedenen Untersuchungsgebiete befanden sich ausnahmslos im Gebiet des heutigen Bundeslandes Sachsen-Anhalt und repräsentieren die Verhältnisse der Landwirtschaftsflächen von den Niedermoor- bis zu den Mittelgebirgsstandorten. Entsprechend der tatsächlichen Flächenverhältnisse sind dabei die Untersuchungen auf den fruchtbaren Lössstandorten jedoch stark überrepräsentiert. In der Summe der Jahre wurden in den Monaten April bis Juli insgesamt 53264 ha kontrolliert. Erfasst wurden alle Wachtelnachweise, vorrangig durch das Kartieren der rufenden Männchen. Bis einschließlich 1994 wurden auch die angebauten Fruchtarten nach ihren Flächenanteilen festgestellt.

Entsprechend den Schwerpunkten dieser Tagung wird die für die Fragestellung nach den Habitatpräferenzen

zu Anwendung gekommene Auswertungsmethode nachfolgend ausführlich erläutert:

Schlüsselarten eines jeden Wachtelhabitats sind ohne Zweifel die auf den landwirtschaftlichen Flächen wachsenden Kulturpflanzen (Fruchtarten). Sie werden meist in Reinkultur (z. B. Weizen), seltener als Gemenge (z. B. Luzerne-Gras-Gemisch) angebaut. Aufzuschreiben, aus welcher Fruchtart eine Wachtel ruft, bereitete noch keine Schwierigkeiten. Mit Sicherheit zu einem falschen Ergebnis führen musste aber das bloße Zusammenzählen der Rufer aus Winterweizen, Sommergerste, Klee usw. Da nämlich Wintergetreide in Mitteleuropa auf über 40 % der Ackerfläche angebaut wird, ist es so nicht verwunderlich, dass Glutz von Blotzheim et al. (1994) meinen, fruchtbare Wintergetreidefelder wären bevorzugte Brutbiotope. Sollten aber Sommergetreidefelder weniger gern von der Wachtel besiedelt werden, nur weil deren Anteil an der Ackerfläche unter 10 % liegt?

Dies war zu bezweifeln, weshalb zunächst die Arbeitshypothese: es wird keine Fruchtart bevorzugt, aufgestellt wurde.

Um diese Hypothese zu überprüfen reichte aber das bloße Notieren, in welchen Fruchtarten sich die Wachteln aufhalten, nicht aus. Unbedingt war der Flächenumfang der angebauten Fruchtarten im Untersuchungsgebiet zu erfassen, und der hauptsächliche Aufenthalt einer Wachtel (Revier) war einer Fruchtart zuzuordnen. Letzteres bereitete unter den Bedingungen der Landwirtschaft Ostdeutschlands mit den riesigen Feldern keine Schwierigkeiten. So konnten dann die Abundanzwerte (n Nachweise/1000 ha) für jede einzelne Fruchtart errechnet werden, wobei sofort augenfällig wurde, dass die Arbeitshypothese der Gleichverteilung nicht zu halten war. 2,5 Nachweise/1000 ha Wintergerste standen 18,7 Nachweise/1000 ha Sommergerste gegenüber!

Um Habitatpräferenzen zu erkennen, mussten die unterschiedlichen Siedlungsdichten auch einer statistischen Prüfung Stand halten. Deshalb wurde das Beobachtungsmaterial nach der Empfehlung von Niemeyer (1980) mittels χ^2 -Test geprüft. Danach ist

$$\chi^2 = \sum_{i=k}^k \frac{(c_i - d_i)^2}{d_i}$$

wobei k die Anzahl der besiedelten Fruchtarten, c_i das Produkt aus Kontrollflächengröße und Abundanz in Fruchtart i , d_i der zu erwartende Abundanzwert in der Fruchtart i bei unterstellter Gleichbesiedlung aller Fruchtarten von i bis k ist.

4. Ergebnisse

Ein wichtiges Ergebnis der Untersuchungen ist eine Anfang der 80er Jahre beginnende Zahlenreihe zur Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet bei Badeborn (Landkreis Quedlinburg), wo 13mal zwischen 1981 und 1997 auf einer durchschnittlich 2992 ha großen Kontrollfläche die Siedlungsdichte der Wachtel bis zur Getreideernte erfasst wurde (Tab. 1). Das untersuchte Kerngebiet war minimal 1503 ha klein und wurde entsprechend meinen zeitlichen Möglichkeiten bis auf maximal 3636 ha ausgedehnt. Im Ergebnis zeigt sich ein jährlich stark schwankender Bestand

Tab. 1: Siedlungsdichte der Wachtel bis zur Getreideernte im Untersuchungsgebiet bei Badeborn (Landkreis Quedlinburg).

Jahr	Kontrollfläche	Nachweise	Abundanz
1981	1503	7	4,7
1985	2700	18	6,7
1987	2830	6	2,1
1988	2891	12	4,2
1989	3232	22	6,8
1990	2980	11	3,7
1991	2413	3	1,2
1992	3023	19	6,3
1993	3426	36	10,5
1994	3387	10	3,0
1995	3503	8	2,3
1996	3376	10	3,0
1997	3636	22	6,1
	38900	184	4,7

zwischen 1,2 und 10,5 Nachweisen je 1000 ha ohne erkennbare Tendenz einer Zu- oder Abnahme. Die Schwankungen sind für eine Invasionsvogelart nicht un-

typisch. Der Durchschnittsbestand beträgt 4,73 Nachweise/1000 ha.

Aber nun zu den Habitatpräferenzen, dem eigentlichen Thema dieses Vortrages: Es wurden Felder und Wiesen untersucht und für die Auswertung zwischen 41 Habitaten (Synonym: Fruchtarten) unterschieden. Tabelle 2 zeigt den Flächenumfang jeder dieser untersuchten Fruchtarten, die Anzahl der Wachtelnachweise und die daraus errechneten Abundanzwerte. Wie unter 3. beschrieben, wurde dieses Material statistisch geprüft. Für die 21 besiedelten Fruchtarten (Habitats) errechnet sich der Wert $\chi^2 = 155,08$ mit $k-1 = 20$ Freiheitsgrade. Da der Grenzwert von $\chi^2_{20; 0,005} = 40,00$ vom errechneten χ^2 überschritten wird, kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $P = 0,5\%$ angenommen werden, dass die 21 Fruchtarten unterschiedlich dicht besiedelt werden. Im zweiten Schritt konnte nun mit dem selben Prinzip (χ^2 -Test) geprüft werden, ob die Differenzen zwischen

Tab. 2: Untersuchte Fruchtarten (ha), Wachtelnachweise (n) und Abundanzen (n/1000 ha) im Ergebnis von Untersuchungen in Sachsen-Anhalt zwischen 1980 und 1994 (nach George 1996a)

Fruchtart	Kontrollfläche ha	Nachweise n	Abundanz n/1000 ha
Getreide			
Winterweizen	11.703	72	6,15
Wintergerste	4.443	11	2,48
Winterroggen und Triticale	591	0	
Sommerweizen	148	2	13,51
Sommergerste	2.888	54	18,70
Sommerroggen	3	0	
Hafer	483	1	2,07
Sommermenggetreide	100	0	
Ölsaaten			
Winterraps	1.064	2	1,88
Senf	112	2	17,85
Mohn	62	0	
Sonnenblumen	27	0	
Feldgemüse			
Zwiebeln, Porree	144	0	
Körnerleguminosen			
Erbsen	2.569	10	3,89
Buschbohnen	2.180	3	1,38
Ackerbohnen	156	0	
Ackerfutter			
Mais	2.672	5	1,87
Einjähriges Weidelgras	334	2	5,99
Rotklee	885	5	5,65
Luzerne	1.285	9	7,00
Hafer mit Klee- oder			
Gras-Einsaat	799	6	7,51
Klee-Gras-Gemisch	859	4	4,66

Fruchtart	Kontrollfläche ha	Nachweise n	Abundanz n/1000 ha
Sommergerste oder Sommerroggen mit Klee-Einsaat			
Luzerne-Gras-Gemisch	345	6	17,39
Sommergerste oder Sommerroggen mit Luzerne-Einsaat			
Mais mit Luzerne-Einsaat	209	4	19,14
sonstige Ackerfuttermenge	20	0	
Saatgutproduktion			
Zucker- und Futterrüben im 2. Standjahr (Vermehrung)	270	0	
Spinat	247	0	
Radies	57	0	
Petersilie und Dill	87	0	
Gurken und Kürbis	37	0	
Sonderkulturen			
Tabak und Hanf	397	0	
Hackfruchtproduktion			
Zucker- und Futterrüben	5	0	
Kartoffeln	3.073	0	
Brache			
Schwarzbrache mit Selbstbegrünung	468	1	2,14
Grünland			
Wiesen	20	1	50,00
Weiden und Hutungen	973	2	2,06
Zwischensumme			
	41.664	212	
Fruchtart nicht zuzuordnen			
	1.085	3	
Summe			
	42.749	215	5,03

den Abundanzen in den einzelnen Fruchtarten signifikant sind. Im Ergebnis kann zwischen folgendermaßen definierten optimalen, suboptimalen und pessimalen Habitaten unterschieden werden:

■ **Optimale Habitate:** Die Abundanz liegt im Durchschnitt über 7 Wachtelnachweisen/1000 ha, und es ist keine Fruchtart bekannt, die signifikant bevorzugt besiedelt wird. Die Bevorzugung der optimalen gegenüber mindestens einer pessimalen Fruchtart ist nachgewiesen.

■ **Suboptimale Habitate:** Die Abundanz liegt im Durchschnitt zwischen 3,5 und 7 Wachtelnachweisen/1000 ha, und es ist mindestens eine Fruchtart bekannt, die signifikant bevorzugt besiedelt wird. Eine signifikante Bevorzugung der suboptimalen gegenüber einer pessimalen Fruchtart ist möglich.

■ **Pessimale Habitate:** Die Abundanz liegt im Durchschnitt unter 3,5 Wachtelnachweisen/1000 ha, und es sind mindestens fünf Fruchtarten bekannt, die signifikant bevorzugt besiedelt werden. Eine signifikante Bevorzugung der pessimalen gegenüber irgendeiner anderen besiedelten Fruchtart ist nicht nachweisbar.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 zusammengefaßt.

Von Brache (aufkommende Ackerunkräuter auf gepflügtem, aber nicht bestelltem Acker), Senf und Sommerweizen kann angenommen werden, dass sie ebenfalls den optimalen Habitaten zuzurechnen wären. Leider ist der Stichprobenumfang zu gering. Dies gilt auch für einjähriges Weidelgras, das gemessen an der dort erreichten Abundanz den suboptimalen Habitaten zugeordnet werden könnte.

Wichtigste Gemeinsamkeit der im Sinne der Definition gesichert optimalen

Habitate ist die Frühljahrsaussaat der angebauten Kulturpflanzen, was zur Folge hat, dass zum Zeitpunkt der Ankunft der Wachteln der Boden nicht vollständig bedeckt ist. Aufwertend ist auch der gemischte Anbau von Sommergetreide und/oder Gras mit Luzerne und Klee. Bemerkenswert weiterhin: Stickstoffdüngung erfolgt nicht oder auf sehr niedrigem Niveau (Braugersteproduktion). Insektizide wurden allenfalls bei starkem Befallsdruck durch Blattläuse in der Sommergerste eingesetzt.

Flächenbedeutende Fruchtarten, die der Wachtel offenbar nicht als Habitat dienen können, sind Futter- und Zuckerrüben. Hingegen gelang mir 1997 bei Güntersberge im Harz erstmalig ein Wachtelnachweis in Winterroggen, der damit zu den pessimalen Fruchtarten aufrücken würde.

5. Diskussion

Welche Erkenntnis ist neu? Schon *Bechstein* (1807) und *Naumann* (1833) wussten, dass Wiesen nur eine geringe Bedeutung als Wachtelhabitat haben. Verständlich wird dies jedoch erst durch die hier vorgestellten Ergebnisse. Die Wachtel hat sich in ihrer Evolutionsgeschichte an die schnelle Besiedlung plötzlich entstehender und nur kurzzeitig existierender Lebensräume angepasst. Solche Lebensräume boten die aufkommende Vegetation z. B. der Halbwüsten und Zwergstrauchsteppen nach Regenfällen (*Vaurie* 1965). Die Mähwiesen und Weiden Mitteleuropas haben mit solchen Habitaten kaum etwas gemein. Vor allem haben sie zum Zeitpunkt der Ankunft der Wachtel einen bodendeckenden Pflanzenbestand. Völlig anders sehen Sommergetreidebestände im Frühjahr aus (Reihenabstand 10–15 cm). Es sind gleichsam plötzlich entstehende

Lebensräume, hier durch Aussaat. Vergleichbar sind wohl in engen Reihen im Frühjahr gedrillter Senf und selbst begrünende Schwarzbrachen durch aufkeimende Ackerwildkräuter, ein leider viel zu seltenes Szenario in Deutschland. Im Unterschied zu Wiesen weisen diese und andere aufkeimenden Pflanzenbestände zum Zeitpunkt der Ankunft der Wachtel eine sehr geringe Bodenbedeckung auf. Die Bodenbedeckung ist auch geringer als im bereits bestockten Wintergetreide, im Winterroggen oder in etablierten Ackerfutterbeständen (Luzerne, Klee, Klee-Gras-Gemisch), nicht jedoch so gering wie bei in großem Reihenabstand (45–75 cm) angebauten Mais, Buschbohnen, Kartoffeln oder Futter- und Zuckerrüben. Auf Wiesen kann es durch Kalamitäten der Feldmaus lokal und in größeren Zeitabständen von Massenvermehrungen dazu kommen, dass ebenfalls zeitweilig keine Bodenbedeckung besteht.

Wie die Evolution der Wachtel beweist, ist die schnelle Besiedlung früher Sukzessionsstadien auf bis dahin pflanzenfreien Böden eine erfolgreiche Strategie. Untersuchungen von *Witsack* (1997) zur Entwicklung von Tiergemeinschaften auf Brachen in der Agrarlandschaft zeigen, dass auf Brachflächen bereits zu Beginn der Sukzession mehr als doppelt soviel Individuen der epigäischen bodenoberflächenaktiven Arthropoden gefangen werden, wie auf naturnahen Flächen. Insbesondere die Carabidae (aber auch die Araneae und Diptera) erreichten hier bis zu zehnmal höhere Abundanzwerte. Arthropoden sind die Hauptnahrung der Wachtelweibchen zur Brutzeit und die ausschließliche Nahrung der Kücken (*Guyomrc'h & Combreau* 1989)!

Es soll hier aber nicht der Eindruck erweckt werden, dass ausschließlich die Masse der Arthropoden das Vorkommen der Wachtel steuert. Wichtigste Steuergröße für stark vermehrtes Vorkommen (Invasion) oder unterdurchschnittliche Seltenheit ist die Witterung. So werden von Trockenheit heimgesuchte Gebiete verlassen, was andernorts vermehrtes Auftreten zur Folge hat (z. B. *George* 1993, 1996a; *Stenger* 1955).

Auch die Struktur der Pflanzenbestände ist bedeutsam, denn der kleine Hühnervogel schätzt offenbar auch Lauffreiheit auf vegetationsfreiem Boden (zwischen den Reihen), gepaart mit

Tab. 3: *Optimale, suboptimale und pessimale Habitate (Fruchtarten).*

Optimale Habitate	Suboptimale Habitate	Pessimale Habitate
Sommergerste oder Sommerroggen mit Luzerne-Einsaat	Luzerne	Wintergerste
Sommergerste	Winterweizen	Mais
Sommergerste oder Sommerroggen mit Klee-Einsaat	Rotklee	Buschbohnen
Luzerne-Gras-Gemisch	Klee-Gras-Gemisch	Kartoffeln
Hafer mit Klee- oder Gras-Einsaat	Erbsen	Hafer Winterraps Mähwiesen



Abb. 1: Verteilung der Wachtelvorkommen (schwarze Punkte) in den Jahren 1993 bis 1997 in Teilen der Gemarkungen Badeborn, Rieder und Ballenstedt (Sachsen-Anhalt). Der Landschaftsausschnitt umfaßt außerhalb der Ortslagen und angrenzender Streuobstwiesen 2825 ha Ackerland und 75 ha Grünland eines Flugplatzes (schraffiert).

guter Deckung und Stellen mit eher schütterem Pflanzenbewuchs als Sonnenbadestelle im Revier. Auf jeden Fall sucht die Wachtel in einem bestimmten Gebiet die bevorzugten Fruchtarten zur Reviergründung, wie in Kenntnis der hier vorgestellten Ergebnisse sehr eindrucksvoll die Abbildung in *Kämpfer-Lauenstein* (1997) zeigt. Der fruchtfolgebedingte Wechsel der Standorte der Fruchtarten, die als optimale Habitate bekannt sind, führt über die Jahre zu einer annähernden Gleichverteilung der Wachtelnachweise in weiten Teilen einer Feldflur (Abb. 1). Ungeklärt ist dabei jedoch bis jetzt, warum bestimmte Teile der Flur nie besiedelt sind. Vermutet werden mikroklimatische Besonderheiten. Im hier untersuchten Landschaftsausschnitt, der im Regenschatten des Harzes gelegen nur ca. 500 mm Jahresniederschlagssumme aufweist, scheint die Wachtel Flächen zu meiden, von denen der Tau morgens schneller abfließt.

6. Schlussfolgerungen

Ein Artenschutzprogramm für die Wachtel wäre aus gegenwärtiger Sicht in

Deutschland kaum zu rechtfertigen, denn eine abnehmende Siedlungsdichte lässt sich in einem Zeitraum von 17 Jahren nicht nachweisen. Die Abnahme bevorzugter Fruchtarten (Habitate) wie Sommergetreidearten und Luzerne-Gras-Gemisch in dem dieser Arbeit zugrundeliegenden Untersuchungsgebiet in Sachsen-Anhalt wurde durch die deutliche Flächenausdehnung des suboptimalen Habitats Winterweizen auch zu Lasten von Fruchtarten, die von der Wachtel gar nicht besiedelt werden (z. B. Zuckerrübe) kompensiert. Vielmehr wären Synergieeffekte von Bedeutung, die aus Schutzmaßnahmen für andere im Bestand drastisch abnehmende Tier- und Pflanzenarten der Ackerlandschaft einen positiven Effekt auf den Wachtelbestand haben würden. Zu fordern wären hier folgende Maßnahmen: Größere Fruchtartenvielfalt durch vermehrten Anbau von Ackerfutter (insbesondere Luzerne und Klee bei Bestandsgründung durch Einsaaten in Sommergetreide) und Sommergetreide, Reduzierung der Stickstoffdüngung, Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln, Anlegen von sich selbst begrü-

nenden Brachen und Ackerrandstreifen (vgl. auch George 1995, 1996b). Zu befürchten ist, dass die Nivellierung der Getreidebestände, wie sie die satellitengestützte Erfassung der Erträge während des Mähdruschs auf den verschiedenen Teilen eines Feldes (Senken, Ebenen, Hänge, Köpfe und Vorgewende), gekoppelt mit computergestützter Regelung von Aussaatmengen und Düngergaben ermöglicht, zu einer weiter abnehmenden Vielfalt (Mikroklima, Arthropodenfauna) führt und damit die Habitatqualität unserer Nutzpflanzenbestände für Wildtiere wie die Wachtel weiter sinkt.

7. Zusammenfassung

Schlüsselarten eines jeden Wachtelhabitats sind die auf den Feldern angebaute Kulturpflanzen (Fruchtarten). Da die Wachtel in ihrer Evolution als Zug- und Invasionsvogelart an die schnelle Besiedlung plötzlich entstehender Pflanzengesellschaften auf sonst weitgehend vegetationsfreien Flächen (z. B. nach Regenfällen in Halbwüsten) angepasst ist, bevorzugt sie in Mitteleuropa im Frühjahr bestellte Kulturpflanzenbestände, die zum Zeitpunkt ihrer Ankunft bereits eine weitgehende, aber nicht geschlossene Bodendeckung vorweisen. Untersucht wurden über 40 verschiedene Fruchtarten. Unter den besonders flächenbedeutenden Getreidearten sind hinsichtlich ihrer Habitateignung Sommergerste als optimal, Winterweizen als suboptimal und Wintergerste als pessimal einzustufen. Die Einsaat von Luzerne, Klee oder Gräsern wirkt sich offenbar positiv auf die Habitatqualität aus. Optimale Habitate werden gezielt aufgesucht, was fruchtwechselbedingt über Jahre zu einer Gleichverteilung der Wachtelnachweise in großen Teilen einer Feldflur führt. Bestandsschwankungen sind witterungsbedingt.

8. Literatur

- Bechstein, J. M. (1807): Gemeinnützige Naturgeschichte Deutschlands nach allen drey Reichen. Bd. 3b. – Verlag S. L. Crusius, Leipzig.
- George, K. (1993): Aktuelles zur Siedlungsdichte der Wachtel (*Coturnix coturnix*). – Orn. Jber. Mus. Heineanum 11: 27–30.
- George, K. (1995): Neue Bedingungen für die Vogelwelt der Agrarland-

schaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung. – Orn. Jber. Mus. Heineanum 13: 1–25.

George, K. (1996a): Habitatnutzung und Bestandssituation der Wachtel *Coturnix coturnix* in Sachsen-Anhalt. – Vogelwelt 117: 205–211.

George, K. (1996b): Deutsche Landwirtschaft im Spiegel der Vogelwelt. Vogelwelt 117: 187–197.

Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5 Galliformes und Gruiformes. 2. Aufl. – Aula-Verlag, Wiesbaden.

Guyomarc'h, J. C. & O. Combreau (1989): La sélectivité alimentaire chez la caille des blés (*Coturnix c. coturnix*) en captivité: Choix des plantes herbacées. – Gibier Faune sauvage 6: 125–144.

Kämpfer-Lauenstein, A. (1997): Zum Vorkommen der Wachtel *Coturnix*

coturnix im Bayerischen Wald. – Orn. Anz. 36: 54–57.

Kipp, F. A. (1956): Die Gattung *Coturnix* – eine Invasionsvogel-Gruppe. – Vogelwarte 18: 160–164.

Naumann, J. F. (1833): Naturgeschichte der Vögel Deutschlands. Bd. 6. – Verlag E. Fleischer, Leipzig.

Niemeyer, H. (1980): Statistische Auswertungsmethoden. – In: P. Berthold, E. Bezzel & G. Thielcke (Hrsg.) (1980): Praktische Vogelkunde. Ein Leitfaden für Feldornithologie. 2. Aufl., Kilda-Verlag, Greven.

Raethel, H.-S. (1988): Hühnervögel der Welt. 4. Aufl. – Verlag Neumann-Neudamm, Melsungen.

Rasch, D. (1983): Biometrie. Einführung in die Biostatistik. 1. Aufl. – VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.

Stenger, P. B. (1955): Die Wachtel (*Coturnix coturnix* L.). Ein Beitrag zu ih-

rer Lebensgeschichte. Nachrichten des Naturwissenschaftl. – Mus. der Stadt Aschaffenburg 48: 1–24.

Vaurie, C. (1965): The Birds of the Palearctic Fauna. H. F. & G. Witherby, London.

Witsack, W. (1997): Zur Entwicklung von Tiergemeinschaften (Zoozönosen) auf Brachen in der Agrarlandschaft. In: H. Ahrens, K.-P. Meinicke & P. Wycisk (1997, Hrsg.): Entwicklung von Landnutzung und Umweltqualität in Mitteldeutschland. Sammelband zur Tagung an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg am 21. und 22. Oktober 1996, Halle.

Anschrift des Verfassers

Klaus George
 Pappelweg 183e
 D-06493 Badeborn

Eine Modellierung des Bruterfolgs der Feldlerche (*Alauda arvensis*) mit Hilfe der Fuzzy-Set-Methode

von Winfried D. Daunicht

Zusammenfassung

In der Arbeit werden erste Resultate einer Modellierung unter dem Einsatz der Fuzzy-Set-Theorie zur jährlichen Reproduktionsrate nestverlassender Junglerchen in reinen Ackerlandschaften dargestellt. Das Modell wurde mit dem Modellierungssystem FLECO erarbeitet, das im Projektzentrum Ökosystemforschung der Universität Kiel entwickelt wurde.

1. Einleitung

Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) ist eine Charakterart auf landwirtschaftlichen Nutzflächen wie Acker- und Grünland. Dort zählte sie lange Zeit zu den dominantesten Brutvogelarten, doch heutzutage erscheint sie schon auf einigen „Roten Listen“ (z.B. Knief et al. 1995). Die Siedlungsdichte der Feldlerchen erreicht auf günstigsten Ackerflächen Werte um 50 Reviere pro km²; in den meisten Fällen finden sich aber nur 20 Reviere/km²

(Glutz & Bauer 1985). In großflächigen und intensiv genutzten Ackergebieten kann diese Vogelart nach eigenen Untersuchungen auch quadratkilometerweise schon völlig fehlen. Dies hängt sehr vom Angebot an der für Lerchen geeigneten Strukturvielfalt der jeweiligen Landschaft ab.

Leben und Fortpflanzungsbiologie der Feldlerchen werden in großparzelligem Ackerland in hohem Maße durch das (Fein-)Strukturangebot der Vegetation bestimmt (Daunicht 1998). Als typischer Steppenvogel meidet die Feldlerche jegliche Hochstrukturen wie Bäume, Stromleitungen, Häuser oder sogar hohe Büsche (Glutz & Bauer 1985). In knickreichen Agrarlandschaften bevorzugt die Lerche deshalb Neststandorte mitten auf der Ackerfläche erst ab einem bestimmten Abstand zu den Büschen.

Die Nahrungssuche erfolgt ausschließlich vom Boden aus. So wird man wohl nur in äußersten Ausnahmefällen Feldlerchen beobachten können, die



Vegetationsfläche im Weizenfeld □ Fahrspuren im Weizenfeld □ Wegränder und Wege
 Abb. 1: Nutzung der Weizenkulturflächen, der Fahrspuren und der unbefestigten Wege durch Lerchen des Reviertyps „Weizen-Weg-Weizen“ im Jahr 1990.

auf einer Pflanze sitzend Nahrung aufnehmen. Am Boden ist sie darauf angewiesen, auch aus einer größeren Entfernung von mehreren Metern wirbellose Beutetiere zu entdecken. Eine Blätterwand, wie sie in den heutigen Ackergebieten meistens während der Jungenaufzucht zu finden ist, vermindert den Sucherfolg entscheidend. Die Feinstruktur steuert demnach die Flächennutzung der Feldlerchen in ihrem Aktionsraum und erlangt damit vor allem eine besondere Bedeutung für die Nutzung als Nahrungsfläche (Abb. 1). So suchen Feldlerchen die eigentliche Feldfläche zur Nahrungssuche nicht mehr auf, wenn die Kulturpflanzen dort einen Deckungsgrad des Bodens von 95 % erreichen (Abb. 2). Wenn nicht andere Kulturen, breite Feldraine oder freie und unbefestigte Wege in der Nachbarschaft vorhanden sind, bleiben nur die jeweils 50 cm breiten Fahrspurpaare im 20-m-Abstand übrig. Zu diesem Zeitpunkt beginnen auch die Revieraufgaben der Lerchen (Abb. 3). Diese Restfläche von ca. 5 % der anfänglich nutzbaren Revierfläche reicht oft für die adulten Lerchen selbst nicht mehr aus, so dass ab diesem Zeitpunkt Reviere verstärkt aufgegeben werden. Eine erfolgreiche Jungenaufzucht ist fast ganz unmöglich, da auch bei einer „Aufblähung“ der Revierfläche schnell die von den Lerchen

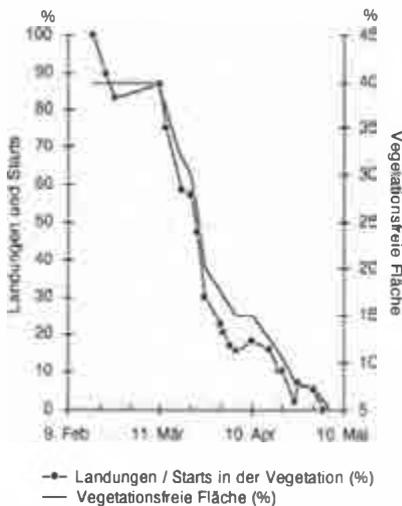


Abb.2: Korrelation zwischen der Nutzung der eigentlichen Kulturfläche und dem darin befindlichen, unbedeckten Flächenanteil in Revieren des Typs „Weizen-Weg-Weizen“ im Jahr 1990; (Spearman-Rank-Korrelation: $p < 0,0001$; $r_s = 0,99$).

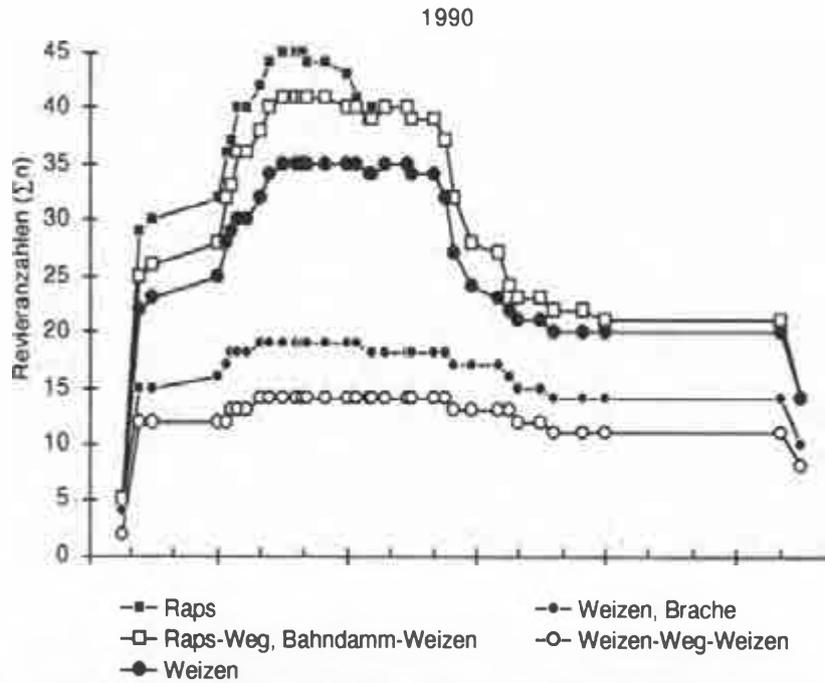


Abb.3: Saisonale Revierdynamik des Gesamtbestandes und unterschiedlicher Reviertypen in 1990 auf den Ackerflächen von Altbokhorst (kumulierte Darstellung).

tolerierbaren, energetischen Grenzwerte überschritten werden.

Die ♀ akzeptieren die Reviere als Flächenvorauswahl der ♂ in ähnlich abgestufter Form wie die ♂ die Flächen ge-

mäß dem darin befindlichen Strukturangebot (Abb. 4). Die Strukturvielfalt bestimmt die Akzeptanzrate der ♀ sowohl als potentielles Brutrevier bei der Inspektion als auch als tatsächlich ge-

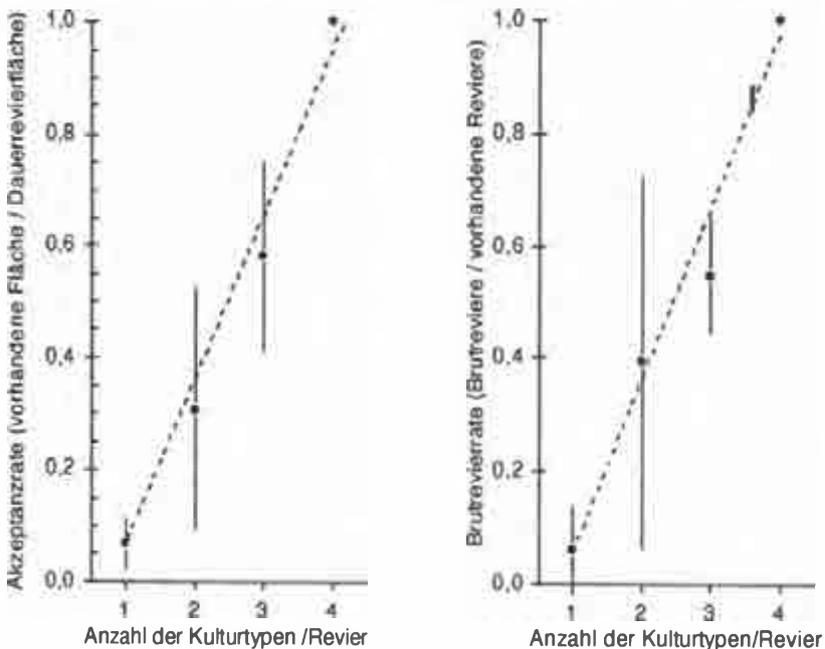


Abb.4: Akzeptanzraten des vorhandenen Flächenangebots durch Feldlerchen in Abhängigkeit von der Kulturvielfalt: links: als Dauerreviere durch Feldlerchen-♂, rechts: als Brutrevier durch Feldlerchen-♀. Aufgetragen sind das Mittel und die Standardabweichung der nach der Kulturrendiversität geordneten Reviertypen. Der dicke, senkrechte Strich im oberen Abschnitt der Regression zeigt den Ergebnisbereich nach Schläpfer (1988) an. (Die Regressionsgeraden dienen nur der Veranschaulichung des Trends; eine Berechnung ist streng mathematisch nicht möglich.)

nutzter Brutplatz. Im Zusammenspiel mit einer unterschiedlichen Ortstreue der Geschlechter kann dies zu einem starken Ungleichgewicht im Verhältnis der Geschlechter führen, das bis zu 91♂:9♀ erreichen kann. Auch deshalb kommt es in vielen Revieren in Wintergetreide oder Winterraps zu keiner Brut mehr.

Das Dilemma der Feldlerchen in einer großparzelligen Agrarlandschaft liegt also darin, dass in einem Revier am Boden zwei Ansprüche erfüllt sein sollten, die sich im Kern widersprechen: Zum einen sollen zur Nestanlage Flächen vorhanden sein, die zum Zeitpunkt des Nestbaubeginns im Idealfall mit 10–20 cm hoher Vegetation bedeckt sind. Zum anderen sollen etwa 2½ Wochen später während der Jungenaufzucht trotz des natürlichen Pflanzenaufwuchses Flächen mit am besten noch niedrigerer Vegetation eine höchst effektive Nahrungssuche ermöglichen: ein Elternvogel muss in dieser Zeit die Nahrung für bis zu 3½ Lerchen aufsammeln können. Wie in fast all solchen Fällen gilt: erst die Mischung macht's. Die ist nur an Kulturgrenzen möglich, was die Abhängigkeit dieser Vogelart vom sogenannten Grenzlinieneffekt in den artenarmen Kulturflächen verdeutlicht.

Die Kulturrenpräferenzen im Laufe einer Brutsaison verschieben sich entsprechend der Veränderung des Feinstrukturangebots der einzelnen Kultur- oder Struktureinheiten (Abb. 5).

Auf einer 1 km² großen Probefläche mit großflächigen und intensiv genutzten Ackerschlägen 30 km südlich von Kiel wurde eine 6jährige Untersuchung durchgeführt, da dort noch alljährlich etwa 30 Feldlerchenreviere beobachtet werden konnten. Trotzdem gelang es nur sehr eingeschränkt, Daten für eine konventionelle Modellierung zu erfassen. Die Gründe dafür waren:

- Nur das Finden von Feldlerchennestern erfordert schon einen enormen Zeitaufwand. In den meisten Fällen dauerte es mehr als 3 bis 5 Stunden, um ein einziges Nest zu finden. Jedes Revier, in dem bisher noch kein Nest gefunden werden konnte, muss darüberhinaus bei jeder Kontrolle erneut daraufhin geprüft werden, ob dort in der Zwischenzeit eine Nestanlage stattgefunden hat oder nicht. Dies wiederum erfordert ebenfalls einen Zeitaufwand von ½ bis 3 Stunden. Eine Ausdehnung der Untersuchungsfläche war deshalb nicht möglich.
- Eine hohe Anzahl der Feldlerchenmännchen blieb während der Brutsaison unverpaart, und deshalb konnte nur eine relativ geringe Anzahl Nester pro Jahr gefunden werden.
- Diese geringe Anzahl verteilte sich nun noch auf verschiedene Grundbedingungen wie z.B. die unterschiedliche Nutzung der Ackerflächen als Raps-, Weizen- oder anders genutzte Anbaufläche.

Deshalb wurde eine Modellierung mit einer unkonventionellen Methode

versucht. Das hier vorgestellte Modell berechnet die Anzahl der Brutpaare und die Produktion von das Nest verlassenden Jungvögeln auf der Basis einer Abschätzung der Vegetationsstruktur am Beginn der Brutperiode. Die Formel dieses Modells benötigt als weitere Eingangsvariablen die unterschiedlichen Kulturpflanzen bzw. deren Kombination innerhalb eines Reviertyps und die Anzahl der Territorien.

2. Modellstruktur

Der Bruterfolg der Feldlerchen hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie z. B.:

- Witterung
- landwirtschaftliches Management, wie Auswahl der Kulturpflanzen, Spritzen usw.
- Bestandssituation am Beginn einer neuen Brutperiode [hauptsächlich bedingt durch die Sterblichkeit während des Zugs und im Winterquartier bzw. die Überlebensrate am Beginn einer neuen Brutperiode]
- Nahrungsverfügbarkeit
- die individuelle Reaktion der Vögel auf die lokalen Gegebenheiten
- anderen Faktoren (wie z.B. Beutegreifer)

Es existiert weder ein analytisches Gesamtmodell der Beziehungen dieser Faktoren untereinander und zum Bruterfolg der Feldlerchen, noch reichen die Daten in vielen Fällen für eine statistisch abgesicherte Analyse aus. Aber es gibt einige wichtige Detailmodelle aufgrund von Daten aus der eigenen Feldstudie (Daunicht 1998), die die Grenzen für die Modellierung dieser Beziehungen aufzeigen:

- Daten über den Einfluss der saisonalen Veränderung im Bedeckungsgrad als Einflussgröße für die Nutzung der Fläche als Nahrungsraum;
- Daten über die unterschiedliche Akzeptanz der von den Männchen angebotenen Revierflächen durch die Weibchen als Brutreviere;
- Daten über die bevorzugte Vegetationshöhe bei der Nestanlage;
- Daten über den unterschiedlichen Bruterfolg in verschiedenen Feldstrukturelementen
- und Daten über den Bruterfolg bestimmter Reviertypen aus einigen Jahren.

Diese Daten und weitere während der Untersuchung gesammelten Kenntnisse können als Grundlage für eine wis-

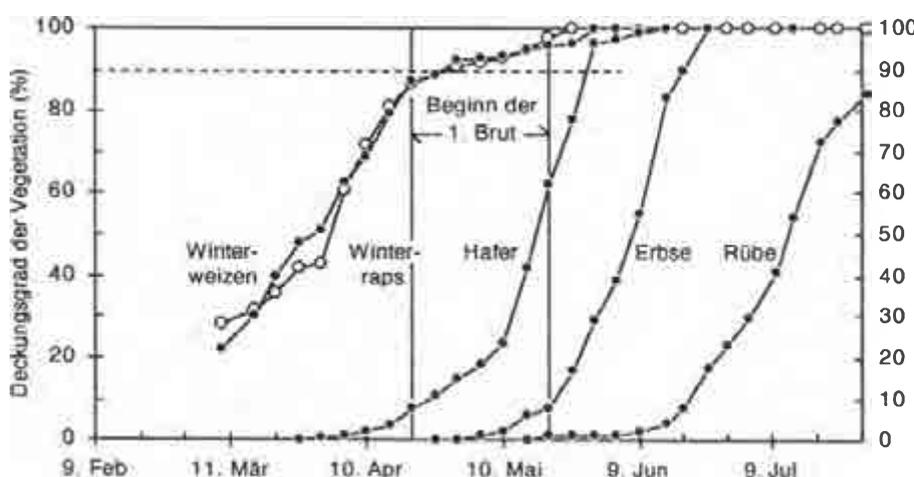


Abb. 5: Die Änderung der Deckungsgrade (%) 1991 in den einzelnen Kulturen im Untersuchungsgebiet Altbokhorst und dessen Umfeld. Gerste wurde nicht angebaut. Die gestrichelte Linie bei einem Deckungsgrad von 90 % kennzeichnet den Zeitpunkt, ab dem Reviere von Lerchenmännchen in schnell und hoch aufwachsenden Kulturen verstärkt aufgegeben werden.

sensbasierte Modellierung dienen. Aber die präzisen Beziehungen, die für ein konventionelles Lerchenmodell benötigt werden, sind nicht in allen Einzelheiten bekannt, sondern z. T. unvollständig oder unscharf bzw. können nur aus der Summe der Erfahrungen abgeschätzt werden. Zur Bearbeitung dieses Wissens und der z. T. unpräzisen Daten wurde die Fuzzy-Logik-Technik verwendet (Salski & Kandzia 1996).

Der erste Schritt in der Entwicklung eines Modells ist die Festlegung der Modellstruktur, d.h. Festlegung der Ein- und Ausgangsvariablen, Anzahl von Teilmodellen und die Verknüpfungen zwischen diesen Komponenten. Die Grundlage für die Festlegung der Struktur des dargestellten Modells ist ein Beziehungsmodell über die Umwelteinflüsse auf die Reproduktion von Feldlerchen (Abb.6).

Die Vegetationsstrukturen erwiesen sich für die Produktion an Junglerchen als Haupteinflussgrößen, die maßgeblich die Anzahl der Brutpaare steuern und den Bruterfolg aller begonnenen Brutversuche mitbestimmen. Im Ackerland dominiert der Einfluss der Vegetationsstrukturen über alle anderen Faktoren sehr stark. Über 4 Wege beeinflussen sie den Bruterfolg:

1. über die Anzahl der Männchenreviere, d.h. über die von den Männchen aus dem lokalen Bestand aller Männchen akzeptierten Teilflächen des Untersuchungsgebiets (breiter grauer/weißer und breiter weißer Pfeil in Abb. 6),
2. über die Anzahl der Brutpaare (d.h. über die von den Weibchen aus dem lokalen Bestand aller Weibchen akzeptierten Männchenreviere im Untersuchungsgebiet als Brutrevier (breiter grauer/weißer und breiter grauer Pfeil),
3. über die Anzahl der Bruten (schmaler schwarzer Pfeil),
4. über den Neststandort (breiter schwarzer Pfeil).

Die Wege des Punkts 2 und der Punkte 3 und 4 bilden die Grundlage der beiden Fuzzy-Teilmodelle (Abb. 7). Die Anzahl der Reviere, oben als Weg 1 beschrieben, stellt eine weitere Eingangsvariable des gesamten Fuzzy-Modells dar. Teilmodell 1 beschreibt den Einfluss der Vegetationsstruktur auf die Anzahl der Brutpaare auf einen je nach der Kulturpflanzenkombination speziellen Revierotyp. Die Eingangsvariablen dafür sind:

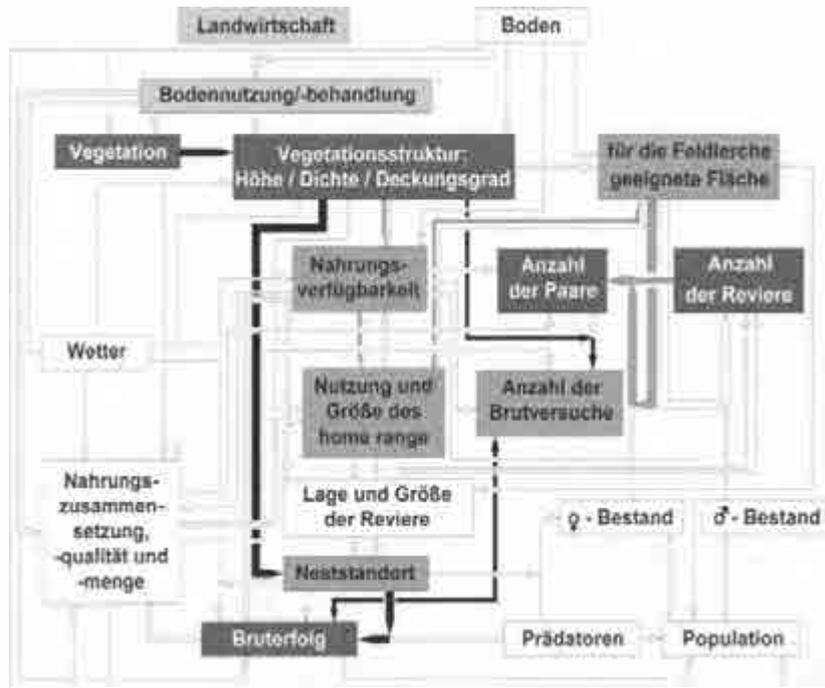


Abb.6: Beziehungsmodell über Umwelteinflüsse auf den Bruterfolg von Feldlerchen.

1. die jeweilige Kulturpflanze bzw. deren Kombination innerhalb eines bestimmten Reviertyps,
2. die durchschnittliche Vegetationshöhe der am frühesten auftretenden Kulturpflanzenart innerhalb des fraglichen Reviertyps,
3. der Bedeckungsgrad des Bodens der am frühesten auftretenden Kulturpflanzen innerhalb des fraglichen Reviertyps.

Die gleichen Eingangsvariablen werden auch für das zweite Teilmodell definiert, das den Einfluss der Vegetationsstruktur auf die Reproduktionsrate beschreibt. Die Werte der Männchenreviere, der Vegetationshöhe und des Bedeckungsgrads werden am 20. Mai für Reviertypen nur mit Sommerfeldfrüchten und deren Kombinationen und am 20. April für Winterfeldfrüchte und aller anderen Kombinationsmöglichkeiten im Freiland durch Schätzung und/oder Messung erfasst.

Die Ausgabevariable des ersten Submodells, der „Anteil an Brutpaaren“, wird mit der Eingangsvariablen, der „Anzahl der Reviere“, multipliziert und ergibt die „Anzahl der Brutpaare“. Durch eine weitere Skalarmultiplikation dieses Ergebnisses mit der Ausgangsvariablen des zweiten Teilmodells (Reproduktionsrate) wird der Produktionswert des gesamten Gebiets eines Reviertyps berechnet.

3. Wissensbasis des Modells

Zur Darstellung der Expertenkenntnis und zur Schätzung nicht messbarer oder nur unter unverhältnismäßig großem Aufwand erfassbarer Parameter werden häufig natürlichsprachliche Formulierungen verwendet, die unpräzise und unscharf sind. Auf dieser Grundlage kann eine „fuzzy“-Wissensbasis in der Form von „WENN – DANN“-Regeln mit linguistischen Ausdrücken formuliert werden.



Abb.7: Struktur des Fuzzy-Modells zur Abschätzung der Anzahl nestverlassender Feldlerchen pro Untersuchungsfläche und Jahr.

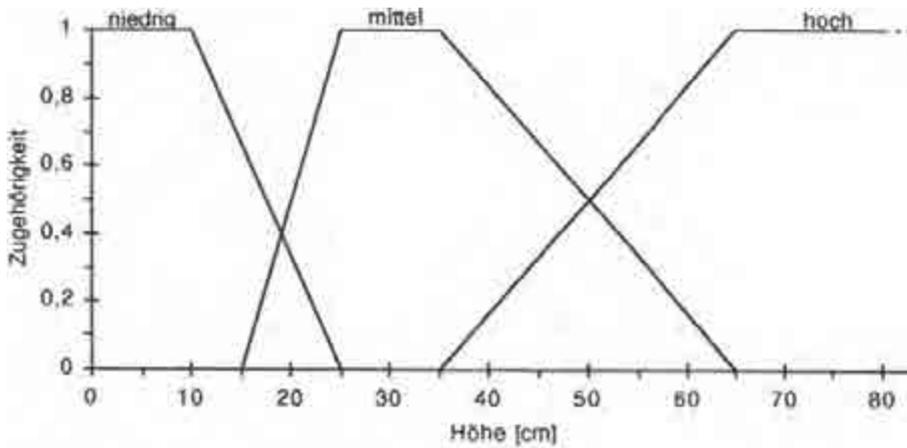


Abb. 8: Die „Fuzzy sets“ für die Variable „Vegetationshöhe“.

Matrix für das Teilmodell 1 "Brutpaar-Anteil"
 Vegetationsstrukturtypkombination:
 "langsamwüchsige Winterfeldfrucht" & "Wegrand"
 (z.B.: Winterweizen)

Bodendeckungsgrad	durchschnittlich	1,00	0,90	0,75
	hoch	0,80	0,70	0,50
	sehr hoch	0,50	0,40	0,35
		niedrig	mittel	hoch
		Vegetationshöhe		

Abb. 9: Beispiel-Matrix für die Regelfestlegung eines Teilmodells zur Berechnung des Brutpaaranteils.

Als Beispiel einer Regel sei genannt:
 WENN Reviertyp ist „langsamwüchsige Winterfeldfrucht-Wegrand“
 UND Vegetationshöhe ist „mittel“
 UND Bedeckungsgrad ist „hoch“
 DANN Reproduktion ist „etwa 1 Junges pro Paar“

Die linguistischen Ausdrücke in diesen Regeln (z. B. Abb. 8 u. 9) werden als Fuzzy-Mengen betrachtet, die von den jeweilig beteiligten Fachleuten definiert und in der Wissensbasis zusammen mit den Regeln gespeichert werden. Mit Hilfe von Inferenz-Methoden kann man diese Wissensbasis verwenden, um Ergebnisse als Modellantwort auf verschiedene Dateneingaben zu bekommen. Die Dateneingabe kann in numerischer („crisp“) oder unscharfer („fuzzy“) Form erfolgen. Das Modell kann die Ergebnisse ebenfalls als numerischer Wert nach einem Transformationsprozess (dem sog. „Defuzzifikation“-Prozess) oder in der Form von linguistischen Ausdrücke nach der linguistischen Approximation liefern (Salski & Kandzia 1996).

Die Wissensbasis des in der Arbeit vorgestellten Modells wurde mit Hilfe von dem Modellierungssystem FLECO entwickelt (Bui 1993, Nöhr 1997). FLECO unterstützt den Modellierer bei der Entwicklung seines Modells und bei der Durchführung von Simulationen. Die Wissensbasis dieses Modells wurde momentan für Reviertypen wie „schnellwüchsige Winterfeldfrucht“, „langsamwüchsige Winterfeldfrucht“, „früh aufkommende Sommerfeldfrucht“, „spät aufkommende Sommerfeldfrucht“ und Zweierkombinationen jedes dieser Reviertypen untereinander und mit der Struktur „Wegrand“ formuliert. Die Eingangsvariable „Reviertyp“ wurde als

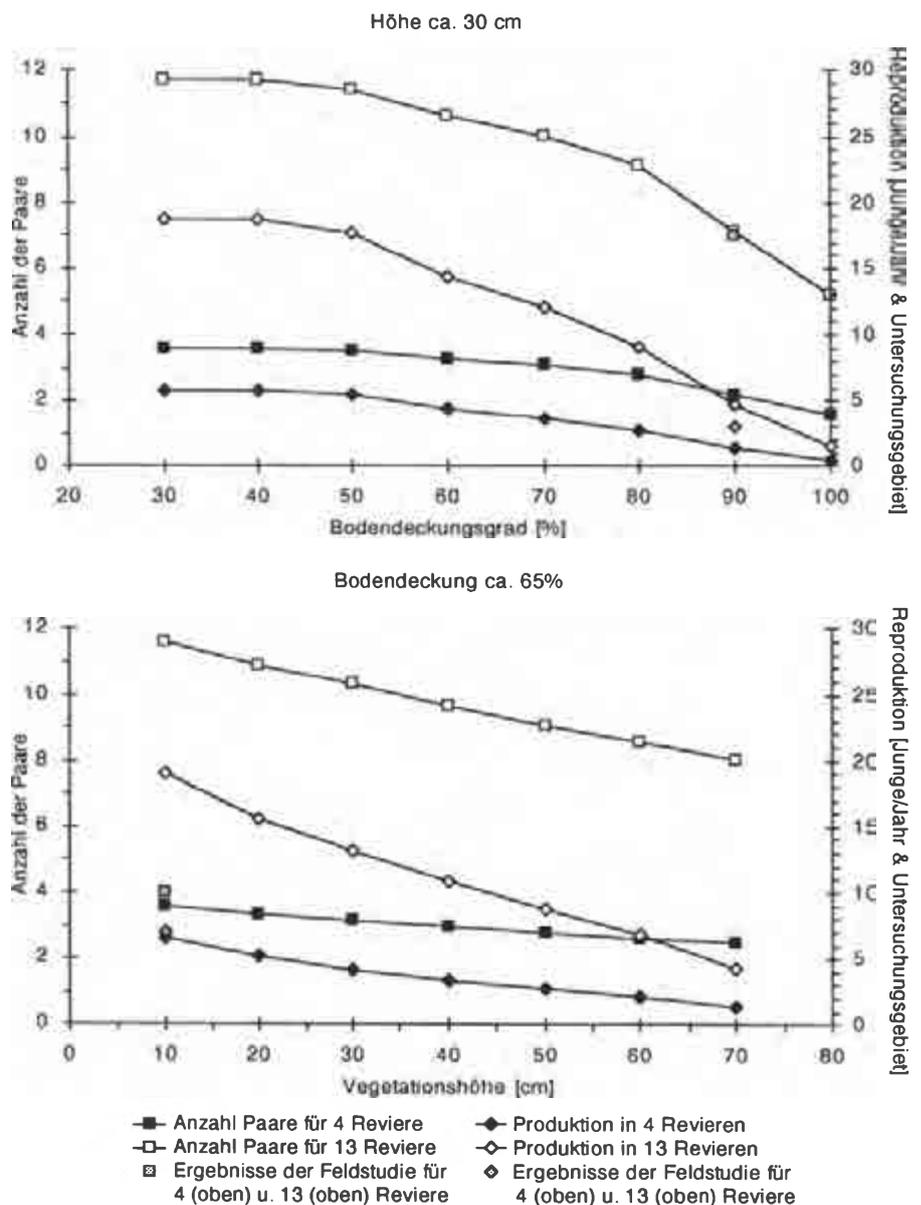


Abb. 10: Ergebnisse der Simulation und aus einer Feldarbeit für die Zweierkombination der Vegetationsstrukturtypen „langsamwüchsige Winterfeldfrucht“ und „Wegrand“.

symbolische Variable definiert, d. h. sie kann nur die o. g. symbolischen Werte annehmen. Die Eingangsvariable „Anzahl der Männchenreviere“ ist eine numerische Variable und sie kann jeden Wert in einem vordefinierten Intervall annehmen. Die Eingangsvariablen „Vegetationshöhe“ und „Bedeckungsgrad“ wurden als linguistische Variablen mit jeweils 3 „fuzzy sets“ definiert. Die „fuzzy sets“ „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ für die Variable „Vegetationshöhe“ sind in Abb. 8 dargestellt.

Bis jetzt wurden über 100 Regeln für die Teilmodelle 1 und 2 formuliert (s. Abb. 9), die auf den Daten und Erfahrungen der 5jährigen Freilandserhebungen in Norddeutschland basieren.

4. Simulationsergebnisse

Die Kalibrierung des Modells und die Simulation wurde auch mit Hilfe von FLECO durchgeführt. Die Kalibrierung bedeutet in diesem Fall die Anpassung des Modells an die im Freiland gefundenen Ergebnisse und wurde durch Änderungen in der Wissensbasis (z. B. durch Änderung der Fuzzy-Sets-Definitionen oder der Regeln) erreicht. Die Werte der Ausgangsvariablen wurden mit der Asilian/Mamdani-Inferenzmethode berechnet.

Die Ausgabewerte der Variablen „Anteil der Brutpaare“ und „Reproduktionsrate“ haben eine Fuzzy-Set-Form, die Werte von „Anzahl der Paare“ und „jährliche Produktion“ wurden in eine numerische Form transformiert (defuzzification process), um die Simulationsergebnisse mit den Befunden aus dem Freiland vergleichen zu können.

Abbildung 10 stellt die Simulationsergebnisse für die Zweierkombination der Vegetationsstrukturtypen „langsamwüchsige Winterfeldfrucht“ und „Wegrand“ dar. Die Abbildung zeigt einerseits die Beziehung zwischen der „Anzahl der Paare“ bzw. der „Produktion“ und dem „Bedeckungsgrad“ bei einer „Vegetationshöhe“ von etwa 30 cm und andererseits zwischen der „Anzahl der Paare“ bzw. der „Produktion“ und der Vegetationshöhe bei einem Bedeckungsgrad von etwa 65 %.

Die Simulationsergebnisse zeigen auf, dass die Anzahl der Paare und die Produktion desto schneller abnehmen je höher der Bedeckungsgrad wird und dass die Relation zwischen der Anzahl

der Paare bzw. der Produktion und der Vegetationshöhe im Intervall von 10 bis 70 cm annähernd linear verläuft.

Abbildung 10 zeigt auch einige Ergebnismerte der Freilandstudien. Die etwa 30 Reviere in jedem Jahr ergaben auf die jeweils 50 ha großen Ackerschläge verteilt nicht mehr Daten für die oben aufgeführte Kombination an Vegetationsstrukturen. In 3 von 4 Fällen stimmen die im Freiland gefundenen Daten mit den berechneten Daten gut überein. Der vierte Wert weicht ab, da ein einziges Nest (mit 3 Jungen) mehr als in der Berechnung erwartet durch Prädation verloren ging. Die Abweichung von Felddaten zu berechneten Daten kann insbesondere dann immer größer werden, je kleiner die „Anzahl der Brutpaare“ wird. In solchen Fällen kann der unerwartete Verlust nur eines Nestes eine Differenz von 100 % und mehr zur Folge haben. Solch eine Lage entstand im Fall der Modellierung für 13 Männchenreviere bei einer Vegetationshöhe von 30 cm und einem Bedeckungsgrad von 90 %. Hier war der im Freiland tatsächlich eingetretene Verlust eines weiteren Nestes mehr, als die Modellierung vorgab, verantwortlich für die Abweichung von etwa 70 %.

5. Schlussbemerkungen

Zur Zeit besteht noch kein analytisches Modell für die Produktion von Feldlerchen im Ackerland und es können nur die Expertenkenntnisse und einige Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen als Grundlage für eine Modellierung dienen. Der Einsatz der Fuzzy-Set-Theorie wurde vorgeschlagen, um die Unsicherheitsprobleme der wissensbasierten Modellierung zu lösen. Der Einsatz dieser Theorie ermöglicht eine Wissensrepräsentation mit unpräzisen Begriffen und eine weitere Bearbeitung dieser Kenntnisse. Aufgrund der vielversprechenden Ergebnisse sollen die Modellierungsarbeiten in diesem Bereich fortgeführt werden.

Das Modell wurde zur Zeit nur für die oben angeführte Zweierkombination kalibriert. Die Kalibrierung könnte noch für weitere Vegetationsstrukturtypen und weitere Kombinationen durchgeführt werden. Eine weitere Validierung des Modells verlangt zusätzliche Datensätze aus anderen Datenquellen.

Literatur

- Bui, M.-T., 1993: Weiterentwicklung eines Unterstützungssystems zur wissensbasierten Modellierung unter Einsatz der Fuzzy-Set-Theorie. – Diplomarbeit, Inst. f. Informatik und Angewandte Mathematik, Universität Kiel.
- Daunicht, W. D., 1998: Zum Einfluß der Feinstruktur in der Vegetation auf die Habitatwahl, Habitatnutzung, Siedlungsdichte und Populationsdynamik von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in großparzelligem Ackerland. – Diss. Univ. Bern.
- Daunicht, W. D., Salski, A. Sperlbaum, C., 1991: Ein Prognosemodell über den Bruterfolg von Feldlerchen, Ansatz mit der „Fuzzy Set Theory“. – Verh. Ges. Ökol. 20/1: 211–215.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K., 1985: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10 (1). – Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Knief, W., Berndt, R. K., Gall, T., Hälterlein, B., Koop, B., Struwe-Juhl, B., 1990: Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. – Schriftenr. Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftspflege.
- Nöhr, P., 1997: Weiterentwicklung des Unterstützungssystems FLECO zur fuzzy-wissensbasierten Modellierung. – Diplomarbeit, Inst. f. Informatik und Angewandte Mathematik, Universität Kiel.
- Salski, A., 1992: Fuzzy-knowledge-based models in ecological research. – Ecological Modelling 63: 103–112.
- Salski, A., Kandzia, P., 1996: Fuzzy sets and fuzzy logic in ecological modelling. – Ecosys 4: 85–97.

Anschrift des Verfassers

Dr. Winfried D. Daunicht
Dorfstraße 20
D-24863 Börm

Vegetationsfreie Bodenflächen in Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) – Von der Habitatwahl zum Schlüsselfaktor der Habitatqualität

von Burkhard Vogel

Bei Untersuchungen zu den Habitatansprüchen einzelner Arten lassen sich proximate und ultimate Faktoren der Habitatwahl unterscheiden (Hilden 1965). Proximate Faktoren, wie z. B. die Struktur einer Landschaft, beeinflussen unmittelbar die Wahl eines Brutplatzes. Ultimate Faktoren bestimmen dagegen die Habitatqualität, indem sie auf Brut-erfolg und Überleben eines Individuums wirken. Für den Naturschutz ist die Kenntnis der ultimatsten Faktoren in der Habitatwahl von entscheidender Bedeutung, da die geeignete Habitatqualität eine Voraussetzung für das langfristige Überleben einer Art ist. Am Beispiel der Heidelerche (*Lullula arborea*) soll gezeigt werden, wie sich ultimate Faktoren der Habitatqualität für eine Art durch die Kombination von Untersuchungen zur Habitatwahl und Habitatnutzung (Habitatnutzungsanalyse HNA, vgl. Mühlenberg 1993) identifizieren lassen.

Die Heidelerche (*Lullula arborea*) ist eine europaweit gefährdete Art (Tucker & Heath 1994), welche in den letzten Jahrzehnten nicht nur im Randbereich ihres Areals, sondern auch in den Verbreitungszentren starke Bestandseinbußen erlitten hat (Glutz von Blotzheim 1985, Gatter & Steiof 1992, Bauer & Berthold 1996). In der Literatur werden eine Reihe von Faktoren diskutiert, welche bei der Habitatwahl der Heidelerche eine Rolle spielen (u. a. Sitters 1986, Pätzold 1986, Sitters et al. 1996). Als einer der wichtigsten Faktoren hat sich dabei das Strukturmerkmal „vegetationsfreie Bodenflächen“ herausgestellt (Vogel 1998). Untersuchungen von Bowden (1990) zeigen, dass freie Bodenstellen von der Heidelerche zur Nahrungssuche genutzt werden. Da Nahrung außerdem einer der wichtigsten limitierenden Faktoren für eine Population ist (Newton 1980), liegt die Annahme nahe, dass vegeta-

tionsfreie Bodenstellen einen ultimatsten Schlüsselfaktor in der Habitatqualität darstellen. Die Überprüfung dieser Annahme erfolgte in einem mehrstufigen Ansatz, wobei folgende Fragen beantwortet werden sollten:

Welche Bedeutung haben vegetationsfreie Bodenstellen bei der Habitatwahl?

Werden vegetationsfreie Bodenstellen bevorzugt genutzt?

Welche Bedeutung haben vegetationsfreie Flächen für die Revierqualität?

2. Untersuchungsmethoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Naturpark Dübener Heide 30 km nordöstlich von Leipzig durchgeführt. Das Gebiet hat eine Fläche von ca. 1750 km² mit einer zusammenhängenden Waldfläche von ca. 600 km². Davon sind ca. 70 % Kiefernwald. Geologisch handelt es sich um ein Endmoränen-Sander-Gebiet der Saalekaltzeit. Zu dem Naturpark gehört der ca. 45 km² große, ehemalige Truppenübungsplatz „Oranienbaumheide“ (im Folgenden TÜP genannt), welcher bis 1993 von den russischen Streitkräften genutzt wurde. Die Heidelerche besiedelt im Naturpark vor allem Kahlschläge und Kiefernauflorungen bis zu einem Alter von 5 Jahren sowie die Heideflächen des TÜP.

2.2. Untersuchungen zur Habitatwahl

Um einen Überblick über die von der Heidelerche besiedelten Habitatflächen des TÜP zu erhalten, wurde hier im Mai 1996 auf einer Fläche von 1200 ha eine quantitative Erfassung aller singenden Männchen durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden alle waldfreien Flächen auf Transekten begangen. Alle 500 m

wurde ein Beobachtungsstopp eingelegt und eine Klangattrappe mit dem Reviergesang fünf Minuten lang abgespielt. Danach wurde weitere fünf Minuten beobachtet. Sowohl während der Transektbegehung als auch während des Beobachtungsstopps wurde die Anwesenheit revieranzeigender Männchen auf Luftbildern (Maßstab 1:10000) vermerkt. Pro Beobachtungspunkt fanden mindestens zwei und in den Fällen, in denen kein Revierinhaber nachgewiesen werden konnte, bis zu 6 Begehungen statt. Die Begehungen wurden zu wechselnden Tageszeiten durchgeführt, um Einflüsse der Tageszeit auf das Kartierergebnis möglichst zu vermeiden.

Anschließend wurde eine Biotopstrukturkartierung durchgeführt. Dabei wurde zwischen Wald, lückiger Vegetation (<50 % Vegetationsdichte), dichter Vegetation (>50 % Vegetationsdichte) und Weg unterschieden. Zur Unterscheidung der Flächen mit einer Vegetationsdichte über bzw. unter 50 % wurden auf Referenzflächen Messungen mit Hilfe eines Vegetationsmessstabes durchgeführt. Dazu wurde der 1 m lange und 20 mm dicke Stab, welcher in 10 cm-Abschnitten rot-weiß markiert war, am Boden in die Vegetation geschoben. Anschließend wurde der von der Vegetation bedeckte Prozentsatz des Stabes senkrecht von oben geschätzt. Insgesamt wurden jeweils 20 Messungen im Abstand von 5 m in einer Referenzfläche für „lückige Vegetation“ und in einer Referenzfläche für „dichte Vegetation“ durchgeführt. Die Vegetationsdichte lag dabei im Strukturtyp „lückige Vegetation“ bei durchschnittlich 30 % und im Strukturtyp „dichte Vegetation“ bei 80 %.

In die Biotopstrukturkarte wurden die Nachweise der Heidelerchen eingetragen. Dann wurde jedem in der Karte dargestellten Nachweis ein kreisförmiges Standardrevier mit einer Flächengröße von 3 ha so zugewiesen, dass die Nachweise im Zentrum lagen. Die Flächengröße von 3 ha ergibt sich aus der durchschnittlichen Reviergröße der Heidelerche (vgl. Vogel 1998). Innerhalb dieser Standardreviere wurde dann der Anteil der verschiedenen Biotopstrukturen planimetrisch bestimmt. Außerdem wurde der Gesamtanteil der unterschiedlichen Biotopstrukturen innerhalb des kartierten Bereiches gemessen.

2.3. Untersuchungen zur Habitatnutzung

Bei der Heidelerche ist eine rein optische Beobachtung nicht geeignet, um Aufschluß über die Habitatnutzung zu erhalten. Als Bodenbrüter, der auch seine Nahrung am Boden sucht, ist sie mit ihrem tarnfarbenen Gefieder für einen Beobachter optisch nur schwer und lückenhaft im Gelände zu orten. Untersuchungen zur Habitatnutzung einzelner Individuen sind daher nur mit Hilfe des radio-tracking möglich. Zu diesem Zweck wurden die Vögel mit einem ca. 1,2 g schweren Sender der Firma „Holo-hil Systems Ltd.“ versehen. Das Gewicht des Senders erreicht etwa 4 % des Körpergewichts der Heidelerche. In anderen bisher durchgeführten Telemetriestudien an Kleinvögeln lag das Sendergewicht bei 5–8,5 % des Körpergewichts. In all diesen Studien hatte der Sender keinen merklichen Einfluss auf das Verhalten der Vögel (Hanski & Haila 1988, Bensch & Hasselquist 1992, Hovi & Rätti 1994, Naef-Danzer 1994, Neudorf & Pitcher 1997).

Der Aufenthalt im Gelände wurde für einen Zeitraum von bis zu elf Wochen bis zu fünf mal täglich über Kreuzpeilung ermittelt. Die Peilungen wurden im Abstand von maximal fünf Minuten von bekannten Fixpunkten aus durchgeführt. Anschließend wurden die telemetrisch ermittelten Aufenthaltspunkte im Gelände aufgesucht. Über die Punkte wurde ein 16 Quadratmeter großes Gitter mit einer Maschenweite von 25 cm gelegt und senkrecht von oben fotografiert. Die Fläche des Gitters ergibt sich aus der Peilgenauigkeit. Ortungen im Wald und auf Sitzwarten wurden nicht berücksichtigt. Gleichzeitig wurden innerhalb jeden Reviers Zufallspunkte in vergleichbarer Anzahl zur Zahl der Ortungen mit derselben Methode erfasst. Auf den Dias wurde die Zahl der Kleinquadrate (25×25cm) ermittelt, welche eine Deckung unter 10 % aufwiesen (vgl. Bowden 1990).

Die Bestimmung der Aktionsraum-Größe erfolgte nach der Minimum-Convex-Polygon-Methode für 95 % der Peilungen (White & Garrott 1990). In der Auswertung wurden nur Vögel mit mehr als jeweils 17 Peilungen berücksichtigt, weil ab dieser Stichprobengröße ein Einfluß der Zahl der Peilungen auf die Aktionsraum-Größe ausgeschlossen ist (Vogel 1998).

Um bevorzugt genutzte Biototypen zu ermitteln, wurden die Biototypen innerhalb der Aktionsräume mit Hilfe von Luftbildvergrößerungen im Maßstab 1:2666 kartiert. Dabei ließen sich folgende Biototypen sinnvoll abgrenzen: lückige Magerrasen (durchschnittlich 10 % Vegetationsdichte), Zwergstrauchheiden und Ruderalflur (beide durchschnittlich 30 % Vegetationsdichte), dichte Magerrasen (durchschnittlich 70 % Vegetationsdichte), Waldreitgrasflur (durchschnittlich 90 % Vegetationsdichte), Verbuschung, Birkenwald, Kiefernwald, Weg. Durch Überlagerung der Karten aus der Biototypenkartierung mit den Aktionsraum-Karten der einzelnen Vögel im Programm „Tracker“ (Version 1.1., Camponotus AB) ließen sich die Flächenanteile der einzelnen Biototypen innerhalb der Polygongrenzen bestimmen und in Beziehung zur Häufigkeit der Ortungen innerhalb der Biototypen setzen. Als Maß für die Präferenz einzelner Biotopstrukturen wurde der Präferenzindex von Ivlev (1961) berechnet:

$$E_i = \frac{(a_i - n_i)}{(a_i + n_i)} \quad E_i = \text{Präferenzindex nach Ivlev}$$

a_i = relatives Angebot des Vegetationstyp i innerhalb des Aktionsraumes

n_i = relative Nutzungshäufigkeit des Vegetationstyp i innerhalb des Aktionsraumes

2.5. Bestimmung des Freiflächenanteils im Revier

Mit einer Linientransektmethode wurde der Freiflächenanteil im Revier erfasst. Dazu wurde ein Transektseil, welches in 50-cm-Intervalle unterteilt war, senkrecht zu den in den Revieren verlaufenden Hauptwegen bzw. zu den Pflanzfurchen der Aufforstungen über die waldfreien Flächen gespannt. Der Abstand der Transekte betrug jeweils 25 m auf dem TÜP bzw. 50 m auf Kahlschlägen entsprechend ihrer homogeneren Struktur. Entlang der Transekte wurden die 50 cm-Intervalle gezählt, welche einen Bodenabschnitt von weniger als 10 % Deckung überspannten. Der Freiflächenanteil ergibt sich aus der Gesamtzahl der 50 cm-Intervalle über freiem Boden bezogen auf die Gesamtlänge des Transektes innerhalb des jeweiligen Reviers. Die Zuordnung der Transektabschnitte zum jeweiligen Revier erfolgte

auf 10 m genau durch Verschneidung der Aktionsraum-Karten mit Geländekarten, auf welchen die Lage der Transekte eingetragen war.

Die Transektbegehungen erfolgten mit zwei Ausnahmen zu Beginn der Brutperiode von März bis Mitte April 1995. Bei den Revieren der Vögel „Dagar“ und „Iwa“ wurden die Begehungen erst zu Beginn der Brutperiode des darauffolgenden Jahres durchgeführt. Vergleiche mit anderen Revieren auf dem TÜP machen jedoch deutlich, dass die damit verbundenen Veränderungen von 1994 auf 1995 zu vernachlässigen sind.

3. Ergebnis

Aufgrund der Kreisreviere ist nur eine sehr grobe Beschreibung der Habitatzusammensetzung in den Revieren möglich, da die Festlegung der Kreisreviere nur auf wenigen Kartierungen beruht und die Ausdehnung der Revierflächen nur ungenau erfasst wird. Dennoch zeigt die Analyse bereits auf dieser groben Auflösungsstufe, dass die Heidelerchen in ihrer Habitatwahl lückige Vegetation und Wege bevorzugen (Abb. 1). Dichte Vegetation wird dagegen gemieden, wobei deren Anteil nicht mit dem der lückigen Vegetation korreliert ist ($R = 0,06$, $P = 0,67$). Letztere ist geprägt durch Sandpionierfluren, Sandtrockenrasen, Zwergstrauch- und Ginster-Heiden, während die dichte Vegetation weitgehend vom Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) gebildet wird.

Ob die lückige Vegetationsstruktur auch bei der Habitatnutzung eine Rolle spielt, ist aus diesem Ergebnis allerdings nicht ablesbar.

Erst durch den Vergleich der Nutzung von Biototypen mit dem Angebot im Aktionsraum wird deutlich, dass die Vögel die lückigeren Biototypen (< 50 % Vegetationsdichte), wie Wege und weg-begleitende Ruderalflur und Magerasen, innerhalb ihres Aktionsraums auch bevorzugt nutzen. Verbuschungsflächen, Birkenwälder und dichte Grasfluren (> 50 % Vegetationsdichte) werden dagegen gemieden (Abb. 2).

Der Vergleich der telemetrisch ermittelten Aufenthaltsorte von 8 Vögeln mit Zufallspunkten in ihrem Revier zeigt, dass Heidelerchen deshalb häufiger in lückigen Vegetationsstrukturen anzutreffen sind, weil sie sich bevorzugt auf vegetationsfreien Bodenstellen auf-

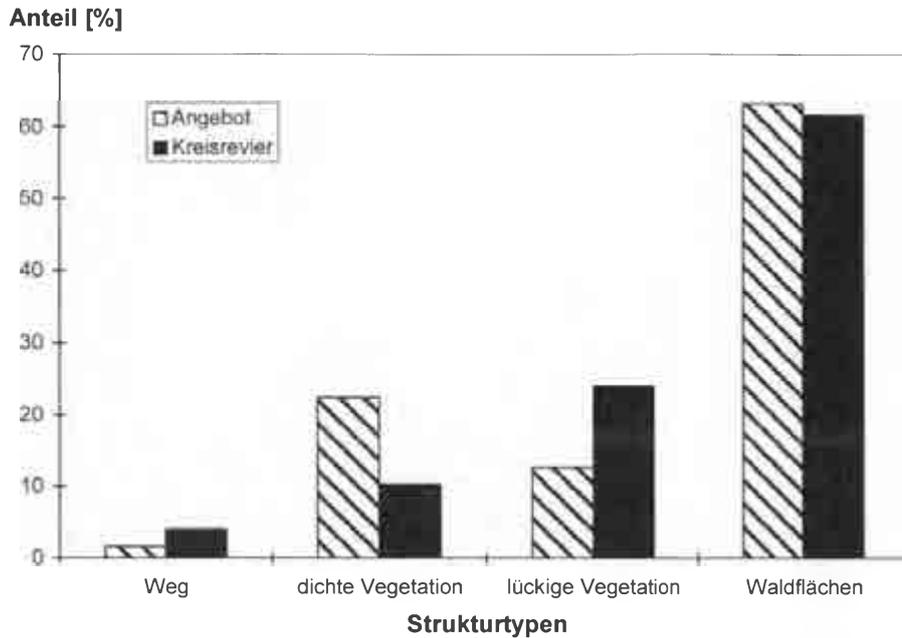


Abb. 1: Vergleich der prozentualen Verteilung einzelner Strukturtypen auf einer 1200 ha großen Fläche des TÜP mit der durchschnittlichen prozentualen Zusammensetzung innerhalb von 3 ha großen „Kreisrevieren“ (n = 48). Die Vegetationsdichte wurde mit Hilfe eines Vegetationsmessstabes ermittelt. Jedes Kreisrevier ist einem im Rahmen der Brutbestandserfassung kartierten Revierinhaber zugeordnet. Der Unterschied in der Verteilung der Strukturtypen zwischen dem Angebot und den Kreisrevieren ist signifikant (χ^2 -Test: $\chi^2 = 8,9794$; $P = 0,0296$).

halten (Abb. 3). Der Unterschied ist gepoolt über alle Stichproben signifikant. Der Anteil freier Bodenflächen schwankt bei den fixes zwischen 1 % und 21 %. Da pro Punkt jeweils eine Fläche von 16 m² analysiert wurde, entspricht das einem Anteil freier Bodenfläche (<10% Deckungsgrad) zwischen 0,16 m² und knapp 4 m². An den Zufallspunkten finden sich zwischen 0 und knapp 3 m² freier Bodenfläche. Auch in den Revieren mit ei-

nem hohen Angebot freier Bodenflächen nutzen die Vögel wie im Fall von Jonas und Elias die lückigsten Bereiche.

Offensichtlich besitzen freie Bodenflächen für Heidelerchen eine hohe Attraktivität. Es ist daher zu erwarten, dass das Angebot freier Bodenflächen auch die Qualität der Bruthabitate beeinflusst. Um diese Annahme zu bestätigen, benötigt man einen Parameter, welcher in direktem Zusammenhang zur Revier-

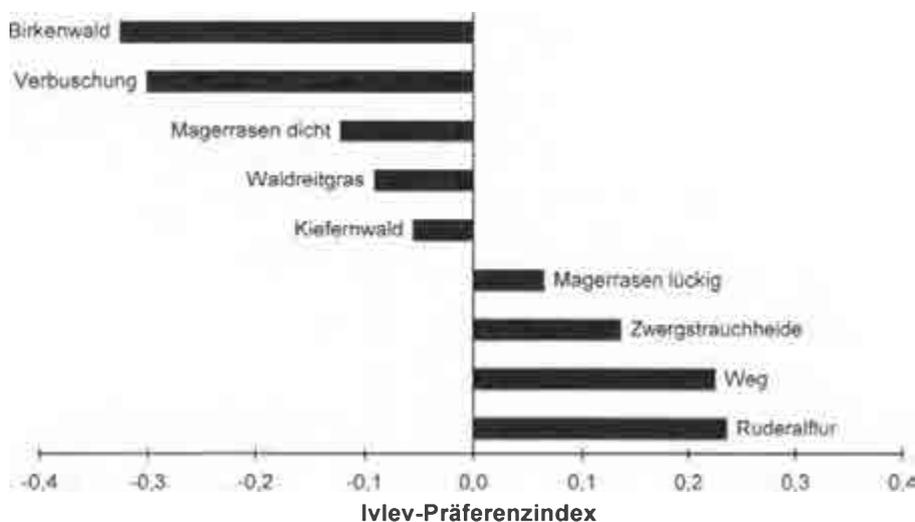


Abb. 2: Nutzung von Biotopstrukturen innerhalb des Aktionsraums von 11 besiedelten Vögeln auf dem TÜP. Als Maß für die Bevorzugung (positiv) bzw. Meidung (negativ) ist der Präferenzindex nach Ivlev (1961) angegeben.

qualität bzw. zum Bruterfolg der Vögel steht. Ein Indikator für die Revierqualität kann die Größe der Reviere bzw. Aktionsräume sein. Es ist zu erwarten, dass die Vögel diese dem Ressourcenangebot im Habitat anpassen, um Kosten für Nahrungssuche und Revierverteidigung zu minimieren. Da Freiflächen der Nahrungssuche dienen und in den Habitaten der Heidelerche limitiert sind, sollte daher ein Zusammenhang zwischen der Größe der Reviere bzw. Aktionsräume und dem Angebot an freier Bodenfläche zu erwarten sein. Tatsächlich nimmt die Aktionsraum-Größe signifikant mit zunehmendem Anteil freier Bodenfläche innerhalb des Aktionsraums ab (Abb. 4).

Der Freiflächenanteil in den waldfreien Bereichen der Aktionsräume liegt zwischen 5 und 55 % mit einem Mittelwert von 24 %. Natürlich setzt sich der dargestellte lineare Zusammenhang nicht nach beiden Seiten fort. Heidelerchen benötigen vermutlich einen bestimmten Anteil freier Bodenfläche für die Etablierung eines Revieres und für die erfolgreiche Aufzucht einer Brut. Dieser Schwellenwert dürfte bei einem Anteil von ca. 5–10 % freier Bodenfläche im Revier liegen. Auf der anderen Seite ertragen sie auch nicht einen beliebig hohen Anteil freier Bodenfläche im Revier, da auf völlig vegetationsfreien Flächen weder ein ausreichendes Nahrungsangebot noch ausreichende Deckungsmöglichkeiten vorhanden sind. Ähnliches gilt für die Reviergröße, welche nicht beliebig groß werden kann, da die Reviere dann nicht mehr zu verteidigen sind. Auch kann sie nicht beliebig klein werden, weil dann nicht mehr genügend Ressourcen für eine erfolgreiche Brut zur Verfügung stehen würden. Eine genauere Abschätzung der Schwellenwerte und eine entsprechende Anpassung eines geeigneten Kurvenmodells ist jedoch nur durch wesentlich mehr Daten in den Grenzbereichen möglich.

4. Schlussfolgerungen

Bei den meisten gefährdeten Vogelarten (Temple 1986) und bei vielen anderen Arten ist die deterministische Veränderung ihrer Lebensräume die eigentliche Ursache für ihren Rückgang (Noon & Young 1991, Plachter 1991). In unserer dicht besiedelten und intensiv

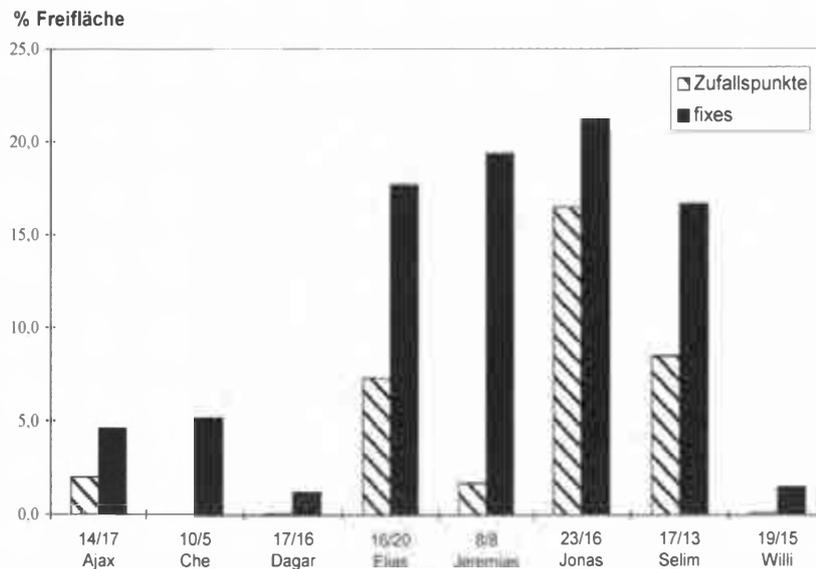


Abb. 3: Habitatnutzung der Heidelerche: Vergleich der telemetrisch ermittelten Aufenthaltsorte von Heidelerchen (fixes) mit Zufallspunkten im Revier bezüglich des Anteils freier Bodenfläche auf einer Fläche von 16 m² um den Aufenthaltsort (Mann-Whitney-U-Test: $U = 5284$; $P = 0,0012$). Für jeden Vogel ist die Zahl der Zufallspunkte/fixes angegeben.

genutzten Kulturlandschaft wird die Lebensraumveränderung auch in Zukunft die wichtigste Bedrohung für die Überlebensfähigkeit von Arten darstellen (Boyce 1992). Ein effektiver Schutz gefährdeter Arten ist daher nur möglich, wenn man die Ansprüche an ihren Lebensraum und insbesondere die Schlüsselfaktoren der Habitatwahl kennt. Ein erster Schritt hierzu ist immer ein intensives Literaturstudium, um Hinweise auf potentielle Schlüsselfaktoren zu erhal-

ten. Bei der Heidelerche liegen aus der Literatur bereits eine Reihe von Hinweisen auf die Bedeutung von Freiflächen in ihren Lebensräumen vor. Den Untersuchungen liegen aber entweder keine quantitativen Analysen zugrunde (mit Ausnahme der Untersuchung von Bowden 1990 zur Nutzung von Freiflächen bei der Nahrungssuche), oder es handelt sich lediglich um Untersuchungen zur Habitatwahl (z. B. Valkama & Lehtikoinen 1994, Sitters et al. 1996). Diese liefern

zwar Angaben dazu, wie der Lebensraum der untersuchten Art aussieht, und können bei einem großflächigen Ansatz auch Muster in der Habitatwahl erkennen lassen. Über einen kausalen Zusammenhang zwischen der Bevorzugung eines spezifischen Strukturmerkmals und der Revierqualität liefern sie aber keine Aussagen. Vielfach lassen sich Untersuchungen zur Habitatwahl auch nicht eindeutig interpretieren. Im Fall der Heidelerche zeigt sich bei der Analyse der Kreisreviere zwar eine Bevorzugung von lückigen Vegetationsstrukturen in der Habitatwahl, dennoch ist dieses Ergebnis nicht eindeutig. Auf dem TÜP, auf dem diese Untersuchungen durchgeführt worden sind, haben nämlich alle untersuchten Reviere direkten Kontakt zum Waldrand. Entlang der Waldränder führen auch die ehemaligen Panzertrassen und aktuell genutzten Fahrspuren. Durch die Bodenverdichtung ist die Vegetationsstruktur in diesem Bereich deutlich lückiger als auf den übrigen waldfreien Flächen, welche nicht regelmäßig befahren wurden. Das Ergebnis zu den Kreisrevieren lässt daher keine eindeutige Trennung zwischen der Bevorzugung lückiger Vegetationsstruktur und der Bevorzugung von Waldrändern im Revier zu. Die Habitatnutzungsanalyse liefert hier dagegen eindeutige Aussagen. Sie bewertet die Bedeutung einzelner Habitatstrukturen aus Sicht der interessierenden Art. Man kann davon ausgehen, dass Strukturen, welche bevorzugt genutzt werden, auch für die Habitatqualität im Lebensraum einer Art eine relevante Bedeutung besitzen. Dadurch lassen sich Fehlinterpretationen eher vermeiden.

Bei der Heidelerche zeigt sich, dass lückige Biotoptypen innerhalb der Aktionsräume bevorzugt genutzt werden. Das bedeutet allerdings nicht, dass das Vorhandensein dieser Biotoptypen eine Voraussetzung für eine gute Revierqualität ist. In vielen von der Heidelerche besiedelten Lebensräumen, wie z. B. Kahlschlägen, existieren derartige Biotoptypen überhaupt nicht. Vielmehr repräsentieren die hier bevorzugten Biotoptypen nur eine bestimmte Biotopstruktur, nämlich vegetationsfreie Bodenflächen. Das ergibt sich aus der Analyse der Aufenthaltsorte einzelner Vögel, welche unabhängig vom Biotoptyp erfolgte. Erst dadurch ist es möglich, den

Aktionsraumgröße [ha]

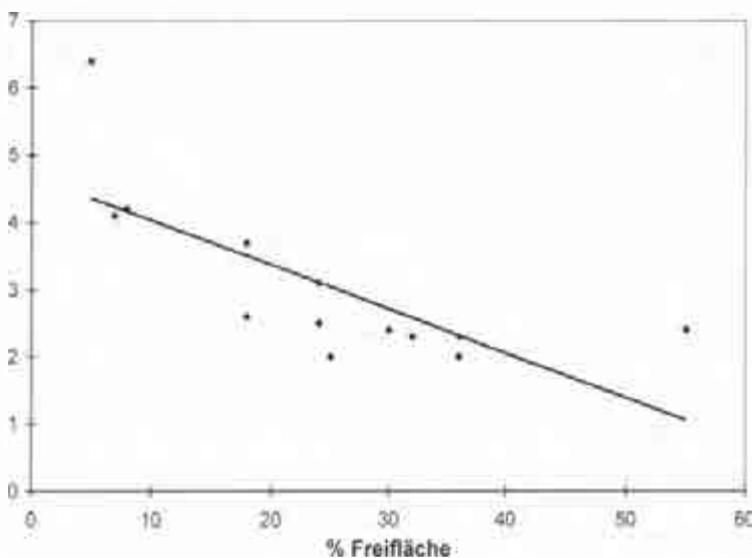


Abb. 4: Korrelation zwischen der Größe der home ranges und dem Anteil vegetationsfreier Bodenflächen für 13 Reviere der Heidelerche ($R = -0,733$; $P = 0,0044$).

in der Habitatnutzung relevanten Strukturparameter zu identifizieren.

Der Nachweis der Präferenz einer Biotopstruktur reicht aber nicht aus, vegetationsfreie Bodenflächen als einen Schlüsselfaktor der Habitatqualität zu bezeichnen. Bevorzugte Biotopstrukturen müssen nicht zwangsläufig einen Einfluss auf die Habitatqualität besitzen. Deshalb besteht der letzte Schritt der HNA darin, einen Zusammenhang zwischen der bevorzugten Biotopstruktur und der Habitatqualität nachzuweisen. Da als Maß für die Habitatqualität letztlich immer der Fortpflanzungserfolg von Individuen ausschlaggebend ist, wird das Angebot an bevorzugten Biotopstrukturen in Beziehung zu Parametern des Fortpflanzungserfolges gesetzt. Hierzu können direkte Parameter wie z. B. der Bruterfolg, aber auch indirekte Parameter, wie z. B. die Körperkondition oder auch die Aktionsraumgröße der Individuen herangezogen werden. Wenn ein positiver Zusammenhang zwischen der bevorzugt genutzten Biotopstruktur und den Parametern für den Fortpflanzungserfolg besteht, kann von einem Schlüsselfaktor der Habitatqualität gesprochen werden.

Bei der Heidelerche ist die Reviergröße umgekehrt proportional zum Anteil freier Bodenfläche im Revier. Beim Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) fand Tye (1992) einen ähnlichen Zusammenhang. Eine Reihe von Untersuchungen belegen die negative Korrelation zwischen der Territoriumsgröße und der Verfügbarkeit von Ressourcen (Gass et al. 1976, Ligon & Ligon 1988, Galeotti 1994), sowie dem Bruterfolg bzw. der individuellen Fitness territorialer Arten (Baeyens 1981, Möller 1983, Yosef & Grubb 1992). Unter der Annahme, dass Freiflächen der Nahrungssuche dienen, steht das Ergebnis bei der Heidelerche in Übereinstimmung mit der Optimalforaging-Theorie (Begon et al. 1991). In kleineren Revieren sinken die zur Nahrungssuche zurückzulegenden Distanzen. Dadurch minimieren die Vögel ihren Energieaufwand für die Nahrungssuche. Gleichzeitig sinken in kleineren Revieren aber auch die Kosten für die Revierverteidigung. Außerdem verringert sich mit den kürzeren Nahrungssuchdistanzen auch die Zeit, in der das Nest unbewacht bleibt bzw. die Jungen nicht gehudert werden und Energieverluste erleiden. Diese Vorteile schlagen

sich in kleineren Revieren auch in einem höheren Bruterfolg nieder (Vogel 1998). Damit kann der Anteil freier Bodenfläche als Schlüsselfaktor für die Habitatqualität der Heidelerche bezeichnet werden.

Vegetationsfreie Bodenflächen sind allerdings nicht der einzig relevante Strukturparameter in den Habitaten der Heidelerche. Sitzwarten, welche von den Männchen als Singwarten und zur Bewachung des brütenden Weibchens genutzt werden, Waldränder, welche neben ihrer Funktion als Sitzwarten auch als Fluchräume vor Feinden dienen, und geeignete Neststandorte sind die weiteren relevanten Strukturparameter in den Revieren der Heidelerche. Da sie jedoch in deren Lebensräumen nicht limitiert sind und auch keinen quantitativen Einfluss auf die Habitatqualität haben, können sie als proximate Faktoren in der Habitatwahl der Heidelerche bezeichnet werden (Vogel 1998).

Der ultimate Faktor „vegetationsfreie Bodenflächen“ wirkte sich dagegen nicht nur quantitativ auf die Habitatqualität aus, sondern ist auch der Schlüssel zum Verständnis der Bestandsentwicklung bei der Heidelerche. Unter den edaphischen und klimatischen Voraussetzungen Mitteleuropas unterliegen freie Bodenflächen nahezu grundsätzlich der Sukzession. Die Heidelerche kann aber nur frühe Sukzessionsstadien im Übergangsbereich zwischen Wald und Offenland besiedeln. Vor der Vereinigung der beiden deutschen Staaten spielte daher die Kahlschlagsbewirtschaftung in den Kiefernwäldern Ostdeutschlands durch die Schaffung waldfreier Standorte mit vielen vegetationsfreien Bodenstellen innerhalb von großflächigen Waldgebieten für diese und viele andere gefährdete Arten eine wichtige Rolle (Vogel & Feldmann 1997). Mit der Einstellung der Kahlschlagswirtschaft kommt es hier jedoch zu einem drastischen Rückgang besiedelbarer Fläche (Rothhaupt & Vogel 1996, Vogel & Rothhaupt 1999). Die meisten anderen von der Heidelerche besiedelten Habitats, wie Trockenrasen, Heiden und ehemalige Weinbergshänge, sind im Zuge einer extensiven, traditionellen Landnutzung entstanden. Die Intensivierung der Landnutzung führt dazu, dass diese Flächen nicht mehr bewirtschaftet werden. Wo Beweidung und das Abplaggen der oberen Bodenschich-

ten bzw. das Brennen von Heideflächen nicht mehr stattfindet, verschwinden infolge der Sukzession innerhalb kurzer Zeit auch die offenen Bodenflächen. Damit verschwinden auch die von der Heidelerche besiedelbaren Biotope, ohne dass sich der Charakter des Landschaftsbildes verändern muss. Dieser Prozess wird europaweit durch den verstärkten Stickstoff- und Nährstoffeintrag aus der Luft beschleunigt (Ellenberg et al. 1989, Niehus & Schulz 1997). Gerade auf nährstoffarmen Standorten führt der Stickstoffeintrag zu einer verstärkten Sukzessionsgeschwindigkeit der Pflanzendecke und dadurch zum Rückgang besiedelbarer Fläche. Letzte Rückzugsgebiete bieten nur noch die militärischen Übungsflächen, auf denen durch mechanische Bodenverwundung geeignete Bruthabitate geschaffen werden (Alex & Fleschner 1994).

5. Literatur

- Alex, U. & Fleschner, J., 1994: Zur Bedeutung von Zwergstrauchheiden und Sandoffenlandschaften für die Vogelwelt, dargestellt am Beispiel des Truppenübungsplatzes Altengrabow. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 3, 23–26.
- Baeyens, G., 1981: Functional aspects of serial monogamy: the Magpie pair-bond in relation to its territorial system. – Ardea 69, 145–166.
- Bauer, H.-G. & Berthold, P. 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. – Aula-Verlag, Wiesbaden, 715 S.
- Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. 1991: Ökologie. – Birkhäuser Verlag, Basel, 1024 S.
- Bensch, S. & Hasselquist, D., 1992: Evidence for active female choice in a polygynous Warbler. – Animal Behaviour 44, 301–311.
- Bowden, C. G. R., 1990: Selection of foraging habitats by woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. – The Journal of Applied Ecology 27, 410–419.
- Boyce, M. S., 1992: Population viability analysis. – Annual Review of Ecology and Systematics 23, 481–506.
- Ellenberg, H., Rüger, A., Vauk, G., 1989: Eutrophierung – Das gravierendste Problem im Naturschutz? – NNA-Berichte 2: 70 S.

- Galeotti, P., 1994: Patterns of territory size and defence level in rural and urban tawny owl (*Strix aluco*) populations. – *Journal of Zoology* 234, 641–658.
- Gass, L. C., Angehr, G., Centa, J., 1976: Regulation of food supply by feeding territoriality in the Rufous Hummingbird. – *Canadian Journal of Zoology* 54, 2046–2054.
- Gatter, W. & Steiof, K., 1992: Ermittlung von Bestandstrends durch Zugbeobachtungen. – *Die Vogelwelt* 113, 240–255.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M., 1985: Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/1, Passeriformes (1. Teil), Alaudidae-Hirundinidae. – Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.
- Hanski, I. K. & Haila, Y., 1988: Singing territories and home ranges of breeding Chaffinches: visual observations versus radiotracking. – *Ornis Fennica* 65, 97–103.
- Hildén, O., 1965: Habitat selection in birds: A review. – *Annales Zoologici Fennici* 2, 53–75.
- Hovi, M. & Rätti, O., 1994: Mate sampling and assessment procedures in female pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*). – *Ethology* 96, 127–137.
- Ivlev, V. S., 1961: Experimental ecology of the feeding of fishes. – Yale University Press, New Haven.
- Ligon, J. D. & Ligon, S. H., 1988: Territory quality: key determinant of fitness in the group-living Green Woodhoopoe. – In: Slobodchikoff, C.: The ecology of social behaviour. Academic Press, London, 229–253.
- Möller, A. P., 1983: Song activity and territory quality in the Corn Bunting *Miliaria calandra*; with comments on mate selection. – *Ornis Scandinavica* 14, 81–89.
- Mühlenberg, M., 1993: Freilandökologie. 3. Auflage. – Quelle & Meyer, Heidelberg, 512 S.
- Naef-Danzer, B., 1994: Radiotracking of Great and Blue Tits: New tools to assess territoriality, home-range use and resource distribution. – *Ardea* 82, 335–347.
- Neudorf, D. L. & Pitcher, T. E., 1997: Radio transmitters do not affect nestling feeding rates by female Hooded Warblers. – *Journal of Field Ornithology* 68, 64–68.
- Newton, I., 1980: The role of food in limiting bird numbers. – *Ardea* 68: 11–30.
- Noon, B. R. & Young, K., 1991: Evidence of continuing worldwide declines in bird populations: insights from an international conference in New Zealand. – *Conservation Biology* 5, 141–143.
- Niehus, B. & Schulz, H., 1997: Eintrag von Fremd- und Nährstoffen in Vergangenheit und Gegenwart. – In: Feldmann, R., Henle, K., Auge, H., Flachowsky, J., Klotz, S., Krönert, R.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung – Konzepte für belastete Regionen. – Springer, Berlin, 91–109.
- Pätzold, R., 1986: Heidelerche und Haubenlerche. Die Neue Brehm-Bücherei. – A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg, 183 S.
- Plachter, H., 1991: Naturschutz. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 463 S.
- Rothhaupt, G. & Vogel, B., 1996: Survival of birds in fragmented landscapes. – In: Settele, J., Margueles, C., Poschlod, P. & Henle, K.: Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 230–236.
- Sitters, H. P., 1986: Woodlarks in Britain, 1968–83. – *British Birds* 79, 105–116.
- Sitters, H. P., Fuller, R. J., Hoblyn, R. A., Wright, M. T., Cowie, N., Bowden, C. G. R., 1996: The Woodlark (*Lullula arborea*) in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. – *Bird Study* 43, 172–187.
- Temple, S. A., 1986: The problem of avian extinctions. – *Current Ornithology* 2, 453–485.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F., 1994: Birds in Europe: Their conservation status. – *BirdLife International Series* no.3, Cambridge, 600 S.
- Tye, A., 1992: Assessment of territory quality and its effects on breeding success in a migrant passerine, the Wheatear *Oenanthe oenanthe*. – *Ibis* 134, 273–285.
- Valkama, J. & Lehtikoinen E., 1994: Present occurrence and habitat selection of the Wood Lark *Lullula arborea* in SW-Finland. – *Ornis Fennica* 71, 129–136.
- Vogel, B., 1998: Habitatqualität oder Landschaftsdynamik – Was bestimmt das Überleben der Heidelerche (*Lullula arborea*)? Curillio Verlag, Göttingen, 136 S.
- Vogel, B. & Feldmann, R., 1997: Schlagfluren und Waldheiden: Biotope für gefährdete Tierarten in der Dübener Heide. – In: Feldmann, R., Henle, K., Auge, H., Flachowsky, J., Klotz, S. & Krönert, R.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung – Konzepte für belastete Regionen. Springer, Berlin, 137–141.
- Vogel, B. & Rothhaupt, G., 1999: Die überregionale Ebene als Minimalvoraussetzung von Schutzkonzeptionen. – In: Amler, K., Bahl, A., Henle, K., Kaule, G., Poschlod, P. & Settele, J.: Verinselung von Lebensräumen – Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- White, G. C. & Garrott, R. A., 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. – Academic Press, Inc., San Diego, 383 S.
- Yosef, R. & Grubb, T. C., 1992: Territory size influences nutritional condition in nonbreeding Loggerhead Shrikes (*Lanius ludovicianus*): a ptilochronology approach. – *Conservation Biology* 6: 447–449.

Anschrift des Verfassers

Dr. rer. nat. Burkhard Vogel
Bund für Umwelt und Naturschutz
Landesverband Thüringen e.V.
Trommsdorffstraße 5
99084 Erfurt

Gänseschadensmanagement in Deutschland

Probleme und Lösungsansätze

Einführung

Deutschland ist eines der bedeutendsten Durchzugs- und Überwinterungsgebiete für Enten, Gänse und Schwäne in Europa. Da die Wasservögel aufgrund landschaftlicher Veränderungen zunehmend landwirtschaftliche Nutzflächen zur Nahrungsaufnahme aufsuchen, mehren sich in den letzten Jahrzehnten die Klagen aus der Landwirtschaft, dass hierdurch Schäden an den landwirtschaftlichen Kulturen entstehen.

Vom 11.–12. Februar 1999 fand in Bleckede an der Mittelelbe eine Fachtagung zum Thema Gänseschadensmanagement statt, die gemeinsam von der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA), der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, der Projektgruppe Gänseökologie der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) und der Zentrale für Wasservogelforschung und Feuchtgebietsschutz (ZWFD) veranstaltet wurde. Vorrangiges Ziel der Tagung war, am Beispiel der bei uns überwinternden Wildgänse über Gründe und Ausmaß landwirtschaftlicher Schäden und über bundesweite Lösungsansätze zu diskutieren

Der Diskussion vorangestellt wurden folgende

Leitgedanken der Veranstalter:

1. Die Ansammlungen arktischer Gänse stellen einen imposanten Teil unseres europäischen Naturerbes in Deutschland dar. Wir haben eine hohe Verantwortung für den Schutz dieser wandernden Vögel. Dies drückt sich auch durch internationale Verpflichtungen, insbesondere im Rahmen der RAMSAR-Konvention, des Abkommens zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA) unter der Bonner Konvention und der EU-Vogelschutzrichtlinie aus.
2. Wildgänse bieten ein beeindruckendes Naturschauspiel. Dies stellt einen unverzichtbaren Wert des Naturerbes dar.

3. Nahrungssuchende Gänse können unter bestimmten Rahmenbedingungen Ertragsschäden auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verursachen. Diese Schäden treten kleinräumig auf. Sie hängen stark von der Bestandskultur und -führung, den beteiligten Gänsearten, dem Zeitpunkt des Auftretens der Gänse und vielen weiteren Faktoren ab. Damit sind die einzelnen Bewirtschafter in sehr unterschiedlichem Maß betroffen.
4. Die gemeinsame Verantwortung zum Schutz der Gänsepopulationen verpflichtet Landwirtschaft, Naturschutz, Politik, Jagd und Wissenschaft, die anstehenden Probleme kooperativ zu lösen.
5. Bei der Beurteilung der Schäden bestehen Diskrepanzen zwischen den einzelnen Bundesländern. Daraus ergibt sich die klare Notwendigkeit, die Methoden der Schadensermittlung zu vereinheitlichen und zu eichen, vor allem im Sinne einer gerechten Beurteilung der Belastung einzelner landwirtschaftlicher Betriebe.
6. Es besteht eine dringende Notwendigkeit, Wissensdefizite über die Raumnutzungsmuster der Gänse in den Überwinterungsgebieten zu beseitigen. Neben dem fortlaufenden Monitoring müssen zu diesem Zweck viele Gänse individuell markiert werden.
7. Gemeinsame Lösungsvorschläge müssen durch ein länderübergreifendes Forum der Beteiligten erarbeitet werden.
8. Deutschland benötigt ein bundesweites Gänseschadensmanagement mit dem Ziel, den Gänsen dauerhaft ausreichende Lebensräume bereitzustellen, die Schäden zu reduzieren und den Betroffenen zu helfen.
9. Wichtige Maßnahmen sind die folgenden:
 - Schaffung ausreichend großer Ruhezonen für die Gänse mit hinreichendem Nahrungsangebot

- Identifikation der durch Gänseschäden gefährdeten Kulturen nach Zeiträumen und Regionen

- Vergrämung der Vögel von gefährdeten Kulturen unter der Voraussetzung, dass geeignete Ausweichräume vorhanden sind

- Finanzieller Ausgleich für entstandene erhebliche Schäden

10. Jagdliche Maßnahmen bieten in der Regel keine Lösung der Probleme. Eine Bestandsreduzierung ist aufgrund der oben genannten Verpflichtungen zum Schutz der Gänse in Deutschland weder zulässig noch zielführend. Auch bei der Vergrämungsjagd überwiegen die negativen Folgen, z. B. durch Störwirkung.
11. Ein Modell zur Schadensregulierung kann möglicherweise in einem Solidarfonds bestehen, der nach gewissen Prinzipien einer Versicherung den ökonomischen Druck von Einzelbetrieben nehmen könnte. Hierzu sollten die erforderlichen Rahmenbedingungen sowie die ökonomische Machbarkeit durch eine Pilotstudie geprüft werden.
12. Das beeindruckende Naturschauspiel der Wildgänse in unserer Landschaft sollte einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Die sich daraus ergebenden Chancen für den Tourismus sollten durch eine gezielte Vermarktung, geeignete Infrastruktur und Medienarbeit stetig entwickelt werden.
13. Die verantwortlichen Bundes- und Länderbehörden werden aufgefordert, gemeinsam eine Initiative zu einem deutschlandweiten Gänseschadensmanagement zu ergreifen.

Prof. Dr. Hans-Heiner Bergmann
Universität Osnabrück

Dr. Johann Mooij
Zentrale für Wasservogelforschung u.
Feuchtgebietsschutz (ZWFD)

Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie für
Naturschutz (NNA)

Peter Südbeck
Staatl. Vogelschutzwarte, NLÖ,
Hannover

Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland

von Hans-Heiner Bergmann¹

Einleitung

Wilde Gänse sind in unseren Landen im Gespräch. Das gilt noch am wenigsten für die Graugans (*Anser anser*), die in kleinen Beständen bei uns als Brutvogel, Gast und Durchzügler auftritt und die schon lange durch die Arbeiten von Konrad Lorenz (zusammenfassend 1988) populär wurde. Dagegen sind vor allem die Blässgans (*Anser albifrons*) und die Saatgans (*Anser fabalis*), im Küstenraum auch die Ringelgans (*B. bernicla*) und die Nonnengans (*Branta leucopsis*) Vögel, die nicht oder nur in kleiner Zahl bei uns brüten, sondern nur rasten oder überwintern. Sie tun das in großen Scharen, die im Herbst zu uns in den milden Westen kommen und sich im Laufe des Frühjahrs wieder in ihre nordischen und arktischen Brutgebiete aufmachen (Übersicht bei Bauer & Glutz von Blotzheim 1990, Rutschke 1987). Die Lebensbedingungen sind bei uns im Überwinterungsgebiet ganz anders als im Brutgebiet (Abb. 1).

Gegenüber den genannten Populationen spielen die Rothalsgans (*Branta ruficollis*) und die Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) mengenmäßig kaum eine Rolle (siehe Mooij, in diesem

Band). Auch die drei Schwänenarten (Rutschke 1992) fallen mengenmäßig kaum oder nur sehr kleinräumig ins Gewicht. In der vorliegenden Arbeit sollen Aspekte der Ökologie der überwinternden Gänsescharen dargestellt werden. Dabei stehen die Gruppenbildung, die Raumnutzung, die Habitatwahl und Ernährung sowie die Sozialstruktur und die Beeinflussung der Vögel durch anthropogene Störwirkungen im Vordergrund. Alle diese Faktoren sind relevant für die Diskussion der Frage, wie man die durch die Anwesenheit der Vögel entstehenden Konfliktsituationen in der Landwirtschaft und in unserer Kulturlandschaft allgemein am besten bewältigen kann.

Gruppenbildung und andere Aspekte der sozialen Beziehung

Gänse sind hochsoziale Vögel. Sie treten im Brutgebiet als aggressive Revierverteidiger in Einzelpaaren oder in kleinen Kolonien auf. Nach der Brutzeit treffen sie sich gruppenweise in den Mausergebieten. Von da ab sind sie für den Rest des Jahreszyklus meist in großen Scharen anzutreffen. Welche Vorteile hat diese Gruppenbildung für die Vögel?

Nach allgemeiner Anschauung genießen sie in der Gruppe besseren Schutz gegenüber Feinden, weil sie diese früher bemerken – viele Augen sehen mehr als zwei – und weil die Wahrscheinlichkeit geringer ist, dass sie bei einem Angriff zum Opfer eines Feindes werden (Verdünnungseffekt; s. Lazarus 1978). Dementsprechend nimmt das feindbezogene Aufmerken mit steigender Gruppengröße ab. Die Vögel sparen also in der sozialen Formation Zeit, die sie für anderes Verhalten verwenden können (Lazarus 1978). Auch flüchten die Trupps bei steigender Gruppengröße auf größere Distanz, was jedoch schon ab ca. 200 Vögeln einen Sättigungswert erreicht (Spilling et al. 1999). Grundsätzlich verbessert sich die Situation der Feindabwehr nicht mehr, wenn eine Gruppe von mehr als 200 Individuen beisammen ist. Dagegen nimmt in größeren Trupps die Konkurrenz unter den Vögeln zu, was sich in vermehrtem Zeitaufwand für die Nahrungsaufnahme bei weniger Aufwand für Komfortverhalten zeigt (Abb. 2, Spilling et al. 1999).

Wie groß sind die Trupps wirklich? Wie Spilling et al. (1999) im mitteldeutschen Überwinterungsgebiet an knapp 3000 registrierten Trupps von Bläss- und Saatgänsen feststellten, gab es durchaus kleine Gruppen in nennenswerter Häufigkeit. Etwa ein Viertel aller Trupps hatte nur bis zu 50 Individuen. Mehr als die Hälfte aller Gruppen bestand aus weniger als 150 Individuen. Trotzdem hielt sich die größte Zahl der Vögel in großen bis riesigen Trupps auf. Nur knapp 6 % aller Vögel im Gebiet waren in Trupps mit weniger als 500 Individuen aufzufinden. Daraus ergibt sich umgekehrt: Etwa 50 % der Gänseindividuen hielten sich in Trupps mit der Größe von ca. 2500 Vögeln oder mehr auf. Daraus kann man schließen, daß die Gänse im Prinzip große Trupps bevorzugen.

Auch Mooij (briefl. Mitt.) hat ähnliche Verhältnisse bei der Verteilung der Truppgößen festgestellt. Er weist darauf hin, dass sehr große Gruppen von Gänsen hauptsächlich auf intensiv bewirtschafteten Flächen vorkommen, die weniger Anlass zu Konkurrenz geben. Gutes Nahrungsangebot bedeutet also

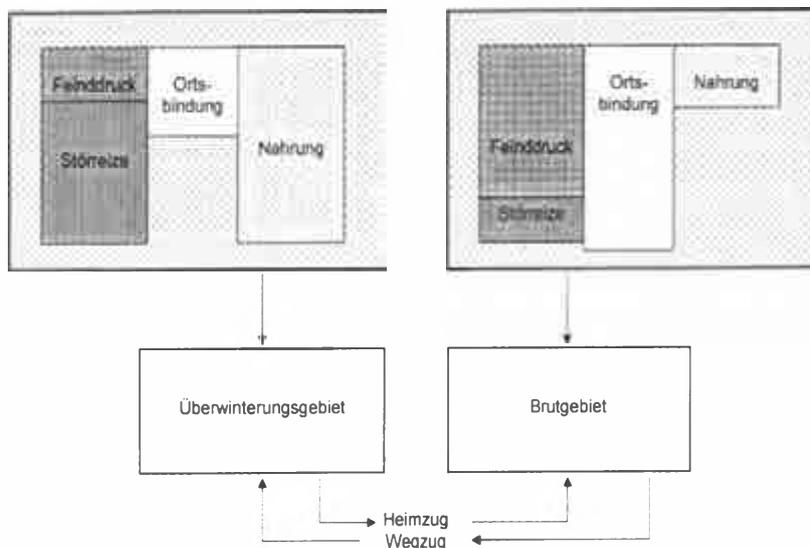


Abb. 1: Schematischer Vergleich zwischen den ökologischen Bedingungen im Brut- und Überwinterungsgebiet arktisch brütender Gänse. Im Überwinterungsgebiet gibt es geringen Feinddruck, viel Störreize und Nahrung bei vergleichsweise geringer Ortsbindung der Vögel.

¹ Danksagung: Den Herren H. Kruckenberg, Dr. J. H. Mooij, Dr. E. Spilling und Dr. M. Stock bin ich für eine kritische Durchsicht des Manuskripts dankbar.

Trupfgröße: Ursachen und Folgen

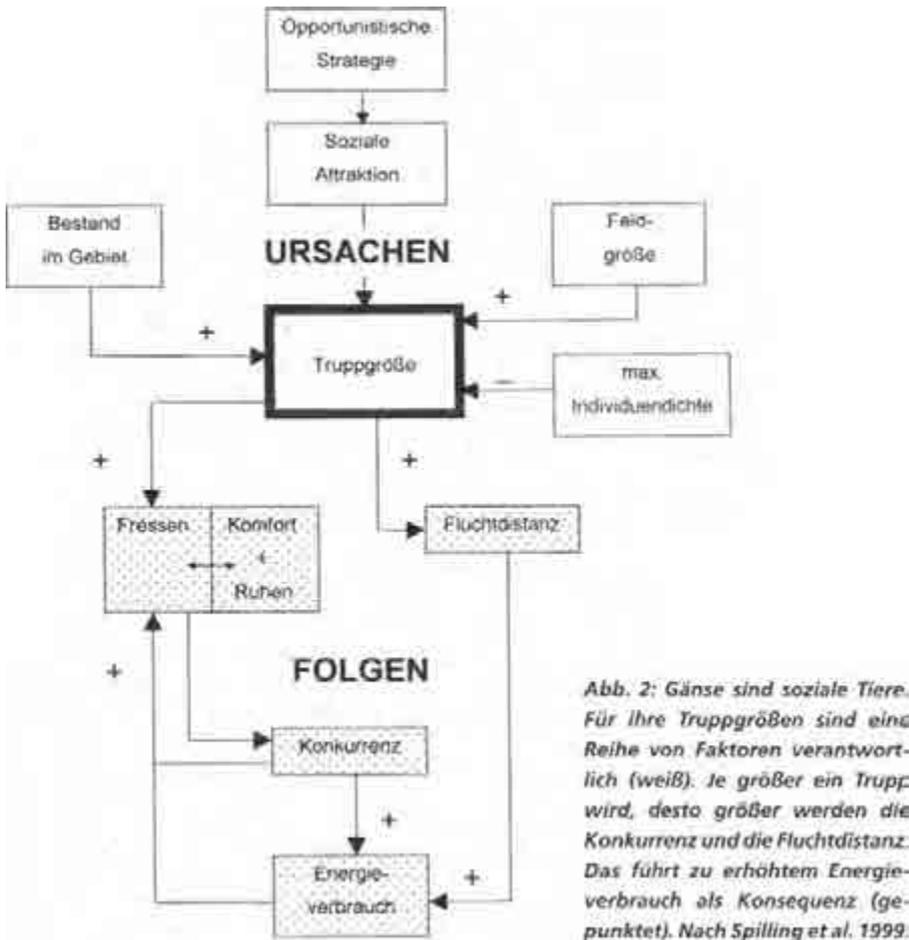


Abb. 2: Gänse sind soziale Tiere. Für ihre Trupfgrößen sind eine Reihe von Faktoren verantwortlich (weiß). Je größer ein Trupf wird, desto größer werden die Konkurrenz und die Fluchtdistanz. Das führt zu erhöhtem Energieverbrauch als Konsequenz (gepunktet). Nach Spilling et al. 1999.

eine Lizenz für die Bildung großer Gruppen, erklärt aber nicht alles.

Warum tun sie dies dann? Aus dem Feindverhalten lassen sich keine Vorteile für diese großen Trupps mehr ableiten, weil eine große Gruppe zunehmend auffälliger und die Wahrnehmung der möglichen Feinde auch behindert wird. Möglicherweise folgen sie den großen Zahlen von Artgenossen aus Bequemlichkeit, d.h. Opportunismus. Dort wo andere äsen, dürfte es ungefährlich sein und auch genug Nahrung geben. Ein weiterer Punkt kann hinzukommen. Wenn eine Weidefläche sich durch Wachstum verjüngt, ist es gut, die Vegetation in einem möglichst jugendlichen Zustand zu halten, weil die wachsenden Pflanzen am meisten Protein als Nährstoff aufweisen. Dies gelingt auf einer Fläche am besten, wo viele Individuen als „soziale Mähmaschine“ zusammenkommen und sich in bestimmten Zeitabständen immer wieder einfinden. Dieses Prinzip ist für verschiedene Gänsearten, neuerdings auch für wei-

dende Pfeifenten (*Anas penelope*) nachgewiesen worden (Mayhew & Houston 1999; Übersicht für Gänse bei Bergmann 1987, Bergmann et al. 1994).

Großgruppe, Familie, Paar

Gruppen bestehen aus Individuen. Zwischen dem Individuum und der Gruppe gibt es jedoch noch die soziale Einheit des Paares bzw. der Familie. Gänsefamilien halten noch den ganzen ersten Winter über zusammen. Das kann man bei Ringelgänsen und Blässgänsen besonders leicht erkennen, bei denen die Jungvögel sich im Kleid von den Altvögeln unterscheiden. Wenn man also z. B. durch Bejagung Einzelvögel aus der Gruppe entfernt, so wird man im allgemeinen immer einem Individuum den Partner, ein Kind oder einen Elternteil rauben. So geschädigte Gänse suchen über Tage, Wochen oder Monate hin nach dem gewohnten Artgenossen, bis sie sich schließlich darum bemühen, den Verlust auf andere Weise zu kompensieren.

Neuerdings ist an beringten Blässgänsen festgestellt worden, dass sogar ältere Jungvögel aus zurückliegenden Jahren sich gern wieder zu ihren Eltern gesellen. Es gibt also auch das Prinzip Großfamilie (Ely 1993).

Familien finden sich vorwiegend am Rand der großen Verbände ein (Holz & Sellin 1988). Hochrangige Familien beanspruchen in sich vorwärts bewegenden Trupps bestimmte günstige Positionen (Zusammenfassung bei Bergmann et al. 1994). Das Geflecht sozialer Beziehungen in der großen Gruppe ist also komplexer, als man denkt, wenn man die Masse der Vögel so vor sich sieht.

Raumnutzung

Die Kulturlandschaft ist gegliedert, d.h. in besitz- und wirtschaftsbedingte Untereinheiten aufgeteilt. Je größer eine solche ununterbrochene Fläche ist, desto mehr Gänse können sich darauf einfinden. Die mögliche Trupfgröße auf einer Fläche wird wahrscheinlich über eine maximale Dichte der Vögel begrenzt (Spilling et al. 1999). Oberhalb dieser Dichte werden weitere Gänse nicht mehr in der Gruppe landen oder sogar daraus flüchten.

Eine Reihe von Faktoren bestimmt, welche Flächen in einer Kulturlandschaft von den Gänsen genutzt werden. Dabei spielt zunächst der Schlafplatz eine vorrangige Rolle. Gänse benötigen in aller Regel ein Gewässer, wo sie abends einfallen und die Nacht ungestört von Bodenfeinden wie dem Fuchs verbringen können (Rutschke 1987). Vom Schlafplatz aus starten sie am nächsten Morgen zur Nahrungssuche. Zuweilen suchen sie sogar noch zu nächstlicher Stunde Nahrung im Umfeld des Schlafplatzes (Mooij 1996).

Als zweiter Faktor bestimmt das Nahrungsangebot, wie der Raum genutzt wird. Siehe hierzu das nächste Kapitel. Doch auch Störquellen aller Art wie Gebäude, Verkehr, Tourismus und Jagd üben einen Einfluss auf die Raumnutzung aus (s.u.).

Habitatnutzung und Ernährung

Grünland oder Raps?

Ist einmal eine in bestimmter Weise bewirtschaftete Fläche im Kulturland ausgesucht, so liegt dadurch auch schon die

Nahrung fest. Auf einem Wintergetreidefeld findet man eben nur die Blätter oder allenfalls die Körner des ausgesäten Getreides als Nahrung vor, zumindestens wenn man Pflanzenfresser ist. Durch zahlreiche Untersuchungen sind wir gut darüber unterrichtet, welche bewirtschafteten Flächen in der Kulturlandschaft der einzelnen Regionen von den einzelnen Arten in Abhängigkeit von verschiedenen Außenfaktoren und vom jeweiligen Nahrungsangebot bevorzugt werden (z.B. *Spilling & Königstedt* 1995).

Dabei ist die Wahl einer bestimmten Fläche nicht ohne weiteres mit Präferenz gleichzusetzen. Präferenz oder Bevorzugung bedeutet selektive Wahl. Diese selektive Wahl weicht vom Angebot ab. Das kann man nur feststellen, wenn man das Angebot mit der Nutzung der Flächen durch die Vögel vergleicht. Es bedeutet also noch nicht Präferenz, wenn in einem Gebiet, in dem es sehr viel Grünland gibt, die meisten Gänse auch auf Grünland stehen.

Gänse schätzen höhere Vegetation nicht. Daher meiden sie zunächst Rapsfelder, wenn die Rapspflanzen schon stärker angewachsen sind. Dagegen scheuen die Schwäne sich nicht vor Winterraps aller Größen (*Bloh* 1998). Sie nutzen diese Flächen nachhaltig und lassen sich auch nicht leicht davon vertreiben. Nur wenn sie überstautes Grünland zur Auswahl haben, lassen sie sich vom Raps weglocken (*Haase* et al. 1997). Haben Schwäne Rapschläge erst einmal eine Zeitlang beweidet, werden diese Flächen sekundär auch für Gänse zugänglich.

Blätter fressen ist teuer

Nahrungserwerb bedeutet bei pflanzenfressenden Wasservögeln in aller Regel die Aufnahme von Blättern. Diese sind für Vögel im allgemeinen eine ungeeignete Nahrung, da sie viel Rohfaser und wenig leicht verdauliche Substanz wie Proteine, lösliche Kohlenhydrate und Lipide enthalten. Gänse lösen das Problem, indem sie viel fressen. Viel zu fressen, ist jedoch für einen Vogel wieder nicht günstig, weil er das Gefressene mitschleppen muss. Das wird energetisch teuer, wenn er fliegt. Daher verfahren die pflanzenfressenden Vögel in der Regel so, dass sie die Nahrung nur sehr oberflächlich verdauen. Sie entnehmen

eigentlich nur Protein und andere leicht verdauliche Inhaltsstoffe. Lediglich in kleinem Umfang sind sie mit Hilfe symbiontischer Mikroorganismen in der Lage, im Darm und den Blinddärmen auch Zellulose und Hemizellulose abzubauen (zusammenfassend s. *Bergmann* et al. 1994). Aus genau diesem Grund enthält auch Gänsekot noch soviel Nährstoffe, dass er ein hochwirksames Düngemittel darstellt (z.B. *Balkenhol* et al. 1984). Auf diese Weise können die Vögel im Frühjahr rechnerisch bis zu etwa 60 % der aufgenommenen Biomasse dem Lebensraum durch Düngung wieder zurückerstatten. Und das gedüngte Wachstum führt im Grünland zu besserer Qualität. Übrigens haben sich im frischen Kot verschiedener Gänsearten keinerlei pathogene Keime feststellen lassen (*Holländer* 1982).

Mooij (briefl. Mitt.) weist darauf hin, dass im Winter die Düngewirkung des Gänsekots geringer anzusetzen ist, da die Nährstoffe rasch ausgewaschen werden und nicht so schnell für das Pflanzenwachstum zur Verfügung stehen. Zu dieser Zeit dürfte also der Kot auf den beästen Flächen eine eher geringe Rolle spielen.

Junge Vegetation ist besser

Wegen dieser Nahrungsstrategie sind die Vögel auch interessiert daran, die Vegetation, wenn sie denn überhaupt wächst, in einem jugendlichen Zustand zu erhalten, d.h. frisch und wachsend (s.o.). Nur in solcher wachsenden Vegetation findet sich wachstumsbedingt

relativ viel Protein. Wachstum geht nur mit Enzymen vor sich, und die enthalten Eiweißstoffe. Umgekehrt sehen sich die wandernden, in der Arktis brütenden Populationen veranlasst, spätestens dann abzuziehen, wenn die Vegetation bei uns „altert“, d.h. die ersten Wachstumsphasen abgeschlossen sind. Dafür finden sie dann in ihrer arktischen Brutheimat besonders an den Säumen der Gewässer den ganzen Sommer über die frisch wachsende pflanzliche Nahrung. Wenn allerdings hier bei uns im Überwinterungsgebiet bei Temperaturen unter 5°C das pflanzliche Wachstum stagniert, sind die weidenden Wasservögel darauf angewiesen, vom Bestand zu zehren.

Pflanzen können regenerieren

Glücklicherweise sind die Kulturpflanzen, von denen die Vögel sich bei uns im wesentlichen ernähren, in hohem Maße fähig zu regenerieren (s. *Lauenstein*, in diesem Band). Das gilt auch für manche Wildpflanzen wie z.B. den Meerstrandwegerich (*Plantago maritima*) an der Küste. Man hat gefunden, dass im Frühjahr die Gänse nur soviel von dessen leicht sukkulenten nahrhaften Blättern abbeißen, dass die maximale Regenerationsrate der Pflanze induziert wird (*Prins* et al. 1980). Im Prinzip sollten also die weidenden Vögel nicht daran interessiert sein, ihre Weideflächen bis auf Stumpf und Stiel niederzufressen. Dies tun sie auch schon deswegen nicht, weil sich dieses Verfahren nicht lohnt, solange in erreichbarer Nachbarschaft ein

Organverluste und Ertrag von Winterraps

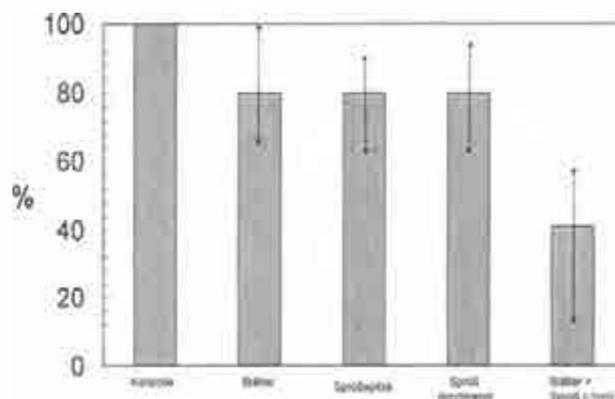


Abb. 3: Regenerationsleistung von Raps: Schneidet man von einer Winterraps pflanze nur die Blätter oder die Sprossspitze ab bzw. spaltet den Spross, so gibt es kaum Ernteverluste. Erst wenn man die Blätter und den gesamten Spross bis auf einen Rest von 1 cm Länge entfernt, wird der spätere Ernteertrag deutlich vermindert. Nach Schulz & Boelcke 1989.

besseres Nahrungsangebot verfügbar ist. Ein weitgehend abgefressenes Rapsfeld oder ein Winterweizenschlag sehen zwar schrecklich aus, sind aber keineswegs in jedem Fall für eine Ernte verloren. Entscheidend ist, ob die regenerativen Teile wie die Wachstumszonen von Blättern oder die Vegetationskegel noch vorhanden sind. Auch der vollständige Verlust einzelner Pflanzen ist verschmerzbar, weil die benachbart wachsenden durch geringere Konkurrenz dann besser gedeihen und den Verlust ersetzen.

Die unglaubliche Regenerationsleistung der Pflanzen gilt besonders für Gräser, aber auch für Winterrapss im Frühjahr (Abb. 3). Wenn man die voll entfalteten Rapsblätter entfernt, erzielt man später immer noch – je nach Jahr – einen Ernteertrag zwischen 66 und 96 % (Schulz & Boelcke 1989). Nachteilig kann sein, dass sich in der stärker beweideten Mitte der Felder die Vegetation langsamer entwickelt als am Rand und die Reife dort verzögert eintritt. Jedenfalls gilt, dass nicht jeder Weideschaden schon ein Ernteschaden ist (Abb. 4).

Der Einfluss von Störungen

Während in den Brutgebieten anthropogene Störreize kaum eine Rolle spielen, gibt es im hiesigen Überwinterungsgebiet sowohl in der offenen Kulturlandschaft als auch in Naturschutzgebieten und anderen beruhigten Zonen genügend Störsituationen, die Einfluss auf die Gänse nehmen (Stock 1994, Wille 1995). Übrigens sprechen wir nicht ohne weiteres von Störungen, weil der Begriff nicht zwischen Ursache und Wirkung unterscheidet, sondern zunächst von Störreizen und Störwirkungen (Stock et al. 1994, Bergmann 2000). Grundsätzlich können sich Störwirkungen zunächst nur auf die untere Ebene der organismischen Komplexität beziehen, z. B. nur Veränderungen der Herzschlagfrequenz erzeugen. Auf der nächsthöheren Ebene beeinflussen sie die Verhaltensebene mit Aufmerken, Flüchten oder Wegziehen. Darüber hinaus können anhaltende Störwirkungen auch die Kondition eines Tieres beeinflussen, d.h. seinen gesundheitlichen Zustand, der sich in seinem Vorrat an Reservestoffen oder seinem Immunstatus äußern kann. Letzten Endes kann die Störwirkung auch seine Fitness, d.h. seinen Fortpflan-



Abb. 4: Der Weidegang der Gänse führt zunächst zur Entnahme von Biomasse, d.h. zu einem Weideschaden. Durch Regeneration der Pflanzen wird ein Teil davon wieder ausgeglichen, so dass nur in einem Teil der Fälle ein Ernteschaden resultiert. GT/ha = Gänsetage pro Hektar.

zungserfolg oder gar die Population und damit indirekt auch das Ökosystem erreichen (Stock et al. 1994). Störwirkungen können bis zu einem bestimmten Grad auf den verschiedenen Ebenen kompensiert werden. Nicht kompensierte Wirkungen greifen auf höhere Ebenen über. Es gibt auf den verschiedenen Ebenen Grenzen der Kompensation. Werden sie überschritten, leidet der Organismus, seine Überlebens- oder Fortpflanzungschancen sind gemindert (Abb. 5).

Kurzfristige Wirkungen

Wille (1995 und in Vorb.) hat festgestellt, dass des Morgens bejagte Gänse noch Stunden später unruhig sind und auf beliebige Störreize mit erniedrigter

Schwelle bzw. erhöhter Fluchtdistanz reagieren (Abb. 6). Sie generalisieren also ihre Reaktion von der eigentlichen Jagd auf andere Reize. Das bewirkt eine Veränderung in der Raumnutzung (Abb. 7). Die Folge ist ein Konzentrieren der Gänse auf bestimmten, weniger gestörten Flächen und ein dort erzeugter höherer Weidedruck (s. auch Bergmann 1999). Gemeinsam mit dem durch die Unruhe, z.B. durch das vermehrte Fliegen, bewirkten zusätzlichen Nahrungsvverbrauch kann das die schadensmindernde Wirkung des Abschusses einer Anzahl von Gänsen ökonomisch ins Gegenteil verkehren oder doch stark entwerten (Abb. 8). Dazu muss man wissen, dass eine fliegende Gans ungefähr das 15fache an Energie verbraucht wie eine rastende (s. Norberg 1996).

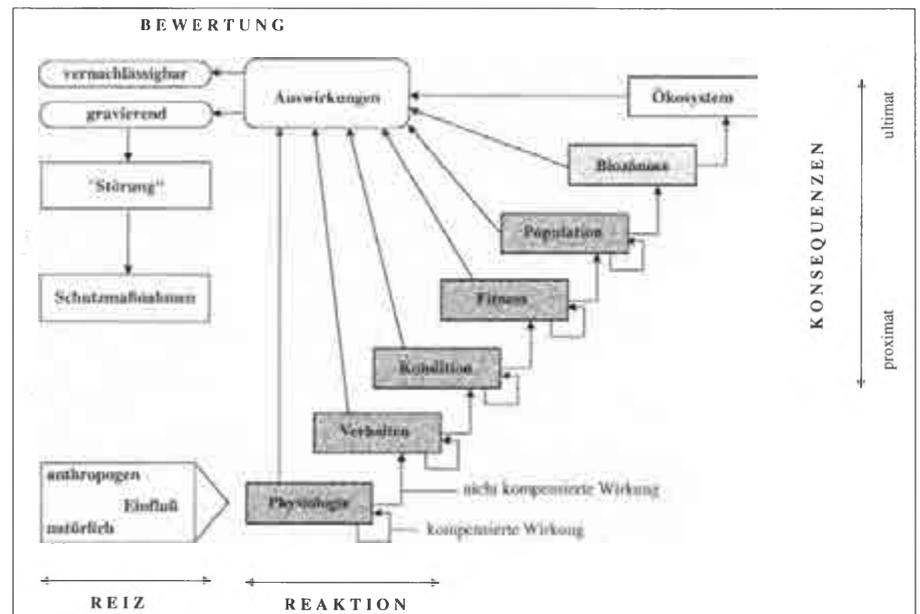


Abb. 5: Anthropogene wie natürliche Einflüsse oder Störreize können auf den verschiedensten Ebenen der organismischen Organisation Reaktionen oder Konsequenzen erzeugen. Nur wenn unkompensierte Wirkungen gravierend für den Organismus sind, müssen sie als Störungen eventuelle Schutzmaßnahmen nach sich ziehen. Nach Stock et al. 1994.

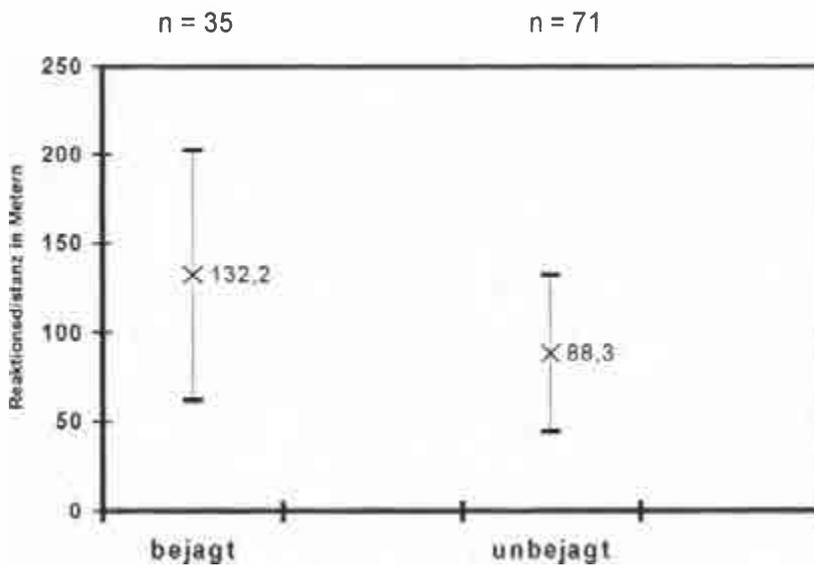


Abb. 6 (oben): Bejagte Gänse (links) reagieren auf signifikant größere Entfernung mit Aufmerksamkeiten als unbejagte Artgenossen (rechts) im gleichen Gebiet. Nach Wille in Vorb.

Langfristige Wirkungen

Im Laufe eines Winters nähern sich die Gänse allmählich an bestimmte Störquellen wie Straßen an (Kruckenberg et al. 1998, Spilling 1998). Dies hat nicht so sehr damit zu tun, dass die Störwirkung nachgelassen hätte oder die Vögel sich an die Störsituation gewöhnt hätten. Vielmehr müssen wir davon ausgehen, dass das Nahrungsangebot in der Nähe latenter Störquellen (wie einer Straße) noch gut ist, während es fern davon schon stärker genutzt worden ist. Die Vögel werden also durch die ungleichmäßig verteilte Nahrung in die Straßennähe gezwungen. Kruckenberg et al. (1998) haben bemerkt, dass die Gänse in der Nähe der störenden Straße durchaus nicht geruhsam weiden, sondern sehr aufmerksam sind. Sie müssen also den Kompromiss, den sie eingehen, u. a. mit Zeitinvestition für Aufmerksamkeiten bezahlen.

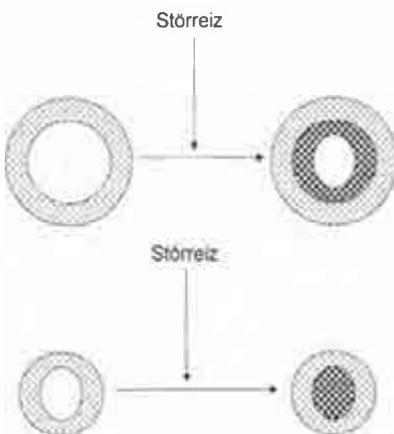


Abb. 7: Durch die Wirkung von Störreizen wird der für weidende Gänse nutzbare Bereich in einer von Wegen umgebenen Weidefläche auf das Zentrum beschränkt (oben). Eine kleinere Weidefläche wird für die Vögel u. U. ganz unbrauchbar (unten).

Vergrämen

Kann man die Vögel durch ständige Störreize aus einem Gebiet vertreiben? Auf der schottischen Insel Islay, wo etwa zwei Drittel der ostgrönländischen Nonnenganspopulation überwintern, hat man im Winter 1987/88 durch gezieltes Scheuchen versucht, die Gänse aus dem Wirtschaftsgrünland in benachbarte Ruhegebiete zu verjagen. Dabei kamen täglich 7–8 Personen in Zweiergruppen zum Einsatz, die die weidenden Gänse aufjagen sollten. Sie hatten auch zusätzlich Gaspistolen und Plastikbänder zur Verfügung. Es gelang ihnen, den Weidedruck auf den zu schützenden Flächen um ca. 50 % zu verringern. Die übrigen Vögel blieben ihren Weidegebieten treu, einige wanderten sogar von außen ein, weil die Konkurrenz drinnen geringer war. Die eingesparten Kosten an Ausgleichszahlungen an die Bauern beliefen sich auf ca. 25 000 Brit. Pfund. Die Lohnausgaben für die Scheucharbeiter erreichten den gleichen Betrag. Hinzu kamen Fahrtkosten und Ausrüstung, so dass letzten Endes das Scheuchen mehr Kosten als Nutzen verursacht hat.

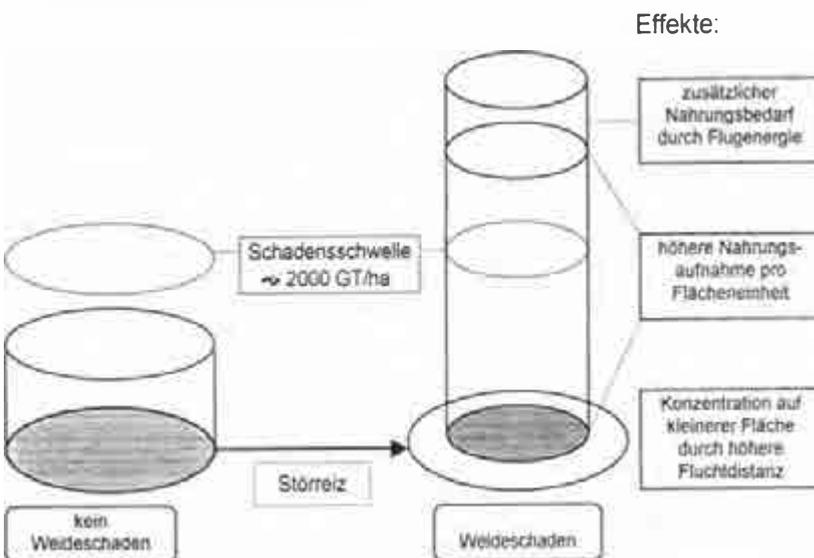


Abb. 8: Modellhafte Darstellung über die Folgen von Störreizen auf die Raumnutzung von Gänsen. Weiden auf großer Fläche erreicht nicht die Schadensschwelle von ca. 2000 Gänse- tagen pro Hektar (GT/ha). Gestörte Gänse konzentrieren sich auf einer kleineren Fläche, wodurch der Weidedruck vergrößert wird. Zusätzlich entsteht durch die Beunruhigung weiterer Nahrungsbedarf. Original Bergmann & Wille.

Wirkung der Jagd

Zu den relevantesten Störfaktoren gehört die Jagd. Bejagung entnimmt nicht nur Individuen aus der Population, son-

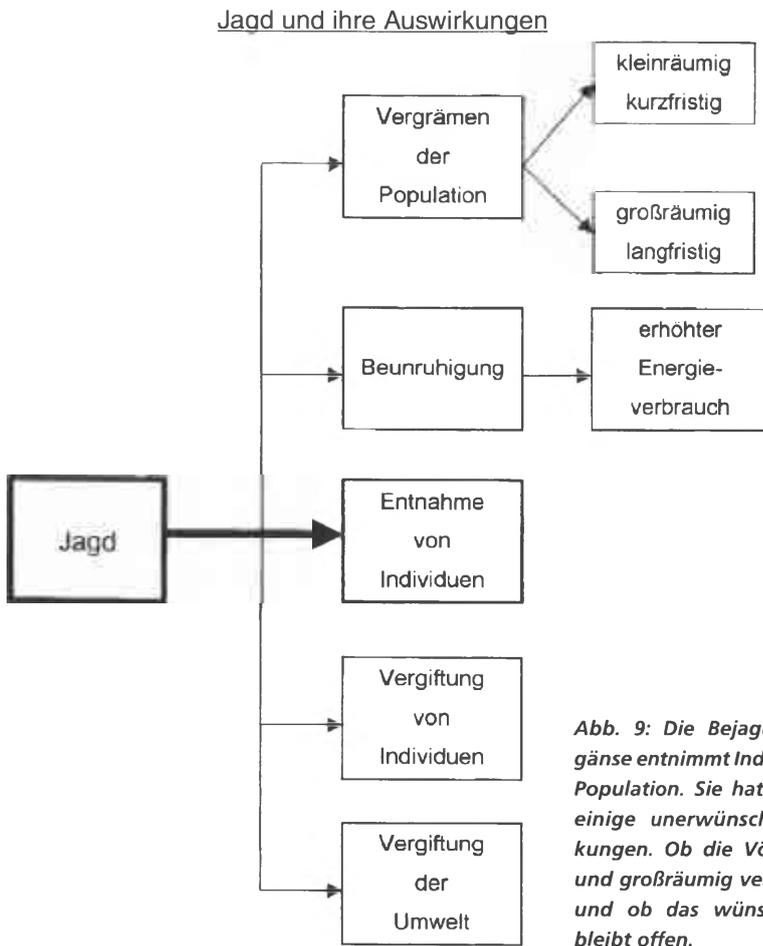


Abb. 9: Die Bejagung der Wildgänse entnimmt Individuen aus der Population. Sie hat aber daneben einige unerwünschte Nebenwirkungen. Ob die Vögel langfristig und großräumig vergrämt werden und ob das wünschenswert ist, bleibt offen.

den wirkt in großem Maßstab kurz- und evtl. längerfristig auf andere Individuen und auf Gruppen. Die vielfältige Wirkungsweise der Bejagung ist nicht ohne weiteres geklärt. Sind es die Schüsse als plötzliche lautstarke Reize, sind es die Schrote, die den Vogelkörper umschwirren und ihn oft auch treffen und verletzen, sind es die abstürzenden Individuen, die den anderen Artgenossen den Alarm übermitteln? Auch ein einschlägiges Jagdbuch (Kalchreuter 1980) gibt hierzu keine Auskunft. Fest steht, daß bejagte Gänse in der Folge der Bejagung den ganzen Tag über unruhig sind, größere Fluchtdistanzen gegenüber auch sonst nicht so eingestuftem Reizen einhalten (Abb. 6) und demnach mehr Aktivität aufbringen. Dies und anderes bewirkt einen höheren Energieverbrauch und, wenn die Vögel ihre Kondition erhalten wollen, auch eine vermehrte Nahrungsaufnahme. Da sie bestimmte gestörte Flächen meiden und ungestörte bevorzugen, führt dies gegebenenfalls zu erhöhtem lokalem Weidedruck und zu einem Überschreiten der konventionell angenommenen Scha-

densschwelle von ca. 2000 Gänsetagen pro ha (Abb. 8). Wenn man eine weitgehende „Extensivierung“ der Gänseweide erreichen will, so ist die Bejagung der Gänse kontraproduktiv. Von den sonstigen unerwünschten Nebenwirkungen wie der Vergiftung von Vögeln und Umwelt mit Blei und Aspekten des Tierschutzes soll hier nicht die Rede sein (Abb. 9, siehe auch Mooij 1991 und in diesem Band).

Neben den genannten kurzfristigen Auswirkungen der Bejagung auf die Vögel gibt es auch langfristige. Nach Untersuchungen von Madsen (1988) in Dänemark können Individuen stark bejagter Populationen von pflanzenfressenden Wasservögeln ihren Aufenthalt in einem Rast- oder Überwinterungsgebiet verkürzen. Damit verlagert sich das Problem in ein anderes Gebiet, wird aber nicht gelöst. Die Schaffung jagdfreier Zonen führt zu verlängertem Aufenthalt auch der jagdbaren Arten im Lande und zu höherem Artenreichtum (Biodiversität) in den betroffenen Regionen (Madsen 1998). Dänemark plant heute ein nationales Netzwerk von jagdfreien

Ruhegebieten, das die bisherigen Schutzgebiete auf die doppelte Fläche ausweiten soll (Madsen et al. 1998).

Insgesamt scheint sich die Bejagung von Vögeln nicht als ein sinnvolles ökologisch verantwortbares Instrument herauszustellen, um Gäneschäden auf landwirtschaftlichen Anbauflächen zu minimieren. Sie erweist sich vielmehr als ein prähistorisches Relikt der reinen Naturnutzung, das schleunigst abgeschafft bzw. durch andere Methoden des Managements ersetzt werden sollte. Insbesondere sollte Jagd an sensiblen Orten wie Schlafplätzen und Ruhezeiten sowie in Naturschutzgebieten völlig und unverzüglich eingestellt werden. In den Niederlanden ist eine solche Regelung soeben in Kraft getreten, Belgien kommt schon eine Zeitlang ohne Gänsejagd aus.

Die Jagd verkörpert auch nur zu einem Teil eine Regulation, da als Gegenstück zur Entnahme von Individuen eine entsprechende Hege in den Brutgebieten der wandernden Vögel nicht möglich ist. Gänsejagd ist ferner nicht selektiv, da die Jagd ausübenden weder Individuen verschiedenen Alters noch Arten sicher unterscheiden können. Kalchreuter (1980) hat schon auf die Unmöglichkeit hingewiesen, Tierpopulationen in größerem Ausmaß durch die Jagd zu regulieren.

Diskussion: Wohin mit den Gänsen?

Wildgänse sind ein Naturgut, das uns gegeben ist und für das wir Verantwortung zu tragen haben, selbst wenn wir die Vögel durch unsere Landwirtschaft gefördert haben. Es gibt nationale und internationale naturschutzrechtliche Bestimmungen (z.B. die Bonner und die Genfer Konvention, die EU-Vogelschutzrichtlinie, das African-European Waterfowl Agreement AEWA), die uns verpflichten, die Vögel zu schützen und zu erhalten. Der Konflikt mit unseren Wirtschaftsinteressen ist vor allem dadurch zustande gekommen, dass unsere Landwirtschaft den Vögeln hervorragende Überwinterungsbedingungen beschert. Das ist eine Situation, in die die Vögel gewissermaßen hineingezwungen werden, ob sie wollen oder nicht. Eine mögliche Regulation der Populationen durch Nahrungsmangel im Überwinterungsgebiet ist damit außerhalb jeder Diskussion. Die Bestände werden inzwischen eher durch Konkurrenz in den Brutge-

bieten reguliert (*Ebbinge*, mündl. Mitt., *Mooij*, in diesem Band). Gerade dies sorgt dafür, dass die Populationen nicht in den Himmel wachsen, wie manche befürchten.

Wohin also mit den Gänsen? Nachdem sich unseren bisherigen Erfahrungen und Einsichten gemäß herausstellt, dass weder die Bejagung noch das Vergrämen sinnvolle Wirkungen erzielen, steht auch zur Debatte, ob man nicht die Vögel einfach in Ruhe lassen und sich auf größtmöglicher Fläche ausbreiten lassen sollte. Ziel ist also eine „Extensivierung“ der Gänsebeweidung. Dies wäre auch aus anderer Sicht wünschenswert, da sämtliche Eingriffe im Sinne von Management im engeren Sinn, wie z. B. Wegscheuchen der Vögel aus gefährdeten Gebieten und Hinscheuchen in Ruhezeiten oder Ablenkfütterungen, schon nicht mehr mit dem eigentlichen Anliegen des Naturschutzes übereinstimmen.

Kein Zweifel, dass die ungestörten Vögel dann immer noch hier und da Weide- und in geringerem Umfang Ernteschäden verursachen würden. Für diese manifesten Schäden sollte die Gesellschaft als Ganzes aufkommen, deren Aufgabe auch der Schutz der Vögel ist, nicht aber der einzelne Landwirt. Dabei sind alle Verfahren der Schadensabschätzung zu vermeiden, deren Kosten höher sind als der mögliche entstandene Schaden.

Zusammenfassung

Die Populationen verschiedener Wildgansarten haben in den letzten Jahrzehnten zunehmend ihre Überwinterungsgebiete in Westeuropa gewählt bzw. sich aufgrund guten Nahrungsangebots und möglicher anderer Faktoren erheblich vergrößert. Die Vögel treten hier in großen Scharen auf, neigen allerdings dazu, die genutzten Nahrungsflächen nicht zu übernutzen, sondern in ihrem Sinne zu managen. Dennoch bewirken sie Weide- und teilweise auch Ernteschäden auf landwirtschaftlichen Flächen.

Blätter sind für Vögel keine besonders gut geeignete Nahrung. Sie müssen viel davon aufnehmen, verdauen sie aber nur oberflächlich, so dass der abgegebene Kot noch gute Düngewirkung hat. Die Vögel sind besonders im Frühjahr, wenn sie Vorräte für den



*Blässganstrupp auf einer Duldungsfläche, die mit Wintergetreide bestellt ist.
Foto: B. Königstedt.*

Zug anlegen müssen, auf proteinreiche wachsende Vegetation angewiesen. Sie optimieren ihr Energiebudget, indem sie die Kosten für den Nahrungserwerb niedrig halten, also möglichst nicht zu weite Entfernungen von ihren Schlafplätzen an Gewässern aus zurücklegen. Menschengemachte Störwirkungen einschließlich der Bejagung führen zu verstärkter Unruhe und Flugleistung, was vergrößerte Nahrungsaufnahme nach sich zieht. Weil die Vögel sich dabei auf kleinere ungestörte Flächen zurückziehen, wird ihr nachteiliger Einfluss auf

landwirtschaftliche Kulturen dadurch eher vergrößert. Vergrämen scheint generell unökonomisch und daher kontraproduktiv zu sein. Da alle aktiven Managementmaßnahmen den Intentionen der internationalen Schutzvereinbarungen für die Gänse zuwiderlaufen, wird vorgeschlagen, passive Abwehrmaßnahmen bei besonders gefährdeten Kulturen mit genereller Toleranz für die Vögel zu kombinieren. Die dann noch entstehenden landwirtschaftlichen Schäden sollten durch geeignete Ausgleichszahlungen beseitigt werden.



Saat- und Blässgänse auf einem Winterrapsschlag. Foto: B. Königstedt.

Literatur

- Balkenhol, B., H.-H. Bergmann, R. Holländer & M. Stock (1984): Über den Einfluß von Gänsekot auf die Vegetation von Grünflächen. – Ökol. Vögel 6: 223–247.
- Bauer, K. & U. N. Glutz von Blotzheim (Hrsg.) (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 2, 2. Aufl. – Aula, Wiesbaden.
- Bergmann, H.-H. (1987): Die Biologie des Vogels. Aula, Wiesbaden.
- Bergmann, H.-H. (2000): Bedeutung von Störwirkungen bei Vögeln. – Allg. Forst Zeitschr., im Druck.
- Bergmann, H.-H., M. Stock & B. ten Thoren (1994): Ringelgänse – arktische Gäste an unseren Küsten. – Aula, Wiesbaden.
- Bezzel, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1, Nonpasseriformes. – Aula, Wiesbaden.
- Ely, C. R. (1993): Family stability in Greater White-fronted geese. – Auk 110: 425–435.
- Haase, P., H. Schröter, H. Pester & T. Langgemach (1997): Management von wandernden Vogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche), die Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen verursachen können. – Ergebnisbericht über Praxiserprobungen, Landesumweltamt Brandenburg: 1–75.
- Holz, R. & D. Sellin (1988): Sozialspezifische Individuenverteilung in Schwärmen von Blässgänsen (*Anser a. albifrons* Scop. 1769). – Ökol. Vögel 10: 1–11.
- Kalchreuter, H. (1980): Die Sache mit der Jagd. – Fischer, Frankfurt.
- Kruckenbergh, H., J. Jaene & H.-H. Bergmann (1998): Mut oder Verzweiflung am Straßenrand? Der Einfluß von Straßen auf die Raumnutzung und das Verhalten von äsenden Bläss- und Nonnengänsen am Dollart, NW-Niedersachsen. – Natur und Landschaft 73: 3–8.
- Lazarus, J. (1978): Vigilance, flock size and domain of danger size in the White-fronted goose. – Wildfowl 29: 135–145.
- Lorenz, K. (1988): Hier bin ich – wo bist du? Ethologie der Graugans. – Piper, München.
- Madsen, J. (1988): Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting movements. – Danish Rev. Game Biol. 13: 1–32.
- Madsen, J. (1998): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. – J. Appl. Ecol. 35: 398–417.
- Madsen, J., S. Pihl & P. Clausen (1998): Establishing a reserve network for waterfowl in Denmark: a biological evaluation of needs and consequences. – Biol. Cons. 85: 241–255.
- Mayhew, P. & D. Houston (1999): Effects of winter and early spring grazing by Wigeon *Anas penelope* on their food supply. – Ibis 141: 80–84.
- Mooij, J. H. (1991): Hunting – a questionable method to regulate goose damage. – Ardea 79: 219–224.
- Mooij, J. H. (1996): Ecology of geese wintering at the Lower Rhine area (Germany). – Diss. Wageningen.
- Mooij, J. H. (1998): Goose damage to grassland and winter cereals by White-fronted and Bean Geese (*Anser albifrons* and *A. fabalis*) in the Lower Rhine area, Germany. – Vogelwarte 39: 264–280.
- Norberg, U. (1996): Energetics of flight. In: C. Carey (Ed.): Avian Energetics and Nutritional Ecology. – Chapman & Hall, New York.
- Percival, S. M., Y. Halpin & D. C. Houston (1997): Managing the distribution of Barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. – Biol. Cons. 82: 273–277.
- Prins, H. H.Th., R. C. Ydenberg & R. H. Drent (1980): The interaction of Brent Geese – *Branta bernicla* – and sea plantain – *Plantago maritima* – during spring staging: Field observations and experiments. – Acta Bot. Neerl. 29: 585–596.
- Rutschke, E. (1987): Die Wildgänse Europas. – Aula, Wiesbaden.
- Rutschke, E. (1992): Die Wildschwäne Europas. – DLV, Berlin.
- Schulz, R.-R. & B. Boelcke (1989): Zum Regenerationsvermögen von Winterrips. – Arch. Phytopathol. Pflanzenschutz (Berlin) 25: 285–291.
- Spilling, E. (1998): Raumnutzung überwinternder Gänse und Schwäne an der Unteren Mittelelbe: Raumbedarf und anthropogene Raumbegrenzung. – Dissertation Univ. Osnabrück, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Spilling, E., H.-H. Bergmann & M. Meier (1999): Truppgrößen bei weidenden Bläss- und Saatgänsen (*Anser albifrons*, *A. fabalis*) an der Unteren Mittelelbe und ihr Einfluß auf Fluchtdistanz und Zeitbudget. – J. Ornithol. 140: 325–334.
- Spilling, E. & D. G. W. Königstedt (1995): Phänologie, Truppgrößen und Flächenwahl von Gänsen und Schwänen an der unteren Mittelelbe. – Vogelwelt 116: 331–342.
- Stock, M. (1994): Auswirkungen von Störreizen auf Ethologie und Ökologie von Vögeln im Wattenmeer. – Diss. Univ. Osnabrück, Shaker Verlag, Aachen.
- Stock, M., H.-H. Bergmann, H.-W. Helb, V. Keller, R. Schnidrig-Petrig & H.-C. Zehnter (1994): Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. – Z. Ökol. Naturschutz 3: 25–33.
- Wille, V. (1995): Störwirkungen auf das Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons* und *A. fabalis*). – Diplomarbeit Universität Osnabrück.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Hans-Heiner Bergmann
 AG Gänseforschung, Abt. Ethologie,
 Fachbereich Biologie/Chemie
 der Universität
 Barbarastraße 11
 D-49069 Osnabrück
 e-mail:
 bergmann@biologie.uni-osnabrueck.de

Übersicht über die Bestandssituation und Bestandsentwicklung der Gänse in Deutschland und der westlichen Paläarktis

von Johan H. Mooij

1. Einleitung

Bis Mitte des letzten Jahrhunderts gab es nur äußerst ungenaue Angaben über die Größe einzelner Vogelpopulationen. Diese variierten von „mehreren Hunderten“ oder „Myriaden“ bis „dass ihre Schwärme die Luft verfinstern“ und „es dauerte über eine halbe Stunde, bis der Schwarm vorbeigeflogen war“.

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in Nordamerika und Eurasien ein erschreckender Schwund einzelner Wasservogelpopulationen offensichtlich. So gingen die Wasservogelbestände auf dem Territorium der ehemaligen UdSSR zwischen 1850 und 1950 auf etwa ein Drittel zurück (Abb. 1) und aus großen Teilen Europas und Nordamerikas wurden stark rückläufige Durchzugs- und Winterbestände bei Gänsen gemeldet (u. a. Bauer & Glutz von Blotzheim 1968, Buisman & van Oort 1939, Flint & Krivenko 1990, Grimpe 1933, Krivenko 1996, Lampio 1974, Le Bret 1952, Niethammer 1938, Schlegel 1877, van Oort 1937, Ward 1982, Williams 1990). So verschwand in dieser Periode die Schneegans *Anser caerulescens* als regelmäßiger Brutvogel und Wintergast aus der westlichen Paläarktis (Alphéraky 1904, Dementiev & Gladkov 1952) und stellen Buisman & van Oort (1939) aufgrund der Ergebnisse einer landesweiten Umfrage unter Jägern, Landwirten und Ornithologen fest, dass als Folge der zurückgegangenen Zahlen der Wasservogel in den Niederlanden kaum noch Schäden auf landwirtschaftlichen Kulturen vorkamen.

Diese Entwicklung alarmierte Ornithologen, Wissenschaftler sowie Jäger gleichermaßen und löste eine Diskussion darüber aus, ob die Bestände tatsächlich rückläufig seien, und wenn ja, was die Gründe sein könnten. Buisman & van Oort (1939), Dementiev & Gladkov (1952) und Grimpe (1933) nannten (ebenso wie mehr rezent Flint & Kri-

venko 1990 und Rogacheva 1992) für Westeuropa die Melioration von Feuchtgebieten, den Verlust von natürlichen und naturnahen Wasservogelhabitaten, den zunehmenden Flächenanspruch und die Intensivierung der Landwirtschaft sowie eine Überbejagung einzelner Arten als wichtigste Gründe für den Rückgang.

Das wesentlichste Ergebnis dieser Diskussion war jedoch die Erkenntnis, dass wesentliche Daten über die Populationsgröße und Bestandsentwicklung der einzelnen Arten fehlten.

2. „International Waterbird Census (IWC)“

Mit dem Ziel, handfeste Daten zur Populationsgröße und Bestandsentwicklung einzelner Wasservogelarten zu sammeln, begannen in den 1930er Jah-

ren für Europa in Großbritannien die ersten systematischen Wasservogelzählungen. Seit Anfang der 1950er Jahre wurden solche Zählungen auch in den Niederlanden durchgeführt und seit der zweiten Hälfte der 1950er Jahre ebenfalls in Deutschland und der Schweiz. Von Anfang an wurden die nationalen Zählungen auf ehrenamtlicher Basis durchgeführt und koordiniert. Seit 1963 werden die bis dahin nur auf nationalem Niveau organisierten Zählungen international vom „International Waterfowl and Wetlands Research Bureau“ (IWRB, heutzutage „Wetlands International“) – eine 1954 gegründete gemeinnützige Organisation – koordiniert. Damit war das Programm der jährlich mehrfach durchgeführten Wasservogelzählungen mit dem Namen „International Waterbird Census (IWC)“ entstanden. Ziel des „IWC“ ist es, mittels jährlich wiederholter standardisierter und international koordinierter Wasservogelzählungen eine Basis für wissenschaftlich fundierte Entscheidungen für den Wasservogelschutz zu schaffen. Gegenwärtig hat das Programm, das ein wesentlicher Bestandteil mehrerer internationalen Abkommen ist – wie z. B. Ramsar-Konvention, Afrikanisch-Eurasisches Wasservogel Abkommen (AEWA) unter der Bonner Konvention –, allein in Deutsch-

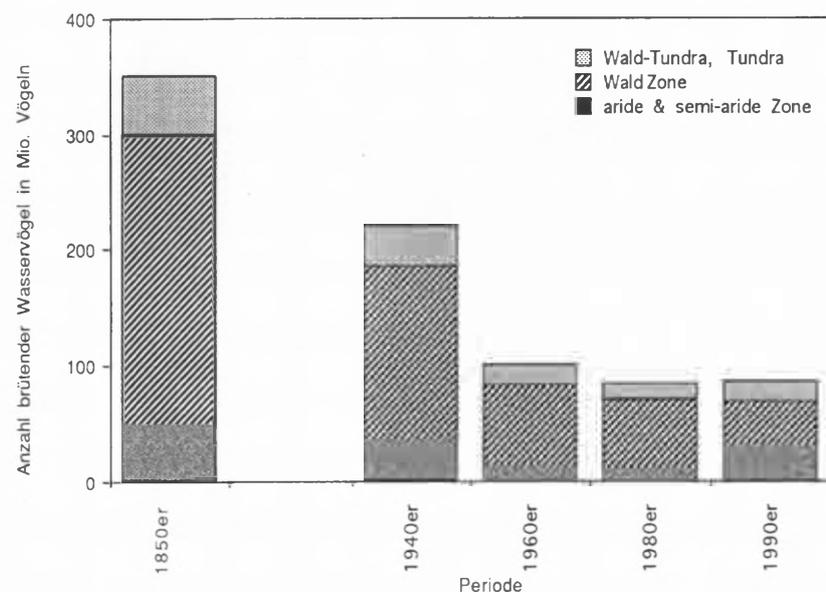


Abb. 1: Entwicklung der Bestände brütender Wasservogel (Anseriformes) auf dem Territorium der ehemaligen UdSSR zwischen den 1850er und 1990er Jahren nach Flint & Krivenko 1990, Kostin 1996 und Krivenko 1996.

Development of the number of breeding waterfowl (Anseriformes) on the territory of the former USSR between the 1850s and 1990s according to Flint & Krivenko 1990 and Krivenko 1996.

land über 1500 ehrenamtliche Mitarbeiter und es finden Zählungen in fast allen europäischen Staaten statt. Weltweit beteiligen sich mittlerweile mehr als 150 Staaten (Mooij 1999).

3. Die Zählungen

Für die internationalen Wasservogelzählungen werden jährlich von Wetlands International Stichtage festgesetzt. An diesen Stichtagen ist weltweit ein Heer von Freiwilligen unterwegs. Jeder von ihnen zählt die Wasservögel in einem festgelegten Zählgebiet (in Europa zwischen September und Mai jeweils zur Monatsmitte) und sendet die

gesammelten Daten zu einem der regionalen bzw. zu dem nationalen Koordinator. Die nationalen Zählergebnisse werden von Wetlands International gesammelt und alle drei Jahre zur Ermittlung von Bestandsgrößen und Bestands-trends aufgearbeitet (Mooij 1992 & 1999, Rose & Scott 1997, Scott & Rose 1996, Sudfeldt 1996).

Die internationalen Wasservogelzählungen werden mittlerweile seit mehr als 30 Jahren in Deutschland durchgeführt. Bis 1989 erfolgte dies in beiden Teilen Deutschlands getrennt. In der ehemaligen DDR wurden alle Aktivitäten, die mit der Wasservogelforschung und dem Feuchtgebietsschutz verbun-

den waren, von der „Zentrale für Wasservogelforschung der DDR“ in Potsdam koordiniert, während die nationalen Wasservogelzählungen in den alten Bundesländern organisatorisch im „Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA)“ verankert waren und von der „Biologischen Station Rieselfelder Münster“ (Enten und Schwäne) und der „Biologischen Station im Kreis Wesel“ (Gänse) koordiniert wurden.

Als sich 1989 der Zusammenbruch der DDR abzeichnete, nahmen die nationalen Zähl-Koordinatoren für Ost- und Westdeutschland schon frühzeitig Kontakt auf, um gemeinsam die Wasser- und Watvogelzählungen in Gesamtdeutschland zu organisieren. Die drei Einrichtungen arbeiten seitdem unter dem Dach der „Zentrale für Wasservogelforschung und Feuchtgebietsschutz in Deutschland“ (ZWFD), die dem DDA zugeordnet ist, zusammen. Die mittlerweile in „Forschungsstelle für Ökologie der Wasservogel und Feuchtgebiete an der Universität Potsdam“ umbenannte „Zentrale für Wasservogelforschung der DDR“ ist im Rahmen der neuen ZWFD für die Organisation und Durchführung der Schwäne-, Gänse- und Entenzählungen in den neuen Bundesländern zuständig, während die Biologische Station im Kreis Wesel die gesamtdeutschen Gänsezählungen und die Biologische Station Rieselfelder Münster die gesamtdeutschen Erfassungen der übrigen Wasservogelarten koordiniert (Abb. 2; Mooij 1992 & 1999, Sudfeldt 1996, Sudfeldt et al. 1997).

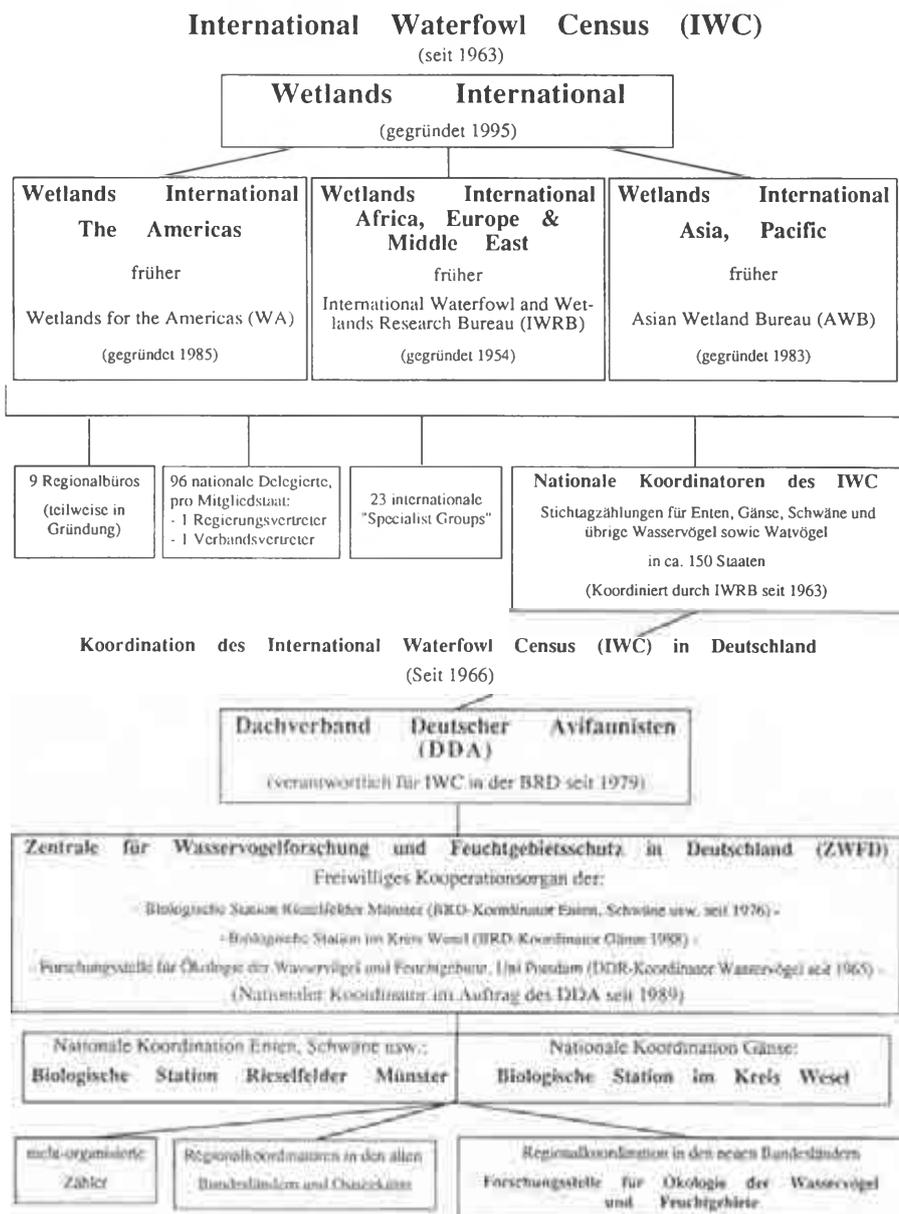


Abb. 2: Organisation des International Waterfowl Census (IWC).
Organisation of the International Waterfowl Census (IWC).

4. Bestandssituation und -entwicklung in der westlichen Paläarktis

Die „Paläarktis“ umfaßt Eurasien (mit Island, den Kanarischen Inseln, Japan), Grönland und den nördlichen Teil Afrikas. Die Grenze zwischen der östlichen und westlichen Paläarktis ist von Art zu Art unterschiedlich, sie liegt jedoch für die meisten Arten in Mittelsibirien (Abb. 3). Weltweit werden fünfzehn Arten von „echten Gänsen“ (10 Arten der Gattung *Anser* und 5 der Gattung *Branta*) unterschieden, deren Verbreitung auf die nördliche Hemisphäre beschränkt ist. Anfang der 1990er Jahre wurde die Gesamtzahl der Vertreter dieser Vogelgruppe auf weltweit 13–14 Mio. Vögel geschätzt. Die Bestands-

Tab. 1: Bestandsgröße der Populationen der Anser- und Branta-Gänse weltweit, in der Paläarktis und in der westlichen Paläarktis (Quelle: Rose & Scott 1997, Madsen et al. 1999, Zöckler in diesem Band).

Population size of Anser and Branta geese worldwide, in the Palearctic and in the Western Palearctic (Source: Rose & Scott 1997, Madsen et al. 1999, Zöckler in this issue).

Art/Species	Welt/World	Paläarktis/Palearctic	W. Paläarktis/ W. Palearctic
<i>Anser cygnoides</i>	50 000	50 000	0
<i>Anser brachyrhynchus</i>	260 000	260 000	260 000
<i>Anser fabalis</i>	460 000	460 000	380 000
<i>Anser albifrons</i>	2 402 000	1 450 000	1 395 000
<i>Anser erythropus</i>	26 000	26 000	10 000
<i>Anser anser</i>	555 000	555 000	465 000
<i>Anser caerulescens</i>	3 400 000	65 000	0
<i>Anser rossii</i>	620 000	0	0
<i>Anser canagicus</i>	120 000	70 000	0
<i>Anser indicus</i>	11 000	11 000	0
<i>Branta sandvicensis</i>	700	0	0
<i>Branta canadensis</i>	4 800 000	110 000	110 000
<i>Branta leucopsis</i>	250 000	250 000	250 000
<i>Branta bernicla</i>	600 000	325 000	325 000
<i>Branta ruficollis</i>	75 000	75 000	75 000
Total	13 629 700	3 707 000	3 270 000

größe der einzelnen Arten ist stark unterschiedlich und variiert zwischen ca. 700 (Hawaii- oder Nenegans, *Branta sandvicensis*) und 5 Mio. (Kanadagans, *Branta canadensis*) Vögeln. Von den weltweit 15 Arten „echter Gänse“ brüten bzw. überwintern 9 in der westlichen Paläarktis (5 Anser- und 4 Branta-Arten), mit einem geschätzten Gesamtbestand von 3–3,5 Mio. Vögeln (Tab. 1).

4.1. Feld- oder Graue Gänse (Genus *Anser*)

Die Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) brütet auf Grönland, Island und Spitzbergen und überwintert aus-



Abb. 3: Gebiet der westlichen Paläarktis. Area of the Western Palearctic.

schließlich im Westen Europas. Der Bestand wurde in den 1950er Jahren auf 50 000–60 000 Vögel geschätzt. Seitdem setzte eine stetige Zunahme ein und in den 1990er Jahren gab es schätzungsweise 280 000–290 000 Kurzschnabelgänse, wobei das Populationswachstum vornehmlich auf die Bestandszunahme der auf den britischen Inseln überwinternden Brutpopulation von Grönland

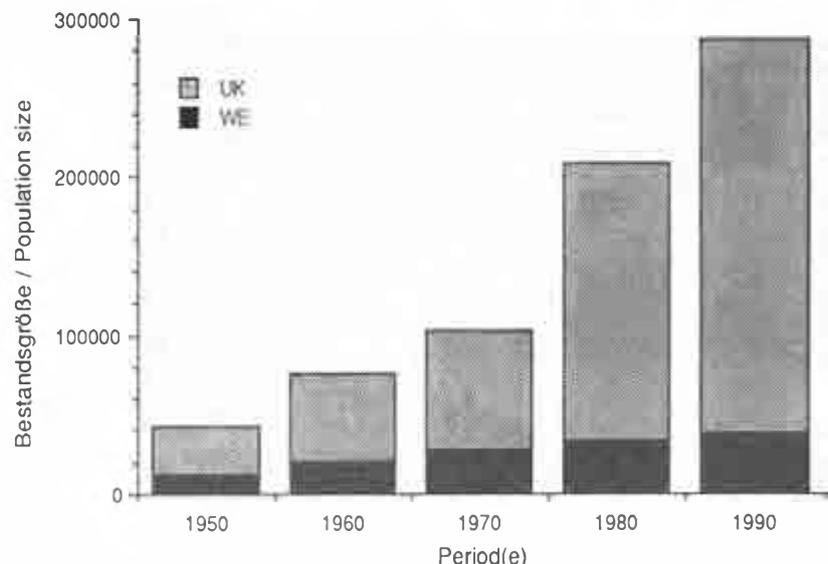


Abb. 4: Bestandsentwicklung der Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (UK = United Kingdom, WE = Kontinental-Westeuropa).

Population development of Pink-footed Goose (*Anser brachyrhynchus*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s (UK = United Kingdom, WE = continental Western Europe).

und Island („Grönländisch-Isländische Flyway-Population“) zurückzuführen ist. Die auf dem europäischen Festland überwinternden Kurzschnabelgänse gehören der Brutpopulation von Spitzbergen an. Diese Population wurde in den 1950er Jahren auf 10 000–15 000 Vögel geschätzt, wonach eine Wachstumsphase einsetzte. Ende der 1970er Jahre wurde eine Bestandsgröße von 25 000–30 000 Individuen angegeben. Seitdem scheint sich der Bestand zu stabilisieren und in den 1990er Jahren wurden 35 000–37 000 Vögel gezählt (Abb. 4; Fox & Madsen 1999, Madsen 1991, Madsen et al. 1996, Philippona 1981, Rose & Scott 1997, Scott 1980, Scott & Rose 1996, Uspenski 1965).

Die Saatgans (*Anser fabalis*) brütet ausschließlich in der paläarktischen Tundra und Taiga, während die Blässgans (*Anser albifrons*) in der Tundrazone der Paläarktis und der Nearktis (Nordamerika) brütend anzutreffen ist. Seit den 1950er Jahren setzte im Westen Europas eine Zunahme der überwinternden Saat- und Blässgänse ein. Über die gleiche Periode zeigen diese Arten jedoch einen Bestandsrückgang im Südosten Europas, so dass ihre westpaläarktischen Bestände insgesamt nahezu stabil waren (Abb. 5 u. 6). Es ist zur Zeit noch unbekannt, ob es sich bei dieser Entwicklung um eine real zunehmende „Flyway“-Population in West- und eine real abnehmende „Flyway“-Population in

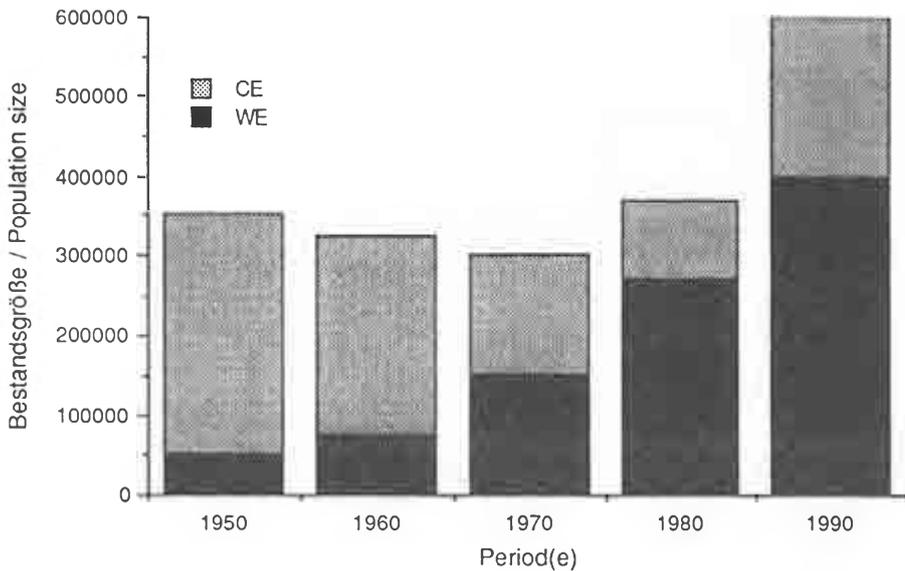


Abb. 5: Bestandsentwicklung der Saatgans (*Anser fabalis*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (CE = Zentraleuropa, WE = Westeuropa).
 Population development of Bean Goose (*Anser fabalis*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s (CE = Central Europe, WE = Western Europe).

Südosteuropa handelt oder ob früher im Südosten Europas überwinternde Vögel ihre Zugwege verlagert haben und gegenwärtig nach Westeuropa fliegen. Die westeuropäischen Bestände wurden in den 1950er Jahren auf ca. 70 000 Bläss- und ca. 50 000 Saatgänse geschätzt und scheinen sich in den 1990er Jahren auf einem Niveau von 600 000–750 000 Bläss- und ca. 280 000 Saatgänse zu stabilisie-

ren. Die westpaläarktischen Bestände beider Arten blieben wahrscheinlich weitgehend stabil, für die Blässgans auf einem Niveau von 1–1,5 Mio. und für die Saatgans von 500 000–700 000 Individuen (Fox & Madsen 1999, Huyskens 1986, Koffijberg et al. 1997, Mooij 1997, Mooij & Zöckler 1999, Mooij et al. 1999, Nilsson et al. 1999, Philippona 1972, Rose & Scott 1997, Scott & Rose 1996,

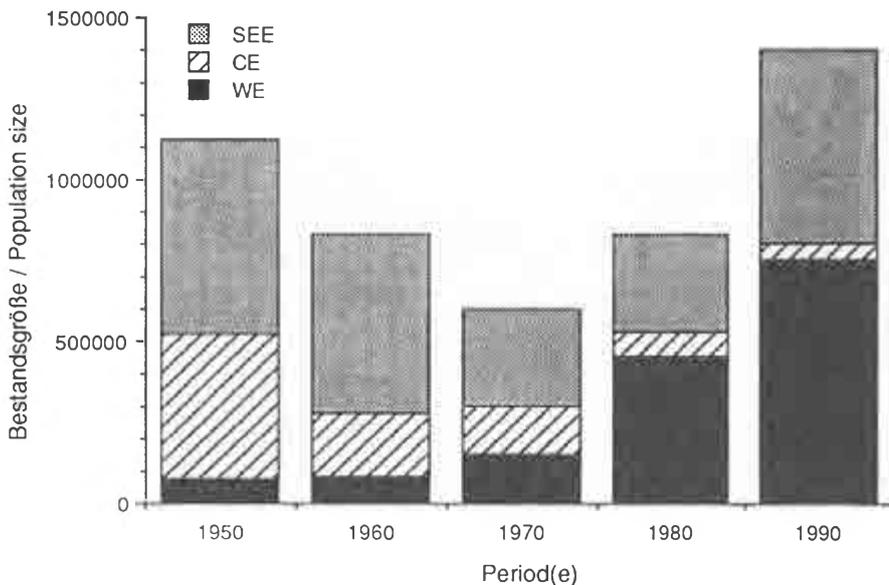


Abb. 6: Bestandsentwicklung der Blässgans (*Anser albifrons*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (SEE = Südosteuropa, CE = Centraleuropa, WE = Westeuropa).
 Population development of White-fronted Goose (*Anser albifrons*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s (SEE = Southeastern Europe, CE = Central Europe, WE = Western Europe).

van den Bergh 1999, Uspenski 1965). Aufgrund der stark unterschiedlichen Flächendeckung der Zählungen in den einzelnen Überwinterungsgebieten, insbesondere während der 1960er und 1970er Jahre in Zentral- und Osteuropa („Kalter Krieg“), besteht eine relativ große Unsicherheit bei den Bestandsschätzungen vor 1990.

Die Zwerggans (*Anser erythropus*) ist eine ausschließlich paläarktische Art, die ursprünglich in den eurasischen Tundren von Skandinavien bis Ostasien brütete. Seit der ersten Bestandsschätzung in den 1950er Jahren hat der Bestand stetig abgenommen (Abb. 7). Ging man damals noch von ca. 100 000 Individuen aus (Uspenski 1965), so wird der gegenwärtige Bestand auf 15 000–30 000 Vögel geschätzt. In der westlichen Paläarktis wurden in den 1930er Jahren noch regelmäßig Schwärme von ca. 50 000 Zwerggänsen beobachtet (Ringleben 1957) und in den 1950er Jahren wurde der Gesamtbestand noch auf mehr als 50 000 Vögel geschätzt, aber in den 1990er Jahren lagen die bei den Mittwinterzählungen ermittelten Zwergganzahlen durchgängig unter 10 000. Der skandinavische Brutbestand besteht gegenwärtig aus weniger als fünfzig Brutpaaren (Aarvak et al. 1996 u. 1997, Fox & Madsen 1999, Lorentsen et al. 1999, Rose & Scott 1997, Scott & Rose 1996, Tolvanen et al. 1998). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Zwerggänse häufig mit Blässgänsen vergesellschaftet sind und deshalb – aufgrund ihrer Ähnlichkeit mit Blässgänsen – kleinere Zwerggansgruppen in größeren Blässgansschwärmen leicht übersehen werden, so dass die tatsächliche Zahl der im Westen Europas überwinternden Zwerggänse höher liegen kann. Es ist jedoch unbestritten, dass der Zwerggansbestand in den letzten Jahrzehnten stark rückläufig ist und im ursprünglichen Brutareal werden brütende Zwerggänse nur noch an wenigen Stellen gefunden (Aarvak et al. 1996 u. 1997, Kalyakin 1996, Lorentsen et al. 1999, Morozov 1996, Morozov & Kalyakin 1997, Syroechkovski Jr. 1996, Tolvanen et al. 1998). In Gebieten wo Zwerggänse vergesellschaftet mit Blässgänse durchziehen und Blässgänse bejagt werden dürfen, zeigte sich, dass der Anteil der lebensraumweit geschonten Zwerggänse in der Gänsestrecke nahezu genau ihrem Anteil in den bejagten Gänsechwärmen entsprach, was darauf

schließen läßt, dass die Zwerggans in solchen Gebieten einem vergleichbar hohen Jagddruck ausgesetzt ist wie die wesentlich häufigere Blässgans (Lorentsen et al. 1998 u. 1999, Tolvanen et al. 1998).

Die Graugans (*Anser anser*) ist ein rein paläarktischer Brutvogel, der in der Vergangenheit sowohl die gemäßigten Bereiche Europas als auch die Taigazone und die semiariden Bereiche Asiens besiedelte. Als Folge menschlicher Verfolgung hat die Art in der Vergangenheit große Teile ihres ursprünglichen Verbreitungsareals in der westlichen Paläarktis aufgeben müssen, scheint sich hier aber gegenwärtig zu erholen. Im verbliebenen Verbreitungsgebiet in der östlichen Paläarktis und im Osten Europas sind die Bestände weitgehend stabil, während sie im Westen Europas, am Rande des verbliebenen Verbreitungsgebietes sowie in Gebieten, wo sie neu angesiedelt wurden (also in den meisten westeuropäischen Ländern), seit Mitte des 20. Jahrhunderts zum Teil starke Zunahmen zeigten. Die westpaläarktische Brutpopulation hat von ca. 187 000 in den 1950er Jahren auf ca. 520 000 Vögel in den 1990er Jahren zugenommen. Diese Zunahme geht ausschließlich auf den Zuwachs der Populationen in Westeuropa und Island zurück, wo in den letzten Jahrzehnten viele neue Gebiete mit und ohne menschliche Hilfe neu- bzw. wiederbesiedelt wurden. Die Bestandsgröße der Graugans auf dem westeuropäischen Festland nahm von ca. 30 000 Vögeln in den 1950er auf ca. 200 000 in den 1990er Jahren zu (Abb. 8; Cracknell et al. 1999, Dick et al. 1999, Fox & Madsen 1999, Koffijberg et al. 1997, Mitchell 1999, Mitchell & Fox 1999, Mitchell & Sigfusson 1999, Nilsson et al. 1999, Rose & Scott 1997, Scott 1999, Scott & Rose 1996).

4.2. Meeresgänse (*Genus Branta*)

Das Brutareal der Ringelgans (*Branta bernicla*) erstreckt sich entlang der Küsten nahezu der gesamten Arktis. In der westlichen Paläarktis brüten und überwintern zwei Subspezies: die Hellbäuchige Ringelgans (*Branta bernicla hrota*), die auf Ost-Grönland und Spitzbergen brütet, und die Dunkelbäuchige Ringelgans (*Branta bernicla bernicla*), die an der russischen Arktisküste vom Weißen Meer bis zum Lena-Delta brütet. Über die Dunkelbäuchige Ringelgans

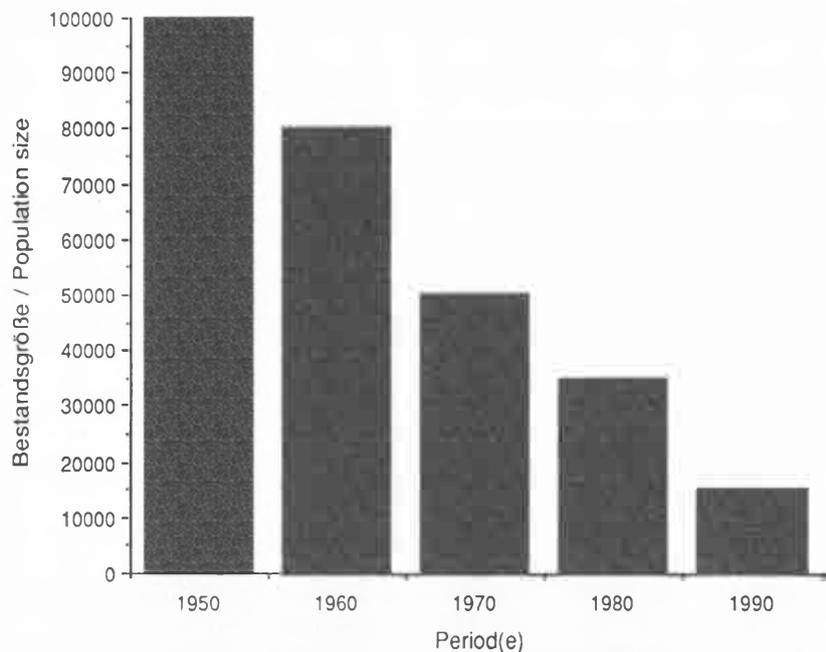


Abb. 7: Bestandsentwicklung der Zwerggans (*Anser erythropus*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre.

Population development of Lesser White-fronted Goose (*Anser albifrons*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s.

heißt es in älterer Literatur, dass sie „die Nordseeinseln und die Halligen zu Myriaden bedecken“ (Rohweder 1875, zitiert in Prokosch 1984) und „dass ihre Schwärme die Luft verfinstern“ (Naumann 1897–1905, zitiert in Prokosch

1984), aber um 1930 wurde der westpaläarktische Bestand noch auf ca. 200 000 und in den 1950er Jahren auf nur noch ca. 17 000–20 000 Vögel geschätzt (Cramp & Simmons 1977, Prokosch 1984, Uspenski 1965). Seitdem zeigte der jedoch

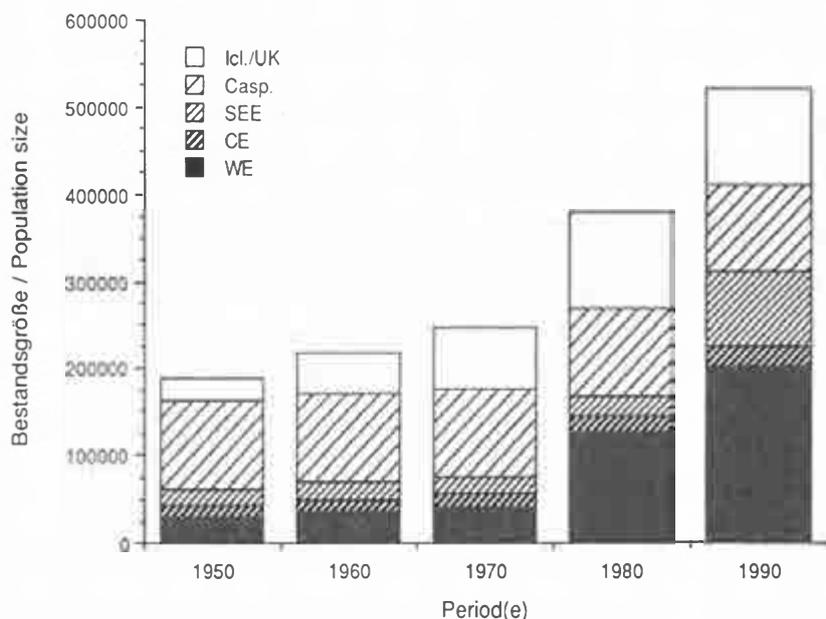


Abb. 8: Bestandsentwicklung der Graugans (*Anser anser*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (Icl./UK = Island und United Kingdom, Casp. = Kaspisches Meer, SEE = Südost Europa, CE = Zentraleuropa, WE = Westeuropa).

Population development of Greylag Goose (*Anser anser*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s (Icl./UK = Iceland and United Kingdom, Casp. = Caspian Sea, SEE = South-eastern Europe, CE = Central Europe, WE = Western Europe).

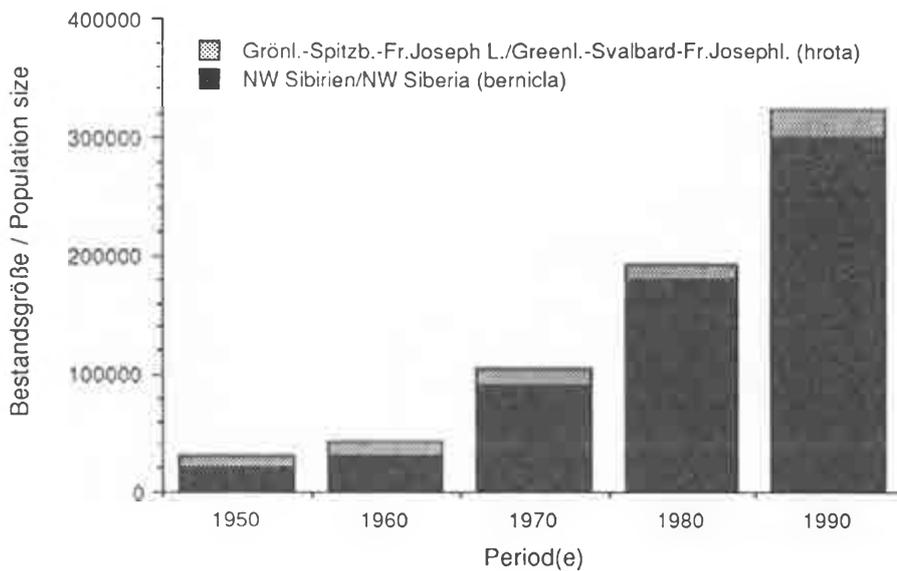


Abb. 9: Bestandssituation der Ringelgans (*Branta bernicla*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (*B. b. hrota*: Grönland, Spitzbergen, Franz-Joseph-Land; *B. b. bernicla*: Nordwest Sibirien).

Population development of Brent Goose (*Branta bernicla*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s Jahre (*B. b. hrota*: Greenland, Svalbard, Franz-Joseph Land; *B. b. bernicla*: Northwestern Siberia).

eine deutliche Zunahme und wurde in den 1990er Jahren auf ca. 325 000 Vögel geschätzt. Parallel zur Bestandszunahme erweiterte die Dunkelbäuchige Ringelgans ihr Brutareal gegen Osten; lag die Ostgrenze ihres Verbreitungsareals in den 1950er und 1960er Jahren noch auf der Halbinsel Taimyr, wurden sie in

den 1990er Jahren sogar im Lena-Delta brütend angetroffen (Syroechkovski et al. 1998). Da der Bestand sich seitdem kaum noch geändert hat, scheint sich eine Stabilisierung abzuzeichnen. Der westpaläarktische Bestand der Hellbäuchigen Ringelgans hat keine so rasante Entwicklung durchgemacht und wurde

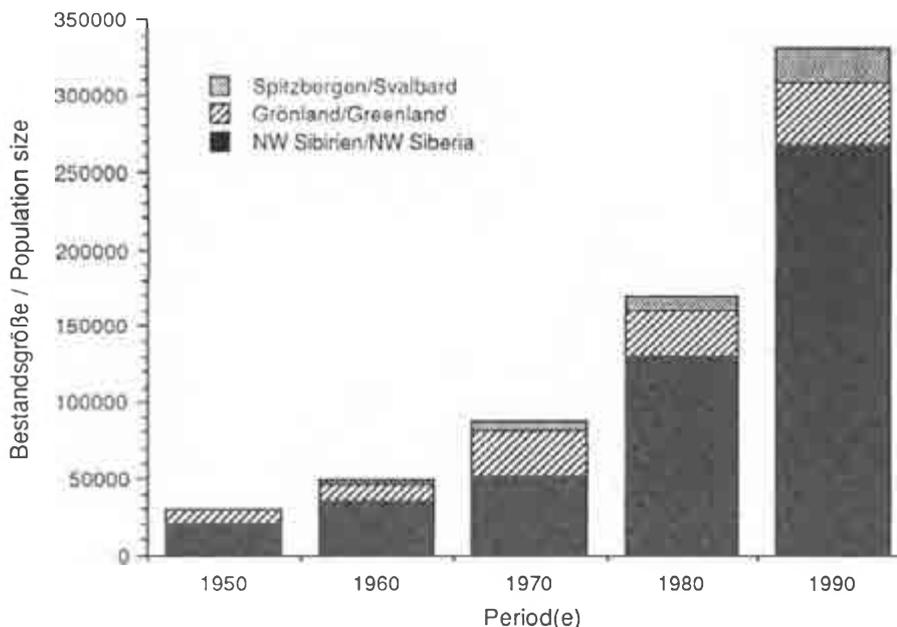


Abb. 10: Bestandssituation der Weißwangengans (*Branta leucopsis*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (Grönland, Spitzbergen, Nordwest Sibirien). Population development of Barnacle Goose (*Branta leucopsis*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s Jahre (Greenland, Svalbard, Northwestern Siberia).

während der 1950er Jahre auf ca. 10 000 Vögel geschätzt, nahm bis in die 1970er Jahre auf ca. 14 000 Vögel zu, dann bis in die 1980er Jahre wieder bis ca. 12 000 Vögel ab, hat seitdem wieder auf ein Niveau von ca. 25 000 Vögel zugenommen und scheint gegenwärtig stabil (Abb. 9, Bergmann et al. 1994, Clausen et al. 1999, Ebbinge et al. 1999, Fox & Madsen 1999, Hagemeijer & Blair 1997, Merne et al. 1999, Rose & Scott 1997, Rutschke 1987, Scott & Rose 1996, Uspenski 1965).

Die Weißwangengans- oder Nonnengans (*Branta leucopsis*) ist Brutvogel der Ostküste Grönlands, auf Spitzbergen, der Südinself Novaya Zemlyas, der Vaygatch-Insel, an der arktischen Küste Nordrusslands und neuerdings ebenfalls in Teilen des Ostseeraums. Die gesamte Population überwintert im Westen Europas. Auch die Weißwangengans zeigt seit den 1950er Jahren eine deutliche Bestandszunahme. Der in den 1950er Jahren noch auf nur ca. 29 000 Vögel geschätzte Weltbestand war in den 1990er Jahren auf ca. 330 000 Vögel angewachsen. Das Wachstum erfasste zwar alle Teilpopulationen, war jedoch bei der Population der russischen Arktis am stärksten ausgeprägt. Parallel zur Bestandszunahme breiteten die russischen Vögel ihr Brutareal gegen Westen aus und gründeten mehrere neue Brutkolonien an der arktischen Küste und im baltischen Raum (Abb. 10, Forslund & Larsson 1991, Fox & Madsen 1999, Ganter et al. 1999, Hagemeijer & Blair 1997, Koffijberg et al. 1997, Leitho 1993, Mooij 1995b, Ogilvie et al. 1999, Owen & Black 1999, Rose & Scott 1997, Rutschke 1987, Scott & Rose 1996, Syroechkovski Jr. 1995a, Uspenski 1965).

Die Kanadagans (*Branta canadensis*) ist ursprünglich eine nearktische (nordamerikanische) Art, die seit Mitte des 17. Jahrhunderts in Großbritannien und seit 1933 in Skandinavien brütet. England und die tieferliegenden Teile Norwegens und Schwedens sind mittlerweile flächig von Kanadagänsen besiedelt. Auch in Irland, Frankreich, Belgien, den Niederlanden, Deutschland und Dänemark gibt es mittlerweile verstreute lokale Populationen, die meist auf anthropogene Ansiedlungen zurückgehen. Die Brutvögel der Britischen Inseln zeigen bisher noch kein Zugverhalten, während die fennoskandischen Kanadagänse seit den 1950er Jahren zunehmend im Westen Europas überwintern.

In den 1950er Jahren wurde die europäische Kanadaganspopulation auf ca. 6.000 Vögel geschätzt. Nach einer starken Wachstumsphase der fennoskandischen und britischen Populationen wird der Gesamtbestand in den 1990er Jahren auf ca. 125.000 Vögel geschätzt. Bei beiden Populationen scheint die Bestandszunahme in den letzten Jahren beendet und eine Bestandsstabilisierung zeichnet sich ab (Abb. 11; Andersson et al. 1999, Fox & Madsen 1999, Hagemeyer & Blair 1997, Kirby 1999, Ringleben 1957, Rose & Scott 1997, Rutschke 1987, Scott & Rose 1996).

Die Rothalsgans (*Branta ruficollis*) hat ein relativ begrenztes Brutgebiet im Norden Sibiriens. Es umfasst die südlichen Teile der Halbinseln Taimyr, Gydan und Yamal. Anfang des 20. Jahrhunderts überwinterten noch „viele Zehntausende“ Rothalsgänse südlich des Kaspischen Meeres und während der 1950er Jahre wurden dort 50.000–60.000 Vögel gezählt (Hunter et al. 1999, Krivenko 1983, Syroechkovski Jr. 1995b, Uspenski 1966).

Bis in die 1950er Jahre überwinterten Rothalsgänse nahezu ausschließlich entlang der südlichen Küsten des Kaspischen Meeres, insbesondere in Aserbeidschan, Iran und Turkmenistan (Alphéraky 1904, Ringleben 1957, Uspenski 1965 u. 1966). Seitdem haben sie ihr Wintergebiet nach und nach zur westlichen Schwarzmeerküste Bulgariens und Rumäniens verlegt (Madsen 1991, Michev et al. 1991, Munteanu et al. 1991). Gründe für diese Verlagerung waren wahrscheinlich Änderungen der landwirtschaftlichen Nutzung in den traditionellen Wintergebieten, wo natürliche und naturnahe Grasländer sowie Getreide- und Reisfelder in Baumwollfelder, Gemüsekulturen und Weingärten umgewandelt wurden, sowie der hohe Jagddruck (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968, Cramp & Simmons 1977, Grimmett & Jones 1989).

Die erzwungene Verlagerung des Wintergebietes verlief jedoch nicht problemlos; während der 1960er Jahre zeigte der Bestand einen deutlich rückläufigen Trend und es wurden nur noch ca. 30.000 Rothalsgänse gezählt (Syroechkovski Jr. 1995b). Auch der zeitweilige Rückgang der Wanderfalkenpopulation im Brutgebiet als Folge der DDT-Belastung könnte eine Rolle bei dem Bestandsrückgang der Rothalsgans gespielt haben (Hunter et al. 1999). In der

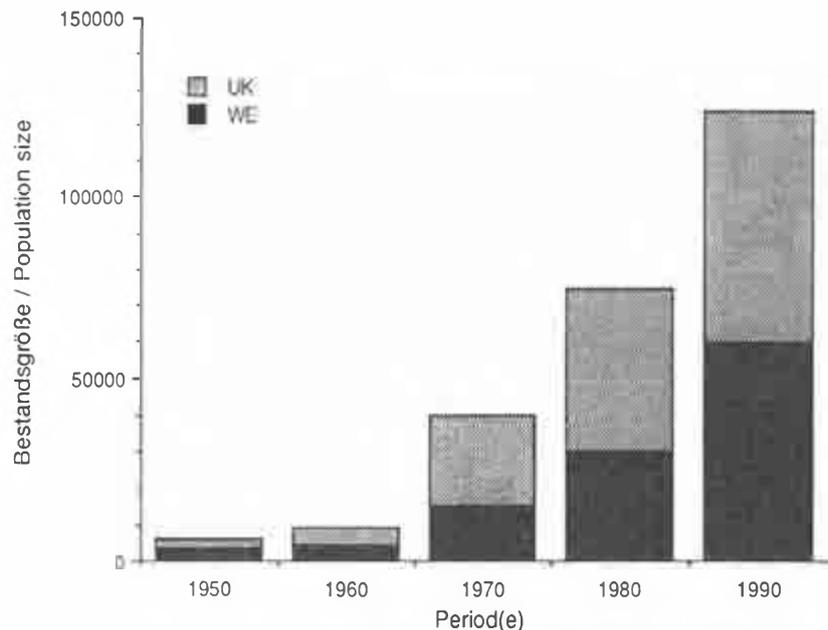


Abb. 11: Bestandsentwicklung der Kanadagans (*Branta canadensis*) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre (UK = United Kingdom, WE = Westeuropa).

Population development of Canada Goose (*Branta canadensis*) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s Jahre (UK = United Kingdom, WE = Western Europe).

zweiten Hälfte der 1970er Jahre wurde mit nur noch 22.000–27.000 Vögeln ein Tiefstand erreicht (Vinokurov 1982). Ab dann zeichnete sich eine Bestandserholung ab und Ende der 1980er Jahre wurden, vornehmlich an der Schwarzmeerküste, wieder ca. 35.000 Vögel und Mitte der 1990er Jahre 70.000–80.000 Rothalsgänse gezählt (Abb. 12; Fox & Madsen 1999, Hunter et al. 1999, Madsen 1991, Madsen et al. 1996, Rose & Scott 1997, Scott & Rose 1996, Syroechkovski Jr. 1995b, Vinokurov 1990). Die Zahl der im Westen Europas überwinterten Rothalsgänse ist gering, scheint jedoch in den letzten Jahrzehnten stetig zuzunehmen.

4.3. Habitatwahl im Wintergebiet

Während die beiden häufigen *Branta*-Arten (Ringel- und Weißwangengans) in Europa auch heutzutage noch einen Großteil ihres Aufenthaltes im Wintergebiet in weitgehend natürlichen Habitaten verbringen, sind die *Anser*-Arten sowie die ausgewilderte Kanadagans und die relativ seltene Rothalsgans hier für die winterliche Nahrungsaufnahme mittlerweile fast ausschließlich auf Kulturland angewiesen. Bei der Weißwangengans lässt sich in den letzten Jahren jedoch ebenfalls eine zunehmende Tendenz zur Nahrungssuche auf landwirtschaftlichen Nutzflächen erkennen. Bei

der Umstellung von natürlichen auf Kulturhabitats nimmt wahrscheinlich aufgrund der günstigeren Nahrungsbedingungen die Truppgöße auf den Nahrungsflächen sowie die regionale Konzentration der Gänse stark zu (siehe u. a. Mayes 1991, Wilson et al. 1991).

Es sei jedoch betont, dass trotz der positiven Bestandsentwicklung der meisten Gänsearten in Westeuropa das Niveau der gesamten Population dieser Arten gegenwärtig immer noch weit unter dem Niveau zur Mitte des 19. Jahrhunderts liegt (siehe Abb. 1, sowie Mooij 1995a, Mooij & Kostin 1997, Mooij & Zöckler 1999). Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass ein unbekannter Teil der bei den Zählungen festgestellten Bestandszunahmen auf die bessere Flächendeckung der Zählungen sowie die zugenommene Konzentration der Gänsevorkommen zurückzuführen ist (Fox & Madsen 1999, Mooij 1997 u. 1998).

5. Bestandssituation und -entwicklung in Deutschland

In der Tabelle 2 sind die geschätzten Bestände sowie die Bestandstrends der in Deutschland brütenden und überwinterten Gänse zusammengefasst. Von diesen neun Arten sind drei (Grau-, Weißwangengans- und Kanadagans) nicht nur Wintergäste, sondern auch Brutvö-

Tab. 2: Herbst- und Wintermaxima (Individuen) sowie Brutbestand (Brutpaare) und gegenwärtige Bestandstrends der Gänse-Arten in Deutschland (Stand ca. 1995, Quelle ZWFD).

Autumn and winter peak numbers (individuals) as well as the number of breeding pairs and population trends of goose species in Germany (Status about 1995, source ZWFD).

Art/Species	Herbst-/Wintermaximum Autumn/Winter peak	Trend Trend	Brutbestand (BP) breeding population (bp)	Trend Trend
<i>Anser brachyrhynchus</i>	-500	±	0	
<i>Anser fabalis</i>	200 000	±	0	
<i>Anser albifrons</i>	315 000	±	0	
<i>Anser erythropus</i>	-100	-	0	
<i>Anser anser</i>	62 500	±	9000	±
<i>Branta canadensis</i>	17 500	±	500	±
<i>Branta leucopsis</i>	90 000	±	-20	+
<i>Branta bernicla</i>	130 000	±	0	
<i>Branta ruficollis</i>	-50	+	0	
Total	ca. 815 650 Ind.		ca. 9520 BP	

gel und damit ganzjährig in Deutschland anzutreffen (Heckenroth & Laske 1997, Mooij & Naacke 1997, Rheinwald 1993, Sudfeldt 1996, Sudfeldt et al. 1997).

Die Kurzschnabelgans machte bis in die 1980er Jahre hinein auf ihrer Wanderung von Spitzbergen zu den Niederlanden Zwischenstation in Deutschland. Obwohl die tatsächliche Zahl der bei uns überwinterten Kurzschnabelgänse aufgrund ihrer Ähnlichkeit mit der Saatgans wahrscheinlich unterschätzt wird, kann als gesichert gelten, dass es spätestens seit den 1980er Jahren in Deutschland keine bedeutenden Rastplätze der

Kurzschnabelgans mehr gibt. Gegenwärtig werden selten Gruppen von mehr als 100 Vögeln beobachtet, vornehmlich im Norden Niedersachsens (Mooij 1995b).

Auch für die Zwerggans gilt, dass die tatsächliche Zahl aufgrund ihrer Ähnlichkeit mit der Blässgans wahrscheinlich unterschätzt wird. Aufgrund der Tatsache, dass wahrscheinlich nur Teile der europäischen Brutpopulation dieser Art (geschätzter Bestand nur wenige Hundert Exemplare) durch Deutschland ziehen, kann festgestellt werden, dass alljährlich bis zu 100 Zwerggänse (Einzeltiere bzw. einzelne Familien, vergesellschaftet mit Saat- und Blässgänsen)

durch Deutschland ziehen und sich hier zeitweilig aufhalten können (Mooij 1995a u. b, Mooij & Kostin 1997).

Seit Mitte des letzten Jahrhunderts nahmen die Bestände von Saat- und Blässgans in Deutschland ab. Bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts war die Saatgans in Deutschland häufiger als die Blässgans. In den 1920er Jahren setzte jedoch ein Wechsel ein, wobei die Saatgans stark abnahm und die Blässgans die häufigere Art wurde. In den 1940er Jahren war die Saatgans aus Norddeutschland weitgehend verschwunden. Seit den 1940er Jahren scheint die Blässgans langsam zugenommen zu haben (Niethammer 1938, Ringleben 1957) und seit Mitte des 20. Jahrhunderts zeigten sowohl Saat- als Blässgans in Deutschland wieder zunehmende Bestände.

Als Wintergebiet hat Deutschland in den letzten 35 Jahren für beide Arten stark an Bedeutung gewonnen. Alljährlich hält sich hier im Herbst ein Großteil, ggf. sogar der gesamte westeuropäische „Flyway“-Bestand für kurze Zeit auf. Seit Ende der 1980er Jahre haben sich die Bestände beider Arten stabilisiert und im Januar werden 40–50 % des „Flyway“-Bestandes der Bläss- (ca. 315 000 Vögel) und bis zu 70 % des „Flyway“-Bestandes der Saatgans (ca. 200 000 Vögel) in Deutschland gezählt (Abb. 13 u. 14; Fox & Madsen 1999, Mooij 1995a u. b, Mooij & Naacke 1997, Rutschke 1987, Sudfeldt et al. 1997).

Die in Deutschland durchziehenden (September-Zählung) und überwinterten (Januar-Zählung) Graugans-Zahlen haben bis in die zweite Hälfte der 1980er Jahren zugenommen und sind seitdem nahezu stabil. Der Herbstbestand schwankt seit Ende der 1980er Jahre zwischen 50 000 und 75 000 Vögeln. Die Winterbestände zeigen witterungsbedingte Schwankungen zwischen 3000 und 12 000 Vögeln, wobei es sich zum wesentlichen Teil sicherlich um die relativ ortstreuen Nachkommen ausgesetzter Vögel handelt. Zur Zeit des Durchzugs halten sich rund 30 % und zur Winterzeit 2–4 % des „Flyway“-Bestandes der Graugans in Deutschland auf (Abb. 15; Fox & Madsen 1999, Mooij 1995a u. b, Mooij & Kostin 1997, Mooij & Naacke 1997, Rutschke 1987).

Das winterliche Bestandsmaximum der Weißwangengans liegt in Deutschland im März. Zu dieser Zeit hält sich mehr als die Hälfte des „Flyway“-Be-

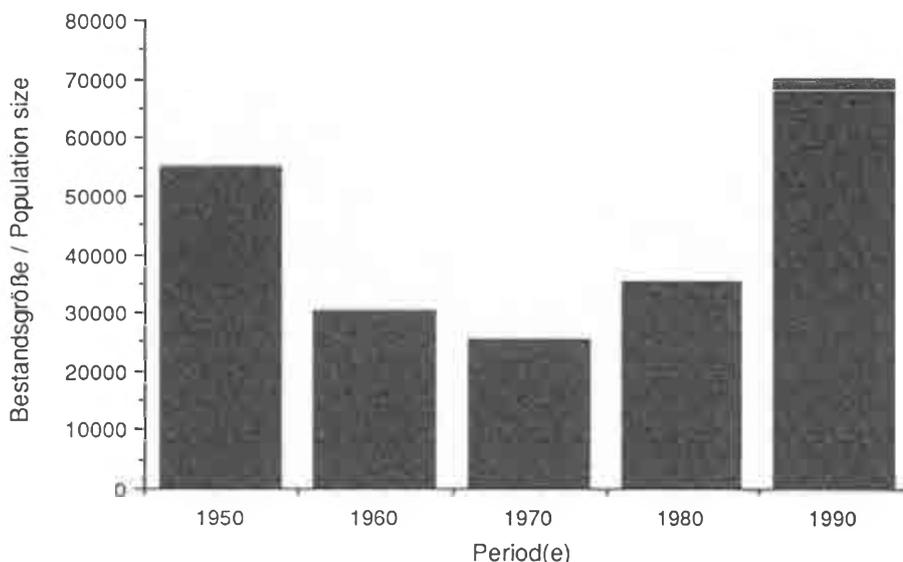


Abb. 12: Bestandsentwicklung der Rothalsgans (Branta ruficollis) in der westlichen Paläarktis von den 1950er bis in die 1990er Jahre.

Population development of Red-breasted Goose (Branta ruficollis) in the Western Palearctic between the 1950s and 1990s.

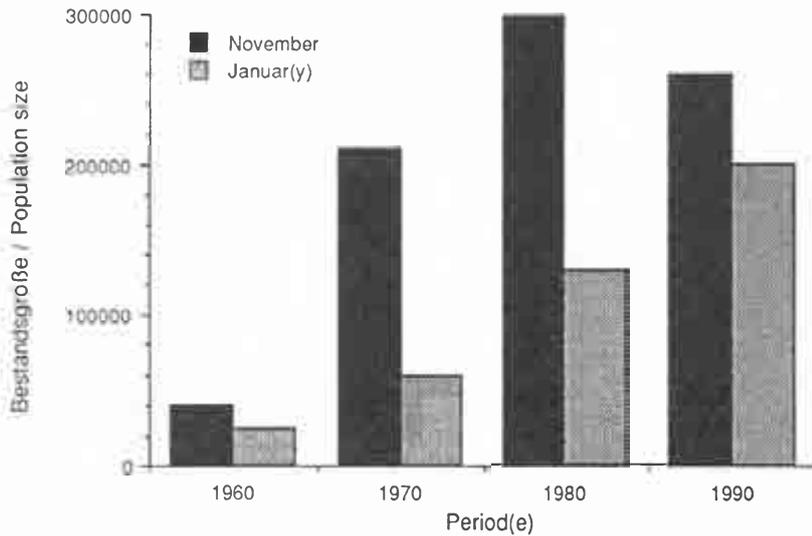


Abb. 13: Bestandssituation der Saatgans (*Anser fabalis*) in Deutschland im November und Januar von den 1960er bis in die 1990er Jahre.

Population development of Bean Goose (*Anser fabalis*) in Germany in November and January between the 1960s and 1990s.

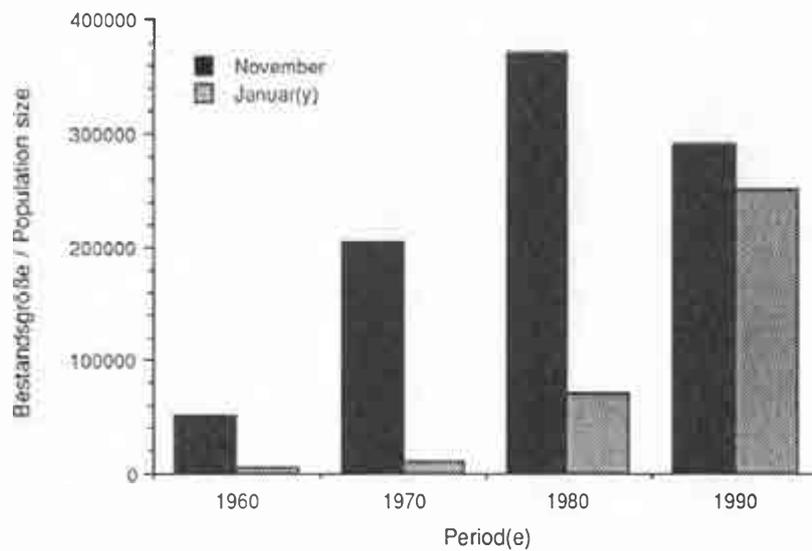
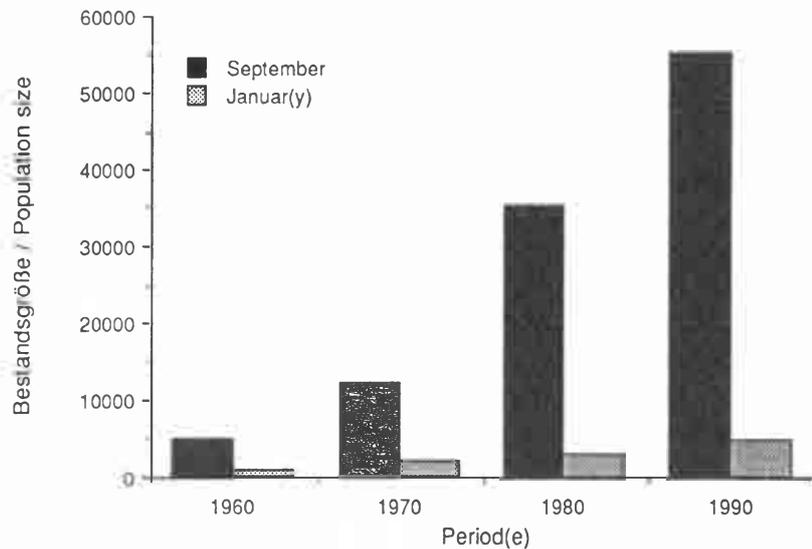


Abb. 14: Bestandssituation der Blässgans (*Anser albifrons*) in Deutschland im November und Januar von den 1960er bis in die 1990er Jahre.

Population development of White-fronted Goose (*Anser albifrons*) in Germany in November and January between the 1960s and 1990s.



standes in Deutschland auf (seit Ende der 1980er Jahre 60000–112000). Zur Mittwinterzeit werden weit weniger Vögel (7000–35000 Vögel insgesamt, d.h. 3–16 % des „Flyway“-Bestandes) in Deutschland beobachtet. Die Art zeigt in Deutschland seit Mitte des 20. Jahrhunderts eine deutliche Zunahme, aber seit Ende der 1980er Jahre zeichnet sich ein Trend zur Bestandsstabilisierung ab (Abb. 16; Fox & Madsen 1999, Koffijberg 1998, Mooij 1995b, Mooij & Naacke 1997).

Das Bestandsmaximum der Ringelgänse tritt im deutschen Teil des Wattenmeeres im Mai auf. Zu dieser Zeit halten sich hier rund 50% des „Flyway“-Bestandes auf (seit Anfang der 1990er Jahre 115000–150000 Vögel). Zur Mittwinterzeit halten sich meist nur einige Tausend Ringelgänse in Deutschland auf. Die Zunahme der im Frühjahr im Deutschen Wattenmeer ermittelten Ringelganzahlen verlief bisher im Gleichschritt mit dem Gesamtanstieg des „Flyway“-Bestandes. Seit der ersten Hälfte der 1990er Jahre zeichnet sich eine Tendenz zur Bestandsstabilisierung ab (Abb. 17; Fox & Madsen 1999, Koffijberg 1998, Mooij 1995b u. 1998b, Mooij & Naacke 1997, Sudfeldt et al. 1997).

Die fennoskandischen Kanadagänse zeigen im Gegensatz zu ihren britischen Artgenossen seit Mitte des 20. Jahrhunderts zunehmend Wanderverhalten. Zunächst waren es einzelne Vögel sowie kleine Trupps und in den 1950er Jahren erschienen die ersten an der Ostseeküste der ehemaligen DDR. Seit den 1960er Jahren wurden hier regelmäßig kleinere Trupps beobachtet und Mitte der 1970er Jahre zählte man in Deutschland regel-

Abb. 15: Bestandssituation der Graugans (*Anser anser*) in Deutschland im November und Januar von den 1960er bis in die 1990er Jahre.

Population development of Greylag Goose (*Anser anser*) in Germany in November and January between the 1960s and 1990s.

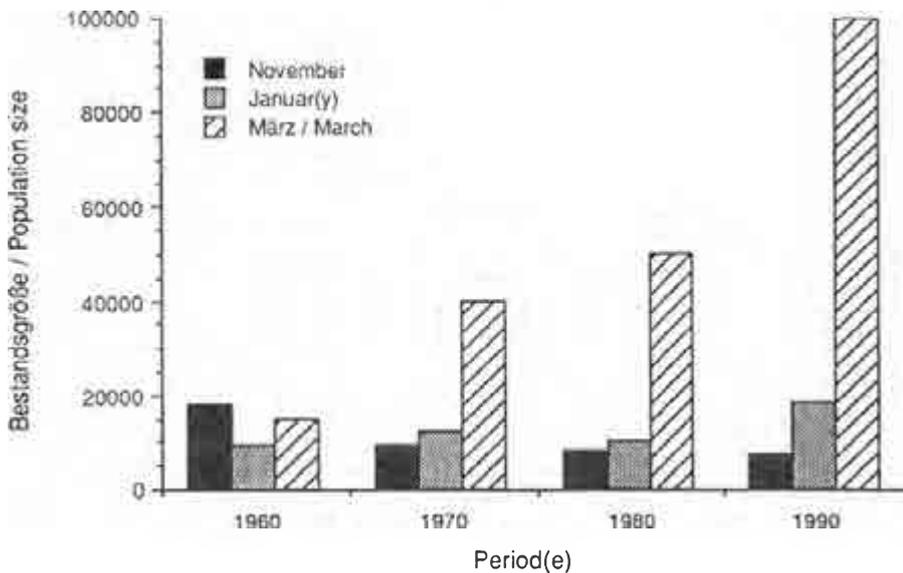


Abb. 16: Bestandssituation der Weißwangengans (*Branta leucopsis*) in Deutschland im November, Januar und März von den 1960er bis in die 1990er Jahre. Population development of Barnacle Goose (*Branta leucopsis*) in Germany in November, January and March between the 1960s and 1990s.

mäßig 500–1000 Kanadagänse bei der Mittwinterzählung. Seit Anfang der 1990er Jahre hat sich der deutsche Winterbestand bei 15 000–20 000 Vögeln stabilisiert (Abb. 18; Fox & Madsen 1999, Mooij 1995b, Mooij & Naacke 1997, Rutschke 1987).

6. Schlussfolgerungen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die neun Gänsearten der westlichen Paläarktis (fünf *Anser*- und vier *Branta*-Ar-

ten) gegenwärtig einen geschätzten Gesamtbestand von 3–3,5 Mio Vögeln haben. Von diesen zeigten fünf Arten seit den 1950er Jahren eine reale Bestandszunahme (*Anser brachyrhynchus*, *Anser anser*, *Branta bernicla*, *Branta leucopsis*, *Branta canadensis*), zwei Arten weitgehend stabile Bestände, aber eine inner-europäische Verlagerung von Überwinterungsschwerpunkten (*Anser fabalis*, *Anser albifrons*), eine Art zuerst einen Bestandsrückgang und anschließend eine Bestandserholung (*Branta rufi-*

collis) und eine Art ein erschreckenden Bestandsrückgang (*Anser erythropus*). Bei den Arten, die seit den 1950er Jahren in der westlichen Paläarktis zugenommen haben, scheint sich der Bestand bei drei Arten während der 1990er Jahren zu stabilisieren (*Branta bernicla*, *Branta leucopsis*, *Branta canadensis*), so dass gegenwärtig nur noch bei zwei von neun Arten von zunehmenden westpaläarktischen Beständen gesprochen werden kann.

Die deutschen Bestandszahlen von sechs der neun bei uns in größerer Zahl durchziehenden bzw. überwinternden Arten (*Anser fabalis*, *Anser albifrons*, *Anser anser*, *Branta leucopsis*, *Branta bernicla* und *Branta canadensis*) haben seit Mitte des 20. Jahrhundert stark zugenommen. Seit den 1990er Jahren scheint diese Zunahme jedoch weitgehend beendet. Die drei übrigen Gänsearten kommen bei uns nur in kleiner Zahl vor, wobei die hiesigen Bestände von zwei Arten seit mehreren Jahrzehnten rückläufig (*Anser brachyrhynchus* und *Anser erythropus*) sind, bei einer Art (*Branta ruficollis*) jedoch eine Zunahme zu zeigen scheinen.

Wenn man die Herbst- und Wintermaxima der einzelnen Arten zusammenzählt, scheint es so, als ob jährlich 720 000–930 000 Gänse (Mittelwert ca. 815 000, siehe Tab. 2) in Deutschland überwintern. In Wirklichkeit treten die Maxima der einzelnen Gänsearten jedoch nacheinander auf, so dass normalerweise nie mehr als ca. 600 000 Gänse sich kurzfristig gleichzeitig in Deutschland aufhalten (Abb. 19). Zuerst ziehen die Graugänse durch, während auch die ersten Saat- und Blässganstrupps eintreffen, wodurch im September ein Maximum von weniger als 100 000 Gänsen gezählt wird. Während die Graugänse gegen Westen abziehen, erreichen aus dem Osten immer mehr Saat- und Blässgänse Deutschland, wodurch in November eine Maximalzahl von ca. 600 000 Gänsen erreicht wird. Danach sinken die Saat- und Blässganzahlen wieder, so dass im Januar sich weniger als 500 000 Gänse in Deutschland aufhalten. Während in den folgenden Monaten die Zahl der Saat- und Blässgänse weiter abnimmt, beginnt der Heimzug der Ringel- und Weißwangengänse, wodurch ihre Zahl in Deutschland zunimmt und im März rund 300 000 Gänse gezählt werden. Durch Abzug der Weißwangengänse-

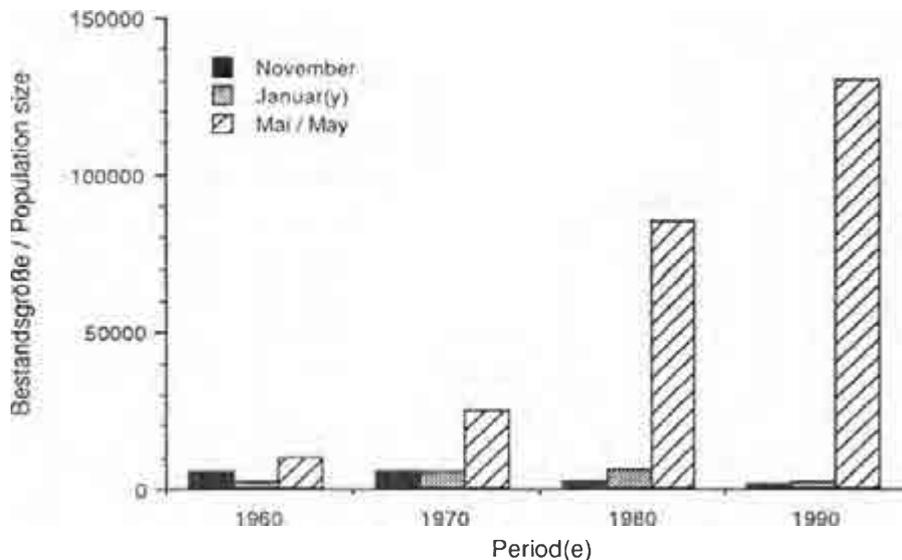


Abb. 17: Bestandssituation der Ringelgans (*Branta bernicla*) in Deutschland im November, Januar und März von den 1960er bis in die 1990er Jahre. Population development of Brent Goose (*Branta bernicla*) in Germany in November, January and March between the 1960s and 1990s.

Abb. 18: Bestandentwicklung der Kanadagans (*Branta canadensis*) in Deutschland im Januar von den 1960er bis in die 1990er Jahre. Population development of Canada Goose (*Branta canadensis*) in Germany in January between the 1960s and 1990s.

weiteren Zuzug der Ringelgänse werden in Mai in Deutschland noch bis zu 150 000 Gänse gezählt, wonach auch die letzten arktischen Gänse abziehen.

Neben einer zeitlichen Differenzierung der Gänsezahlen gibt es auch eine räumliche Verteilung. Schwerpunkt der Gänserast ist die gesamte norddeutsche Tiefebene, wo sich an geeigneten Stellen vielerorts Gänsegruppen von wenigen Hundert bis vielen Tausend von Vögeln aufhalten. Eine kartographische Zusammenstellung aller Gänserastplätze, wo sich im Laufe des Winterhalbjahres über 1 % des „Flyway“-Bestandes einer Gänseart zeitweilig aufhält, zeigt einen eindeutigen Schwerpunkt in den östlichen Bundesländern (Abb. 20). Dies betrifft vornehmlich die Saatgans, die sich nach einem Herbststeinflug über Mecklenburg-Vorpommern und die nördlichen Teile Brandenburgs im Laufe des Winters zunehmend über den gesamten Osten Deutschlands verteilt, so dass die eingetragenen Rastplätze nicht alle gleichzeitig, sondern vielmehr zeit-

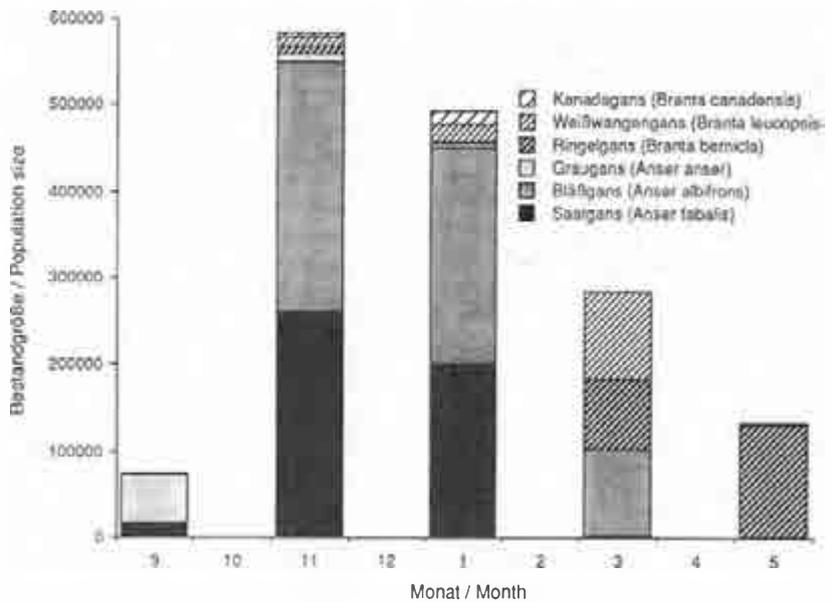
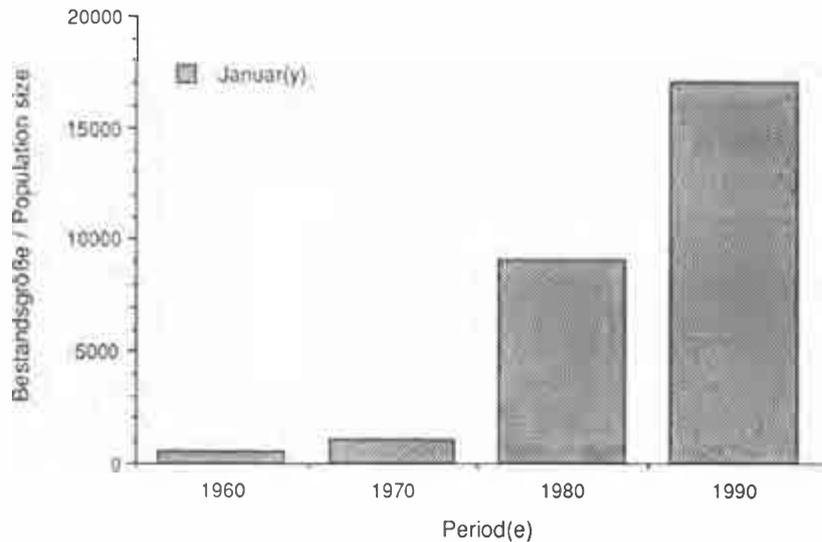


Abb. 19: Phänologie überwinternder Gänse in Deutschland. Phenology of wintering geese in Germany.

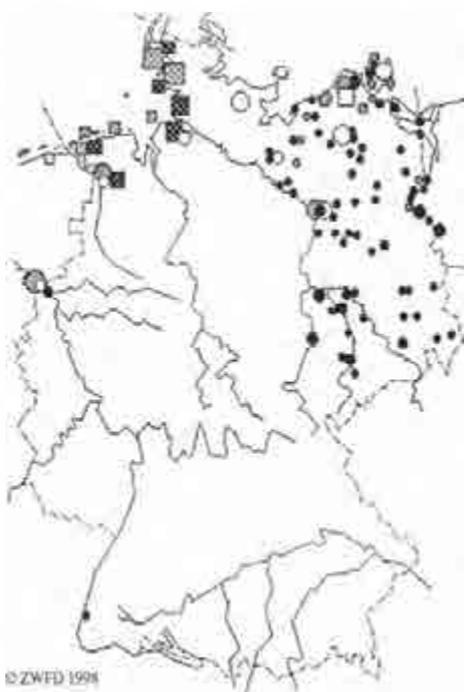


Abb. 20: Wichtigste Gänserastplätze in Deutschland. Main goose sites in Germany.

- *Anser fabalis*
- ⊙ *Anser albifrons*
- *Anser anser*
- ⊠ *Branta leucopsis*
- ⊞ *Branta bernicla*
- *Branta canadensis*

versetzt von den Gänsecharen genutzt werden. An vielen dieser Rastplätze werden in den letzten Jahren jedoch zunehmend auch Blässgänse beobachtet. Die bedeutsamsten Rastplätze der Bläss-, Grau- und Kanadagänse liegen in Mecklenburg-Vorpommern, den nördlichen Teilen Brandenburgs, im Süden Schleswig-Holsteins, im Norden Niedersachsens sowie am Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. Weißwangengänse halten sich vornehmlich an der Wattenmeerküste auf, wobei die Ringelgänse vornehmlich im nordfriesischen Wattenmeer anzutreffen sind und die Weißwangengänse in den Mündungsgebieten der Elbe und der Ems sowie in der Leybucht. Darüber hinaus werden zunehmend Weißwangengänse auf inländischen Rastplätzen beobachtet.

7. Literatur

- Aarvak, T., I. J. Øien & S. Nagy (1996): The Lesser Whitefronted Goose Monitoring Programme. – Annual Report 1996. NOF Report 7-1996, Klæbu.
- Aarvak, T., I. J. Øien, E. E. Syroechkovsky Jr. & I. Kostadinova (1997): The Lesser White-fronted Goose Monitoring Programme. – Annual Report 1997. NOF Report 5-1997, Klæbu.
- Alphéraky, S. (1904): Geese of Russia. – Kutschnerew & Co, Moskau.
- Andersson, Å. (1996): Population Dynamics and Harvest of Greylag Goose. – In: Kalchreuter, H. (Hrsg.) (1996): Wasservogel des Ostseeraums: 78–80.
- Andersson, Å., J. Madsen, J.H. Mooij & O. Reitan (1999): Canada Goose *Branta canadensis* Fennoscandia/continental Europe. – In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publ. 48: 236–245.
- Bauer, K. M. & U. N. Glutz von Blotzheim (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Anseriformes. 2. – Akad. Verlagsges., Frankfurt/Main.
- Bergmann, H.-H., M. Stock & B. ten Thoren (1994): Ringelgänse. Arktische Gäste an unseren Küsten. – Aula, Wiesbaden.
- Bos, H. (1889): Het leven der dieren. – Willink, Zwolle.
- Buisman, H. H. & G. J. van Oort (1939): Verslag van de Eenden-, Zwanen- en Ganzenenquête. – Ardea 28: 38–47.
- Clausen, P., J. Madsen, S.M. Percival, G. Q. A. Anderson, K. Koffijberg, F. Mehlum & D. Vangeluwe (1999): Light-bellied Brent Goose *Branta bernicla hrota*: Svalbard. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 312–327.
- Cracknell, G., D. Munteanu, T. Ardamatskaya & L. Dijkse (1999): Greylag Goose *Anser anser*: Black Sea. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 214–219.
- Cramp, S. & K. E. L. Simmons (1977): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palearctic. Vol. 1: Ostrich to Ducks. – Oxford Univ. Press., Oxford.
- Dick, G., N. Baccetti, D. Boukhalfa, S. Faragó, K. Hudec, A. Leitho, J. Markkola & J. Witkowski (1999): Greylag Goose *Anser anser*: Central Europe/North Africa. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 202–213.
- Ebbinge, B. S., C. Berrevoets, P. Clausen, B. Ganter, K. Günther, K. Koffijberg, R. Mahéo, M. Rowcliffe, A. K. M. St. Joseph, P. Südbeck & E. E. Syroechkovsky Jr. (1999): Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 284–297.
- EU (1995): Mitteilung der Europäischen Gemeinschaften an den Rat, das Europäische Parlament und den Ausschuss der Regionen über die sinnvolle Nutzung und Erhaltung von Feuchtgebieten. Ratsdok. 8564/95.
- Flint, V. Ye. & Krivenko, V. G. (1990): The present status and trends of waterfowl in the USSR. – In: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): Managing Waterfowl Populations. – IWRB Spec. Publ. 12: 23–26.
- Forslund, P. & K. Larsson (1991): Breeding range expansion of the Barnacle goose *Branta leucopsis* in the Baltic area. – Ardea 79: 343–346.
- Fox, A. D. & J. Madsen (1999): Introduction. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 8–18.
- Frieling, H. (1936): Exkursionsbuch zum Bestimmen der Vögel in freier Natur nach ihrem Lebensraum geordnet. – Springer, Berlin.
- Ganter, B., K. Larsson, E. V. Syroechkovsky, K. E. Litvin, A. Leitho & J. Madsen, (1999): Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Russia/Baltic. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 270–283.
- Gattiker, E. & L. Gattiker (1989): Die Vögel im Volksglauben. – Aula, Wiesbaden.
- Gesner, C. (1669): Gesneri Redivivi, aucti & emendati Tomus II. oder vollkommenes Vogelbuch. Reprint 1981, Schlüter, Hannover.
- Grimmett, R. F. A. & T. A. Jones (1989): Important bird areas in Europe. – ICBP, Cambridge.
- Grimpe, G. (1933): Der Volks-Brehm. – Bibliographisches Institut, Leipzig.
- Hagemeyer, E. J. M. & M. J. Blair (Hrsg.) (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. – Poyser, London.
- Harenger, M., G. Kölsch & K. Küsters (1989/90): Dokumentation der Schwimmvogelzählung in der Bundesrepublik Deutschland 1966–1986. – Schriftenreihe des DDA 11.
- Heckenroth, H. & V. Laske (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981–1995. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 37: 1–329.
- Hunter, J. M., J. M. Black, I. Rusev, T. Michnev & D. Munteanu (1999): Red-breasted Goose *Branta ruficollis*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 328–340.
- Huyskens, G. (1986): Het Europese Rietganzeprobleem *Anser fabalis*. – Oriolus 52: 105–256.
- Kalyakin, V. N. (1996): About the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) on Novaya Zemlya Islands. – Casarca 2: 135–136.
- Kirby, J. S. (1999): Canada Goose *Branta*

- canadensis* Introduced: United Kingdom. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 228–234.
- Koffijberg, K. (1998): Eerste resultaten van ganzen en zwanentellingen in 1996/97. – SOVON Nieuws 11(2): 5–6.
- Koffijberg, K., B. Voslamber & E. van Winden (1997): Ganzen en zwanen in Nederland. Overzicht van pleisterplaatsen in de periode 1985–94. – SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Kostin, I. O. (1996): Subsistence hunting of arctic *Anatida* in Russia. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 1083–1089.
- Krivenko, V. G. (1983): *Rufibrenta ruficollis*. – In The RSFSR Red Data Book. Russian Agricultural Pub., Moskau.
- Krivenko, V. G. (1996): Wildfowl (*Anatidae*) in the former USSR. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 303–317.
- Landry, P. (1990): Hunting harvest of waterfowl in the Western Palearctic and Africa. In Matthews, G. V. T. (Ed.) (1990): *Managing Waterfowl Populations*. – IWRB Spec. Publ. 12: 120–121.
- Leitho, A. (1993): Breeding range expansion of the Barnacle goose (*Branta leucopsis*) in the Baltic and Barents Sea areas. – *The Ring*: 202–207.
- Lorentsen, S.-H., I. J. Øien & T. Aarvak (1998): Migration of Fennoscandian lesser white-fronted geese *Anser erythropus* mapped by satellite telemetry. – *Biological Conservation* 84: 47–52.
- Lorentsen, S.-H., I. J. Øien & T. Aarvak, J. Markkola, L. von Essen, S. Faragó, V. Morozov, E. Syroechkovsky Jr. & P. Tolvanen (1999): Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 144–161.
- Madsen, J. (1991): Status and trends of goose populations in the Western Palearctic in the 1980s. – *Ardea* 79: 113–122.
- Madsen, J., A. Reed & A. Andreev (1996): Status and trends of geese (*Anser* sp., *Branta* sp.) in the world: a review, updating and evaluation. *Gibier faune sauvage/Game and Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 337–353.
- Mayes, E. (1991): Winter ecology of Greenland White-fronted Goose *Anser albifrons flavirostris* on semi-natural grassland and intensive farmland. – *Ardea* 79: 295–304.
- Merne, O. J., D. Boertmann, H. Boyd, C. Mitchell, M. O. Brian, A. Reed & A. Sigfusson (1999): Light-bellied Brent Goose *Branta bernicla hrota*: Canada. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 298–311.
- Michev, T. M., V. A. Pomakov, D. Nankinov, B. E. Ivanov & L. Profirof (1991): A short note on wild geese in Bulgaria during the period 1977 to 1989. – *Ardea* 79: 167–168.
- Mitchell, C. (1999): Greylag Goose *Anser anser*: Scotland. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 172–177.
- Mitchell, C. & A. D. Fox (1999): Greylag Goose *Anser anser*: United Kingdom. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 178–180.
- Mitchell, C. & A. Sigfusson (1999): Greylag Goose *Anser anser*: Iceland. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 162–171.
- Monval, J.-Y. & J.-Y. Pirot (1989): Results of the IWRB International Waterfowl Census 1967–1986. – IWRB Spec. Publ. 8.
- Mooij, J. H. (1995a): Bestandsentwicklung der Gänse in Deutschland und der westlichen Paläarktis sowie Bemerkungen zu Gänsechäden und Gänsejagd. – *Berichte zum Vogelschutz* 33: 47–59.
- Mooij, J. H. (1995b): Ergebnisse der Gänsezählungen in Deutschland 1988/89 bis 1992/93. – *Die Vogelwelt* 116: 119–132.
- Mooij, J. H. (1997): The status of White-fronted Goose (*Anser a. albifrons*) in the Western Palearctic. – *Vogelwarte* 39: 61–81.
- Mooij, J. H. (1999): The international Waterbird Census in Germany. Proceedings of the EBCC Conference 1998 in Cottbus, 26–29 March 1998, „Bird Numbers“. – *Die Vogelwelt* 120 (i. Dr.).
- Mooij, J. H. & I. O. Kostin (1997): Bestände der Saat- und Blässgans in Deutschland und der westlichen Paläarktis. – *Beitr. Jagd- & Wildforschung* 22: 23–41.
- Mooij, J. H. & J. Naacke (1997): Kurze Übersicht über die Ergebnisse der Gänsezählungen in Deutschland 1992/93 und 1993/94. DDA-Aktuell 2/1997: III–IV. – In: *Die Vogelwelt* 118 (5).
- Mooij, J. H. & C. Zöckler (1999): Reflections on the Systematics, Distribution and Status of *Anser fabalis*. – *Casarca* 5: 103–120.
- Mooij, J. H. S. Faragó, J. S. Kirby (1998): White-fronted Goose *Anser albifrons albifrons*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 94–128.
- Morozov, V. V. (1996): Does the Novaya Zemlya population of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) exist? – *Casarca* 2: 130–134.
- Morozov, V. V. & V. N. Kalyakin (1997): Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Southern Yamal: retrospective analysis of population change. – *Casarca* 3: 190–194.
- Munteanu, D., M. Talpeanu, P. Weber & G. Mircea (1991): A note on the present status of geese in Rumania. – *Ardea* 79: 165–166.
- Niethammer, G. (1938): *Handbuch der Deutschen Vogelkunde*. Vol. 2. – Akad. Verlagsges., Leipzig.
- Nilsson, L. (1999): Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 20–36.
- Nilsson, L., A. Follestad, K. Koffijberg, E. Kuijken, J. Madsen, J. Mooij, J. B. Mouronval, H. Persson, V. Schricke & B. Voslamber (1999): Greylag Goose

- Anser anser*: Northwest Europe. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 182–201.
- Ogilvie, M. A., D. Boertmann, D. Cabot, O. Merne, S. M. Percival & A. Sigfusson (1999): Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Greenland. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 246–256.
- Owen, M. & J. M. Black (1999): Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Svalbard. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 258–268.
- Philippson, J. (1972): Die Blässgans. – Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Philippson, J. (1981): De Kleine Rietgans. – Kosmos, Amsterdam, Antwerpen.
- Prikłonski, S. G., Sapetina, I. M. (1990): Game statistics in the USSR. in: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): Managing Waterfowl Populations. – IWRB Spec. Publ. 12: 113–114.
- Prokosch, P. (1984): Population, Jahresrhythmus und traditionelle Nahrungsplatzbindungen der Dunkelbäuchigen Ringelgans (*Branta b. bernicla*, L. 1758) im Nordfriesischen Wattenmeer. – Ökologie der Vögel 6 (1): 1–99.
- Rheinwald, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985. – Schriftenreihe des DDA 12.
- Ringleben, H. (1957): Die Wildgänse Europas. – Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Rogacheva, H. (1992): The Birds of Central Siberia. – Husum Verlag, Husum.
- Roomen, M. van & J. Madsen (Hrsg.) (1992): Waterfowl and Agriculture: Review and future perspective of the crop damage conflict in Europe. – IWRB Spec. Publ. 21.
- Rose, P. M., Scott, D. A. (1994): Waterfowl Population Estimates. – IWRB Publication 29-IWRB, Slimbridge.
- Rose, P. M. & D. A. Scott (1997): Waterfowl Population Estimates, Second Edition. – Wetlands International Publication 44.
- Ruitenbeek, W., Andersen Harild, P. (1979): De Knobbelzwaan. – Kosmos, Amsterdam/Antwerpen.
- Rutschke, E. (1987): Die Wildgänse Europas. – Aula, Wiesbaden.
- Rutschke, E. (1990): Die Wildenten Europas. – Aula, Wiesbaden.
- Schlegel, H. (1877): De Vogels van Nederland. – Funke, Amsterdam.
- Scott, D. A. (1999): Greylag Goose *Anser anser*: Southwest Asia. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 220–227.
- Scott, D. A. & P. M. Rose (1996): Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. – Wetlands International Publication 41.
- Sudfeldt, C. (1996): Zur Organisation des bundesweiten Wasservogel-Monitorings. – Die Vogelwelt 117: 311–320.
- Sudfeldt, C., J. Naacke, E. Rutschke & J. Mooij (1997): Bestandssituation und -entwicklung ziehender und überwinternder Wasservögel in Deutschland – Mögliche Einflüsse und Auswirkung durch den Beitritt Deutschlands zur Ramsar-Konvention. In: Mitlacher, G. (1997): Ramsar-Bericht Deutschland. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 51: 89–129.
- Syroechkovski Jr., E. E. (1995a): News in the distribution of Barnacle Goose in Russia. – Casarca, Bulletin of Geese Study Group of Eastern Europe and Northern Asia 1: 39–46.
- Syroechkovski Jr., E. E. (1995b): Changes in distribution and numbers of Red-breasted Goose in the 1980–90s. – Casarca, Bulletin of Geese Study Group of Eastern Europe and Northern Asia 1: 89–102.
- Syroechkovski Jr., E. E. (1996): Present status of the Lesser White-fronted Goose populations (*Anser erythropus*) in Taimyr and some peculiarities of the system of species migrations in the Western Palearctic. – Casarca 2: 71–112.
- Syroechkovski, E. E., C. Zöckler & E. Lappo (1998): Status of Brent Goose in Northwest Yakutia, East Siberia. – British Birds 91: 565–572.
- Tolvanen, P., K. Ruokolainen, J. Markkola & R. Karvonen (1998): Finish Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual Report 1997. – WWF Finland report 9, Helsinki.
- Uspenski, S. M. (1965): Die Wildgänse Nordeurasiens. – Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Uspenski, S. M. (1966): Verbreitung und Ökologie der Rothalsgans. – Der Falke 13: 83–85.
- Van den Bergh, L. M. J. (1999): Tundra Bean Goose *Anser fabalis rossicus*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 38–66.
- Van Oort, G. J. (1937): Enquête naar de stand der Zwanen, Ganzen en Eenden. – Ardea 26: 109.
- Vinokurov, A. A. (1982): Present status of the *Branta ruficollis* population and measures for its protection. – Aquila 89: 115–122.
- Vinokurov, A. A. (1990): *Branta ruficollis* in the USSR. in Matthews, G. V. T. (Ed.) (1990). Managing Waterfowl Populations. – IWRB Special Publication 12: 197–198.
- Ward, P. (1982): Prairie waterfowl and wetland management – a historical perspective. In Boyd, H. (Hrsg.) (1982): First western hemisphere waterfowl and waterbird symposium. – Spec. Publ. IWRB, Slimbridge.
- Wiese, M. (1998): DJV-Handbuch 1998. – Hoffmann, Mainz.
- Williams, B. K. (1990): Population levels in North American waterfowl: an assessment of recent trends and distribution. In Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): Managing Waterfowl Populations. – IWRB Special Publication 12: 90–96.
- Wilson, H. J., D. W. Norriss, A. Walsh, A. D. Fox & D. A. Stroud (1991): Winter site fidelity in Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris*, implications for conservation and management. – Ardea 79: 287–294.

Anschrift des Verfassers

Dr. Johan H. Mooij
 Zentrale für Wasservogelforschung
 und Feuchtgebietsschutz in
 Deutschland (ZWFD) im DDA
 c/o Biologische Station im Kreis Wesel
 Diersfordter Straße 9
 46483 Wesel

Brutbiologie einiger Gänse in der russischen Arktis

von Christoph Zöckler

Einleitung

Zwölf der 15 echten Gänsearten (Gen. *Anser* und *Branta*) brüten in der Arktis, von denen alleine Russland acht Arten mit schätzungsweise 1,9 Millionen Individuen beherbergt. Tabelle 1 gibt einen Überblick über diese 12 arktischen Gänsearten, ihre globale Verbreitung und gegenwärtige Populationsstärke. Die russische Arktis von der Kola-Halbinsel bis zum westlichen Lena-Delta ist für den ostatlantischen Flyway der wandernden Wasservogelarten und damit für die in Mitteleuropa durchziehenden und überwinternden Gänse von großer Bedeutung. Eine genaue Kenntnis der Brutbiologie und der Populationsentwicklung ist wichtige Grundlage für eine Diskussion um die mögliche Nutzung der Vögel durch den Menschen.

Von den sechs russischen Gänse des ostatlantischen Flyway sind zwei als international bedrohte Arten eingestuft und kommen nur in sehr kleiner Anzahl nach Mitteleuropa. Die Zwerggans (*An-*

ser erythropus) mit einer Weltpopulation von nur wenig über 20 000 Individuen ist weiterhin in ihrem Bestand rückläufig, während die in Russland endemisch brütende Rothalsgans (*Branta ruficollis*) nach neuesten Untersuchungen (Yerokhov & Tolvanen 1998) im Bestand leicht zuzunehmen scheint. Die Verlagerung der angestammten Winterrastplätze vom Kaspischen Meer zu den Westufeln des Schwarzen Meeres im Laufe der Siebziger und Achtziger Jahre erklärt die Zahl der zunehmenden Beobachtungen in Mitteleuropa. Zwar immer noch selten, wird sie aber inzwischen regelmäßig in unseren Breiten angetroffen (u.a. *Deutsche Seltenheitenkommission* 1998, Mooij 1993 u. 1995). Es wird gegenwärtig kaum noch bestritten, dass es sich bei den beobachteten Vögeln überwiegend um Wildvögel handelt.

Während mehrerer Forschungsaufenthalte in der russischen Arktis bot sich die Gelegenheit zur näheren Untersuchung der Brut- und Mauserbiologie von

insbesondere drei Gänsearten. Die Blässgans (*Anser albifrons*) und die Rothalsgans konnten auf der Taimyr-Halbinsel und die Ringelgans (*Branta bernicla*) im Jana-Delta (außerhalb des Flyways) sowie im Olenyok- und Lena-Delta, am äußersten östlichen Rand des Einzugsbereiches des ostatlantischen Flyways studiert werden. Neben diesen drei Arten wurden vereinzelt Saatgänse (*Anser fabalis*) beobachtet, jedoch wenig Daten zur Brutbiologie gesammelt. Die Brutgebiete der ebenfalls in Russland brütenden Weißwangengans (*Branta leucopsis*) wurden ebenso wie die der Zwerggans nicht besucht. Beide Arten sind daher nicht Gegenstand dieser Arbeit.

Blässgans (*Anser albifrons*)

Die Blässgans ist bei weitem die häufigste Gänseart in der Westpaläarktis. Der Bestand wird gegenwärtig auf 1,3–1,4 Mio. Exemplare geschätzt (Mooij 1995, Mooij & Kostin 1997, Mooij et al. 1999, Mooij in diesem Band). Die Art unterliegt einem großen Jagddruck im gesamten Verbreitungsgebiet.

Je nach Breitengrad kommen die ersten Gänse Ende Mai bis Mitte Juni im Brutgebiet in der sibirischen Arktis an. Sie finden die Tundra zu dieser Zeit noch

Tab. 1: Geschätzte Bestandsgröße und Brutverbreitung von 12 Gänsearten in der Holarktis.

Estimated population size and distribution of the breeding range of 12 holarctic goose species.

	Population	Arktis	Brutgebiet	Geschützte Fläche	Russland	Alaska	Kanada	Grönland	Island	Norwegen	Schweden	Finland
					(1000 Ind.)	(1000 Ind.)	(Mio. qkm)	%				
Geese ssp. (12)					9	6	5	6	3	4	2	2
<i>Anser fabalis</i>	Saatgans	440	140	7,33	1,6	95,4				0,3	1,4	2,4
<i>A. brachyrhynchus</i>	Kurzschnabelgans	264	264	0,267	48			79,3	16,8	3,9*		
<i>A. albifrons</i>	Blässgans	2137	2137	3,28	12	45,5	17,1	34,9	2,5			
<i>A. erythropus</i>	Zwerggans	22	22	0,086	4,7	83,2				11,1	3,2	2,5
<i>A. anser</i>	Graugans	580	40	0,086	1,5					46,9		
<i>A. caerulescens</i>	Schneegans	3889	3889	1,63	10,6	0,4	7,4	91,5	0,7	53,1		
<i>A. rossii</i>	Zwergschneegans	1000	1000	0,145	23,5		1,2	98,8				
<i>A. canagicus</i>	Kaisergans	120	120	0,98	26	68,1	31,9					
<i>Branta canadensis</i>	Kanadagans	5102	1793	9,79	4,6		16,4	83,2	0,4			
<i>B. leucopsis</i>	Weißwangengans	350	340	0,119	54	20,4		77,9		1,7*		
<i>B. bernicla</i>	Ringelgans	590	590	1,18	13	16,8	9,6	73,3	0,1	0,2*		
<i>B. ruficollis</i>	Rothalsgans	88	88	0,407	6,7 (12,3)	100						

weitgehend schneebedeckt vor. Da die Nahrung zu dieser Zeit knapp ist, leben die Vögel von ihren Fettreserven oder ernähren sich von vorjährigen Gräsern und Rhizomen. Wenn aufgrund der hohen Sonneneinstrahlung kurz nach der Schneeschmelze das Gramineenwachstum einsetzt, nehmen sie die frischen grünen Triebe auf.

Bis Ende Juni haben sich die meisten Paare auf die weite inzwischen weitgehend schneefreie Tundra verteilt und sind zunächst kaum wahrnehmbar. Ganz anders als auf den Winterrastplätzen verteilen sie sich paarweise über die Fläche. Gelegentlich findet man an besonders markanten Stellen (z. B. Inseln) lockere Kolonien von bis zu 25 Paaren.

Aufgrund der Kürze des arktischen Sommers müssen die Brutvögel innerhalb von zwei Wochen nach der Ankunft im Brutgebiet mit dem Brutgeschäft anfangen können, sonst reicht die Zeit für einen komplette Brutzyklus nicht aus. Ist dies z. B. aufgrund der Witterung nicht möglich, schreitet ein Großteil der Vögel in dem betreffenden Jahr nicht zur Brut. Die Paarbildung findet daher bereits im Wintergebiet statt (Johnsgard 1978, Kostin & Mooij 1995, Mooij et al. 1995, van Impe 1978). Beide Partner betreuen das Nest, wobei das Weibchen brütet und das Männchen in der Nähe Wache hält. Das Nest ist bevorzugt in üppiger und seggenreicher Tundra mit geringem Anteil an Zwergsträuchern am Boden versteckt angelegt und ermöglicht dem Altvogel gerade noch die Vegetation zu überschauen und potentielle Feinde rechtzeitig zu erkennen. In der Regel besteht das Gelege aus 3–5, ausnahmsweise 7 Eiern, die ca. 28 Tage bebrütet werden. Die frisch geschlüpften Jungvögel werden kurz nach dem Schlüpfen von den Altvögeln an ein nahes Gewässer geführt. Während der Jungenaufzucht mausern die Altvögel und wandern mit ihrem Nachwuchs nach und nach, meist entlang der großen Flüsse, zu den Mauserplätzen der Nicht-Brüter. Während der zwei bis drei Monate dauernden Brutzeit sind Gelege und Jungvögel unterschiedlichsten Gefahren ausgeliefert. Die oft unwirtliche Witterung, mit Minustemperaturen im Juni und Juli, Schneestürmen und Nässe hat sicherlich einen Einfluss. Mooij et al. (1995) fanden einen deutlichen Zusammenhang zwischen den unterdurchschnittlich kühlen Sommern und dem Bruterfolg von Bläss-

und Ringelgänsen über die Jahre 1957 bis 1991, abgelesen an dem Jungenananteil in den Wintergebieten. Der Zusammenhang war jedoch nicht signifikant. Andere Forscher kamen bei ihren Untersuchungen in anderen arktischen Regionen zu ähnlichen Ergebnissen (Boyd 1982, Fox & Stroud 1988, Krivenko 1990). Die Gänse haben gegen die Unbilden der arktischen Witterung ein wärmendes Polster aus Daunen in das Nest eingebaut, mit dem die Gans beim Verlassen des Nestes die (schmutzig)weißen Eier zum Schutz vor der kalten Witterung, aber auch zum Schutz vor Räu-bern aus der Luft abdeckt.

Weitere Gefahren für die Brut gehen von natürlichen Feinden aus, vornehmlich vom Eisfuchs (*Alopex lagopus*), aber auch von Räu-bern aus der Luft. Hierzu zählen Schnee-Eulen (*Nyctea scandiaca*), Tundra- (*Larus heuglini*) und Eismöwen (*Larus hyperboreus*) sowie Raubmöwen (*Stercorarius spec.*). Alle aufgezählten Räuber sind als Hauptbeute vom Lemming (*Lemmus sibiricus* und *Dicrostonyx torquatus*) und seinem Aufkommen abhängig. Sind wenige oder gar keine Lemminge nach einem Zusammenbruch der Population vorhanden, ist der Druck auf Eier und Jungvögel größer. Man hat einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem Bruterfolg und dem Vorkommen von Lemmingen, die einem dreijährlichen Zyklus unterliegen, festgestellt (Mooij 1997, Mooij et al. 1995 & 1999, Underhill et al. 1991). Es gibt nun mehrere Strategien, sich diesem Feind-

druck zu erwehren. Die relativ große und robuste Blässgans hat sich für die weite Verteilung der Brutpopulation über die Tundra und das gute Verstecken des Nestes entschieden. Sollten die systematisch alles absuchenden Füchse auf ein Nest stoßen, können beide Partner oftmals wehrhaft das Nest erfolgreich verteidigen. Weniger bekannt sind die Gefahren durchwandernder Rentierherden, die die Gelege zertreten, wie 1995 auf der Taimyr-Halbinsel beobachtet werden konnte und lokal (z. B. Insel-Kolonien) von nicht untergeordneter Bedeutung sein dürfte (siehe auch Kostin & Mooij 1995).

Zur Mauser sammeln sich die Blässgänse an größeren Seen oder Flüssen. Da die Gänse hier eine Vollmauser des gesamten Schwingengefieders durchführen, sind sie natürlich besonders anfällig und suchen bei Gefahr Schutz auf den Wasserflächen. Hier finden sie sich zu dichtgedrängten Verbänden von bis zu mehreren tausend Individuen zusammen, die jedoch in höchster Bedrängnis aufgelöst werden, wobei die Gänse tauchend, flatternd und schwimmend in alle Richtungen auseinanderstreben und so Eindringlingen erschweren, Beute zu machen.

Rothalsgans (*Branta ruficollis*)

Mit ihrer kontrastreichen Schwarzweißzeichnung verbunden mit einem rostroten Bauch und Gesicht, das besonders im Licht der Mitternachtssonne leuchtet,



Abb. 1: Nest der Rothalsgans mit eben geschlüpften Jungvögeln. Foto: Zöckler.

Abb. 2: Mausertrupp
der Rothalsgans.
Foto: Zöckler



gehört die Rothalsgans sicher zu den schönsten Gänsen der Arktis und wurde schon seit jeher eingehender studiert und beschrieben (Alphéraky 1904, Hunter et al. 1999, Kokorev 1995, Kostin 1985, Kostin & Mooij 1995, Uspenski 1965, Vinokurov 1982 & 1990, Zöckler et al. 1996). Ihr Brutgebiet ist fast ausschließlich auf die Taimyr-Halbinsel beschränkt. Nur wenige Paare brüten noch weiter westlich auf den Gydan- und Yamal-Halbinseln. Ihr Bestand wird gegenwärtig auf 70000–90000 Vögel geschätzt (Hunter et al. 1999, Yerokhov & Tolvanen 1998).

Im Gegensatz zu den Grauen Gänsen (*Anser spec.*) tendiert die Rothalsgans zu kolonieartigem Brüten. Ihre Kolonien liegen in Flußniederungen sowie an den Ufern größerer Seen. Hier bevorzugen sie höhergelegene trockene Tundrabereiche in direkter Nähe vom Wasser, insbesondere Steilufer in der Nähe von Greifvogelhorsten (Wanderfalke *Falco peregrinus*, Rauhfußbussard *Buteo lagopus* und Schnee-Eule *Nyctea scandiaca*) sowie flache Gewässerufer und Inseln in der Nähe brütender Tundramöwen *Larus heuglini*. Die Nester sind häufig in der grasigen Vegetation (Steilufer) oder zwischen Kriechweiden und Zwergbirken (Flachufer und Inseln) angelegt.

Das Brüten in direkter Nähe wehrhafter Vögel schützt die Gelege der recht kleinen Rothalsgänse generell vor Feinden, wobei Nester auf Inseln darüber hinaus noch zusätzlich vor Bodenfeinden geschützt sind. Die räumliche Nähe zu den Möwen ist jedoch nicht ganz ungefährlich. Die Rothalsgänse nutzen die Möwenkolonie zwar als

Schutz vor Eindringlingen, was wir selbst durch die Flugattacken der Möwen beim Betreten einer Brutinsel zu spüren bekamen, bleiben aber selbst nicht ganz von den Attacken der Möwen verschont. Wir konnten mehrmals beobachten, wie die Möwen versuchten, die Gelege zu plündern. Besonders wenn Eindringlinge wie der Mensch die Kolonie betreten, ist die Gefahr für Gelege und Junge sehr groß. Offenliegende Nester, die von den auffliegenden Gänsen nicht rechtzeitig mit den Daunen abgedeckt werden konnten, sind dann leicht von den überfliegenden Möwen zu erkennen. Die Möwen selbst werden dann zwar heftig, vornehmlich von den etwas kräftiger gebauten Männchen attackiert und meist aus der Nestnähe vertrieben, aber nicht selten werden hierbei einzelne Eier oder Jungvögel verletzt oder entwendet. Kokorev & Quinn (1999) fanden heraus, dass auch das Brüten in direkter Nähe von Wanderfalkenhorsten den Rothalsgänsen keinen uneingeschränkten Schutz bietet, sondern dass die Falken gelegentlich ebenfalls Attacken gegen Alt- und Jungvögel fliegen. In der Gesamtbilanz scheinen die Gänse jedoch mehr von der Nähe ihrer „Beschützer“ zu profitieren als Schaden zu nehmen.

Auch für die Rothalsgans gilt, dass die Brutvögel innerhalb von zwei Wochen nach der Ankunft im Brutgebiet mit dem Brutgeschäft anfangen müssen, weil sonst ein Großteil der Vögel in dem betreffenden Jahr nicht zur Brut schreitet. Langjährige Untersuchungen zeigten, dass jährlich zwischen 5 und 50 % der Population brütet (langjähriger Durchschnitt ca. 25 %) und ein Gelege

aus 4 bis 7 (im langjährigen Durchschnitt 5,3) Eiern besteht (Kostin & Mooij 1995). Gelegentlich werden, wahrscheinlich als Folge von Nestparasitismus, Gelege mit mehr als 10 Eiern gefunden. Wie bei der Blässgans brütet nur das Weibchen, während das Männchen in der Nähe wacht. Nach 22–24 Tagen schlüpfen die gelblich-braunen Jungen, die nach nur wenigen Stunden im Schutz beider Altvögel vom Nest weg zum nahen Gewässer geführt werden. Nach den langjährigen Untersuchungen von Kostin (1982, 1985, 1986) bestehen deutliche Korrelationen zwischen der saisonalen Witterung, insbesondere Niederschlag und Schneebedeckung und dem Bruterfolg. Darüber hinaus wird auch bei der Rothalsgans der Bruterfolg stark vom Auftreten des Fuchses bestimmt. Kostin stellte von 343 in den Jahren zwischen 1977 und 1983 kontrollierten Nestern eine durchschnittliche Prädationsrate von knapp 15 % fest, die zwischen den Jahren von nahezu 0 % bis rund 60 % schwankte (Kostin & Mooij 1995).

Schon kurz nach dem Schlüpfen werden die Gössel zu den Nicht-Brütern und nicht erfolgreichen Brutvögeln auf die Mauserplätze geführt, die bei Rothalsgänsen fast ausschließlich entlang der Flüsse liegen. Hier sammeln sie sich in großen Gruppen, die sich bei Annäherung, ganz anders als die Blässgänse, in große Pulks dichtgedrängt zusammenrotten und auch in größter Bedrängnis zusammenbleiben. Diese Pulks können aus mehreren hundert Rothalsgänsen bestehen, die in den dicht gedrängten Gruppen eine Chance sehen, dem potentiellen Feind kein genaues Ziel zu bieten.

Ringelgans (*Branta bernicla*)

In Rußland brüten alle drei Rassen dieser hoch arktisch verbreiteten Art, die von einigen Wissenschaftlern auch als jeweils eigene Arten angesehen werden (Millington 1997, Sangster et al. 1997, Stepanyan 1990). Östlich der Taimyr-Halbinsel brütet in der Regel nur noch die schwarzbäuchige Rasse *B. b. nigricans*, deren Kolonien 1996 im Jana-Delta und 1997 im Olenyok- und westlichen Lena-Delta besucht worden sind. Im Olenyok-Delta konnten 1997 erstmalig auch gemischte Kolonien aus *nigricans* Vögeln und der Nominatrasse entdeckt werden. Es wurden sogar gemischte Paare mit Vögeln aus beiden Rassen gefunden (Syroechkovski et al. 1998).

Die Ringelgans brütet fast ausschließlich an der arktischen Küste, bevorzugt auf oft entfernt vorgelagerten Inseln im Eismeer oder in den großen weitflächigen Deltan. Nur wenige Kolonien befinden sich weiter im Inland an großen Seen, wie dem Taimyr-See. Alle der 12 besuchten Kolonien in den Deltan der Flüsse Jana, Lena und Olenyok befanden sich auf den äußeren, wenig zugänglichen Inseln im Delta und dort ausschließlich in Großmöwen-Kolonien, meist gemischt aus Silbermöwen (*Larus argentatus vegae*) und Eismöwen (*Larus hypoboreus*). Die Koloniegröße variierte zwischen nur 5 und guten 100 Ringelgans-Paaren. Die kurze, von salztoleranten Arten geprägte Vegetation ähnelt hier vielerorts in verblüffender Weise den Rast- und Wintergebieten an den Küsten Mittel- und Westeuropas. Die Nester werden dann bevorzugt in höherer Vegetation, inmitten der Möwenkolonie angelegt. Oft dienen Treibholz und anderes Angespül als Marke für den Neststandort. Bei Annäherung fliegen die Großmöwen, die immer in der Überzahl sind, auf und attackieren und bekoten den Eindringling. Die Gänse ducken sich zunächst und verlassen die Nester erst spät, da die offenliegenden weiß leuchtenden Eier sonst ein leichtes Opfer für die ohnehin in der Luft unruhig umherfliegenden Möwen wären. So manchen Fuchs mögen die Möwen so doch vertrieben haben und die Kolonie samt ihrer Mitbewohner, neben Ringelgänse auch Prachteiderenten und seltener Scheckenten, vor Plünderung bewahrt haben. Dieser Schutz mag auch für weitere Räuber,

meist aus der Luft, wie Raubmöwen und Schnee-Eulen gelten, versagt aber bei den eindringenden Menschen. Fast alle Kolonien in allen drei besuchten Deltan sind im Gegensatz zur Taimyr-Halbinsel deutlich stärker vom Menschen besiedelt und mit Hilfe neuer technisch weiter ausgereiften Motorboote sind selbst die entlegensten Inseln erreichbar. Mehrmals fanden wir die aufgesuchten Kolonien bereits von einheimischen Jägern oder Eiersammlern geplündert vor. An frischen Fußspuren, an zurückgelassenen Eierschalen und an der Art, wie das Daunennest aus der Höhlung gerissen worden ist, lassen sich Eingriffe des Menschen leicht von denen des Fuchses oder der Raubmöwen unterscheiden.

Das Eiersammeln lässt sich auf eine lange Tradition zurückführen und nach den Aussagen vieler der uns begleitenden Einheimischen wurden immer ein oder zwei Eier des aus bis zu 5 Eiern bestehenden Geleges zurückgelassen, auch im Wissen um den Fortbestand der Population. Doch mit zunehmenden technischen Möglichkeiten und den sich verschlechternden wirtschaftlichen Bedingungen wurde immer öfter die totale Entnahme einer ganzen Kolonie beobachtet. Diese als nicht nachhaltig einzustufenden Eingriffe dürften als zusätzliche Bedrohung langfristig den Bestand schwächen. Ohnehin ist der Bruterfolg von starken Schwankungen in Abhängigkeit der Witterung sowie des Prädationsdrucks durch Füchse und Raubmöwen geprägt, ähnlich wie bei den beiden vorher beschriebenen Gänsearten (siehe auch Bergmann et al. 1994, Ebbinge et al. 1999).

Die nach einer Brutperiode von 22–28 Tagen schlüpfenden Gössel werden von den Altvögeln schon wenige Stunden nach dem Schlüpfen aus der für die Jungvögel zunehmend gefährlich werdenden Kolonie zum Wasser und von dort zu sichereren Nahrungsplätzen geführt. Wie bei den vorher beschriebenen Gänsearten mausern die Brutvögel während der Aufzuchtperiode der Jungen, so dass die gesamte Familie etwa zeitgleich (wieder) flugfähig ist, um gemeinsam zu den Sammelplätzen und von dort zum Wintergebiet zu fliegen.

Wie bei den Blässgänsen mausern Brutvögel häufig abseits der großen Mauserplätze der Nicht-Brüter.

Zusammenfassung

Bläss-, Ringel- und Rothalsgans haben gemeinsam, dass sie in der arktischen Tundra brüten und zur Überwinterung weite Zugwege zurücklegen müssen. Bläss- und Ringelgans sind nahezu zirkumpolar verbreitet, während die Rothalsgans nahezu auf die Taimyr-Halbinsel beschränkt ist.

Der kurze arktische Sommer lässt den Gänsen gerade ausreichend Zeit für einen ungestörten Brutzyklus, weshalb Zweitgelege, auch im Falle einer frühen Störung des Brutgeschäftes, nicht vorkommen. Sommerliche Schlechtwetterperioden bzw. der periodisch hohe Prädationsdruck führen regelmäßig zu Jahren mit einem niedrigen Bruterfolg. Andererseits bieten das explosive Vegetationswachstum, die relative Störungsarmut, der geringe Konkurrenzdruck um Nahrung und Brutplätze sowie das 24stündige Tageslicht im Sommer im Normalfall extrem günstige Fortpflanzungs- und Mauserbedingungen. Aufgrund dieser variablen Bedingungen zeigt der jährliche Fortpflanzungserfolg erhebliche Schwankungen (0–50 %) zwischen den Jahren. Die lange Vergangenheit der arktischen Gänse zeigt jedoch, dass die Gesamtbilanz der Vor- und Nachteile bisher für die Gänse wenn nicht positiv, dann wenigstens weitgehend ausgeglichen war. Aufgrund der außerordentlichen Empfindlichkeit der arktischen Lebensräume können größere menschlichen Eingriffe die Gesamtsituation dort leicht zum Nachteil der Gänse (und anderer an diesen Lebensraum gebundenen Pflanzen- und Tierarten) umschlagen lassen.

Literatur

- Alphéraky, S. (1904): Geese of Russia. – Kutschnerew & Co, Moskau.
- Bergmann, H.-H., M. Stock & B. ten Thoren (1994): Ringelgänse. Arktische Gäste an unseren Küsten. – Aula, Wiesbaden.
- Boyd, H. (1982): Influence of Temperature on arctic-nesting geese. – *Aquila* 89: 259–269.
- Deutsche Seltenheitenkommission (1998): Seltene Vogelarten in Deutschland 1996. – *Limicola* 12:161–227.
- Ebbinge, B. S., C. Berrevoets, P. Clausen, B. Ganter, K. Günther, K. Koffijberg, R. Mahéo, M. Rowcliffe, A. K. M. St.

- Joseph, P. Südbeck & E. E. Syroechkovsky Jr. (1999): Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (Hrsg.) (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 284–297.
- Hunter, J. M., J. M. Black, I. Rusev, T. Michev & D. Munteanu (1999): Red-breasted Goose *Branta ruficollis*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (Hrsg.) (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 328–340.
- Johnsgard, P. A. (1978): Ducks, Geese and Swans of the World. – University of Nebraska Press, Lincoln & London.
- Krivenko, V. G. (1990): Effect of climate on the dynamics of Waterfowl numbers and their ranges. In: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): Managing Waterfowl Populations. – IWRB Spec. Publ. 12: 182–186.
- Kokorev, J. I. (1995): Zur Bestandssituation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*), der Rothalsgans (*Branta ruficollis*) und des Zwergschwans (*Cygnus beweckii*) auf Taimyr. In: Prokosch, P. & H. Hötker (Hrsg.) (1995): Faunistik und Naturschutz auf Taimyr-Expeditionen 1989–1991. – Corax 16 (Sonderheft): 98–107.
- Kokorev, J. I. & J. L. Quinn (1999): Geese in the Pura basin: their status, trends and the effects of the lemming cycle on breeding parameters. – Casarca 5: 272–295.
- Kostin, I. O. (1982): On the factors that influence the size of the breeding population of Red-breasted Geese on Taimyr. – In: Increased productivity of hunting areas, Moskau: 113–125.
- Kostin, I. O. (1985): The biology of the Red-breasted Goose: problems of conservation. – Biol. Diss. USSR Institute for Nature Conservation, Moskau.
- Kostin, I. O. (1986): Influence of the climate at the status of the Red-breasted Goose population of Taimyr. – In: Questions of hunting ecology, Moskau: 81–94.
- Kostin, I. O. & J. H. Mooij (1995): Influence of weather conditions and other factors on the reproductive cycle of Red-breasted Geese *Branta ruficollis* on the Taimyr Peninsula. – Wildfowl 46: 45–54.
- Millington, R. (1997): Separation of Black Brant, Dark-bellied Brent Goose and Pale-bellied Brent Goose. *Birding World* 10: 11–15.
- Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia/Germany. – Die Vogelwarte 37: 55–77.
- Mooij, J. H. (1995): Ergebnisse der Gänsezählungen in Deutschland 1988/89 bis 1992/93. – Die Vogelwelt 116: 119–132.
- Mooij, J. H. (1997): The status of White-fronted Goose (*Anser a. albifrons*) in the Western Palearctic. – Die Vogelwarte 39: 61–81.
- Mooij, J. H. & I. O. Kostin (1997): Bestände der Saat- und Blässgans in Deutschland und der westlichen Paläarkt. – Beitr. Jagd- & Wildforschung 22: 23–41.
- Mooij, J. H., I. O. Kostin & R. Bräsecke (1995): Deutsch-russische Gänseforschung auf der Halbinsel Taimyr – Erste Ergebnisse. – Beitr. Jagd- & Wildforschung 20: 275–301.
- Mooij, J. H., S. Faragó & J. S. Kirby (1999): White-fronted Goose *Anser albifrons albifrons*. In: Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (Hrsg.) (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48: 94–128.
- Sangster, G. C. J. Hazevoet, A. B. van den Berg & C. S. Roselaar (1997): Taxonomic changes in 1977–97. – Dutch Birding 19: 21–28.
- Stepanyan, L. C. (1990): Conspectus of the Ornithological Fauna of the USSR. Moscow.
- Syroechkovski, E. E., C. Zöckler & E. Lappo (1998): Status of Brent Goose in Northwest Yakutia, East Siberia. – British Birds 91: 565–572.
- Underhill, L. G., R. P. Prys-Jones, E. E. Syroechkovski, jr., N. M. Groen, V. Karpov, H. G. Lappo, M. W. J. van Rooijen, A. Rybkin, H. Schekkerman, H. Spiekman & R. W. Summers (1991): Breeding waders (Charadrii) and Brent Geese *Branta bernicla bernicla* at Pronchishcheva Lake, northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. – Ibis 135: 277–292.
- Uspenski, S. M. (1965): Die Wildgänse Nordeurasien. – Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Uspenski, S. M. (1966): Verbreitung und Ökologie der Rothalsgans. – Der Falke 13: 83–85.
- van Impe, J. (1978): La rupture de la cohésion familiale chez l'Oie Rieuse, *Anser albifrons albifrons*, dans les quartiers d'hivernage. – Le Gerfaut/De Giervalk 68: 651–679.
- Vinokurov, A. A. (1982): Present status of the *Branta ruficollis* population and measures for its protection. – Aquila 89: 115–122.
- Vinokurov, A. A. (1990): *Branta ruficollis* in the USSR. In: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990). Managing Waterfowl Populations. – IWRB Special Publication 12: 197–198.
- Yerokhov, S. & P. Tolvanen (1997): The preliminary results of Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*) number monitoring during seasonal migration at Kustanay Region of Kazakhstan. (Manuskript).
- Zöckler, C., J. H. Mooij & I. O. Kostin (1996): Studien an der Rothalsgans *Branta ruficollis*. – Limicola 10: 123–133.

Anschrift des Verfassers

Christoph Zöckler
World Conservation Monitoring Centre
219 Huntingdon Road
Cambridge CB3 0DL (UK)

Was sind Gänseschäden, wann und wo treten sie auf?

Forschungsergebnisse aus dem Rheiderland, Anforderungen an die Schadensermittlung aus der Sicht der Landwirtschaft

von Gerhard Lauenstein

1. Einführung

Das Thema gibt verschiedene Problemkomplexe an, die in der öffentlichen Diskussion sehr emotional belegt sind, und schließt die Frage ein, ob es überhaupt solche Schäden gibt und wenn ja, in welcher Höhe; hier wiederum ist zwischen der möglichen Entnahme und/oder Schädigung von Pflanzensubstanz und dann deren ökonomischer Bewertung als „Schaden“ zu unterscheiden. Die folgenden Ausführungen befassen sich mit Anmerkungen zum Themenkreis „Entnahme von Pflanzensubstanz“, die ökonomische Bewertung ist einem anderen Beitrag vorbehalten.

Auch wäre es vermessen, hier Aussagen zur „Sicht der Landwirtschaft“ oder daraus abgeleiteten Forderungen machen zu wollen. Thema und Zeitrahmen wären auch gesprengt, wenn erwartet würde, dass an dieser Stelle Vorschläge zur Methode und zum Wesen finanziell kompensatorischer Maßnahmen formuliert würden.

Es kann hier nur um eine sachliche Wertung belegbarer Sachverhalte gehen, ohne deren Umsetzung kommentieren zu wollen.

2. Gänse und Kulturpflanzen

Beim Studium von Literaturquellen zum Problembereich „Gänse/Kulturpflanzen“ fällt auf, dass beide hauptsächlich an der Diskussion beteiligten Interessengruppen es bisher nur mit beschränktem Erfolg verstanden haben, der anderen Seite die sachliche Problematik verständlich zu machen. Bedauerlicherweise fallen dabei gerade bei der Ermittlung möglicher Schäden und deren Interpretation in Zusammenhang mit dem Äsungsdruck durch Gänse Methoden ins Auge, die hinsichtlich der Biologie der Pflanzen und der damit verbundenen landwirtschaftlichen Praxis sicherlich Raum für Verbesserungen bieten. Deshalb einige grundlegende Hinweise:

Die Pflanze selbst ist ein biologisches und deswegen dynamisches System; sie steht mit ihrer Umwelt in einem komplizierten Regelkreis, der dadurch charakterisiert ist, dass die Pflanze – anders als Tiere – nicht beweglich ist und darum „mit dem Auskommen muß“, was ihr begrenzter Lebensraum ihr bietet. Sie steht in einer ständigen Konkurrenz mit anderen Pflanzen derselben oder anderer Arten um die vorhandenen Ressourcen wie Licht, Wasser oder Nährstoffe. Dabei entscheidet ihre Konkurrenzfähigkeit über ihr Überleben; die Konkurrenzfähigkeit ist u. a. eine Funktion der arteigenen Fähigkeit, Energie und „physiologische Bausteine“ in Wachstum und Vermehrung umzusetzen.

Die Energieaufnahme erfolgt über die photosynthetisch aktive Blattfläche. Viele Pflanzenarten legen Energiereservoirs in oberirdischen Pflanzenteilen an. Der Verlust von lebendem oberirdischem Pflanzenmaterial durch Pathogene, Parasiten oder auch durch Pflanzenfresser (Herbivore) bedeutet darum im Extremfall den Tod der Einzelpflanze, mindestens aber eine Schwächung, die zu vermindertem Wachstum und zu verminderter Reproduktionsleistung (= z. B. Kornausbildung) führen kann.

Dabei kommt es auf den Zeitpunkt der Schädigung und die „Fitness“ der Pflanze zu diesem Termin an. Die meisten Pflanzenarten in der paläarktischen Region bereiten physiologisch eine Überwinterung vor, die sicherstellt, dass das Abfrieren von oberirdischem Material keine entscheidende Schwächung darstellt – dieses Material kann, wenn Frost herrscht, ohne Schaden entnommen werden.

Ganz anders sieht es aus, wenn die Regelgrößen „Belichtung“ und „Temperatur“ die Pflanze dahin steuern, schon in den eigentlichen Wintermonaten „Frühjahrsverhalten“ zu zeigen, eben die Wachstumsprozesse einzuleiten oder fortzusetzen und dabei Reserven zu verbrauchen.

Der Fraß zum selben Zeitpunkt, zu dem er bei Frost unerheblich gewesen wäre, bedeutet nun einen nennenswerten Verlust.

Dieser Verlust und seine Auswirkungen auf die Ertragsbildung bei Kulturpflanzen wirkt um so stärker nach, je schlechter die Kondition der Pflanze ist, wozu wiederum die Standortfaktoren Boden, Nährstoffversorgung und Wasserversorgung entscheidend beitragen. Mit anderen Worten: die Entnahme von Pflanzenmaterial trifft die Pflanze je nach Standort, Witterungsbedingungen und Vorgeschichte unterschiedlich.

Wenn dieser Sachverhalt nicht berücksichtigt wird, führt das zu widersprüchlichen Interpretationen von eigentlich erklärbaren Resultaten.

Ein Beispiel sind die unterschiedlichen und scheinbar widersprüchlichen Befunde zum Ertragsgeschehen in den Ackerbaukulturen Winterweizen und Raps bei vergleichbarem Äsungsdruck.

Aus dem Gesagten ergibt sich, dass die Reaktion der Pflanze auf Blattverlust oder geänderte Standortfaktoren wie nach der Kotablage durch Gänse in Versuchsvorhaben auch an ihrem natürlichen Wuchsort zu prüfen ist. Entnahme von Pflanzen, Umpflanzen und Haltung an anderen untypischen Standorten verbietet sich in der Regel, weil die Pflanze nicht aussagefähig reagieren kann.

3. Gänse und Grünland

Im Vergleich zu Kulturen einer Art oder Sorte („Monokultur“ ist der mehrjährig andauernde Anbau derselben Pflanzenart auf derselben Fläche) wird der Sachverhalt beim Grünland noch dadurch komplizierter, dass es sich nicht um eine Art, sondern eine Artengemeinschaft aus Gräsern (Monocotylen) und Kräutern (Dicotylen) handelt, bei der die Mitglieder miteinander in enger Beziehung stehen.

Pflanzenarten in einer Gesellschaft zeigen – anders als z. B. bei Getreidebeständen – artspezifisch z. T. extrem unterschiedliche Entwicklungsrhythmen. Es gibt Pflanzen, die früh wachsen und in die generative Phase übergehen (und dann scheinbar dominieren), und andere, die dies später oder sehr viel später tun.

Pflanzensoziologisch läuft hier im Verhältnis der Arten zueinander ein

dynamischer Prozess ab, der pflanzensoziologische Erhebungen zu nur einem Zeitpunkt im Jahr als nicht vollständig aussagekräftig erscheinen lässt.

Hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit weisen die Arten der Grünlandpflanzen unterschiedliche Wertigkeiten für die Tierernährung auf (dargestellt als „Futterwertzahlen“, die von toxisch bis wertvoll reichen).

Werden einzelne Arten in einer Gesellschaft z.B. als Folge des Zeitpunkts der Schädigung besonders in Mitleidenschaft gezogen, nehmen als Folge der interspezifischen Konkurrenz (= Konkurrenz zwischen den Arten) andere mit möglicherweise geringerem Futterwert zu.

In diesen Wissensrahmen gehört auch, dass eine Narbe von der Ansaat an ständigen soziologischen Änderungen unterworfen ist, die die Standortfaktoren bewirken. Oft ist es so, dass der Anteil für die Nutzung höherwertiger Arten mit zunehmendem Alter der Narbe zurückgeht.

Zu bedenken ist auch, dass von der Nutzung her nicht nur z. B. verschiedene Weide- und Schnittformen wie Mähweide, Standweide, intensive Standweide usw. zu unterscheiden sind, die alle Einfluss auf den Bestand nehmen, sondern darüber hinaus „absolutes“ und „fakultatives“ Grünland zu unterscheiden ist. Absolutes Grünland findet sich auf Standorten, die für die Ackernutzung nicht geeignet sind; fakultatives Grünland dagegen findet sich auf Flächen, die auch für Ackerkulturen nutzbar sind. Im zweiten Fall ist von sehr intensiver Bestandesführung auszugehen, also von einem hohen und darum teuren Einsatz von Betriebsmitteln. Wenn die Einheit Blattmasse mehr geldlichen Aufwand erfordert, ist ihr Verlust auch höherwertig anzusetzen.

Die Annahme, „Grünlandnarbe sei gleich Grünlandnarbe“, wird darum den Zusammenhängen nicht gerecht.

Deshalb müssen für jede Interpretation diese Daten bekannt sein; deshalb schließt es sich auch aus, z. B. von einer extensiv genutzten auf eine Intensivfläche zurückzuschließen. Bei Ermittlungen zum Verhältnis möglicher Schäden/Äsungsdichte sollten diese Gegebenheiten stets berücksichtigt und bei Publikationen angegeben werden.

4. Bewertung von Gänseschäden

Bei wertenden Untersuchungen empfiehlt es sich auch, zu bedenken, welche Pflanzenorgane letztlich genutzt werden. So ist es bei Arbeiten mit Grünland sicherlich richtig, den Grünmasseaufwuchs zu den Zeitpunkten der üblichen wirtschaftlichen Nutzung zu messen. Die Methoden bei Arten, bei denen die Ernte von Samen den Ertrag bestimmt (z. B. Getreide, aber auch Grassamengewinnung) müssen sich davon unterscheiden: Aussagen können hier nur nach Auswertung des Samenertrages und seiner Qualitäten erfolgen.

Auch die Einschätzung des späteren Ertrages von Getreide durch Vergleich von Grünmasseaufwuchs vor der Ernte hat nur begrenzten Nutzen. Es gibt Kultursorten, die auf hohen Kornertrag bei geringer Blatt- und Sprossmasse gezüchtet wurden. Darüber hinaus haben die Sorten eine artspezifisch unterschiedliche Toleranz gegenüber Masseverlust und veränderten Standortbedingungen.

Bei der Bewertung von Bestandesdichten kommt es nicht nur auf den Zeitpunkt, sondern auch auf die Kenntnis ackerbaulicher Praktiken an. Eine solche Praxis, die heute fast überall üblich ist, ist die verstärkte Aussaat im sogenannten „Vorgewende“. Das Vorgewende ist die Randzone, in der die Maschinen bei den Aussaat- und Pflegemaßnahmen wenden und so eine erhöhte Bodenverdichtung bewirken. Hier werden zum Ausgleich höhere Aussaatstärken eingesetzt. Es ist demnach unzweckmäßig, Vergleiche zwischen Parzellen im Vorgewende und im eigentlich ertragsbildenden Restbereich der Fläche anzustellen.

Ohnehin ist die standortbedingte Variabilität nicht nur im Vergleich von ganzen Flächen, sondern auch auf einer einzelnen Fläche unter natürlichen Bedingungen sehr hoch.

Besonders auffällig ist dies bei perennierenden Pflanzengesellschaften wie z. B. der Grünlandnarbe. Hier verändert sich die pflanzensoziologische Zusammensetzung kontinuierlich als Folge von z. B. Nutzungsart (Schnittnutzung, Weidenutzung, Kombinationsformen davon, Häufigkeit und Intensität der Nutzung), Klimabedingungen, Pflegemaßnahmen wie Düngung, Durchführung von Reinigungsschnitten, mechanische oder chemische Maßnahmen zur

Beseitigung unerwünschter (nährwertschwacher, toxischer) Bestandteile der Pflanzengesellschaft, Regulierung der Wasserführung und natürlich durch die Klimabedingungen am Standort. Dies wiederum führt dazu, dass selbst Teilflächen derselben größeren Fläche nennenswerte Unterschiede aufweisen können, wie sich auch im Versuch erneut erwies.

Deshalb ist es auch nur selten sinnvoll, Erkenntnisse zu Sachverhalten, die in anderen Regionen oder Naturräumen gewonnen wurden, ungeprüft in vollem Umfang zu übertragen.

5. Forschungsergebnisse aus dem Rheiderland

Zweijährige Untersuchungen im Rheiderland (niedersächsischer Küstenraum) ließen unter Berücksichtigung dieser Punkte die Erarbeitung von Resultaten zu, die demnächst an anderer Stelle veröffentlicht werden sollen. Hinsichtlich des Gesamtumfangs der Untersuchungen und ihrer Resultate sei auf diese Publikation verwiesen, in der ornithologische und pflanzenbauerische Daten vernetzt dargestellt sind. Festzuhalten ist an dieser Stelle, dass sich bei den einbezogenen Grünlandflächen in mehreren Fällen und in einem Jahr sogar im Vergleich der Gesamtverteilungen der Erträge zum Zeitpunkt der ersten Nutzung signifikante Ertragsminderungen zeigten.

Auch ist darauf hinzuweisen, dass nicht jede Entnahme von Pflanzenmaterial von Kulturflächen einem Verlust gleichzusetzen ist. Generell haben Pflanzenarten und Pflanzenbestände die Fähigkeit, Verluste innerhalb genetisch festgelegter Grenzen auszugleichen. *Diekmann* (1983) prägte hier den Terminus der „*Physiologischen Schadensschwelle*“. Die Kompensationsfähigkeit kann z. B. in einer verstärkten Neubildung etwa photosynthetisch aktiven oder Wurzelgewebes bestehen, die durch Klima und Zeitpunkt der Schädigung bestimmt wird. Innerhalb einer Pflanzenart sind erhebliche Sortenunterschiede hinsichtlich derartiger Toleranzreaktionen nachgewiesen worden.

In allen pflanzlichen Produktionsrichtungen der Landwirtschaft und in der Vorratshaltung besteht grundsätzlich eine Konkurrenzsituation um die Ressource Pflanze/Ertrag zwischen dem



Ein gemischter Trupp von nordischen Schwänen und Gänsen auf Winterraps. Foto: B. Königstedt.

Menschen und anderen herbivoren Arten. Das hat letztlich zur Entwicklung des Pflanzenschutzgedankens und hierbei insbesondere des Integrierten Pflanzenschutzes geführt, der alle möglichen Verfahren der Verlustminderung auf möglichst umweltschonende Weise in sich vereint.

Ein wichtiges Element des Integrierten Pflanzenschutzes ist das „Schwellenprinzip“, dem der Gedanke zugrundeliegt, dass Maßnahmen der Verlustminderung erst ab einer bestimmten Abundanz der den Schaden verursachenden Individuen ökologisch und ökonomisch sinnvoll sind.

Dies Prinzip gilt grundsätzlich auch für alle Argumentationen hinsichtlich möglicher Schäden, die als von Gänsen als Rastvögeln verursacht reklamiert werden.

Es ist zu fragen, ab welcher Dichte der Rastvögel überhaupt ein messbarer und reproduzierbarer Verlust eintritt und wie sich das Verhältnis darstellt. Aus ähnlichen Untersuchungen mit anderen Tierarten ist bekannt, dass es sich wegen der Heterogenität der Anbauflächen nicht um einen überall gültigen „Schwellenwert“ handeln kann, sondern eher eine Spanne, die einen „Schadensbereich“ charakterisiert. Diese Spanne, die das Verhältnis zwischen Gänsedichte und messbarem Ertragsverlust charakterisieren soll, ist im eigenen Vorhaben wie in allen anderen bekannten derartigen Untersuchungen keine Gerade.

Zwischen Ertragsausfall und Gänsedichte besteht keine lineare, sondern eine kurvenförmige Beziehung. Der

vom einzelnen Individuum verursachte Schaden nimmt wie bei anderen derartigen Beziehungen ab, wenn die Zahl der Individuen zunimmt. Insgesamt gesehen steigt aber das Verlustausmaß mit zunehmender Äsungsdichte an.

Aus dieser Beziehung ließ sich für das Rheiderland ein „Schadensbereich“ bei der Gänsedichte ableiten, in dem sichere Ertragsausfälle die Regel sind. Dieser vorgeschlagene „Schadensbereich“ beginnt für diesen Raum bei einer Dichte von ca. 1750 Gänseweidtage/ha (GT/ha). In der Literatur werden Grenzen angegeben, die im Bereich von 1300–3000 GT/ha liegen. Der gefundene Wert passt sich in diesen Rahmen ein. Er liegt aber im Spektrum im unteren Bereich, was auf die spezielle – sehr intensive – Bestandesführung im Untersuchungsgebiet zurückzuführen ist.

Die Positionierung im angegebenen Bereich zeigt, wie wichtig die Angabe von Spannen ist, die die Auswirkung besonderer Standortbedingungen einbeziehen (die vorgeschlagene Spanne liegt im Bereich von 1500–2000 GT/ha). Sie zeigt aber auch erneut auf, dass es nicht ohne weiteres möglich ist, Resultate aus anderen Räumen unmodifiziert zu übernehmen.

6. Anforderungen an die Schadensermittlung

Die im Thema enthaltene Forderung an die Schadensermittlung ist nicht als Anspruch der Landwirtschaft, sondern der wissenschaftlichen Genauigkeit zu formulieren:

■ Arbeiten, die klärend helfen sollen, müssen mit gleicher Genauigkeit die untrennbar verbundenen Systeme Gans/Pflanze beleuchten und dabei im letzteren Fall auch die biologischen und kulturbezogenen Verhältnisse sachkundig einbeziehen.

■ Es wäre darum zu wünschen, dass in Zukunft in zunehmendem Maße Untersuchungen von Gruppen durchgeführt werden, in denen Vertreter beider betroffenen Spezialgebiete (Ornithologie und Landwirtschaft) vertreten sind, so dass zweckmäßige Methoden angewandt und ausgewogene Interpretationen möglich sind.

■ Alle gewonnenen Zahlenangaben sind nicht als Konstante, sondern als Variable zu betrachten, die durch die Standortbedingungen und Anbauverhältnisse des einzelnen Jahres und des einzelnen Standortes modifiziert werden. Es bietet sich nach dem vorliegenden Datenmaterial an, eine Spanne anzugeben, die in der betreffenden Region überprüft werden muss. Deshalb sollte vermieden werden, mit hohem Anspruch Daten aus anderen Regionen mit anderen Nutzungsformen und anderer Nutzungsintensität ungeprüft zu übertragen.

■ Hier sei auch der Wunsch erlaubt, dass bei Arbeiten in diesem Bereich vermieden wird, Einzelbeobachtungen zu Reaktionen von Pflanzen bei bestimmten Extremsituationen zu verallgemeinern oder zu Regeln hochzustilisieren. Solche Reaktionen sind besonders im Bereich der Ackerbaukulturen zu oft standort- und sortenabhängig.

■ Nach der vorliegenden Zahlenbasis scheint sicher zu sein, dass von einer bestimmten Grenze an den Landwirten Ertragsminderungen entstehen. Es wäre hilfreich, wenn dieser Sachverhalt in der öffentlichen Diskussion akzeptiert und als Basis für Weiterentwicklungen verwendet werden könnte.

Anschrift des Verfassers

PD Dr. Gerhard Lauenstein
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenschutz der Landwirtschaftskammer
Weser-Ems
Sedanstraße 4
26121 Oldenburg
Tel.: 0441-801 740
Email:
Lauenstein.IPP.LWK-WE@t-online.de

Betriebswirtschaftliche Folgen von Ertragseinbußen durch Wildgänse für betroffene landwirtschaftliche Betriebe

von Albrecht Mährlein

1. Einleitung

Im Vordergrund des Beitrages steht die Aufgabe, die ertraglichen (quantitativen und qualitativen) Schäden an von Wildgänsen beanspruchten Kulturen ökonomisch zu bewerten. Dieser taxatorischen Aufgabe sind einige grundlegende Überlegungen voranzustellen. Mit der anschließenden exemplarischen Schadensermittlung soll die Vorgehensweise erläutert und ein Eindruck über die Größenordnungen vermittelt werden, in denen sich von Gänsen verursachte wirtschaftliche Schäden bewegen können.

2. Taxatorische Vorüberlegungen

Die im Bürgerlichen Gesetzbuch (BGB) in § 254 verankerte Pflicht, alles im Rahmen des Zumutbaren zu tun, um einen sich abzeichnenden Schaden zu vermeiden oder um einen eingetretenen Schaden so gering wie möglich zu halten, gilt auch für absehbare oder bereits eingetretene Schäden durch Wildgänse. Das bedeutet, dass Landwirte, die potentiell oder tatsächlich von Gänsebeschädigungen betroffen sind, sich fragen müssen, inwieweit Möglichkeiten bestehen, einen drohenden Schaden zu vermeiden oder einen unvermeidbaren Schaden so gering wie möglich zu halten.

Da kaum Möglichkeiten bestehen, Gänse direkt von Flächen fernzuhalten, ist die Schadensvermeidung, also das Abwehren einer Inanspruchnahme von landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Gänse, praktisch nicht möglich. Dagegen werden verschiedene Wege verfolgt, mit denen bevorstehende Schäden vermindert werden sollen.

Eine Verringerung der Gänsepopulationen kommt aus naturschutzfachlichen und nicht zuletzt auch aus jagdrechtlichen Erwägungen nur äußerst begrenzt in Betracht, weshalb hierauf nicht weiter einzugehen ist. Von praktischer Bedeutung ist dagegen in einigen Regionen der Versuch, Gänsepopulationen auf eine möglichst große Fläche zu

verteilen, um so schweren Schäden, die durch extrem konzentriertes Vorkommen entstehen, zu vermeiden. Ziel ist also, Schäden auf möglichst viele Betroffene möglichst gleichmäßig zu verteilen. Damit sollen dann die ökonomischen Folgen für den einzelnen in einem vertretbaren Rahmen gehalten werden.

Scheinbar im Widerspruch zum Versuch, einem konzentrierten Gänsevorkommen entgegenzuwirken, stehen regionale Bemühungen, Gänsepopulationen auf ausgewählte Standorte zu konzentrieren. Dieses soll gelingen, indem in definierten Räumen Gänseäsungsflächen mit für Gänse besonders attraktiven Kulturen bestellt und dann für die Äsung bereitgehalten werden. Diejenigen Landwirte, die ihre Flächen hierfür zur Verfügung stellen, erhalten eine Ausgleichszahlung. Wenn es gelingt, die Gänse auf diese Weise auf die attraktiven Äsungsflächen zu konzentrieren – so der Grundgedanke –, ist die Schädigung auf den übrigen Flächen aufgrund verringerter Inanspruchnahme geringer. Im Umkehrschluss kann selbstverständlich gefolgert werden, dass der Anbau von für Gänse möglichst wenig attraktiven Kulturen eine geringere Inanspruchnahme zur Folge hat. Doch aus verschiedenen standörtlichen, betriebsorganisatorischen und nicht zuletzt ökonomischen Gründen ist diese Vorgehensweise nur von geringer praktischer Bedeutung.

Dem Erfolg der skizzierten schadensvermeidenden Maßnahmen sind im Ergebnis recht enge Grenzen gesetzt: Zum einen ist eine Lenkung von Gänsepopulationen grundsätzlich nur schwer möglich, zum anderen darf nicht vergessen werden, dass das Angebot von besonders attraktiven Äsungsflächen von zeitlich befristeten öffentlichen Fördermitteln abhängt. Der Verzicht auf den Anbau der rentabelsten Früchte schmälert den wirtschaftlichen Erfolg und ist ohne eine angemessene Kompensation betriebswirtschaftlich unsinnig. Somit kommt im Ergebnis der Schadens-

vermeidung eine vergleichsweise geringe Bedeutung zu und treten Überlegungen zur Anpassung an entstandene Schäden in den Vordergrund.

3. Ökonomische Bewertung von Gänsebeschädigungen

Kennzeichnend für von Gänsen verursachte Schäden ist deren stark schwankendes Ausmaß, das regional und vor allem von Jahr zu Jahr von nur geringfügigen Ertragsbeeinträchtigungen bis zum Totalausfall von Pflanzenbeständen reicht. Es ist zu hoffen, dass zu dieser bisher nur wenig erforschten Thematik bereits in Kürze Ergebnisse aus fundierten Praxisuntersuchungen vorgelegt werden, die eine belastbare naturwissenschaftliche Grundlage für weiterführende ökonomische Überlegungen bieten.

Die folgenden Ausführungen sollen zeigen, wie bei der betriebswirtschaftlichen Bewertung von Gänsebeschädigungen vorzugehen ist, und sie sollen durch den Ansatz praxisorientierter Ertragsausfälle und ökonomischer Daten aufzeigen, wie groß die Bandbreite der von Gänsen verursachten wirtschaftlichen Verluste in der Praxis ist.

3.1 Bewertung von Schäden auf Grünland

Wird im Frühjahr festgestellt, dass eine Grünlandfläche infolge der Inanspruchnahme durch Gänse in Mitleidenschaft gezogen wurde, so ist zunächst zu prüfen, mit welcher Bewirtschaftungs- oder Pflegemaßnahme die sich abzeichnende qualitative und quantitative Ertragsminderung bereits möglichst frühzeitig begrenzt werden kann. Als solche schadensbegrenzende Maßnahme kommt eine mechanische Bearbeitung mit dem Striegel oder der Wiesenegge, eine Nachsaat und vor allem eine geringfügig erhöhte Stickstoffdüngung in Betracht. Nicht selten können mit diesen Maßnahmen weniger schwerwiegende Gänseäsungsschäden verringert oder sogar weitgehend kompensiert werden. Vielfach sind jedoch auch nach dem Durchführen von schadensbegrenzenden Maßnahmen noch erhebliche Mindererträge festzustellen. Diese können i. d. R. am einfachsten mittels einer Beschaffung von Ersatzfutter ausgeglichen werden.

Welche Kosten mit dem Durchführen von schadensbegrenzenden Maßnahmen und mit der Beschaffung von Ersatzfutter verbunden sind, soll folgend anhand von Beispielen gezeigt werden. Als schwierigstes Problem erweist sich im übrigen bei der praktischen ökonomischen Bewertung nicht die betriebswirtschaftliche Kalkulation, sondern die zuverlässige Ermittlung (Einschätzung) des qualitativen und quantitativen Schadens, also der für die Bewertung benötigten naturwissenschaftlichen Datenbasis. Es stellen sich vor allem folgende Fragen:

- Wie hoch ist der Ertragsausfall, bewertet in Energieeinheiten?
- Welche besonderen Pflegemaßnahmen sind erforderlich, um den Schaden auf der Fläche einzugrenzen?
- In welchem Umfang fallen zusätzliche Spezial- und Arbeitskosten an?

Im ersten, bewusst einfach gehaltenen Beispiel wird angenommen, dass eine Grünlandfläche zwar durch Gänseäsung in Mitleidenschaft gezogen wurde, sich der Schaden jedoch so weit in Grenzen hält, dass er durch ein kräftiges Striegeln der Narbe und eine geringfügig erhöhte Stickstoffdüngung im Rahmen der ersten Düngergabe im Frühjahr kompensiert werden kann. Es fallen Maschinen- und Gerätekosten für den Schlepper und den Striegel an, Arbeitskosten und Kosten für den zusätzlichen Stickstoffdünger. Aus Vereinfachungsgründen wird mit gerundeten Zahlen gerechnet, die auf einschlägigen Kalkulationsdaten des *KTBL* basieren (*KTBL* 1997, *KTBL* 1998).

Beispiel 1:

Kompensation eines geringen Gänseäussungsschadens an einer Grünlandfläche mittels mechanischer Pflegemaßnahme und erhöhter Stickstoffdüngung (Bezugsgröße 1 ha)

Variable Maschinen- und Gerätekosten	12 DM
zusätzliche Düngemittelkosten (25 kg N)	32 DM
Arbeitskosten (0,3 AKh × 25 DM/AKh)	<u>8 DM</u>
Summe	52 DM

Dem 2. Beispiel wird der Fall zugrundegelegt, in dem auch nach Durchführung einer schadensbegrenzenden Maßnahme (s. Beispiel 1) ein Ertragsverlust in Höhe von 20 % verbleibt.

Beispiel 2:

Kompensation eines trotz schadensbegrenzender Maßnahme verbleibenden Ertragsverlustes von 20 % an einer Grünlandfläche durch Beschaffung von Ersatzfutter (Bezugsgröße 1 ha)

Ertragsausfall: 20 % von 35000 MJ NEL = 7000 MJ NEL	
Beschaffung von Ersatzfutter: 7000 MJ NEL × 0,035 DM/MJ NEL	= 245 DM
Kosten der schadensbegrenzenden Maßnahme (s. Beispiel 1)	<u>52 DM</u>
Summe	297 DM

Schließlich soll anhand eines schweren Schadens in Höhe von 40 % Ertragsverlust gezeigt werden, dass im Falle hoher natürlicher Ertragsverluste die Höhe des wirtschaftlichen Schadens rasch weiter ansteigt, da dann im Regelfall zusätzliche Maßnahmen ergriffen werden müssen, um die volle Ertragsfähigkeit der Grünlandfläche wieder herzustellen, was letztlich im Sinne der Schadensminderung ist. Im folgenden Beispiel wird angenommen, dass die von Wildgänsen hervorgerufene Schädigung der Grasnarbe eine Reparatursaat (Direktsaat einschließlich erhöhter Stickstoffdüngung) erfordert, die vom Lohnunternehmer durchgeführt wird.

Beispiel 3:

Kompensation eines trotz schadensbegrenzender Maßnahme verbleibenden Ertragsverlustes von 40 % an einer Grünlandfläche durch Beschaffung von Ersatzfutter (Bezugsgröße 1 ha)

Ertragsausfall: 40 % von 35000 MJ NEL = 14000 MJ NEL	
Beschaffung von Ersatzfutter: 14000 MJ NEL × 0,035 DM/MJ NEL	= 490 DM
Kosten der schadensbegrenzenden Reparatursaat	<u>180 DM</u>
Summe	670 DM

3.2 Schäden an Ackerflächen

Für Ackerflächen, die von Gänsen als Rast- oder Äsungsflächen in Anspruch genommen werden, gilt wie für Grünlandflächen, dass es kein einheitliches Schadbild gibt. Die zu verzeichnenden Schäden schwanken von Jahr zu Jahr und von Region zu Region erheblich.

Sind Ertragsausfälle zu verzeichnen, so kommen diese wirtschaftlich in einem verminderten Erlös (Verkaufsmenge × Preis) zum Ausdruck. Unter Umständen ist es wie beim Grünland vielfach sinnvoll, schadensbegrenzende Maßnahmen auf einer geschädigten Fläche zu ergreifen, z. B. indem eine Wintersaat im Frühjahr kräftig gestriegelt wird und eine geringfügig höher bemessene erste Stickstoffdüngung erhält. Die hiermit verbundenen Kosten sind weitgehend mit denen identisch, die bereits beim Grünland dargestellt wurden, d. h. es fallen zusätzliche Spezial- und Arbeitskosten an.

Schwieriger wird die Situation, wenn eine Kultur so stark geschädigt wird, dass sie durch eine Neuansaat ersetzt werden muss (Totalschaden). Da es sich bei den geschädigten Kulturen i. d. R. um im Spätsommer/Herbst eingesäte Winterfrüchte handelt, kommen für eine Neuansaat im Frühjahr selbstverständlich nur Sommerungen in Betracht. Dies sind vor allem Sommergetreide, unter bestimmten Voraussetzungen auch Mais und Sommererbsen.

Winterfrüchte werden vor allem deshalb bevorzugt angebaut, weil die mit ihnen erzielten Deckungsbeiträge deutlich über denen liegen, die mit dem Anbau von Sommerungen erzielt werden können. Somit ist im Falle eines Ersatzes einer total geschädigten Winterfrucht durch eine Sommerfrucht die erste Schadensposition die Differenz der zwischen den beiden Kulturen liegenden Deckungsbeiträge.

Es muss jedoch eine weitere Schadensposition berücksichtigt werden: Es sind dies die mit der (vergebens durchgeführten) Bestellung der Winterfrucht bis zum Zeitpunkt der nun zusätzlich erforderlich werdenden Frühjahrsbestellung bereits aufgelaufenen Kosten, die aus den Kosten für die gesamte Bodenbearbeitung (Pflügen, Saatbettbereitung), Aussaat (einschließlich Saatgut), ggf. auch Pflanzenschutz- und Düngungsmaßnahmen bestehen. Nicht zu vergessen sind die mit der Herbstbestellung auch bereits geleisteten Arbeitsstunden.

Schäden an Wintergetreide

Folgend werden zunächst Verluste ausgewiesen, die durch einen Minderertrag bei Wintergetreide hervorgerufen wer-

den. Der naturale Ertragsverlust in dt/ha ist mit dem Verkaufspreis zu multiplizieren.

Ertragsverlust	Verkaufspreis	wirtschaftl. Verlust
10 dt/ha	24 DM/dt	240 DM/ha
20 dt/ha	24 DM/dt	480 DM/ha
30 dt/ha	24 DM/dt	720 DM/ha

Zu diesen Verlusten kommen vielfach noch diejenigen Kosten hinzu, die mit schadensbegrenzenden Pflegearbeiten auf den geschädigten Flächen verbunden sind. In diesen Fällen erhöht sich der Schaden/ha um rd. 50 bis 80 DM/ha.

Wird eine Winterfrucht nach einem Totalausfall durch eine Sommerfrucht ersetzt, so ist wie folgt zu kalkulieren:

Beispiel 4:

Ausgleich eines Totalschadens an Wintergetreide durch Neuansaat einer Sommerung (Bezugsgröße 1 ha)

Deckungsbeitragsdifferenz zwischen Winterfrucht und Sommerfrucht, z. B.	300 DM
bereits aufgelaufene Kosten der Herbstbestellung	350 DM
Arbeitskosten der Herbstbestellung: 4 AKh × 25 DM/AKh =	100 DM
Summe	750 DM

Schäden an Winterraps

Die an Winterraps möglichen Ertragsausfälle sind in derselben Weise zu bewerten, wie dies für Wintergetreide bereits gezeigt wurde: Der ermittelte naturale Minderertrag ist mit dem Verkaufspreis zu bewerten.

Ertragsverlust	Verkaufspreis	wirtschaftl. Verlust
10 dt/ha	35 DM/dt	350 DM/ha
15 dt/ha	35 DM/dt	525 DM/ha
20 dt/ha	35 DM/dt	700 DM/ha

Kosten für schadensbegrenzende Maßnahmen sind zusätzlich zu berücksichtigen.

Wie beim Getreide wird deutlich, in welcher Weise zunehmende naturale Ertragsminderungen sich in steigenden wirtschaftlichen Verlusten niederschlagen.

Kommt es zu einem Totalschaden an Winterraps, so ist auch hier der Ersatz durch eine Sommerung in Betracht zu ziehen. Allerdings ist die Deckungsbeitragsdifferenz zwischen Winterraps und den in Frage kommenden Sommerkul-

turen meistens gering, so dass diese Position von untergeordneter Bedeutung ist. Zu bedenken ist dagegen, dass eine Differenz zwischen der für Getreide gewährten Getreidebeihilfe und der für Ölsaaten bewilligten Ölsaatenbeihilfe besteht. Diese Differenz kann bspw. 300 DM/ha betragen; ihre Höhe hängt von agrarpolitischen Entscheidungen ab.

Wie beim Getreide ist des Weiteren zu bedenken, dass die mit der vergebens durchgeführten Herbstbestellung aufgelaufenen variablen Kosten und die Kosten der Arbeitserledigung in Ansatz zu bringen sind. Dann ist schließlich wie folgt zu rechnen:

Beispiel 5:

Ausgleich eines Totalschadens an Winterraps durch Neuansaat von Sommergetreide (Bezugsgröße 1 ha)

Differenz der Flächenbeihilfe zwischen Ölsaaten und Getreide	300 DM
variable Kosten der Herbstbestellung Winterraps	350 DM
Arbeitskosten Herbstbestellung 4 AKh × 25 DM/AKh	100 DM
Summe	750 DM

4. Schlussbemerkungen

Die aufgeführten Kalkulationen zeigen die Wege der Schadensermittlung auf und vermitteln einen Eindruck über die Bandbreite der mit Gänseschäden verbundenen wirtschaftlichen Verluste.

Grundlage für die betriebswirtschaftliche Bewertung ist stets eine verlässliche Ermittlung der naturalen Schäden. Diese erfordern höchste Fachkompetenz und v. a. die Anlage und Auswertung von speziellen Exaktuntersuchungen auf repräsentativen Praxisflächen. Diese können dann als Orientierungshilfe und als Basis für die Gewährung von Ausgleichszahlungen dienen.

Die Beispiele haben gezeigt, dass die wirtschaftlichen Schäden sowohl geringfügig als auch beachtlich sein können. In einigen Fällen ist es möglich, drohende (geringfügige) Mindererträge durch schadensbegrenzende Maßnahmen auf der betroffenen Fläche zu kompensieren oder zumindest zu vermindern. Auch wenn dann der naturale Ertragsverlust gering ausfällt, so darf nicht vergessen werden, dass eine Schadensbegrenzung mit Kosten verbunden ist.

In anderen Fällen, die in der Praxis jedoch eher Ausnahmefälle darstellen, rufen Gänse durch Inanspruchnahme von landwirtschaftlichen Flächen schwere naturale Verluste und in der Folge auch schwere wirtschaftliche Verluste hervor. Diese können in Einzelfällen ein existenzbedrohendes Ausmaß annehmen und dürfen von den politisch Verantwortlichen nicht mit dem lapidaren Verweis auf die Sozialbindung des Eigentums abgetan werden.

Die von Gänsen an einschlägigen Standorten unstreitig hervorgerufenen, teils erheblichen wirtschaftlichen Schäden stellen für immer mehr betroffene Landwirte ein wachsendes Problem dar. Der wichtigste Grund hierfür sind die immer enger werdenden wirtschaftlichen Spielräume und der weiter an Schärfe gewinnende nationale und internationale Wettbewerbsdruck, der die Landwirte, die auch zukünftig Landwirte bleiben wollen, zwingt, alle Ertragsreserven zu mobilisieren und vermeidbare Ertragsbeeinträchtigungen auszuschließen. Da dies im Falle der Beanspruchung von Flächen durch Wildgänse nicht möglich ist, bedeuten die von den Gänsen hervorgerufenen wirtschaftlichen Schäden einen schwerwiegenden Wettbewerbsnachteil für einige wenige Landwirte, die das „Pech“ haben, an Standorten zu wirtschaften, die sie in einem für die Wildgänse attraktiven Zustand erhalten haben.

Vor diesem Hintergrund ist verständlich, dass die Betroffenen nachdrücklich dafür eintreten, dass die von ihnen praktizierte Bereitstellung von Äsungsflächen von der Gesellschaft angemessen honoriert wird. Der Beitrag hat gezeigt, dass die Taxation der zu gewährenden Ausgleichszahlungen kein Problem darstellt.

Literatur

- KTBL, 1997: KTBL-Datensammlung/Betriebsplanung 1997/98. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
KTBL, 1998: KTBL-Taschenbuch Landwirtschaft 1998/99. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup

Anschrift des Verfassers

Dr. Albrecht Mährlein
Sachverständigenbüro K.-D. Stock
Erftstraße 46
41460 Neuss

Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung

von Ekkehard Spilling

Weideschäden in Deutschland

Die nördliche Hälfte der Bundesrepublik Deutschland wird von vielen Zugvögeln als Rast- und Überwinterungsgebiet genutzt. Daraus ergibt sich grundsätzlich eine große Verantwortung Deutschlands für den Schutz und die Erhaltung der entsprechenden Populationen. Besonders einige Entenarten, Gänse und Schwäne nutzen zur Nahrungssuche teilweise auch landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen. Ihre Fraßtätigkeit kann zu finanziellen Verlusten bei den betroffenen Bewirtschaftern führen. Eine Bilanz der Schäden auf bundesweiter Ebene zu ziehen, ist jedoch schwierig, da in den einzelnen Ländern ganz unterschiedlich mit dem Problem „Weideschäden“ umgegangen wird. Die biologische Bundesanstalt in Münster hat vor einigen Jahren den Versuch unternommen, durch Umfragen bei Pflanzenschutzämtern und anderen Stellen die Höhe der Weideschäden in den betroffenen Bundesländern zusammenzustellen (Gemmeke 1998).

Dabei war zunächst wenig überraschend, dass sich Meldungen von Fraßschäden auf die großen Feuchtgebietskomplexe an den Küsten, den großen Flüssen und in Seengebieten beschränkten. In diesen traditionellen Wasservogellebensräumen haben landwirtschaftliche Nutzungsintensivierung, oft zusammen mit tiefgreifenden wasserbaulichen Veränderungen, die ursprünglichen Nahrungshabitate verdrängt und die Vögel zur Anpassung an eine stark anthropogen kontrollierte Landschaft gezwungen. Damit haben die meisten Gänse und Schwäne im Gegensatz zu vielen anderen Tier- und Pflanzenarten offenbar keine Probleme.

Der laut der Umfrage entstandene finanzielle Gesamtschaden in Deutschland betrug in den Jahren 1990/91 bis 1994/95 zwischen 10,73 und 53,35 Mio. DM. Allerdings lagen für keinen der vier

Winter gleichzeitig Angaben aus allen Bundesländern vor. Den Löwenanteil mit ca. 75 % steuerte Brandenburg zu dieser Summe bei.

Die Angaben zu den Weideschäden in den betroffenen Bundesländern (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen) kamen auf recht unterschiedliche Weise zustande. Während in Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein die Angaben der Landwirte zumindest von dritter Seite geprüft und z. T. auch erstattet wurden, liegen vor allem für Brandenburg und für Niedersachsen nur Schätzungen der Landwirtschaft selbst vor. Geschätzt wurde einerseits die geschädigte Fläche, andererseits der darauf entstandene wirtschaftliche Schaden.

Die Tabelle 1 fasst für den warmen und nassen Winter 1994/95 (Niedersachsen und Thüringen: 1995/96) das Verhältnis zwischen geschädigter Fläche und finanziellem Schaden zusammen. Der Vergleich zwischen den Ländern zeigt, dass die Schadensschätzungen zu sehr unterschiedlichen Bewertungen der Wirkung von Vogelfraß führten. Unterschiede in der Art und der Höhe der Schäden auf Länderebene könnten durch unterschiedliche Nutzungsdauern und -zeitpunkte sowie durch spezifische Fraßwirkungen bestimmter Arten zu-

stande kommen. Mindestens ebenso verantwortlich dafür ist offensichtlich auch die uneinheitliche Bewertung der Fraßschäden, die in der Regel auf subjektiven Eindrücken der Bewirtschafter beruhen dürften.

Eine Versachlichung und Objektivierung der Frage der Weideschäden ist also dringend geboten. Um den Weg zu politischen Lösungen des Fraßproblems, z.B. durch Ausgleichszahlungen oder Managementmaßnahmen, zu ebnen, muss die realistische Größenordnung der Schäden bekannt sein. Auch die Landwirte sollten, um ihre eigene Glaubwürdigkeit zu stärken, an einer differenzierten und möglichst objektiven Darstellung der Schadensproblematik interessiert sein. Wie das in Bezug auf die Messung von Weideschäden aussehen könnte, soll hier näher erläutert werden.

Beispiele systematischer Schadensmessungen

Durch Frau Dr. Königstedt von der Bezirksregierung Lüneburg wurden seit 1996 im Rahmen des ÄGidE-Projektes im Amt Neuhaus systematische Weideschadensmessungen durchgeführt (Spilling et al. 1999). Dabei stellte sich heraus, dass überwiegend durch Saat- und Blässgänse beweidete Wintergetreidefelder nur in Einzelfällen signifikante Ertragsverluste aufwiesen (Tab. 2).

Ähnliche Ergebnisse erbrachten Untersuchungen an Feldern, die mit Winterraps bestellt waren. Zur Vereinfachung der Darstellung der gleichzeitigen Nutzung durch Gänse und Schwäne wurden die „Schwanentage“ anhand allometrischer Formeln in „Gänsetage“ umgerechnet. Dadurch werden aus einem Schwanentag 2,4 Gänsetage (Spilling 1998). Selbst nach extrem intensiver Nutzung vor allem durch Schwäne konn-

Tab. 1: Relativer Schaden durch Wasservogel in verschiedenen Bundesländern. Daten für 1994/95, für Niedersachsen und Thüringen von 1995/96 (nach Gemmeke 1998).

Bundesland	geschädigte Fläche	finanzieller Schaden	Kosten/Hektar	Landwirtsch. Nutzung
Brandenburg	41.632 ha	49.001.950 DM	1.177,03 DM	Wintersaaten
Sachsen-Anhalt	1.864 ha	283.900 DM	152,31 DM	Wintersaaten
Nordrhein-Westfalen	8.354 ha	1.739.990 DM	208,00 DM	80 % Grünland
Schleswig-Holstein	827 ha	700.000 DM	846,43 DM	Wintersaaten
Niedersachsen	3.581 ha	1.100.000 DM	307,18 DM	Wintersaaten
Thüringen	303 ha	130.000 DM	429,04 DM	Wintersaaten

Tab. 2: Ertragsverluste auf 5 Wintergetreidefeldern im Amt Neuhaus, $r = 0,67$, n.s., ohne Feld 5: $r = -0,44$, n.s. (Spilling et al. 1999).

Getreidesorte	Weidedruck (Gänsetage/Hektar)	Differenz (bew./unbew.)
Winterweizen	1300	-1,1 %
Winterweizen	113	-3,1 %
Wintertriticale	5500	+2,2 %
Wintergerste	4400	-13,5 %
Wintergerste	2221	-30,2 %

Tab. 3: Ertragsverluste auf 5 Winterrapsfeldern im Amt Neuhaus, $r = 0,51$, n.s. (Spilling et al. 1999).

Weidedruck (Gänsetage/Hektar)	Differenz (bew./unbew.)
1704	-12,4 %
642	-23,7 %
1032	-29,8 %
857	-13,2 %
830	-30,2 %

ten Ertragsverluste von höchstens 30 % gemessen werden (Tab. 3). Das betreffende Feld wäre im März subjektiv sicher von jedem Betrachter als „Totalschaden“ eingestuft worden.

Beide Beispiele zeigen eine große Variabilität in der Auswirkung von Vogelfraß zwischen verschiedenen Feldern. Die einfache Formel „Nutzungsintensität = wirtschaftlicher Schaden“ geht offensichtlich nicht auf. Eine Gruppe weiterer Faktoren beeinflusst die Ertragsbildung und überlagert oder kompensiert sogar die Wirkung des Vogelfraßes. Ein sehr wichtiger Grund liegt in der besonders bei Wintersaaten enormen Regenerationsleistung junger Pflanzen. *Diekmann* (1983) führte systematische Experimente durch, in denen Verbisschäden auf verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen simuliert wurden (Tab. 4). Während bei jungen Roggenpflanzen ein Beschneiden bis zu $\frac{2}{3}$ der Blattlänge folgenlos für den späteren Ernteertrag blieb, verursachte ein

Tab. 4: Ergebnis einer Fraßsimulation an Winterroggen (Diekmann 1983).

Anteil entfernter Pflanzen	Verlust an Erntegut
20 %	n. s.
40 %	n. s.
80 %	33 %

Vernichten von 80 % der Pflanzen immerhin einen Ertragsverlust von 33 % gegenüber der Kontrolle.

Zu ähnlichen Ergebnissen kamen *Schulz & Boelcke* (1989) in mehrjährigen Untersuchungen an Winterraps. Verschiedene Blattschnittversuche an den jungen Rosetten im Herbst zeigten unterschiedliche Folgen. Nachdem die Hälfte der Blätter entfernt wurde, verringerte sich der Ertrag um 20 %. Ein Entfernen aller Blätter erhöhte den Verlust auf 62 %. Ein Entfernen aller Blätter im Frühjahr führte dagegen nur zu einem Ertragsverlust von 20 % gegenüber der Kontrolle. Das Abknipfen der Sprossspitze verursachte ebenfalls einen Verlust von 20 %. Das gleichzeitige Entfernen aller Blätter und Abschneiden des Haupttriebes etwa einen Zentimeter über dem Boden verringerte die Ernte um 59 %.

Diese Ergebnisse können nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. Sie machen aber deutlich, dass Fraßschäden an den Jungpflanzen den späteren Ernteertrag nur auf sehr indirekte Weise beeinflussen.

Einflussfaktoren auf die Ertragsbildung

Ein Vergleich zwischen den Erträgen von 15 Weizenfeldern und deren Nutzung durch Wildgänse im kalten Winter 1995/96 zeigte überraschend, dass die Felder, die am stärksten beweidet wur-

den, auch den höchsten Ertrag lieferten (Abb. 1). Eine Analyse mit weiteren Faktoren zeigte jedoch, dass es sich dabei um eine typische „Scheinkorrelation“ handelte. Aussaatzeitpunkt und Düngung wirkten sich maßgeblich positiv auf den Ertrag aus (Tab. 5). Der Weidedruck sowie die Bodenpunktzahl spielten kaum eine Rolle. Ein früher Saattermin bedeutet ja auch, dass aus der Sicht der Gänse relativ viel Futter auf den Flächen steht, während erst im Dezember bestellte Weizenfelder praktisch keine Nahrung enthalten und daher natürlich auch nicht sehr intensiv genutzt werden können. Aber selbst eine geringe Nutzung könnte in diesem Fall schon zu einem Schaden führen. Noch einmal also der grundsätzliche Hinweis: Weidedruck ist nicht gleich Ernteschaden!

Tab. 5: Effekte verschiedener Faktoren auf die Ertragsbildung auf Weizenfeldern im Winter 1995/96 ($r^2 = 0,71$, $p < 0,002$, $n = 15$, Spilling et al. 1999).

Faktor	part. Korrelation	p<
Aussaatzeitpunkt	-0,80	0,002
Winterweizen	0,62	0,035
Wintertriticale	-0,20	0,529
Wintergerste	-0,02	0,948

Gemmeke (1998) wies ebenfalls auf derartige Probleme im Zusammenhang mit der Abschätzung von Weideschäden hin. Allgemeine ertragssteuernde Faktoren werden in Tabelle 6 aufgezählt.

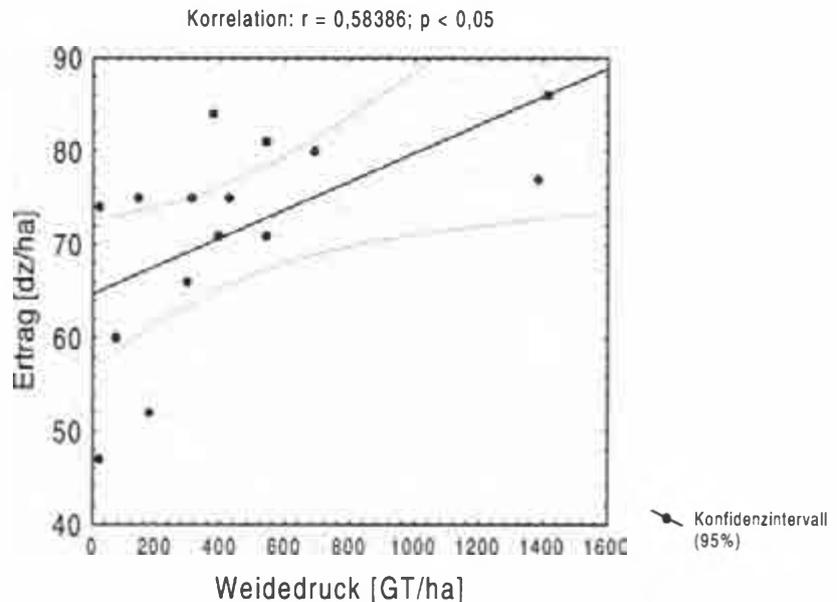


Abb. 1: Korrelation zwischen Weidedruck durch Wildgänse und Ernteertrag auf 15 Weizenfeldern an der Mittelelbe.

Tab. 6: Faktoren, die auf die Ertragsbildung wirken können.

Ertragsbildung hängt ab von
Vorfrucht
Einsaattermin
Bodenqualität
Bestandsführung
Witterungsverlauf
Vogelfraß

Diese müssen bei der Betrachtung von Weideschäden unbedingt berücksichtigt werden (s. auch Beitrag *Lauenstein* in diesem Band).

Objektive Schadensmessung

Aus den Tabellen 5 und 6 wird deutlich, wie groß der Einfluss des Bewirtschafters, aber natürlich auch des Witterungsverlaufes auf die Ertragsbildung ist. Um Ernteschäden möglichst objektiv zu messen, sollten daher bei Freilanduntersuchungen die folgenden Voraussetzungen erfüllt werden:

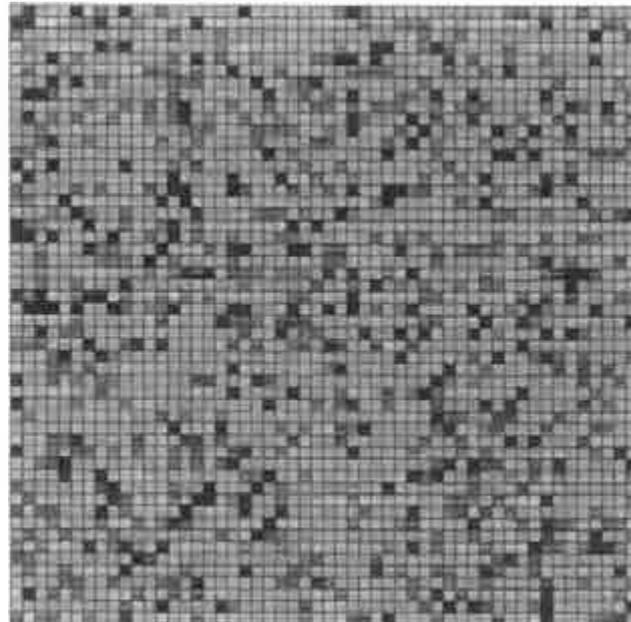
- Erträge können nur innerhalb eines Jahres verglichen werden (gleiche Witterung).
- Vergleiche können nur innerhalb eines Feldes erfolgen (gleiche Bewirtschaftung).
- Probeflächen müssen repräsentativ und in ausreichender Anzahl vorhanden sein. Zum Vergleich zwischen befressenen und unbefressenen Stellen müssen gleich viele Parzellen pro Feld ausgewählt werden.
- Die Bewirtschaftung und Bearbeitung der Probestellen sollte im „Blindversuch“ verlaufen.
- Bearbeitungs- und Erntetechniken müssen für alle Probestellen identisch sein.
- Käfige oder Umzäunungen sollten idealerweise nur Vogelfraß verhindern, nicht aber den anderer Wildtiere (Rehe, Hasen, Mäuse, Insekten).
- Weitere Feldeigenschaften sollten zur besseren Interpretation der Ergebnisse ebenfalls dokumentiert werden (Saattermin, zur Fraßzeit vorhandene Biomasse, Zeitpunkt und Dauer des Fraßereignisses, Vogelarten usw.)

Diesen Anforderungen wurde keine bisher bekannte Schadensuntersuchung gerecht. Während die ersten beiden Punkte bereits begründet wurden, sollen noch einige Anmerkungen zu den übrigen erfolgen. Dabei wird als Ziel un-

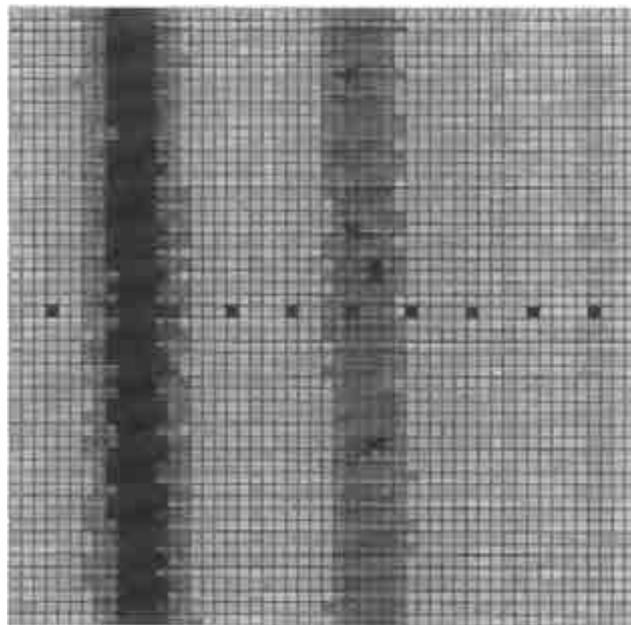
terstellt, eine repräsentative Schadensmessung für ein komplettes Feld zu erreichen, so dass diese später in einen echten finanziellen Verlust umgerechnet werden kann.

Grundsätzlich kann man Fraßschäden messen, indem man auf einem potenziell bedrohten Feld Absperrungen oder Körbe so errichtet, dass deren Standorte das Feld in seinem Normalzustand ausreichend genau repräsentieren. Nach der Rastperiode der Wasser-

vögel werden diese entfernt. Für Vergleichszwecke muss dann eine gleiche Anzahl beweideter Probestellen ausgewählt werden. Diese Auswahl muss ebenfalls zufällig erfolgen und repräsentativ für den Rest des (befressenen) Feldes sein. Es ist also nicht erlaubt, nur besonders stark beweidete Stellen als Vergleichsflächen auszusuchen. Man will ja am Ende schließlich einen aussagefähigen Wert für das gesamte Feld erhalten. Methodisch am saubersten wäre



ZUFALL
 n = 10
 Mittel = 248
 Std.-Abw. = 26
 95 %-Konfidenzintervall =
 229 bis 267
 (15 % des Mittelwertes)



GRADIENT
 n = 10
 Mittel = 244
 Std.-Abw. = 25
 95 %-Konfidenzintervall =
 226 bis 261
 (15 % des Mittelwertes)

Abb. 2: Unterschiedliche Verteilungen des potenziellen Ernteertrags auf simulierten Äckern. Die Auswertungsergebnisse der 10 Probestellen sind neben den Grafiken aufgeführt. Bei nichtzufälliger Ertragsverteilung (Gradienten) kann eine systematische Anordnung der Probestellen (z. B. Transekt) zu schweren Fehlern führen.

es, wenn man auch die Vergleichsflächen vor dem Experiment festlegen würde. Selbstverständlich muss die spätere Behandlung der Probeflächen mit Pestiziden und Dünger völlig einheitlich erfolgen. Zur Erntezeit müssen befrese und unbefresene Probestellen mit der gleichen Methode beerntet und aufbereitet werden. Versuchstechnisch optimal wäre es, wenn weder der Bewirtschafter noch die Arbeiter der Probestellen überhaupt Kenntnis davon hätten, welche Probe zu welcher Probestellengruppe (befressen oder unbefressen) gehört. Im Labor nennt man diesen Trick „Blindversuch“ und nutzt ihn routinemäßig, um die allgegenwärtige Beobachtersubjektivität von vornherein auszuschließen. Solche Vorsichtsmaßnahmen gehören zur „guten fachlichen Praxis“ der Versuchsplanung.

Die entscheidende Frage ist nun, wie viele Probestellen pro Feld benötigt werden. Um dies zu beantworten, muss festgelegt werden, mit welcher Genauigkeit der Ertrag bzw. die Ertragsdifferenz auf einem Feld gemessen werden soll. Diese Genauigkeit richtet sich einerseits danach, wie hoch die methodische Exaktheit z.B. bei der Ernte ist. Andererseits ist sie darauf abzustimmen, wie geringe Unterschiede im Ertrag zwischen befrese und unbefressenen Teilflächen noch gesichert nachgewiesen werden sollen. Diese zentrale Frage soll an einem Beispiel anschaulich gemacht werden.

Abbildung 2 zeigt zwei Extremsituationen für zu untersuchende Felder. Der Ertrag schwankt in beiden Fällen zwischen 200 und 300 Gramm pro m² (20 bis 30 dz/ha), der Mittelwert liegt in beiden Fällen knapp unter 250. Die Standardabweichung über alle möglichen Probestellen ($n = 2705$) beträgt ca. 25. Im ersten Fall, in dem eine völlige Zufälligkeit der Ertragsverteilung angenommen wird, könnte eine entlang eines Transekts angelegte Reihe von Probestellen durchaus zu einer repräsentativen Stichprobe führen, obwohl die Stellen nicht zufällig, sondern sehr systematisch festgelegt wurden. Im zweiten Fall, indem die Ertragsverteilung deutliche Gradienten innerhalb des Feldes aufweist (möglicherweise aufgrund unterschiedlicher Wasserverfügbarkeit), verläuft der Transekt mit dem Gradienten, was sicherlich eher zu einer repräsentativeren Stichprobe führt, als wenn man die

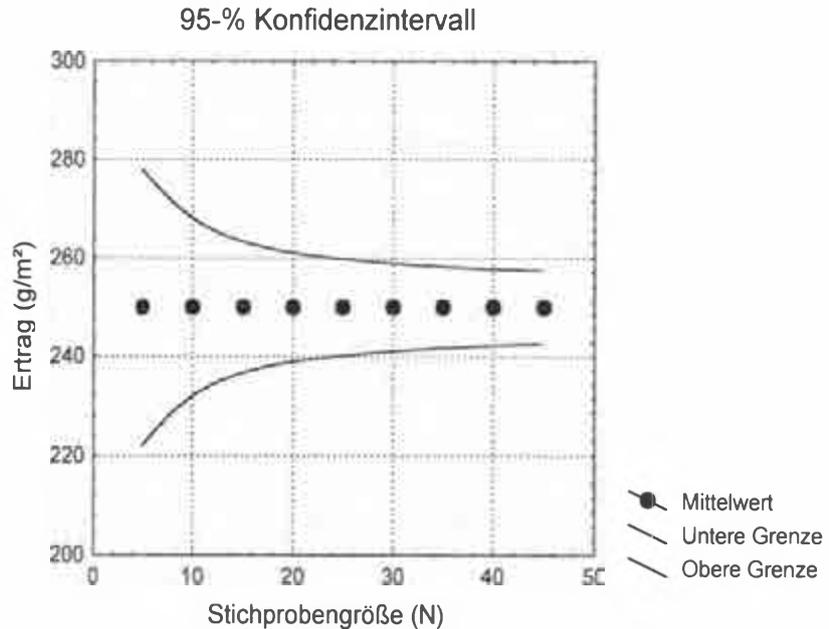


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der Stichprobengröße und der Breite des 95%-Konfidenzintervalls für den Mittelwert. Je größer die Stichprobe ist, desto enger wird der Konfidenzbereich.

Linie quer zum Gradienten (hier also senkrecht) laufen lassen würde. Dann nämlich wäre es reiner Zufall, ob der gemessene Wert den tatsächlichen Mittelwert für das gesamte Feld angemessen widerspiegelt oder ob nicht. Die Gefahr bei einer systematischen Probestellenwahl (Transekt) liegt also darin, dass Gradienten, wie z.B. Geländehöhe über dem Grundwasser, Bodenbeschaffenheit oder andere Faktoren die Stichproben verfälschen und diese dann nicht mehr repräsentativ sind. Je größer ein Feld ist, desto größer sind wahrscheinlich auch solche lokalen Unterschiede. Solange man diese Gradienten nicht genau kennt und bei einer systematischen Stichprobenwahl berücksichtigt, läuft man Gefahr, sich methodische Fehler von u.U. erheblicher Größe einzuhandeln und damit die ganze Untersuchung nutzlos zu machen. Die Probestellenwahl sollte folglich immer zufällig, z.B. mithilfe von Zufallszahlentabellen erfolgen.

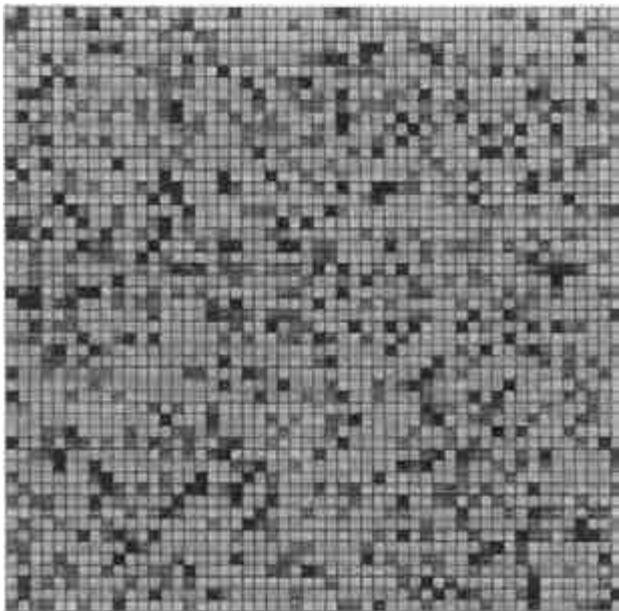
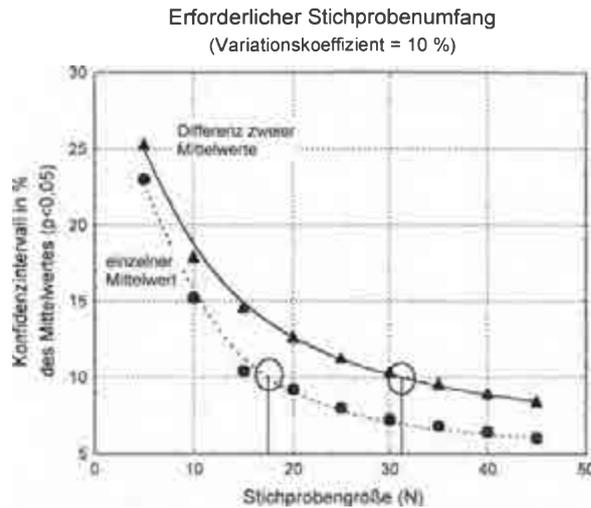
Die Anzahl von 10 Messstellen führt trotz der geringen Standardabweichung von nur 10 % des Mittelwertes in beiden Fällen nicht zu einer besonders hohen Genauigkeit der Ertragschätzung. Um diese anschaulich zu beurteilen, berechnet man das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwertes. Dies ist der Bereich um den gemessenen Mittelwert, in dem mit 95prozentiger Wahrscheinlichkeit der

echte Mittelwert für das Feld liegt. Je größer die Stichprobe ist, desto kleiner wird dieses Intervall (Abb. 3). In beiden Beispielfeldern umfaßt dieses Intervall für eine Stichprobengröße von $N = 10$ einen Bereich von 15 % des gemessenen Mittelwertes. Bei einer gewünschten Genauigkeit von 10 % des Mittelwertes müssen laut statistischer Formeln für die Beispielfelder etwa 20 Probestellen ausgewertet werden (Motulsky 1995).

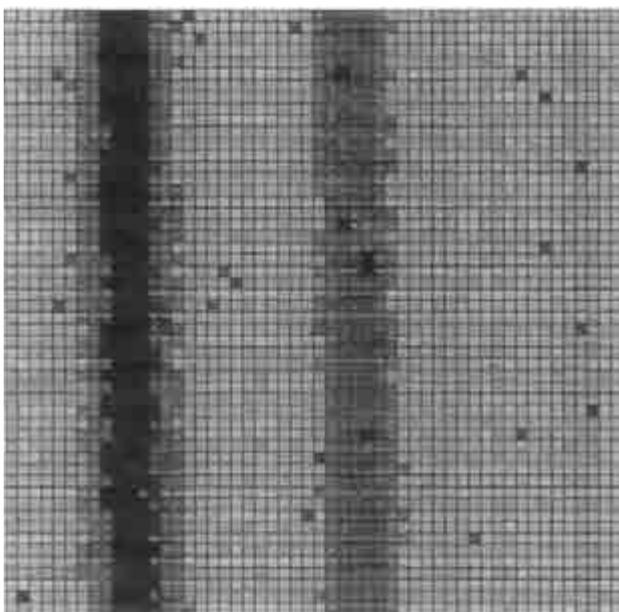
Letztlich geht es aber darum, zwei Mittelwerte, d.h. deren Differenz, mit dem t-Test zu vergleichen. Da die Differenz zwischen befrese und unbefressenen Probestellen ebenfalls mit einer Genauigkeit von mindestens 10 % berechnet und geprüft werden soll, müssen die beiden Mittelwerte noch genauer gemessen werden. Denn jeder der beiden Werte bringt seine Ungenauigkeit in die Vergleichsrechnung mit ein. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, den Stichprobenumfang zu vergrößern (Motulsky 1995, Abb. 4). Im Beispiel erfordert dies eine Zahl von mindestens 60 zufällig ausgewählten Probestellen je Feld, nämlich 30 befrese und 30 unbefressene.

Abbildung 5 zeigt 30 zufällig ausgewählte Probestellen je Feld. Da die Genauigkeit beim „Gradient“-Feld noch etwas zu schlecht ist, würde ein Vergleich der so gemessenen Mittelwerte beider Felder erst Unterschiede von

Abb. 4: Stichprobenumfang und Konfidenzintervall für den Vergleich von zwei Stichproben bei einem Variationskoeffizienten von 10 % (Variationskoeffizient = Standardabweichung/Mittelwert *100). Gegenüber der Einzelmessung erfordert ein Vergleich zwischen zwei Mittelwerten den doppelten Stichprobenumfang.



ZUFALL
 n = 30
 Mittel = 249
 Std.-Abw. = 25
 95 %-Konfidenzintervall =
 240 bis 258
 (7,5 % des Mittelwertes)



GRADIENT
 n = 30
 Mittel = 245
 Std.-Abw. = 25
 95 %-Konfidenzintervall =
 235 bis 255
 (8 % des Mittelwertes)

ca. 10,4 % mit 95prozentiger Wahrscheinlichkeit als statistisch signifikant erscheinen lassen.

Es zeigt sich also, dass ein methodisch einwandfreier Schadensnachweis einen erheblichen verfahrenstechnischen Aufwand erzwingt. Dabei sollte einerseits bedacht werden, in welchem Verhältnis allein die Personalkosten zum möglichen Schaden stehen. Andererseits könnte die Installation zahlreicher Probestellen die Wasservögel vergrämen, so dass die Nutzung insgesamt geringer als üblich ausfällt. Dadurch würde eine genaue Schadensmessung paradoxerweise noch unwirtschaftlicher.

Ferner ist es wünschenswert, weitere Eigenschaften solcher Testfelder zu registrieren, wie z.B. Saattermin, Vorfrucht oder die zur Fraßzeit der Vögel vorhandene Nahrungsmenge. Natürlich sollte die Nutzung solcher Testfelder durch die Wasservögel so genau wie möglich dokumentiert werden (Zeitpunkt, Dauer, welche Arten usw.). Diese Kontrolle ist notwendig, um sicherzustellen, dass wirklich der Vogelfraß eine Rolle (oder eben keine Rolle) bei dem Zustandekommen eventueller Ertragsunterschiede gespielt hat. Dies erfordert i. d. R. mindestens tägliche Zählungen auf dem Probefeld. Zu den methodischen Fragen zur Erfassung der feldbezogenen Nutzungsintensität von Gänsen und Schwänen siehe *Spilling* 1998. Damit im Zusammenhang steht die Forderung, begonnene Schadensuntersuchungen auch dann zu Ende zu führen, wenn schon vor der Ernte klar ist, dass kein Schaden aufgetreten ist. Dies ist nicht so sehr eine Frage der Sportlichkeit an die beteiligten Landwirte als vielmehr eine methodische Notwendigkeit für spätere Analysen! So lassen sich an gar nicht beweideten Testfeldern z.B. hervorragend die Auswirkungen der Versuchsanordnung (z.B. von Schutzkäfigen) prüfen.

Abb. 5: Zufällige Stichprobenwahl auf den simulierten Beispielfeldern. Die Differenz zwischen den beiden Feldern kann bei insgesamt 60 Probestellen mit einer Genauigkeit von +/- 12,5 gemessen werden. In diesem Intervall liegt mit 95 prozentiger Wahrscheinlichkeit der tatsächliche Wert.

Welcher Schaden soll gemessen werden?

In den bisherigen Ausführungen wurde der „Schaden“ stets als Verlust an Erntegut verstanden. Bevor man im großen Stil die Messung oder gar die Bilanzierung von Fraßschäden in einer Region plant, sollte man sich Gedanken darüber machen, an welcher Stelle des betrieblichen Ablaufes welche Art von Schäden entstehen. Es muss definiert werden, welche Schäden letztlich als Diskussionsgrundlage für Kompensations- oder Managementleistungen dienen sollen (Tab. 7).

Wie anhand der Testfelder an der Mittelbebe gezeigt, führen selbst subjektive Totalschäden im Winter nicht automatisch zum vollständigen Ernteverlust im nächsten Sommer. Auf einigen Feldern war trotz Vogelfraß überhaupt keine Ertragseinbuße erkennbar. Trotzdem könnte die Bearbeitung eines befallenen Schläges für den Landwirt aufwendiger gewesen sein als eines unbefallenen und damit auch teurer. Das Erntegut könnte durch Reifungsverzögerungen auf befallenen Stellen von schlechterer Qualität gewesen sein. Andererseits ist der ernteabhängige Anteil am erwirtschafteten Hektargewinn z. B. durch Anbauprämien von 1000 DM für Raps ziemlich gering, so dass sich auch ein Ernteverlust von 30 % finanziell ziemlich relativiert. Hier würde der Ersatz des vollen Ernteverlustes eine Doppelsubvention bedeuten.

Man sieht, dass sich die Frage des finanziellen, d.h. letztlich des betriebswirtschaftlichen Ausmaßes von Weideschäden erst unter Berücksichtigung verschiedener betriebswirtschaftlicher Größen für alle Seiten befriedigend beantworten lässt. Dabei könnten sich weitere Fragen zur Betriebsführung ergeben, z. B. ob der Bewirtschafter optimal auf die Fraßschäden reagiert hat. Hat er aus betrieblicher Sicht den wirkungsvollsten Weg beschritten, die entstandenen Schäden zu minimieren? War beispielsweise nach starkem Vogelfraß eine Neueinsaat im Frühjahr, verbunden mit dem „doppelten“ Arbeitsaufwand und dem verringertem Ertrag der Sommerfrucht, wirtschaftlich am sinnvollsten?

Spätestens an dieser Stelle würde auch der kooperativste Landwirt über diese Art der Betriebsprüfung nur noch den Kopf schütteln, da hier weitrei-

Tab. 7: Unterschiedliche Schadensdefinitionen.

Art des Schadens	Definition	wichtige Faktoren
Fraßschaden	entnommene Pflanzen (-teile)	Nutzung durch Weidegänger
Ernteschaden	Verlust an Erntegut	siehe Tab. 5 u. 6
betriebswirtschaftlicher Schaden	letztlich durch Vogelfraß verursachte finanzielle Verluste	Ernteschaden und betriebliche Faktoren (ertragsunabhängige Anbauprämien, betrieblicher Aufwand usw.)

chende Einblicke und Eingriffe in seine unternehmerische Freiheit erfolgen würden. Er müsste sich von betriebsfremden Gutachtern möglicherweise „Fehler“ bei der Bewirtschaftung vorwerfen lassen. Selbst im günstigsten Fall müsste er viele Unternehmensdaten auf den Tisch legen, und welche Firma will das schon?

Schlussfolgerungen

Eine methodisch einwandfreie Messung des Ernteverlustes infolge von Vogelfraß ist aufwendig und damit teuer. Als Instrument bei der Regulierung von Weideschäden kommt dies kaum in Betracht. In vielen Fällen dürften die Kosten einer fachlich korrekten Durch-

führung den realen wirtschaftlichen Schaden übersteigen. Dieser ist letztlich auch nicht allein aus dem Ernteverlust zu ermitteln, sondern sollte soweit wie möglich die betriebswirtschaftlichen Konsequenzen desselben berücksichtigen. Erst ein unabhängiger Betriebsprüfer kann anhand der Ertragsverluste und weiterer Wirtschaftsdaten (unter Berücksichtigung z. B. der Subventionslage) den faktischen betriebswirtschaftlichen Verlust errechnen.

In Abbildung 6 wird der lange Weg vom Fraßschaden zum betriebswirtschaftlichen Schaden noch einmal veranschaulicht. Witterung und Reaktion des Bewirtschafters haben entscheidenden Einfluss auf die finanziellen Konse-

Was ist ein Weideschaden?

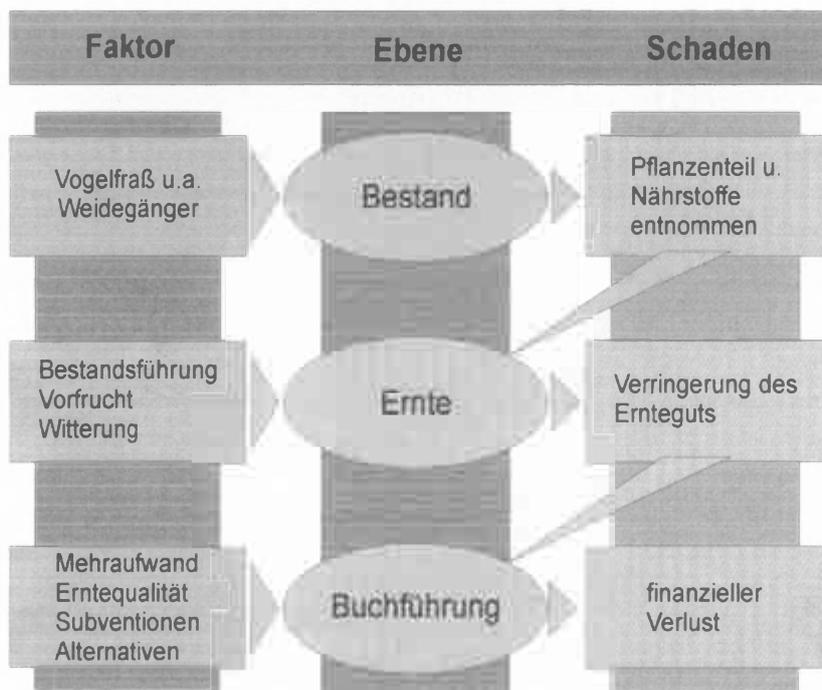


Abb. 6: Übersicht über die Faktoren, die neben dem anfänglichen Fraßereignis den finanziellen Verlust beeinflussen. Weil viele Einflussgrößen auf verschiedenen Ebenen auf die Zielgröße einwirken, erfordert ein ursächlicher Nachweis eine genaue Kontrolle aller Faktoren.

quenzen von Fraßereignissen. Der tatsächliche wirtschaftliche Schaden kann erst durch eine betriebswirtschaftliche Prüfung errechnet werden. Sie muss im Grunde alle vorangegangenen Ereignisse berücksichtigen, um in der Kausalkette vom Fraßereignis bis zum wirtschaftlichen Defizit nicht den Faden zu verlieren. Der ursächliche Einfluss des Fraßereignisses muss bis zuletzt plausibel bleiben, um Schadensersatzforderungen glaubhaft zu begründen.

Um finanzielle Schäden auszugleichen, kommen wegen der immensen Probleme bei der Schadensbestimmung sinnvollerweise eher pauschale Modelle wie z. B. in Schleswig-Holstein in Frage. Dort werden getrennte Hektarpauschalen für schwach und für stark geschädigte Flächen gezahlt. Auf diese Weise versucht man dort, die Schwierigkeiten beim Schadensnachweis zu umgehen.

Um in anderen Regionen ähnliche, auch aus Naturschutzsicht sehr wünschenswerte, Programme zu starten, sollte jedoch vorher in einem mehrjährigen Modellprojekt möglichst genau festgestellt werden, in welcher Höhe die Fraßschäden im Durchschnitt bei den wichtigsten Feldfrüchten auf die finanziellen Bilanzen eines landwirtschaft-

lichen Betriebes durchschlagen. Die fachlich saubere Messung der Ertragsdifferenzen, die exakte Bestandserfassung der Wasservögel auf den Probeflächen und die betriebswirtschaftliche Begutachtung der faktischen Schäden sollten die wesentlichen Teile eines solchen Modellprojektes sein. Erst dann kann die Summe der zu leistenden Ausgleichszahlungen kalkuliert, für gesellschaftliche Akzeptanz geworben und ein politischer Umsetzungsprozess eingeleitet werden. An einem solchen Vorhaben sollten sich, entsprechend dem Ansatz im Rheiderland, alle beteiligten Interessensgruppen und Institutionen adäquat (auch finanziell) beteiligen.

Literatur

- Diekmann, M.* (1983): Einfluß von Wildverbiss auf den Ertrag verschiedener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen – Ergebnisse von Verbiss-Simulationsversuchen. – Zeitschrift für Jagdwissenschaft 29: 95–110.
- Gemmeke, H.* (1998): Schäden durch Wildgänse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen – Ergebnisse einer Umfrage. – Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 50: 88–98.

Motulsky, H. (1995): Intuitive Biostatistics. – Oxford University Press, New York, Oxford.

Schulz, R.-R. & Boelke, B. (1989): Zum Regenerationsvermögen von Wintertraps. – Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz, Berlin 25: 285–291.

Spilling, E. (1998): Raumnutzung überwinternder Gänse und Schwäne an der Unteren Mittelelbe: Raumbedarf und anthropogene Raumbegrenzung. – Cuvillier, Göttingen.

Spilling, E., Königstedt, B. & Südbeck, P. (1999): Das Pilotprojekt „Äsungsflächen für Gastvögel in der Elbtalau (ÄGidE)“ des Niedersächsischen Umweltministeriums in der Gemeinde Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg im Zeitraum 1995 bis 1998. – Konzeption und Organisation des Projektes und Ergebnisse der Begleituntersuchungen. Hannover

Anschrift des Verfassers

Dr. rer. nat. Ekkehard Spilling
Wissenschaftlicher Datenservice
Schützenstraße 70
49084 Osnabrück

Gänseschadensmanagement – Problemstellung aus Sicht des Niedersächsischen Umweltministeriums

von Bernd Hoffmann

Die nordischen Wildgänse kommen im Winterhalbjahr aus ihren riesigen nördlichen Brutgebieten nach Mitteleuropa, um hier zu rasten oder zu überwintern. Sie tun das aus Sicht des Naturschutzes in erfreulich großer Zahl. Die Vögel sind lernfähig. Sie haben es vermocht, auf die Zerstörung und Veränderung ihrer natürlichen Lebensräume durch den Menschen zu reagieren. Notgedrungen haben sie sich darauf umgestellt, ihre Nahrung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, d. h. auf Grünländereien und Wintersaaten, zu suchen. Das führte zwangsläufig zu Konflikten mit den betroffenen Landwirten, die ihre Erträge gemindert sehen. In welcher Höhe und

in welchem Ausmaß das geschieht, soll u. a. auf dieser Fachtagung diskutiert werden.

Noch in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts gab es einen gesellschaftlichen Konsens darüber, dass Tiere, die dem Menschen ökonomische Schäden zufügten bzw. als Nahrungskonkurrenten auftraten, nach Kräften beseitigt werden müssten. Dieser Vorstellung folgend sind in weiten Teilen Deutschlands Tierarten sogar vollständig ausgerottet worden. Die großen Greifvögel und der Fischotter seien als Beispiele genannt. Die Einstellung der Gesellschaft zur Natur insgesamt und speziell zu den wildlebenden Tieren hat sich in der zweiten

Hälfte dieses Jahrhunderts in unserem Kulturkreis grundlegend geändert. Das Existenzrecht aller wilden Tiere wird heute sicherlich von der Mehrheit unserer Bevölkerung nicht mehr in Frage gestellt. Deshalb sind heute die meisten Tierarten bei uns gesetzlich geschützt und dürfen nicht mehr als Schädlinge getötet werden. Das gilt mit wenigen Ausnahmen in den alten Bundesländern auch für die wildlebenden Gänsearten. Die Niederlande haben ebenfalls ein Ende der Gänsejagd beschlossen. Die nördlichen neuen Bundesländer hinken dieser Entwicklung noch etwas hinterher.

Die Wildgänse schließen sich im Winterhalbjahr in der Regel zu großen Schwärmen zusammen. Sie konzentrieren sich entsprechend ihren Lebensraumsprüchen in bestimmten Gebieten. In Niedersachsen sind diese das Urstromtal der Elbe und der Küstenraum. Daraus folgt, dass aus landesweiter Sicht nur verhältnismäßig wenige landwirtschaftliche Betriebe Ertrags-

minderungen durch die Wildgänse hinnehmen müssen. Diese Betriebe machen die Allgemeinheit bzw. den Staat für ihre Verluste haftbar. Das hat zu einem politischen Ringen um die Frage geführt, ob und wie weit die betroffenen Landwirte die Schäden im Rahmen der Sozialbindung des Eigentums hinzunehmen haben oder ob diese Grenze überschritten ist und ein staatlicher finanzieller Ausgleich erfolgen muss.

Die Bundesländer haben nach meinen Informationen diese Frage sehr unterschiedlich beantwortet. Die Niedersächsische Landesregierung hat direkte Schadenersatzzahlungen bisher grundsätzlich abgelehnt. Sie ist jedoch offen, über Lösungsmöglichkeiten im Rahmen des Vertragsnaturschutzes zu sprechen. Vertragsnaturschutz heißt Geben und Nehmen im gegenseitigen Interesse. Das heißt in diesem Fall, dass öffentliche Gelder zur Milderung der Ertragsausfälle an die betroffenen Landwirte fließen, sich diese aber im Gegenzug verpflichten, die Wildgänse auf ihren Flächen zu dulden und zu schützen.

Vor dem Hintergrund dieser Grundüberlegungen hat das Niedersächsische Umweltministerium 1994/1995 im Amt

Neuhaus an der Mittelbe ein Pilotprojekt zur Minderung von Zugvogelschäden und zur Schaffung von Schutzräumen für die betreffenden Arten gestartet. Nach vier Jahren Laufzeit kann festgestellt werden, dass es sich bewährt hat. Wildgänse und Schwäne haben ein sicheres Zufluchtgebiet. Den hauptbetroffenen Landwirten ist geholfen worden. Es haben sich Chancen für sanften Naturtourismus und damit zur ökonomischen Belebung der Region ergeben. Es wird nicht übersehen, dass auch die Landwirte, die am Rande des Schadgeschehens liegen und nicht am Projekt teilnehmen können, den vollständigen Ausgleich aller Ertragseinbußen fordern. Dazu wäre das Land aber finanziell gar nicht in der Lage.

Es wird nun erwogen, auf den Erfahrungen im Amt Neuhaus und zusätzlichen Untersuchungen im Rheiderland aufbauend für das kommende Winterhalbjahr in Niedersachsen ein Gesamtkonzept zur Minderung der Zugvogelschäden zu erarbeiten und umzusetzen. Es ist nach meiner Einschätzung jedoch von vornherein klar, dass nur in den Schwerpunktrastgebieten der Wildgänse den hauptbetroffenen Landwir-

ten auf der Basis freiwilliger Leistungen des Landes und auf dem Wege des Vertragsnaturschutzes geholfen werden kann.

Die Jagd auf Wildgänse ist nach meiner Einschätzung kein geeignetes Mittel zur Lösung der Probleme. Den Vögeln stehen keine naturbelassenen Rückzugsgebiete mehr zur Verfügung. Sie sind unausweichlich auf landwirtschaftliche Nutzflächen angewiesen. Sehr intensive Bejagung der Vogelschwärme könnte höchstens dazu führen, dass die Tiere aus einem Gebiet auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen anderer Gebieten vertrieben werden mit der Folge, dass dann andere Landwirte die Probleme haben. Es ist deshalb sehr viel intelligenter, die Vögel in den traditionell aufgesuchten Gebieten zu schützen und mit den hauptbetroffenen Landwirten zu einem vertraglich abgesicherten Ausgleich zu gelangen.

Anschrift des Verfassers

Bernd Hoffmann
Niedersächsisches Umweltministerium
Postfach 4107
30041 Hannover

Gänseschadensmanagement in Niedersachsen

von Peter Südbeck und Brigitte Königstedt

1. Übersicht über Gänseregionen und -bestände in Niedersachsen

Niedersachsen hat für den Schutz mehrerer Gänse- und Schwänenarten auf ihrem Zug oder zur Überwinterung eine internationale Verantwortung. Maximal kommen jeweils mehr als 100 000 Blässgänse, 70 000 Nonnengänse, 40 000 Saatgänse, 30 000 Graugänse, 25 000 Ringelgänse sowie etwa 2500 Höcker-, ca. 2500 Sing- und 3500 Zwergschwäne vor. Zusammen mit der Pfeifente, die vor allem im Wattenmeerbereich, in jüngerer Zeit aber auch zunehmend an vielen Binnengewässern regelmäßig in großer Zahl auftritt, sind damit alle in Deutschland in Zusammenhang mit der Gänseschadensproblematik relevanten Arten in erheblichen Beständen vertre-

ten, dies im Unterschied zu den meisten anderen Bundesländern (vgl. Mooij 1995). Hervorzuheben ist ferner, dass die Rast- und Überwinterungsbestände der meisten Arten in den vergangenen Jahren zum Teil sehr stark zugenommen haben.

Im Gegensatz vor allem zu den ostdeutschen Bundesländern kommen die Gänse (ebenso wie die Schwäne) in Niedersachsen jedoch räumlich konzentriert vor (Abb. 1). Mit Bezug auf die Gänseschadensproblematik sind die folgenden Regionen hervorzuheben:

- Dollart mit sehr hohen Heimzugbeständen zwischen Januar und März bei Blässgans (max. 50 000 Ind.) und Nonnengans (max. 35 000 Ind.)

- Leybucht mit sehr hohen Heimzugbeständen der Nonnengans (max. 20 000 Ind.)

- Unterelbe mit sehr hohen Weg- und Heimzugbeständen der Nonnengans (max. 40 000 Ind.) sowie sehr hohen Wegzugbeständen der Graugans (max. 20 000 Ind.)

- Mittelbe mit sehr hohen Überwinterungs- und Heimzugbeständen von Bläss- (max. 45 000 Ind.) und Saatgans (max. 25 000 Ind.)

Die in der Abbildung ebenfalls genannten Gebiete Emstal, Dümmer und Unterweser spielen für die derzeitige Diskussion keine große Rolle, da die Vögel entweder erst seit wenigen Jahren in größerer Zahl auftreten (v. a. Emstal) oder nicht konzentriert auf möglicherweise zu schädigenden Kulturen.

2. Gänseschadensproblematik und Konfliktlösungsansätze in Niedersachsen

Fast alle Gänse- und Schwänenarten (Ausnahme Ringelgans) nutzen heute in großem Umfang landwirtschaftliche Nutzflächen zur Nahrungssuche. Aufgrund der räumlich starken Konzentra-

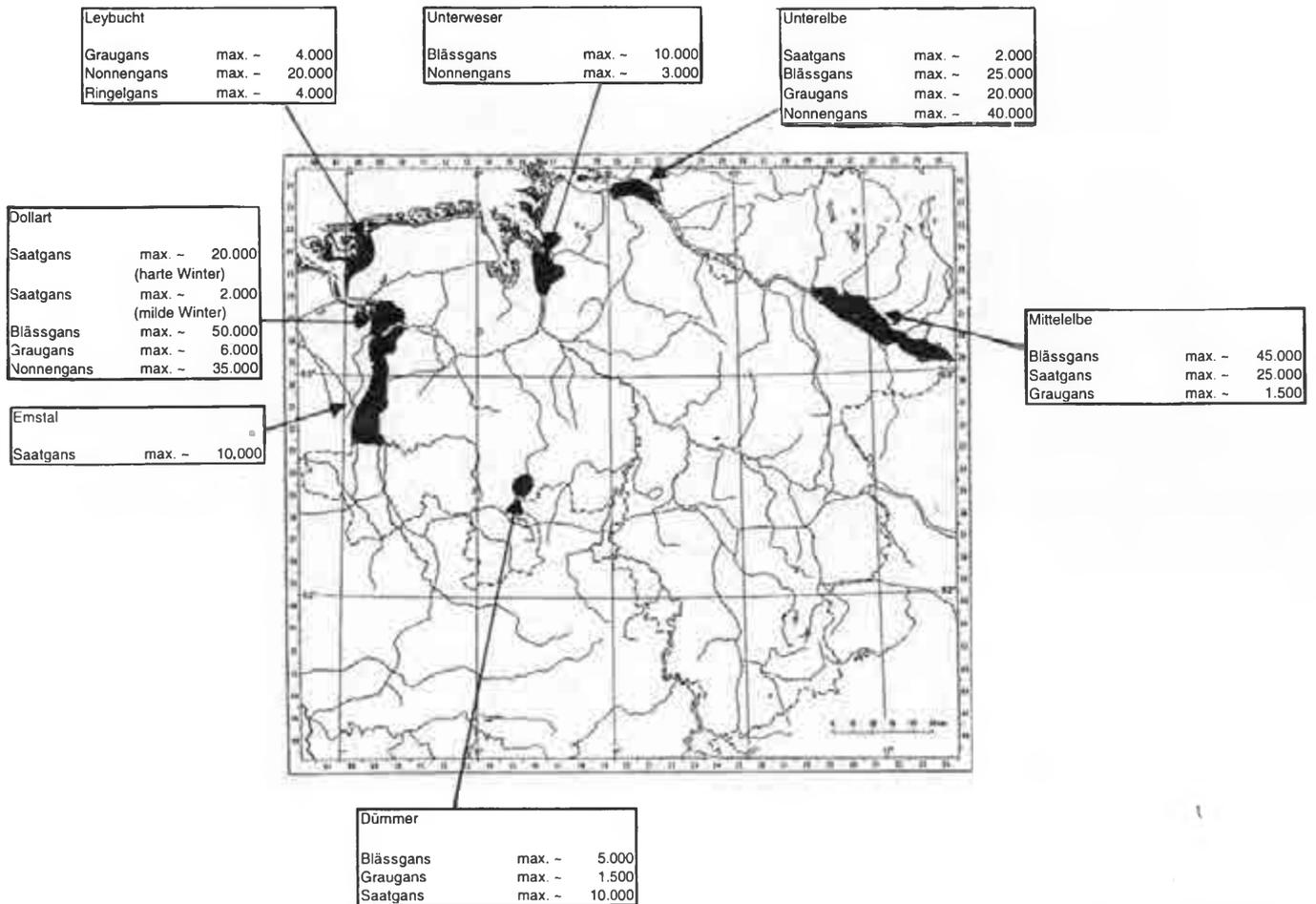


Abb. 1: Bedeutende Gänseregionen in Niedersachsen nach den Ergebnissen der Wasser- und Watvogelzählungen 1994–1998 (Koordination Staatliche Vogelschutzwarte). Angegeben sind eine grobe Abgrenzung des Rast- oder Überwinterungsraumes sowie mittlere Maximalzahlen der wichtigsten Gänsearten. Die Flächennutzung durch Gänse innerhalb der einzelnen Regionen ist dabei sehr unterschiedlich.

tion der Gänse kommt es in diesen Regionen teilweise seit Jahren zu Klagen seitens der Landbewirtschaftler über Ertragsverluste durch Gänse. Dabei ist Art und Höhe der beklagten Schäden dem unterschiedlichen Gänsevorkommen entsprechend sehr vielgestaltig, es schließt in einigen Gebieten sowohl Ackerflächen als auch Grünlandgebiete ein. Eine landesweite Übersicht über nachweisliche Schäden an landwirtschaftlichen Kulturlächen durch Wasservögel gibt es bislang in Niedersachsen nicht.

In Niedersachsen existiert keine Regelung für Ausgleichs- oder Entschädigungszahlungen an von Ertragsverlusten durch Wasservögel betroffene Landwirte. Die Jagd auf Wasservögel, die Ertragsverluste verursachen können, ist in Niedersachsen auf die Stockente (Jagdzeit in den Küstenlandkreisen 16. 08.–15. 01., sonst 01. 09.–15. 01.) die Pfeifente (01. 10.–15. 1.) und die Grau-

gans (1.–31. 8. sowie 1. 11. bis 15. 1.) beschränkt.

Um die Anforderungen des Vogelschutzes an den Erhalt der international bedeutenden Gänse- und Schwanenrast- und -überwinterungsbestände zu gewährleisten sowie real auftretende Probleme auf landwirtschaftlichen Kulturlächen abzuschätzen und zu reduzieren, werden in Niedersachsen auf regionaler Ebene bislang die nachfolgend skizzierten Ansätze zum Gänseschadensmanagement verfolgt. Dabei wird zunächst kurz die Art der beklagten Probleme beschrieben, um dann die Herangehensweise zu skizzieren. Da bis auf das Pilotprojekt an der Mittlere Elbe (s. 3.) bislang keine Ergebnisse von abgeschlossenen praktischen Managementvorhaben vorliegen, erfolgt die Beschreibung jeweils sehr knapp:

a. *Leybucht*: Die Salzwiesenextensivierung im Nationalpark Niedersächsi-

ches Wattenmeer führt in letzter Zeit zu Beschwerden durch die Landwirte der Region: Beklagt wird, dass die Habitataignung für Nonnen- und Ringelgänse außendeichs abnimmt und die Gänse daher vermehrt binnendeichs Acker- und Grünlandflächen zur Nahrungsaufnahme aufsuchen und dort Schäden auf Wintergetreide und Raps anrichten. In einem Forschungsvorhaben, finanziert von der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung und durchgeführt von der Universität Osnabrück, Arbeitsgruppe Gänseforschung, in enger Kooperation mit der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, der Staatlichen Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie sowie der Universität Groningen, wird seit der Wegzugperiode 1998 die Habitatwahl, Raumnutzung und Nahrungsökologie der beiden *Branta*-Arten in der Leybucht und den angren-

zenden potentiell betroffenen Binnen-deichsflächen untersucht. Es soll erforscht werden, ob die vollständige Aufgabe der Salzwiesenbeweidung in der Leybucht, die Teil der Kompensationsmaßnahmen für den Deichbau ist, zu einem erhöhten Schadensrisiko für die Landwirtschaft führt. Eine experimentelle Ermittlung der Fraßschäden durch Gänse wird angestrebt. Weiteres Bearbeitungsziel ist es herauszufinden, in welcher Weise die hydrologischen Veränderungen des Ökosystems Leybucht die Gänse beeinflussen: Im Zusammenhang mit der Deichbaumaßnahme Leybucht wird einerseits der Süßwasserzufluß zur Bucht abgeschnitten, andererseits entstand ein rund 250 ha großes, zum Teil brackisches Speicherbecken. Untersucht werden soll, ob dies Änderungen der Rastplatzökologie der beiden Arten nach sich zieht.

b. Dollart/Rheiderland: Beklagt werden hauptsächlich Fraßschäden durch Bläss- und Nonnengänse auf binnenländischem Grünland sowie auf Wintergetreideflächen im Polderbereich des Rheiderlandes. Hierbei gingen die Schadensmeldungen sowohl der Höhe wie auch der Art der geschädigten Kulturen nach recht weit auseinander. Verlässliche Angaben aus nachvollziehbarer Methodik gab es nicht.

In einem zweijährigen Untersuchungsvorhaben, finanziert vom Niedersächsischen Umweltministerium gemeinsam mit dem Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, durchgeführt von der Staatlichen Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie gemeinsam mit dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenschutz der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, wurden ornithologische Grundlagendaten zu Bestand, Raumnutzung, Habitatwahl und Verhaltensökologie der Gänse erhoben und mit experimentellen Ermittlungen zu den Auswirkungen der Gänse auf die Ertragslage auf Grünland und Weizenflächen im Rheiderland sowie in der nördlich angrenzenden Krummhörn verknüpft. Die Ermittlung zu den Ertrags-einbußen erfolgte durch enclosure-Experimente. In der Analyse der Ergebnisse wurden vielseitige Parameter hinsichtlich des Einflusses der Gänse getestet (vgl. *Lauenstein*, dieses Heft). Zum Abschluss des Projektes wurden in einer Synthese ornithologische und landwirt-

schaftliche Untersuchungsergebnisse zusammengeführt, um eventuelle Schwelldschwellen, kritische Gänse-Dichten (*Lauenstein & Südbeck* 1999). Die Ergebnisse der Studie sollen dazu genutzt werden, ein umfassendes Modell zu entwickeln, das es erlaubt, nachgewiesene Ertragseinbußen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes zu berücksichtigen. Ein entsprechendes Konzept wurde zwischenzeitlich umgesetzt.

c. Untereibe: Beklagt werden hier vor allem Ertragsverluste auf außendeichs gelegenen Grünlandflächen, die z.T. durch Sommerdeiche geschützt sind, sowie auf binnendeichs gelegenen Ackerflächen im ehemaligen Außendeich Nordkehdingens, die in jüngster Zeit nach Grünlandumbruch entstanden sind und auf denen heute bevorzugt Raps und Winterweizen angebaut wird. Neben Nonnengänsen werden die Schäden vor allem auch Pfeifenten zugeschrieben.

Die Untereiberegion ist aufgrund ihrer avifaunistischen Bedeutung sowie als Kompensation für die großen Eindeichungen der 1970er Jahre ein Schwerpunktgebiet für die Naturschutzarbeit in Niedersachsen. Die Einrichtung großer Naturschutzgebiete im heutigen und ehemaligen Außendeich verfolgt u.a. das Ziel, großräumige Ruhegebiete für Gänse zu schaffen. Flächenankäufe, Wasserstandsanhhebung und Rückführung umgewandelter Ackerflächen in Grünland sind hierbei wichtige Strategien zur Umsetzung der Naturschutzziele. Darüber hinaus werden den Bewirtschaftern im Rahmen des Feuchtgrünlandschutzprogrammes des Landes großflächig Vertragsnaturschutzangebote unterbreitet, mit dem Ziel, den Grünlandumbruch zu stoppen und eine extensivere Nutzung herbeizuführen. Ein spezielles Gänsemanagement findet nicht statt.

Seitens der Landbewirtschafter und der Landwirtschaftskammer wurden verschiedene Untersuchungen vorgenommen, um die Schäden durch Wasservögel auf landwirtschaftlichen Flächen zu quantifizieren (z.B. *Waßhausen* 1987). Eine Verschneidung mit ornithologischen Fachdaten erfolgte dabei jedoch nicht. Untersuchungen wurden sowohl im Außendeichsgrünland als auch auf Raps und Winterweizen durchgeführt. Sie umfassten neben visuellen Ein-

schätzungen zu verschiedenen Zeiten auch enclosure-Experimente (interne Berichte).

Seitens des Landes wurde angekündigt, die Untereibe im Rahmen der Vertragsnaturschutzüberlegungen zum Gänsemanagement mit einzubeziehen, was seit Herbst 1999 erfolgt ist.

d. Mittelbe: In dieser Region wird das Pilotprojekt „Äsungsflächen für Gastvögel in der Elbtalau“ (ÄGidE) seit 1994 durchgeführt. Es wird im Folgenden detailliert beschrieben.

3. „Äsungsflächen für Gastvögel in der Elbtalau (ÄGidE)“ – ein Pilotprojekt

Ziel des Projektes ist es, in dieser Schwerpunktregion für durchziehende und überwinternde graue Gänse (v.a. Bläss- und Saatgans) sowie die drei Schwänenarten die Fraßschäden auf Ackerflächen, v.a. Raps und Wintergetreide, durch ein Angebot an attraktiven, energiereichen Ablenkflächen, die die Vögel ungestört nutzen können, zu reduzieren. Es ist räumlich auf die rechtselbisch gelegenen Teile Niedersachsens (Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg) konzentriert. Es wurde im Herbst 1994 gestartet und ist in der Pilotphase auf fünf Jahre ausgerichtet. Darüber hinaus wurden Begleituntersuchungen zur praktischen Umsetzung und Effizienz der getroffenen Maßnahmen durchgeführt. Es wird derzeit jährlich mit 700 000 DM aus dem Naturschutz-Landeshaushalt finanziert. Der Großteil der Mittel sind für den Abschluss von Bewirtschaftungsvereinbarungen vorgesehen, ein deutlich geringerer Teil für die Durchführung der erforderlichen Begleituntersuchungen als Effizienzkontrolle.

3.1. Situation der nordischen Gastvögel in der niedersächsischen Elbtalau

Mit maximal etwa 45 000 Bläss- und 25 000 Saatgänsen sowie 1500 Höcker-, 2500 Sing- und 3000 Zwergschwänen ist die niedersächsische Elbtalau für Saatgans, Höcker-, Sing- und Zwergschwan das bedeutendste Rast- und Überwinterungsgebiet in Niedersachsen (s.a. Abb. 1). Es ist dabei als Teil der gesamten Elbtalau (Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“) mit seiner internationalen Bedeutung für graue Gänse und

Schwäne zu sehen, welches etwa von Magdeburg bis knapp oberhalb Hamburgs reicht.

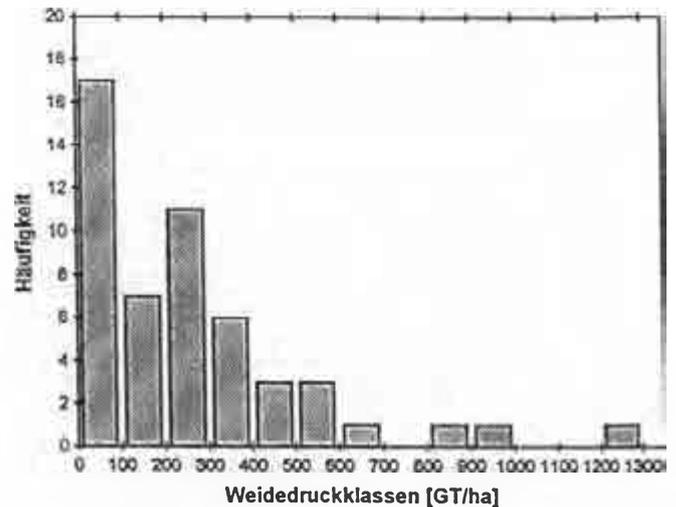
Auf niedersächsischer Seite konzentriert sich derzeit das Rastvorkommen besonders auf den rechtselbisch gelegenen Landesteil (Amt Neuhaus), welcher 1993 von Mecklenburg-Vorpommern rückgegliedert wurde und heute zum Landkreis Lüneburg gehört. Die Lage im ehemaligen Grenzgebiet, die eine großräumige Ungestörtheit mit sich brachte, sowie die Form der landwirtschaftlichen Bodennutzung mit großen Flächeneinheiten und einem Mosaik aus Grünland und Ackerflächen mit regelmäßig eingesprengten Gewässern (Elbe mit Nebenarmen und Altwässern, Seen, kleinere Fließgewässer) kann sicherlich als Ursache für die intensive Nutzung des Gebietes durch Wasservögel angeführt werden.

Für das ÄGidE-Managementprojekt wurde der 19000 ha große Niederungsbereich des Amtes Neuhaus auch deswegen ausgewählt, weil hier vor der Rückgliederung nach Niedersachsen durch das Land Mecklenburg-Vorpommern Ausgleichszahlungen für Gäneschäden geleistet wurden, die durch das Land Niedersachsen nicht weitergeführt wurden. Während der Projektlaufzeit wurden im Projektgebiet bis zu 1,5 Mio. Gänsetage ermittelt (Saison 1997/98), die Maximalzahlen der Singschwäne lagen bei 2000, dies entspricht einem Aufkommen von ca. 160000 Schwanentagen 1995/96 (*Spilling et al. 1999*).

Die Schlafplätze verteilen sich entlang der Elbe auf bestimmte Altarmbereiche, Seen und Elbe-Nebenflüsse. Dabei reagieren die Vögel sehr flexibel auf die sich häufig ändernden Hochwasser- und Witterungsverhältnisse in der Elbtalau.

Insbesondere die Gänse nutzen im Laufe eines Winters beinahe alle verfügbaren landwirtschaftlichen Nutzflächen. Dabei dominieren zunächst einzelne Stoppelfelder, Felder mit Ernteresten, Wintergetreide und Raps in der Habitatwahl der Gänse. Zur Jahreswende werden hauptsächlich Wintergetreide- und Rapsfelder genutzt. In Abhängigkeit von der Witterung nimmt dann die Grünlandnutzung zum Frühjahr hin deutlich zu (bis zu 80 %; *Spilling 1998, Spilling et al. 1999*). Die Verweildauer der Gänsetrupps auf einzelnen Flächen ist relativ kurz, sie liegt meist

Abb. 2: Verteilung des Weidedruckes auf Wintergetreidefelder im Projektbereich A des ÄGidE-Projektes im Winter 1996/97. Auf nur 4 Feldern wurde ein Weidedruck von über 600 GT/ha ermittelt. (n. Spilling unveröff.).



nur bei ca. 8–12 Tagen. Dadurch bleibt der Weidedruck relativ gering und liegt in weniger als 10 % der Flächen bei über 600 Gänsetagen pro ha (Bsp. Wintergetreide; s. Abb. 2).

Rapskulturen sind die bevorzugte Nahrung für Schwäne. Durch ihre Nahrungstrategie – lange Verweildauer auf einer einmal angenommenen Fläche, Nutzung der ganzen Rapsanlage – verursachen sie hier mitunter deutliche Schäden, insbesondere wenn sie mit Gänsen vergesellschaftet auftreten sowie Auswinterungs- und Wasserschäden die Kulturen geschwächt haben.

Bei hohen Wasserständen der Elbe, wenn das Elbvorland leicht überstaut ist, nutzen die Schwäne auch zu einem erheblichen Anteil flach überflutetes Außendeichsgrünland (vgl. *Spilling & Königstedt 1995*).

Die Bewirtschafter beklagen vor allem Ertragsverluste durch Gänse und Schwäne auf Wintergetreide- und Rapskulturen, während Grünlandflächen nicht als problematisch eingestuft werden.

3.2. Das Managementprinzip des ÄGidE-Projektes

Die Maßnahmen des Flächenmanagements, die im Rahmen des Vertragsnaturschutzes im ÄGidE-Projekt zur Anwendung kommen, sind

1. die Schaffung eines attraktiven Nahrungsangebotes,
2. die Schaffung beruhigter Ruhe- und Nahrungsflächen
3. sowie die jagdliche Beruhigung der Projektflächen und Schlafplatzbereiche (s. Tab.).

Zusätzliche Möglichkeiten der Lenkung der Vögel durch aktive Vertreibung von gefährdeten Flächen in die Projektzone durch Feldscheuchen oder andere Hilfsmittel wurden aufgrund der Großräumigkeit des Gebietes (19000 ha) sowie fehlender personeller Möglichkeiten nicht erprobt. Außerhalb der Projektflächen war es den Bewirtschaftern freigestellt, durch angemessene Mittel Schaden von ihren Flächen abzuwenden. Dies wurde z. T. wahrgenommen, wobei bei Erfolg der Maßnahme der Aufwand sehr hoch war oder es nicht zu einer Reduzierung der Schäden kam (Horn, mdl. Mitt.).

Die Kosten für die Vertragsvarianten waren im Vorfeld durch die Landwirtschaftskammer Hannover sowie das Dezernat Landwirtschaft der Bezirksregierung ermittelt worden. Der vorgegebene Ertragsausfall für die Duldungsflächen entsprach den bisherigen Fraßschadensmeldungen aus der Region. Er wurde nach der Pilotphase 1994/95 von 50 auf 30 % der Durchschnittsernte reduziert.

Mit den Jagdpächtern im Projektgebiet wurden freiwillige Vereinbarungen zur jagdlichen Beruhigung der Projektflächen sowie der wichtigsten Schlafplatzbereiche getroffen. Projektrelevante Bedeutung haben im wesentlichen die Bejagung der Stockente und der Graugans sowie die Rehwildjagd.

Nach erster Auswertung vorhandener Daten von Gänse- und Schwanenzählungen wurden in der Gemeinde Amt Neuhaus drei getrennte Projektbereiche (A, B und C) ausgewählt, die aufgrund ihrer Flächenstruktur, der Nutzung durch Gänse und der Kooperationsbereitschaft der Bewirtschafter als

Tab. 1: Flächentypen im ÄGidE-Projekt.

Projekt-Flächentyp	Vertragsvariante (entsprechendes Nahrungsangebot)	Maßnahmen
<u>Ablenkflächen</u> Vertrag (zwei Vegetationsperioden mit anschließender Stilllegung oder Sommerfrucht) Erstattung des Erntertrages	reifes Wintergetreide gewalzt (Getreidekörner) Mais gewalzt	– Keine aktive Vertreibung – extensive Bewirtschaftung (reduzierter Dünger- und Herbizideinsatz) – keine Bewirtschaftungsmaßnahmen während der Rastsaison – Jagdliche Beruhigung
<u>Duldungsflächen</u> Vertrag Ausgleich des erhöhten Ernteverlustes (30%) durch Duldung	Wintergetreidesaat Weidelgraseinsaat Winterraps	– Keine aktive Vertreibung – Keine Bewirtschaftungsmaßnahmen während der Rastsaison – Jagdliche Beruhigung
<u>„erlaubte Flächen“</u> kein Vertrag	Stoppeläcker Brachen Dauergrünland Überschwemmungsflächen	– Keine aktive Vertreibung – Keine Bewirtschaftungsmaßnahmen während der Rastsaison – Jagdliche Beruhigung

geeignet erschienen. Insgesamt wurden jährlich 10 Bewirtschaftungsverträge über 1300 ha Acker im ÄGidE-Projekt abgeschlossen, ca. 10 % davon waren Ablenkflächen (Kernbereiche). Es handelte sich dabei um über den regulären Erntetermin hinaus stehengelassenes, dann gewalztes reifes Wintergetreide (Gerste, Weizen) oder Mais.

Das Projekt wurde vom Niedersächsischen Umweltministerium initiiert. Die Durchführung und Koordination oblag der Naturschutzstation „Elbtalau“ der Bezirksregierung Lüneburg – Obere Naturschutzbehörde (heute Schutzge-

bietsverwaltung Elbetal). Die fachliche Begleitung erfolgte ebenso wie die Durchführung der Effizienzkontrollen in enger Kooperation mit der Staatlichen Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie. Die Begleituntersuchungen wurden durch die Universität Osnabrück – Arbeitsgruppe Gänseforschung – (Projektbereich A), die zeitgleich ein Forschungsprojekt im Gebiet zur Raumnutzung von Gänsen und Schwänen bearbeiteten (Spilling 1998), sowie durch Praktikanten und Zivildienstleistende der Naturschutzstation (Projektbereiche B, C) durchgeführt.

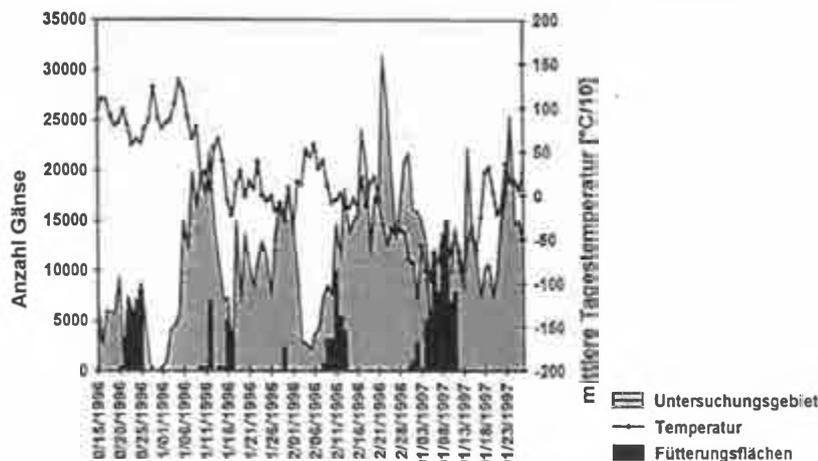


Abb. 3: Bestandsentwicklung und Nutzung von Ablenkflächen im Winter 1996/97 durch Gänse im Projektbereich A. (n. Spilling unveröff.).

3.3. Ergebnisse aus dem dreijährigen Untersuchungszeitraum 1995–98

Nach Bereitstellung der Ablenkflächen durch Walzen des auf dem Halm verbliebenen Getreides konnten kurzfristig extrem hohe Gänsedichten auf den Flächen festgestellt werden (Abb. 3, 4). Die Nahrung war dabei in der Regel nach wenigen Tagen aufgebraucht (maximal 13 Nutzungstage). Insgesamt erreichten diese Flächen einen maximalen täglichen Weidedruck von 2300 Gänsetagen/ha.

Während dieser Phase konnten bis zu 99 % aller Gänse des Projektbereiches A auf den Ablenkflächen festgestellt werden (Abb. 3).

Ein Nachweis, dass es durch die Bereitstellung der Körnernahrung zu einem Zuzug von außerhalb des Gebietes kam, konnte nicht erbracht werden, vielmehr handelte es sich – entsprechend der Zielstellung des Projektes – um eine kurzfristige lokale „Ablenkung“ der Gänsebestände.

Schwäne wurden durch diese Flächen nicht in ihrem Raumnutzungsverhalten beeinflusst, da sie sehr stark an Rapsflächen gebunden sind.

Die Duldungsflächen wurden im Verhältnis zu vergleichbaren, benachbarten Feldern ohne Vertrag ebenfalls deutlich häufiger aufgesucht. Dieses Ergebnis ist vor allem auf die Flächenauswahl zurückzuführen, aber es könnte auch die Verminderung der Störeinflüsse, insbesondere der Wegfall aktiver Vertreibungsmaßnahmen zu einer längeren Verweildauer der Vögel auf diesen Flächen geführt haben (Abb. 3).

Höhere Nutzungsintensitäten wurden vor allem auf den Raps-Projektflächen festgestellt, während dieser Effekt auf Wintergetreideflächen geringer ausgeprägt war (Abb. 4).

Neben den Gänsen und Schwänen profitierten auch eine Reihe weiterer Vogelarten von den Ablenkflächen. Einerseits fanden Bodenbrüter wie Wachteln und Rebhühner, aber auch Schafstelzen und Braunkehlchen in den extensiver bewirtschafteten Flächen nach der Aussaat günstige Brutmöglichkeiten, andererseits nutzten Körnerfresser wie Feldsperlinge, Goldammern und Ringeltauben im Winter den Nahrungsreichtum. Schwarz- und Rehwild suchten die Flächen ebenfalls stärker auf,

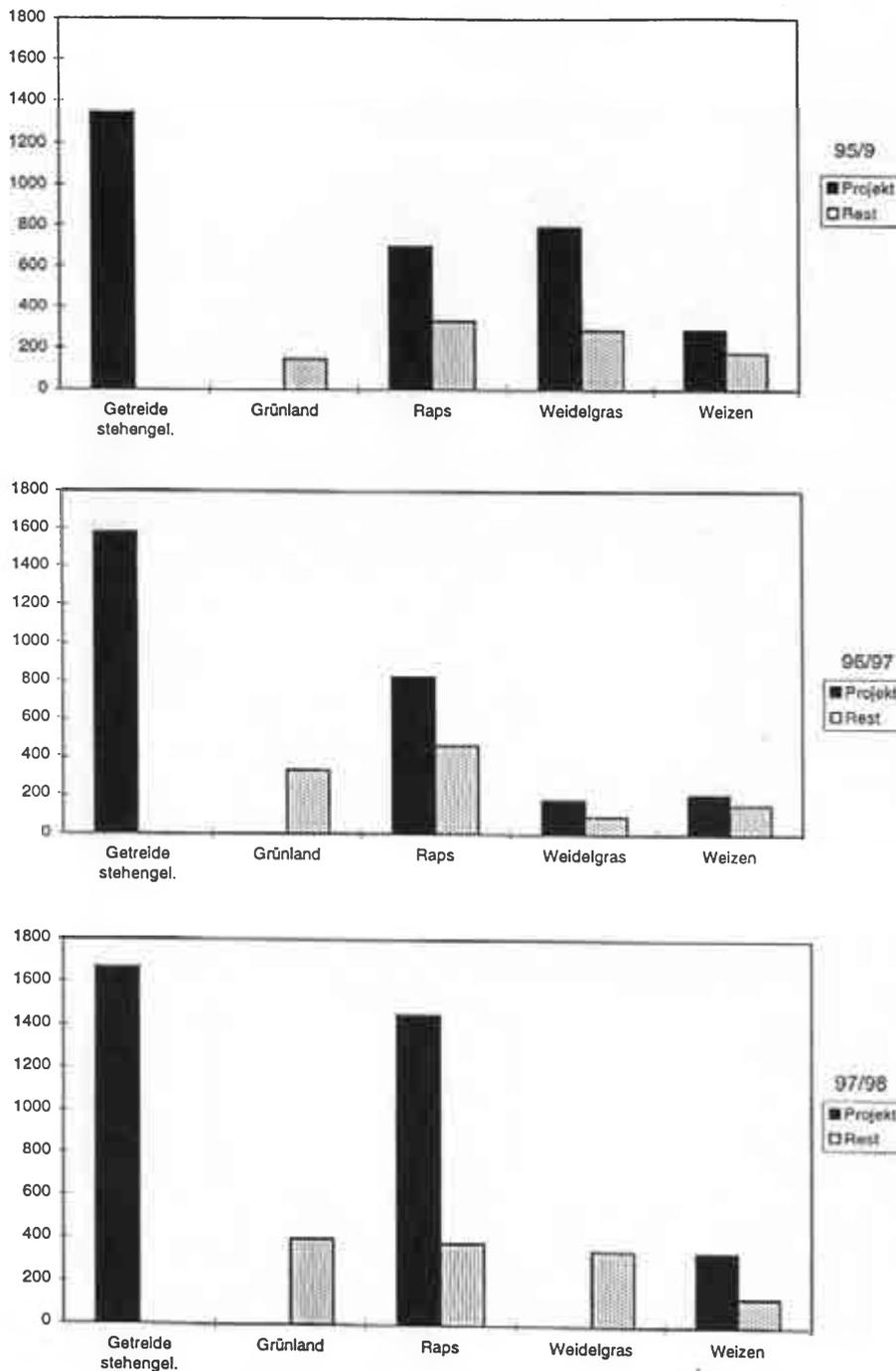


Abb. 4: Vergleich der Nutzungsintensitäten durch Gänse (Gänsetage/ha) auf Projekt- und Restflächen im Projektbereich A. (n. Spilling unveröff.).

ohne dass eine Erhöhung der Wildschäden im Umfeld oder ein Einfluss auf die Bestandsentwicklung zu verzeichnen war.

Eine kausale Aussage darüber, ob durch das Projekt die nicht unter Vertrag stehenden Flächen hinsichtlich möglicher Ertragsschäden real entlastet wurden, ist nicht möglich. Dafür ist die Dynamik der Raumnutzung der Gänse und Schwäne im Gebiet zu hoch. Darüber

hinaus besteht keine direkte Beziehung zwischen der Nutzungsintensität der Flächen durch Vögel und den jeweiligen Ernteerträgen, wie statistische Untersuchungen ergeben haben (Spilling et al. 1999). Es konnte jedoch gezeigt werden, dass durch das Projekt einem großen Teil der Gänse und Schwäne im Gebiet Ruhe- und Nahrungsräume zur Verfügung gestellt wurden. Im Mittel entfielen knapp 80% der Gänsetage und knapp 60 % der

Schwanentage auf Projektflächen. Hin- gegen konnte keine Zunahme der Gänsebestände im gesamten Elbetal durch das Projekt nachgewiesen werden.

Vergleichsermittlungen zu den Ertragsverlusten durch Gänse und Schwäne auf einzelnen Projektflächen ergaben im Winter 1997/98, in dem insgesamt sehr hohe Gänsebestände auftraten, bei Wintergetreide nur geringe Ertragsausfälle von <10% auf den untersuchten Flächen. Schäden auf stark genutzten Rapsfeldern variierten zwischen 10 und 30 %.

3.4 Bewertung des Projektes

Die vorliegenden Ergebnisse belegen, dass einige Zielvorgaben des Projektes durch ein Flächenmanagement, wie es im ÄGidE-Pilotprojekt erprobt wurde, grundsätzlich erreichbar waren. Durch eine attraktives Nahrungsangebot und eine weitgehende Beruhigung der Flächen konnten z.T. sehr hohe Nutzungsintensitäten auf Projektflächen festgestellt werden. Dabei sind insbesondere die Ergebnisse auf den Ablenkflächen hervorzuheben. Dennoch können in einem derart großen, besiedelten Gebiet unspezifische Störfaktoren nicht vollends ausgeschlossen werden und wirken sich auf die Raumnutzung und Nutzungsintensität der Wasservögel aus (Verkehr, Tourismus, Flugverkehr, Prädatoren etc.; vgl. Spilling 1998). Eine vollständige Entlastung der nicht unter Vertrag stehenden Flächen war nicht beabsichtigt und kann auch nicht erreicht werden.

Die Lockwirkung der Ablenkflächen auf die Gänse ist zwar deutlich, aber nur lokal und von begrenzter Dauer. Da die Elbtalau überwiegend von häufig wechselnden, durchziehenden Gänse- trupps zur Zwischenrast aufgesucht wird, ist die Ausbildung bestimmter Traditionen der Flächenwahl unwahrscheinlich. Eine Dauerinstallation von Ablenkflächen erscheint daher wenig sinnvoll. Auch unter der Einbeziehung der „erlaubten Flächen“ nutzt noch ein erheblicher Teil der Schwäne und Gänse die verbleibenden Kulturen und kann dort auch zu Ertragseinbußen führen. Damit deuten sich die Grenzen der Möglichkeiten eines Managements in der Elbtalau an. Dies wird auch dadurch deutlich, dass das ÄGidE-Projekt nicht zur allgemeinen Zufriedenheit der

Landbewirtschafteter in der Region geführt hat.

Der kausale Beweis, dass das Projekt zu reduzierten Belastungen anderer Bewirtschafteter geführt hat, ist grundsätzlich schwierig und nur unter Anwendung aufwendiger experimenteller Methoden erreichbar. Verbesserungen innerhalb des Projektes sind jedoch bereits jetzt erkennbar und lassen sich umsetzen. So sollte z. B., auch aus Gründen der Kosteneffizienz, das reale Schadensausmaß stärker in der Höhe des Vertragsentgeltes repräsentiert sein.

Neben umfangreichen Erhebungen zur Phänologie und zur Raumnutzung der Gänse in der Elbtalaue wurden im Rahmen des Projektes daher auch Methoden für eine objektive Fraßschadensermittlung erprobt. Eine Abgrenzung der durch Vögel verursachten Fraßschäden von den übrigen Einflussfaktoren ist zwingend notwendig, um grundlegende Aussagen darüber zu erhalten, unter welchen Bedingungen Schadbilder durch Rastvögel auftreten, in welcher Höhe sie die Ernteerträge beeinflussen und durch welche Faktoren sie moduliert werden. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass hier ein sehr komplexes Wirkungsgefüge vorliegt, in das neben den physikalischen und biologischen Faktoren auch die individuelle Bewirtschaftungsweise einfließt.

Innerhalb des Projektes kommt es dann darauf an, die zeitliche Bereitstellung des reifen Getreides so einzurichten, dass sie genau mit spezifischen Höhen des Schadensrisikos (Schwellen) zusammenfällt, damit diese Flächen zu sensiblen Zeiten andere Flächen tatsächlich entlasten. In der praktischen Umsetzung dieser Forderung ergeben sich jedoch Grenzen der Machbarkeit aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten (z.B. Befahrbarkeit der Äcker).

Auch weiterführenden Modellen – außer dem vorgestellten Managementprojekt werden v.a. Entschädigungs- oder Versicherungsmodelle diskutiert – fehlt derzeit noch eine solide Datenbasis, die es möglich macht, das Schadensrisiko und die Kosten für einen Ausgleich zu benennen. Die außerordentlich gute Datenlage aus dem ÄGidE-Projekt liefert hier Grundlagen und Anknüpfungspunkte für weiterführende Schritte zur Lösung der Fraßschadensproblematik.

Wir danken Prof. Dr. H.-H. Bergmann, H. Kruckenberg, J. Ludwig und B. Oltmanns für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

4. Literatur

Frickenhelm, D. (1996): Flächenwahl überwinternder Gänse an der Unteren Mittelelbe. – Diplomarbeit Universität Osnabrück.

Lauenstein, G. & P. Südbeck (1999): Wildgänse und landwirtschaftliche Ertragseinbußen im Rheiderland. – Unveröff. Abschlußbericht.

Mooij, J. H. (1995): Ergebnisse der Gänsezählungen in Deutschland 1988/89 bis 1992/93. – *Vogelwelt* 116: 119–132.

Spilling, E. (1997): Witterungsabhängigkeit des Rast- und Durchzugsverhaltens von Bläss- und Saatgänsen sowie von Höcker-, Sing- und Zwergschwänen an der Unteren Mittelelbe. – *Vogelkundl. Ber. Niedersachs.* 29: 161–176.

Spilling, E. (1998): Raumnutzung überwinternder Gänse und Schwäne an der Unteren Mittelelbe: Raumbedarf und anthropogene Raumbegrenzung. Dissertation Universität Osnabrück. – Cuvillier Verlag Göttingen.

Spilling, E. & D. G. W. Königstedt (1995): Phänologie, Truppgrößen und Flächennutzung von Gänsen und Schwänen an der unteren Mittelelbe. – *Vogelwelt* 116: 331–342.

Spilling, E., B. Königstedt & P. Südbeck (1999): Das Pilotprojekt „Äsungsflächen für Gastvögel in der Elbtalaue (ÄGidE)“ des Niedersächsischen Umweltministeriums in der Gemeinde Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg im Zeitraum 1995 bis 1998. Konzept und Organisation des Projektes sowie Ergebnisse der Begleituntersuchungen. – Unveröff. Abschlußbericht.

Südbeck, P., H. Kaiser, E. Spilling (1996): Alternative feeding sites for geese and swans in Niedersachsen, NW-Germany: a recent management project to minimise land-use conflict. – *Wetlands International Goose Specialist Group Bull.* 7: 20–22.

Waßhausen, W. (1987): Auswirkungen der Wildgänseäsaug auf Grünland. – *Zeitschrift f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 28: 112–121.

Anschrift der VerfasserInnen

Peter Südbeck
Staatliche Vogelschutzwarte
Niedersächsisches Landesamt
für Ökologie
Göttinger Straße 14
30449 Hannover

Dr. Brigitte Königstedt
Schutzgebietsverwaltung Elbetal
Am Markt 1
29456 Hitzacker (Elbe)



Extensives Feuchtgrünland bietet wenig Konfliktpotenzial und wird von zahlreichen Rastvogelarten aufgesucht. Foto: B. Königstedt.

Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt

von Wolfgang Wendt

In dem versandten und hier nochmals in aktualisierter Fassung verteilten Tagungsprogramm waren ursprünglich fünf Berichte aus Bundesländern vorgesehen. Zwischenzeitig musste ich feststellen, dass neben diesen fünf Bundesländern nur noch Vertreter aus Sachsen-Anhalt auf der Tagung vertreten sind. Insofern erscheint es mir als angezeigt und begründet, auch aus diesem Nachbarland des Gastgebers einen kurzen Situationsbericht vorzutragen. Da dieser Entschluss spontan und in Abstimmung mit dem Veranstalter erfolgte, bestand in der Kürze der Zeit leider nicht die Möglichkeit zur Erstellung von Übersichten in Form von Folien. Ich beschränke mich daher auf eine verbale Darstellung.

Rastende Gänsescharen und daraus resultierende Schäden an den Feldkulturen haben in den letzten Jahren auch in Sachsen-Anhalt zu vielfacher Diskussion und dem Ruf nach Schadensausgleich Anlass gegeben. Neben dem etwa 280 km langen Elbelauf als bedeutendstem Fließgewässer Sachsens-Anhalts haben größere Binnengewässer, wie der zum Veranstaltungsort nahe gelegene Arendsee in der Altmark, Rastbestände in Höhe von mehreren zehntausend Gänsen aufzuweisen. Zu den natürlichen Gewässern kommen stetig neue geeignete Schlafgewässer für Gänse hinzu, die aus dem ehemaligen Braunkohleabbau resultieren. Durch Flutung der nicht mehr betriebenen Tagebaurestlöcher entstehen auch in den ehemals gewässerarmen mittleren und südlichen Teilen des Landes riesige Seen. Diese werden alsbald von den Gänsen als Schlafplätze genutzt.

Der Schadensproblematik durch rastende Gänse haben sich in Sachsen-Anhalt das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und das Ministerium für Raumordnung und Umwelt bereits frühzeitig angenommen. Im Ergebnis des abgestimmten Handelns wurde durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten im Oktober 1994 der Erlass zum Umgang mit „Schäden an landwirtschaftlichen

Kulturen durch Wildgänse“ herausgegeben (Anhang).

Da in Sachsen-Anhalt – wie auch in den anderen östlichen Bundesländern – Gänse als Wild mit einer befristeten Jagdzeit eingestuft sind, vertreten wir die Auffassung, dass Gänseschäden bei Anwendung der im o.g. Erlass ausgewiesenen Maßnahmen weitgehend vermieden werden können.

Das Land Sachsen-Anhalt hat in den zurückliegenden Jahren keine Entschädigungszahlungen für durch Gänse verursachte Schäden geleistet. Für derartige Zahlungen sind auch keine Haushaltsmittel eingestellt. Es wird nicht bestritten, dass lokal Schäden auftreten können und in der Vergangenheit auch aufgetreten sind. Die Überprüfung gemeldeter Schäden hat jedoch gezeigt, dass das Maß der Sozialpflichtigkeit des Eigentums, wie es im Art. 14 des Grundgesetzes (GG) angeführt wird, in keinem Fall überschritten wurde. Angesichts der in Sachsen-Anhalt mehrheitlich bewirtschafteten Betriebsflächen zwischen einigen hundert und zweitausend Hektar ist die partielle Schädigung von 20 oder 30 ha relativ unbedeutend. Selbst bei Wiedereinrichtern mit geringerer Betriebsgröße muss beachtet werden, dass nach der Auffassung des Bundesverfassungsgerichtes durch das GG nur das vorhandene Eigentum, nicht aber die erwarteten Gewinn- bzw. Umsatzchancen geschützt sind. D. h. die Höhe der Eigentumsbelastung wird nicht durch den angestrebten Verkaufserlös charakterisiert, sondern nur durch den Wert der Beeinträchtigung (z. B. durch Kosten für neues Saatgut).

Einer Entschädigung der durch Gänse oder auch andere Vogelgruppen verursachten Schäden sind mithin enge Grenzen gesetzt. Gemäß ergangener Rechtsprechung wird die Sozialpflichtigkeit des Eigentums bis zu einer Höhe von 10 % des Gesamtgewinns eines Unternehmens (*nicht einzelner Flächen!*) angesetzt. Die Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung dieses „Schwellenwertes“ wird in Sachsen-Anhalt, vor allem angesichts der Pflicht und gegebenen

Möglichkeit zur Schadensbegrenzung durch die Bewirtschafter (bei Gänsen als „Wild“ auch mit jagdlichen Mitteln), als minimal angesehen.

Wir vertreten die Auffassung, dass sich Gänseschäden nicht in jedem Fall völlig vermeiden lassen, doch ist der Schadensumfang durch ein abgestimmtes Verhalten der im ländlichen Raum vorhandenen Potenziale (Landwirte, einzustellende Feldhüter, Jäger) so zu minimieren, dass der einzelbetriebliche Umfang erträglich bleibt.

Anhang

Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Wildgänse

Erlass des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt, Oktober 1994

Auf ihrem Durchzug im Herbst und Winter können große Ansammlungen rastender Wildgänse in einigen Regionen des Landes erhebliche Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen, insbesondere jungen Saaten, anrichten. Das Abweiden der jungen Saaten durch Gänse kann dabei je nach Entwicklungszustand der Saat, der Intensität und Dauer der Beweidung und den Witterungsbedingungen zu unterschiedlich hohen Ertragsausfällen bei der Ernte führen. Bei extremen Schäden können Umbrüche von Flächen und Neuansaat erforderlich sein.

Im Interesse der betroffenen landwirtschaftlichen Unternehmen muss versucht werden, die Schäden durch Wildgänse zu vermindern und in erträglichen Grenzen zu halten. Hierbei kann nur ein Bündel von Maßnahmen zum Erfolg führen. Zur Verminderung und Abwehr der Schäden gebe ich deshalb im Einvernehmen mit dem Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung folgende Hinweise:

1. Bei der Schadensminderung kommt es darauf an, die Gänse von auflaufender und junger Saat fernzuhalten. Kritisch dabei ist vor allem die erste Hälfte im Oktober. Die Tage sind dann noch lang und die Gänse bleiben länger auf den Feldern als im Spätherbst. Außerdem ist nach der

- weiten Wanderung aus den Brutgebieten der Nahrungsbedarf an diesen Tagen besonders groß. Bei gefährdeten Flächen kann es daher für die landwirtschaftlichen Betriebe zweckmäßig sein, in der fraglichen Zeit Feldwächter einzusetzen, um die Gänse von den Flächen abzuhalten oder zu verscheuchen. Die Berechtigung zum Abhalten und Verscheuchen der Gänse ergibt sich aus § 26 Bundesjagdgesetz.
2. Von Jägern und Landwirten sollte gemeinsam überlegt werden, ob und wo durch die gezielte Begrünung und Pflege von Stilllegungsflächen Ablenkungsflächen für Gänse geschaffen werden können. Als Begrünung empfiehlt sich vor allem die Einsaat eiweißreicher Klee-Gras-Mischungen, die z. B. als Stoppelsaat nach nicht zu spät räumenden Fruchtarten erfolgen kann. Der Zeitpunkt der Aussaat sollte so gelegt werden, dass sich die vorhandenen Pflanzen im Oktober in einem möglichst frischen Keimstadium befinden.
 3. Bei der Bestellung besonders gefährdeter Flächen mit Wintergetreide und Winterraps sollte die ausgebrachte Saatgutmenge möglichst um 5–10 % erhöht werden. Zudem sollte die Bestellung so früh wie möglich erfolgen, damit sich die Saat im Oktober nicht mehr im Keimstadium befindet, sondern im Herbst bereits ausreichend bestockt ist.
 4. Die Bejagung sollte in Abstimmung der Jagdausübungsberechtigten mit den Landwirten möglichst schadenverhütend erfolgen, d. h. gefährdete Flächen sollten verstärkt bejagt werden.
 5. Maisstoppeln und abgeerntete Kartoffel- und Rübenschläge üben eine große Anziehungskraft auf nahrungssuchende Gänse aus. Diese Flächen sollten daher im Herbst und Winter nicht bejagt werden, Störungen der dort rastenden bzw. äsenden Gänse sind zu vermeiden. Die Flächen sollten nach Möglichkeit erst im folgenden Frühjahr umgebrochen werden.
 6. Die Bejagung muss weiterhin dem Schutz ziehender Wasservögel an ihren Ruhe- und Schlafgewässern Rechnung tragen. Eine Beunruhigung großer Ansammlungen von Wildgänsen ohne vernünftigen Grund ist mit den Grundsätzen der Weidgerechtigkeit nicht vereinbar. Eine Bejagung der Gänse in den Uferbereichen von Ruhe- und Schlafgewässern sollte unterbleiben. Den Schutzziele von Naturschutzgebieten und internationalen Schutzkategorien (Ramsar- und IBA-Flächen zum Schutz von Wasservögeln) ist durch eine zurückhaltende Jagdausübung Rechnung zu tragen.
 7. Zur Unterstützung einer vernünftigen räumlichen und zeitlichen Steuerung der Gänsejagd in den verschiedenen Jagdbezirken sollte eine revierübergreifende Koordinierung durch die untere Jagdbehörde in Zusammenarbeit mit den betroffenen Landwirten und Jagdausübungsberechtigten erfolgen, um eine wünschenswerte Konzentration der Bejagung auf gefährdeten Flächen zu ermöglichen.
 8. Nach § 27 Landesjagdgesetz hat die zuständige Jagdbehörde die Möglichkeit, die Schonzeit für Wildgänse aus Gründen der Landeskultur oder zur Vermeidung von übermäßigen Wildschäden aufzuheben. Hierbei kommt in erster Linie die Vorverlegung des Beginns der Jagdzeit auf Gänse in Betracht. Von dieser Möglichkeit sollte von den Jagdbehörden nur nach sorgfältiger Prüfung der Umstände im Einzelfall und nur dann Gebrauch gemacht werden, wenn erhebliche Schäden auftreten und andere Mittel der Schadensabwehr offensichtlich nicht zum Erfolg führen. Da es sich bei einer Jagdzeitverlängerung um eine Ermessensentscheidung handelt, kann diese nach § 36 Verwaltungsverfahrensgesetz Sachsen-Anhalt mit Nebenbestimmungen versehen werden, um die vorstehenden Hinweise Nr. 1 bis 7 rechtsverbindlich zu machen. In jedem Fall muss für eine Aufhebung der Schonzeit ein entsprechender Antrag seitens des betroffenen Landwirtes vorliegen.
- Ich bitte Sie, Ihre nachgeordneten Jagd- und Naturschutzbehörden sowie Ämter für Landwirtschaft und Flurneuordnung – soweit betroffen – kurzfristig über die vorstehenden Hinweise zu unterrichten. Die unteren Jagdbehörden bitte ich anzuweisen, mit dem Jagdbeirat Möglichkeiten der Schadensminderung unter Berücksichtigung der Belange von Landwirtschaft, Jagd und Naturschutz zu erörtern.
- Der Landesjagdverband, der Landesbauernverband und der Landvolkverband erhalten von mir einen Abdruck dieses Erlasses mit der Bitte, sich bei den Mitgliedern für die Umsetzung der obengenannten Hinweise einzusetzen und insbesondere auf eine enge Zusammenarbeit von Jägern und Landwirten im vorstehenden Sinne hinzuwirken.
- Vorstehende Hinweise wurden mit dem Landesjagdverband eingehend abgestimmt. Als Anlage füge ich ein Schreiben des Landesjagdverbandes an die Vorsitzenden der Jägerschaften Osterburg, Havelberg, Stendal, Genthin, Burg, Schönebeck und Bitterfeld zu Ihrer Kenntnis bei.

Anschrift des Verfassers

Dr. Wolfgang Wendt
Ministerium für Raumordnung
und Umwelt
Olvenstedter Straße 4
39108 Magdeburg

Gänseschadensmanagement an der Westküste Schleswig-Holsteins

von David M. Fleet

Schleswig-Holstein hat als Durchzugs- und Rastgebiet von pflanzenfressenden Gänse- und Entenarten eine besondere Verantwortung für den Erhalt dieser Zugvogelarten. Traditionelle Nahrungsgebiete und Aufenthaltsräume dieser Arten liegen zum Teil außerhalb von Schutzgebieten. Dies führt zu Konflikten mit der Landwirtschaft im Bereich des Ackerbaus und der Weidewirtschaft.

An der Westküste Schleswig-Holsteins wird Gänseschadens-Management in drei Bereichen durchgeführt, um diesen Konflikt zu entschärfen: bei Ringelgänsen auf den Halligen in Form des „Halligprogramms“, auf den Inseln und an der Festlandsküste in Form einer „Richtlinie über die Gewährung einer Entschädigung zum Ausgleich von Schäden an landwirtschaftlichen Acker- und Nutzflächen durch Meeressäuger oder Pfeifenten“ sowie in Form des Vertragsnaturschutzes „Nahrungsgebiete für Gänse und Enten“ auf Grünlandereien.

Das Halligprogramm

Mit der Erholung des Ringelgansbestandes in den 70er Jahren kam es auf den Nordfriesischen Halligen zu einem zunehmenden Weidedruck, der zu Konkurrenz mit Schafen und Rindern führte. Ab 1981 wurden die dadurch entstandenen Schäden von Kreis und Land entschädigt. 1987 setzte die Landesregierung das sogenannte „Halligprogramm“ in Kraft. Mit diesem mit EU-, Bundes- und Landesmitteln finanzierten Programm werden verschiedene Zielsetzungen (Küstenschutz, Naturschutz, Landwirtschaft) verfolgt und in einem Kompromiss zusammengeführt (MELF 1986, MELF 1987, Hansen 1988). 1992 wurde das Programm überarbeitet (MNUL 1992).

Informationskasten 1 stellt die Eckpunkte des Halligprogramms vor.

Ende Mai jeden Jahres kartiert ein Gutachterbüro die Schäden auf den Halligen. Danach wird die Entschädigung für die Halligbauern festgesetzt.

Eine Kommission unter der Federführung des Amtes für ländliche Räume,

Infokasten 1

Das Halligprogramm: Schadensersatz auf den Nordfriesischen Halligen

Zweck

Vergütung der für den Naturschutz erbrachten Leistungen. Ausgleich für vereinbarte Bewirtschaftungsauflagen. Ausgleich von Schäden, die durch die Ringelgans verursacht werden.

Bedingungen

Man muss Landwirt auf den Halligen Langeness, Oland, Hooge, Gröde, Nordstrandischmoor, Süderoog oder Südfall sein und Rinder, Schafe oder Pferde halten (nicht für halligfremde Betriebe).

Die Landwirte verpflichten sich, die Bewirtschaftung im Rahmen der Auflagen für mindestens fünf Jahre durchzuführen.

Art, Umfang und Höhe der Entschädigung

Zuwendungen in Form eines **Pflegeentgelts** bestehend aus einem **Bewirtschaftungsentgelt** nur auf den ganzen Betrieb

Auflagen

- Max. Bestandsstärken halligspezifisch 0,7 bis 1,7 GV/ha (GV 3 Schafe; 1 Kuh; 1/2 Pferd)
- Halligtypische Entwässerung
- Keine Verfüllung von Senken
- Keine Mineraldünger
- Kein Abschleppen und Walzen der Fläche
- Keine Umstellung auf Flüssigmist bzw. Erweiterung
- Durchführung von Pflegeschnitten

einem Mähzuschuss

Auflagen

- bis zum 10. Juli dürfen nur 50 % der gesamten Mähfläche gemäht werden
- Mähen der Flächen im jährlichen Wechsel
- Nur tagsüber und vorher Ablaufen wegen Brutvögel
- Heu ist nach dem Trocknen unverzüglich zu bergen

einer Ringelgansentschädigung

Auflagen

- erhebliche wirtschaftliche Schäden und keine Vergrämungsjagd während der Schonzeit
- Flächen sind so zu beweiden, dass die bestmögliche Grasnarbe erhalten bleibt
- Schadensstufe 1: bis zu 20 % weniger Produktion als normal (0,- DM/ha)
- Schadensstufe 2: 20-80 % weniger Produktion als normal (80,- DM/ha)
- Schadensstufe 3: mehr als 80 % weniger Produktion als normal (150,- DM/ha) sowie wahlweise

einer Prämie für ein Biotop-Programm im Bereich landwirtschaftlicher Flächen der Halligen

Auflagen

- Verringerung der Besatzstärke um 30 bis 70% gemessen am Durchschnitt der Jahre 1988, 1989 und 1990 für 1 bis 5 Jahre oder einer Prämie für natürlich belassene Salzwiesen (450,- DM/ha)

Auflagen

- Flächen die 1988, 1989 und 1990 bewirtschaftet wurden, sind aus der Nutzung zu nehmen
- Keine Düngung oder chemische Behandlung
- Rastende und nahrungsuchende Gänse und Enten sind zu dulden
- 5jährige Vertragsbindung
- max. 50 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche können in das Programm eingestellt werden

bestehend aus je einem Vertreter des Bauernverbandes, der Landwirtschaftskammer, der unteren Naturschutzbehörde sowie einem Landwirt und dem Bürgermeister der jeweiligen Hallig, beisehen die Halligen und regeln eventuelle Unstimmigkeiten bezüglich des Ausgleichs.

Tabelle 1 gibt die Höhe der Ringelgans-Entschädigungszahlungen an, die seit 1992 im Rahmen des Halligprogramms gewährt wurden.

Tab. 1: Die Höhe der Ringelgansentschädigungszahlungen im Rahmen des Halligprogramms von 1992 bis 1998.

Jahr	Ringelgans-Entschädigung in DM
1992	180 000
1993	172 000
1994	173 000
1995	160 000
1996	164 000
1997	166 000
1998	135 000

Schäden auf Ackerflächen

Schäden durch die Nonnengänse auf Wintergetreide- und Winterrapsflächen sind kein neues Problem und wurden für die Westküste Schleswig-Holsteins schon am Anfang dieses Jahrhunderts registriert (Busche 1991). Schäden durch Pfeifenten auf Ackerflächen sind jedoch ein relativ neues Problem an der Westküste Schleswig-Holsteins und treten dort erst seit Ende der 80er Jahre auf.

Einzelne Landwirte werden durch dies sehr hart getroffen. So wurden z. B. 1993/94 von 258 Betrieben Entschädigungsanträge gestellt. Insgesamt haben 16 % der Betriebe 41 % der Schäden getragen und 55 % der Betriebe hatten Schäden unter 10 ha.

Die geschädigte Fläche für den Zeitraum von 1991 bis 1998 ist in Abbildung 1 dargestellt. Die Größe der Schadensfläche ist sehr wetterabhängig. Ein extrem feuchter Herbst in 1993 führte zu höheren Schäden im Jahr 1994 und der sehr kalte Winter 1995/96 zu höheren Schäden in 1996.

1991 wurde ein „Arbeitskreis Enten- und Gänseschäden“ gegründet. Mit Vertretern der Landwirtschaft, der Jägerschaft, der landwirtschaftlichen Beratungsstellen, des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Forsten, des

Infokasten 2

Richtlinie über die Gewährung einer Entschädigung zum Ausgleich von Schäden an landwirtschaftlichen Acker nutzflächen durch Meeresgänse (Nonnen- und Ringelgänse) oder Pfeifenten

Zweck
Finanzielle Entschädigung zum Ausgleich für durch Meeresgänse und Pfeifenten verursachte Ertragseinbußen auf landwirtschaftlichen Ackerflächen.

Bedingungen
Die Schäden müssen durch Meeresgänse oder Pfeifenten verursacht werden; Versuchsmaßnahmen müssen erfolglos oder nicht durchführbar sein; eine schriftliche Bestätigung durch eine sachverständige Zeugin oder einen sachverständigen Zeugen, dass die Schäden wie oben entstanden sind, muss vorliegen.

Art, Umfang und Höhe der Entschädigung
Wird in Form einer nach Schädigungsgrad abgestuften Hektarprämie bei Schadensstufe 1 bis zu 20 % und bei Schadensstufe 2 bis zu 60 % des durch den Befall hervorgerufenen Ertragsausfalls gewährt.

Schadensstufe 1: 10 bis 30 dt/ha Verlust.
Schadensstufe 2: über 30 dt/ha Verlust und Umbruch.

Die Höhe der Entschädigung wird von Jahr zu Jahr festgesetzt.
Es gibt eine Bagatellgrenze von 500,- DM.

Die Wirtschaftsberatungsstellen sind für die Ermittlungen der Schäden zuständig

Ministeriums für ländliche Räume, des Nationalparkamtes, des World Wide Fund for Nature, der Ämter für ländliche Räume und mit den Kreisnaturschutzbeauftragten sollten Vorschläge für die Minderung des Problems erarbeitet sowie die Entschädigung geregelt werden.

Am 10. Januar 1994 trat die Richtlinie über die Gewährung einer Entschädigung zum Ausgleich von Schäden an landwirtschaftlichen Acker nutzflächen durch Meeresgänse (Nonnen- und Ringelgänse) oder Pfeifenten in Kraft (MNU 1994). Die Höhe der vom Land Schleswig-Holstein bezahlten Entschädigung ist

ebenfalls in Abbildung 1 dargestellt. Informationskasten 2 stellt die Eckpunkte der Richtlinie vor.

Schäden auf Weideland

Seit Herbst 1998 bietet das Land Schleswig-Holstein Landwirten Verträge im Rahmen des Vertragsnaturschutzes an. Ziel ist, rastenden Gänsen und Enten, die traditionell bestimmte Grünlandbereiche aufsuchen, attraktives störungsarmes Grünland anzubieten.

Informationskasten 3 stellt die Eckpunkte des Vertrags vor.

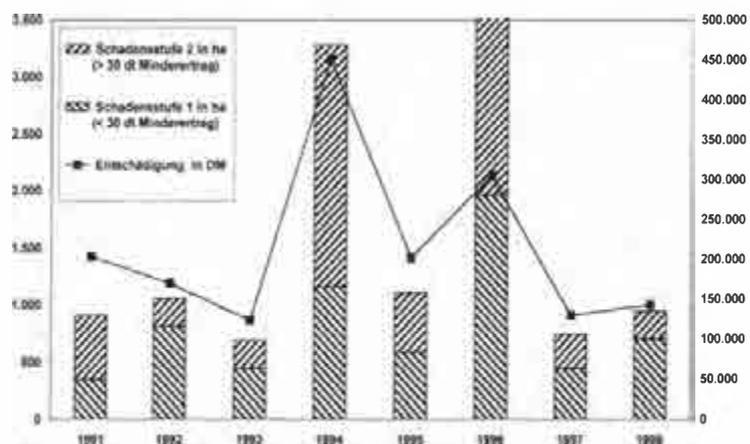


Abb. 1: Schadensflächen und Entschädigung für Ertragsausfälle durch Meeresgänse und Pfeifenten auf Ackerland an der Westküste Schleswig-Holsteins.

Infokasten 3

Vertragsnaturschutz: „Nahrungsgebiete für Gänse und Enten“

Zweck

Der Vertrag dient dazu, rastenden Gänsen und Enten, die traditionell bestimmte Grünlandbereiche aufsuchen, attraktives störungsarmes Grünland v.a. an der Nordseeküste anzubieten.

Bedingungen

- Fördergebiete sollten großflächig und störungsarm sein
- Nutzung der Flächen als extensiv bewirtschaftetes Dauergrünland
- Duldung von rastenden und nahrungssuchenden Gänsen und Enten

Auflagen

- Keine **Bodenbearbeitung** im Zeitraum vom 15. Okt. bis zum Mähtermin, bei Beweidung bis 30. Juni
- **Mahd** nach dem 15. Juni bzw. 25. Juni bzw. 5. Juli
- **Beweidung**
 - a) 1. Mai bis 15. Juli: 1,5 Rinder/ha
 - 16. Juli bis 15. Okt.: 3 Rinder/ha
 - b) 1. Mai bis 15. Okt.: 2 Rinder/ha
- Düngung ist zulässig (aber kein Dünger in einem Streifen von 5 m Breite zu allen Gewässern)
- Pflanzenschutz ist nicht zulässig
- Biotopgestaltende Maßnahmen sind Bestandteil des Vertrages
- Drainagen sind nicht zustimmungspflichtig

Art, Umfang und Höhe der Entschädigung

Ausgleich zwischen 240,- und 300,- DM/ha/Jahr
Vertragsdauer 5 Jahre

Literatur

- Busche, G.* (1991): Nonnengans. In: Berndt, R. K. & G. Busche, Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Entenvogel 1. – Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Hansen, D.* (1988): Die nordfriesischen Halligen – Beispiel standortgerechter Landbewirtschaftung. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 29. 280–287.
- MELF* (1987): Amtsblatt für Schleswig-Holstein. Nr. 24: 269–271.
- MELF* (1986): Halligprogramm. Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- MNU* (1994): Amtsblatt für Schleswig-Holstein. Nr. 1/2: 2–3.
- MNUL* (1992): Amtsblatt für Schleswig-Holstein. Nr. 14: 213–216.

Anschrift des Verfassers

David M. Fleet
Landesamt für den Nationalpark
Schleswig Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1 · 25832 Tönning
Tel: 04861-61643 · Fax: 04861-66169

Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen

von Martin Brühne, Johan H. Mooij, Manfred Schwöppe und Volkhard Wille

Einleitung

Die Anzahl der am Unteren Niederrhein zwischen Duisburg im Süden und der niederländisch-deutschen Grenze im Norden überwinterten arktischen Wildgänse (Saat- und Bläßgans) ist seit Beginn der 60er bis Mitte der 80er Jahre von ca. 1500 auf ca. 150000 gestiegen. Seit 1986 schwankt die Anzahl der Gänse zwischen 110000 und maximal 190000 Tieren (Abb. 1) (*Mooij* 1993, 1994a, 1995, *Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* 1989, 1991, 1992, 1993, 1996, *Wille* 1995 u. 1998).

Diese Zunahme der niederrheinischen Saat- und Bläßganszahlen verlief parallel zu den Bestandsentwicklung in

Gesamtdeutschland und den angrenzenden westeuropäischen Ländern und ist wahrscheinlich nicht in einer Zunahme der Gesamtpopulationen beider Arten, sondern vielmehr in einer Verlagerung von Überwinterungsgebieten zu suchen. Ein wichtiger Faktor ist dabei die Intensivierung der Landwirtschaft und damit die verbesserte Futterqualität im westeuropäischen Winterareal (*Mooij* 1997, *Mooij*, in diesem Band, *Madsen et al.* 1999, *Roomen & Madsen* 1992).

Ernteschäden durch Gänsefraß wurden Anfang der 1970er Jahre erstmalig gemeldet (*Mildenberger* 1971) und in den 1980er Jahren durch Untersuchungen bestätigt (*Ernst* 1991, *Mooij* 1984 & 1998, *Mooij & Ernst* 1988).

Aufgrund einer freiwilligen Vereinbarung zwischen der Landwirtschaft und dem Umweltministerium zahlt das Land NRW Entschädigungen für Gänsefraßschäden seit dem Winter 1981/82. Im Gegenzug verzichteten die Landwirte darauf, die Gänse von ihren landwirtschaftlichen Flächen zu vertreiben. Die Zahlungen stiegen ab dem Winter 1984/85 stark an und erreichten im Winter 1995/96 mit DM 3,5 Mio. den bisherigen Höhepunkt (Abb. 1). Wie in Abbildung 1 ebenfalls deutlich wird, korrelieren die Gänsezahlen nicht immer mit der Höhe der Entschädigungszahlungen.

Weitere Faktoren, wie z.B. Witterung, vorherige Bewirtschaftung etc., spielen hierbei auch eine wichtige Rolle.

Auf Wunsch des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (MURL) entwickelten das Naturschutzzentrum im Kreis Kleve, die Biologischen Station im Kreis Wesel und die NABU-Naturschutzstation in Kranenburg gemeinsam mit den Kreisstellen Kleve und Wesel der Landwirtschaftskammer Rheinland (LWK) ein Untersu-

chungskonzept zur Verringerung von Gänsefraßschäden. Im Ergebnis sollen die Untersuchungen dazu dienen, die Frage zu beurteilen, ob mit der gezielten Anlage von Äsungsflächen für die überwinterten arktischen Wildgänse innerhalb des Untersuchungsgebietes eine Minderung der Fraßschäden auf den übrigen landwirtschaftlichen Kulturen erreicht werden kann.

Dieses Programm mündete in ein Gemeinschaftsprojekt der drei Biologischen Stationen unter Federführung der Landwirtschaftskammer Rheinland (Kreisstellen Wesel und Kleve).

Bei einem gemeinsamen Vorversuch mit Landwirten im Raum Bienen-Grietherbusch 1996/97 (Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V. 1997) zeigte sich, dass

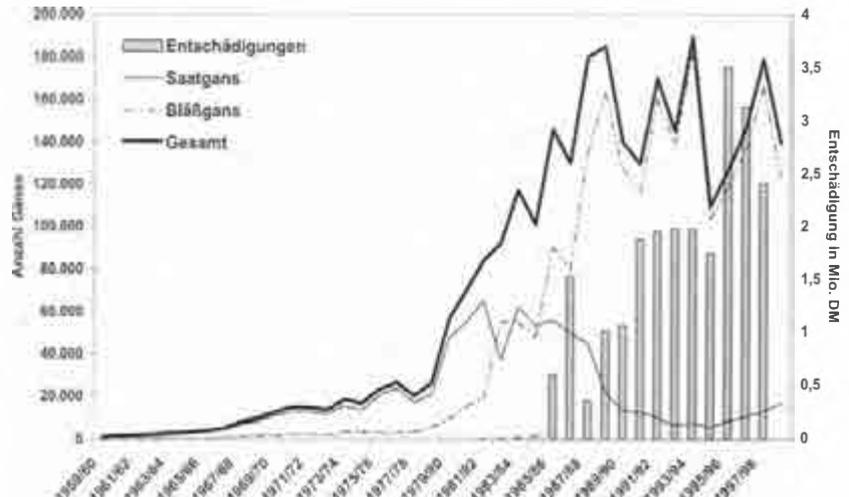


Abb. 1: Entwicklung der maximalen Gänserastbestände am unteren Niederrhein im Vergleich zu den Entschädigungszahlungen des Landes Nordrhein-Westfalen.

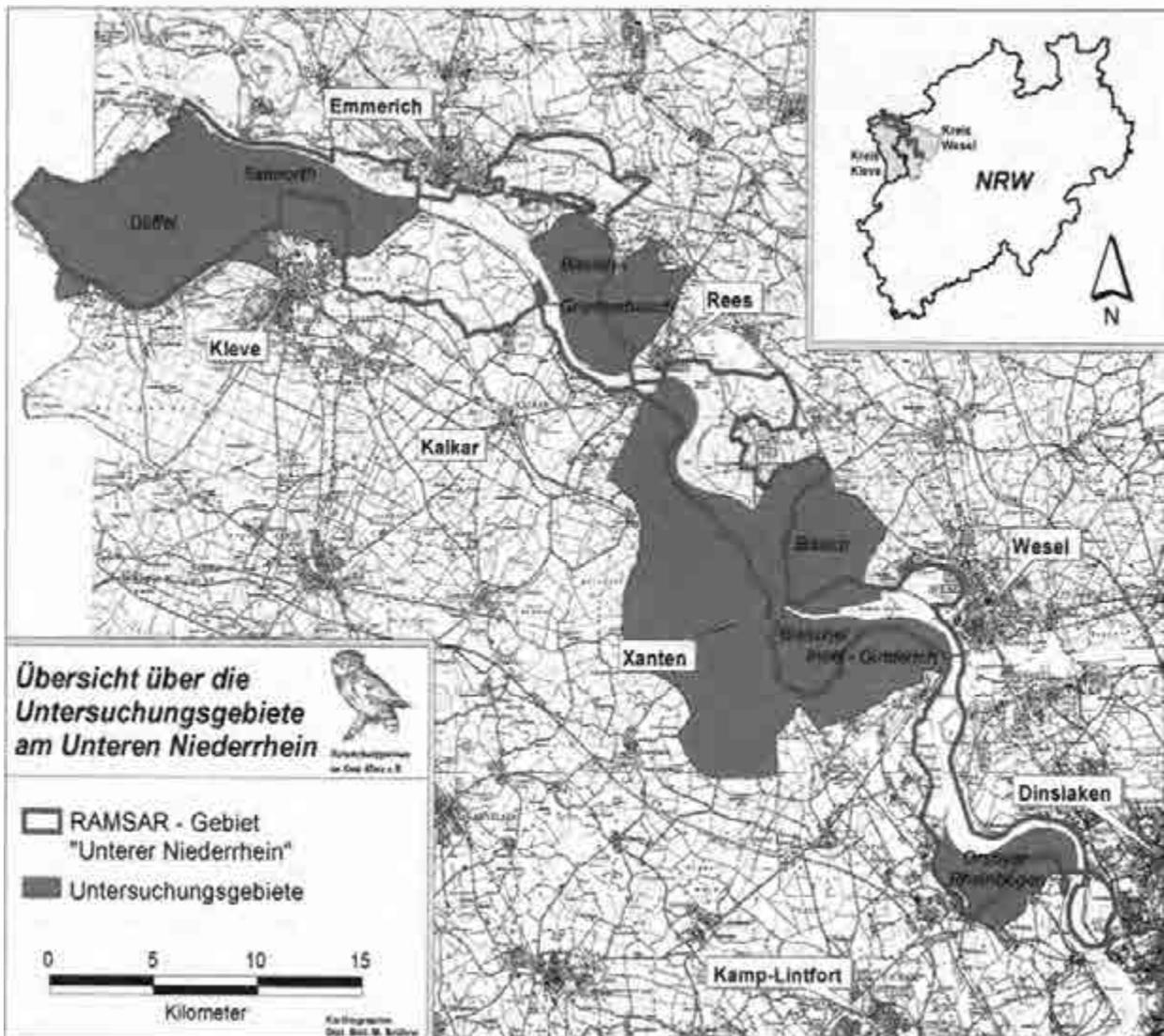


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete und des RAMSAR-Gebietes am Unteren Niederrhein.

die Ablenkungsflächen von den Gänsen angenommen werden. Daraufhin genehmigte das MURL ein bis zum Sommer 2001 laufendes Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden für das Überwinterungsgebiet am Unteren Niederrhein.

Projektbeschreibung

Um Gänsefraßschäden zu vermindern, sollte ähnlich wie in Niedersachsen (*Südbeck et al. 1996*) und in den Niederlanden (*Paassen 1996*) versucht werden, den Gänsen zusätzliche Futterflächen anzubieten.

Dabei sollten besonders folgende Punkte Beachtung finden:

- Es sollte keine künstliche Fütterung der Gänse erfolgen.
- Bei einem Anbau von Futter für die Gänse sollten eventuelle Reste auch noch innerhalb des landwirtschaftlichen Betriebes verwertbar sein.
- Die Vertragspakete sollten sich in die Betriebsstruktur der landwirtschaftlichen Betriebe integrieren lassen.
- Um zu vermeiden, dass der Landwirt erst auf Antrag für entstandene Schäden entschädigt wird, ist es besser, ihn für eine Leistung, nämlich den Gänsen Futterflächen zur Verfügung zu stellen, zu honorieren.

In Abstimmung mit der Landwirtschaftskammer wurden von den Biologischen Stationen mehrere Untersuchungsgebiete/Kerngebiete im und am Ramsar-Gebiet „Unterer Niederrhein“ ausgewählt, die sich jeweils in der Nähe eines Schlafplatzes befinden (Abb. 2). Da auf den Grünlandflächen im Winter genügend Futter vorhanden ist und dort auch nicht die Schadensschwerpunkte liegen, konzentrierte man sich bei der Auswahl von Vertragsflächen auf ackerbaulich genutzte Bereiche, die in der Vergangenheit bereits traditionell von den Gänsen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht wurden. Diese Flächen sollten darüber hinaus in möglichst störungsarmen und offenen Landschaften liegen.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft die Flächennutzung im Untersuchungsgebiet Bienen-Grietherbusch im Winter 1997/98 und die Lage der Ablenkungsflächen, die im Rahmen des Projektes den Gänsen zur Verfügung gestellt werden konnten.

Für diese zusätzlichen Futterflächen wurden mit den Landwirten auf freiwilliger

Tabelle 1: Aufstellung der angebotenen Bewirtschaftungspakete, kurze Darstellung der Bewirtschaftungsbedingungen und Höhe der Ausgleichszahlungen.

Bewirtschaftungspakete				Stand: Oktober 98
	Paket	Bewirtschaftung	Bedingungen	Zahlung/ha/DM
<i>Stoppelsaat</i>	R1	Winterrüben	Einsaat im September! Evtl. Pflegeschnitt im Herbst	240
	G1	Weilsches Weidelgras	Einsaat im September! Evtl. Pflegeschnitt im Herbst	315
	WG1	Wintergerste (statt Umbruch und Winterfurche)	Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15. 10.	315
	WG4	Futterroggen (statt Umbruch und Winterfurche)	Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15. 10.	365–450
Untersaat	MU1	Untersaat bei Silomais	evtl. Pflegeschnitt im Herbst; Bearbeitung ab 15. 1.	500
	MU2	Untersaat bei Silomais	evtl. Pflegeschnitt im Herbst; Bearbeitung ab 15. 2.	600
<i>Ausfallgetreide</i>	WG3	Wintergetreide nach der Ernte durchwachsen lassen	evtl. Pflegeschnitt im Herbst; Bearbeitung ab 15. 2.	120
<i>Nichtbearbeitung</i>	G4	Welsches Weidelgras stehen lassen	evtl. Pflegeschnitt im Herbst; Bearbeitung ab 15. 1.	250
	G5	Welsches Weidelgras stehen lassen	evtl. Pflegeschnitt im Herbst; Bearbeitung ab 15. 2.	350
	NB1	Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide) im Frühjahr Einsaat von Sommergetreide (= > Deckungsbeitragsdiff.)	keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich	350
	NB2	Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche)	keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich	(je nach Schwere der Böden) 100–200
<i>Sonderpakete</i>	GP	<i>Grünlandpflege (Herbstschnitt und evtl. Nachweide)</i>		<i>Nach Vereinbarung auf landeseigenen Flächen</i>
	S1	Gezielte Einsaat von Stilllegungsflächen		315–365

liger Basis Bewirtschaftungsverträge abgeschlossen. Die Kontaktaufnahme mit den einzelnen Landwirten vor Ort erfolgte bei Versammlungen, in denen das Projekt vorgestellt wurde, sowie durch persönliche Ansprache durch die Mitarbeiter der Biologischen Stationen und der LWK. Die Vertragsverhandlungen wurden teilweise von den Biologischen Stationen und der Landwirtschaftskammer Rheinland durchgeführt. Vertragspartner war in Vertretung des Landes die Landwirtschaftskammer Rheinland.

In jedem der 6 ausgewählten Untersuchungsgebiete sollten mindestens 100 ha unter Vertrag genommen werden.

In gemeinsamen Besprechungen mit der Landwirtschaftskammer und der Ortsbauernschaft der Untersuchungsgebiete wurden Bewirtschaftungspakete entwickelt und die Höhe der Ausgleichszahlungen festgelegt (Tab. 1).

Erfahrungsgemäß kommen die Bewirtschaftungspakete aus dem Komplex „Nichtbearbeitung“ am häufigsten zur Anwendung. Das heißt, dass z. B. nach der Ernte von Körnermais, oder Zuckerrüben die Erntereste auf der Fläche verbleiben und erst nach Abäsung durch die Gänse, spätestens aber am 15. 2. umgepflügt wird. Außerdem besteht die Möglichkeit, einen ursprünglich geplan-



Abb. 3: Flächennutzung und Lage der Vertragsflächen in Bienen-Grietherbusch im Winter 1997/98.

ten Umbruch von Ackergras im Herbst auf das folgende Frühjahr zu verschieben und Sommer- statt Wintergetreide einzusäen.

Mit der Ausgleichszahlung wird ein möglicher Minderertrag bei der Folgefrucht durch eine schlechtere Frostgare ausgeglichen, wie auch die Deckungsbeitragsdifferenz von Sommer- zu Wintergetreide.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit der Futtereinsaat. Hierbei sind besonders die Einsaat von Gras oder Wintergetreide zu nennen, wobei zu beachten ist, dass frühzeitig eingesät werden sollte, damit sich ein dichter Bestand bilden kann. Je nach Aufwuchs sollte im späten Herbst noch einmal gemäht oder beweidet werden. Bei der Einsaat von Wintergetreide (bes. Weizen) hat sich gezeigt, dass der Bestand meist gering ist und nur wenig Futtermasse zur Verfügung steht. Als Ausnahme sei hier der Futterroggen genannt. Er wächst schnell und kann auch bei später Aussaat (z.B. nach Zuckerrüben) noch viel Futtermasse bilden, die von den Gänsen genutzt werden kann.

Die Grasuntersaat bei Silomais ist ein weiteres Paket, das nicht nur zur Gänseäsung, sondern auch im Interesse des Grundwasserschutzes zu empfehlen ist. Der Vorteil für die Gänse bei diesem Paket ist, dass nach der Silomaisernte, bei der nur wenig Erntereste auf der Fläche verbleiben, bereits Gras vorhanden ist, das direkt zur Nahrungsaufnahme genutzt werden kann. Aufgrund des geringen Interesses auf Seiten der Landwirtschaft sowie Witterungsproblemen konnte diese Variante jedoch nur einmal umgesetzt werden.

Monitoring

Zur wissenschaftlichen Begleituntersuchung erfolgen durch die Biologischen Stationen mehrmals wöchentlich Zählungen, zum einen in den Untersuchungsgebieten, um die räumliche Verteilung der Gänse sowie deren Flächennutzung festzustellen, und zum anderen auf den Vertrags- und deren Nachbarflächen, um die Nutzung der angebotenen Flächen und die Auswirkung auf die Nachbarflächen beurteilen zu können. In Zusammenarbeit mit einem weiteren Gänseforschungsprojekt wird außerdem eine individuelle Beringung durchgeführt, um Aussagen über einen Anlockungseffekt

machen zu können. Eine während der Vorversuche erfolgte Zählung der Kotstangen wurde aufgegeben, da diese auf massenhaft von Gänsen besuchten Flächen zertrampelt wurden und nicht mehr zählbar waren.

Während der Saison werden von der Landwirtschaftskammer Rheinland Aufwuchsmessungen auf ausgewählten Flächen durchgeführt werden. Darüber hinaus stellt sie den Biologischen Stationen die EDV-mäßig erfassten, gemeldeten Schäden auf Gemarkungsebene kumuliert zur GIS-gestützten Auswertung zur Verfügung.

Begleitend zum Projekt wird im Rahmen einer Diplomarbeit die Akzeptanz der Flächen bei den Gänsen und eine unter Umständen bessere Einbindung der Pakete in die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe (Ackerbauer, Milchbauer) untersucht. Außerdem soll versucht werden, mit Hilfe einer Fragebogenaktion die Meinung der Landwirte zu dem Projekt zu erfragen und Ihnen die Möglichkeit zu geben, Verbesserungsvorschläge zu machen. Dabei sollten auch noch nicht beteiligte Landwirte in den Untersuchungsgebieten befragt werden, um herrschende Vorurteile innerhalb der Landwirtschaft gegenüber dem Projekt festzustellen und im weiteren Verlauf des Projektes abbauen zu können.

Erste Ergebnisse

Im Verlauf des Winters ist deutlich eine Nutzungsabfolge erkennbar. Abbildung 4 zeigt dies am Beispiel der Zählungen in allen Untersuchungsgebieten im Verlauf des Winters 1998/99. Neben

der ständigen Nutzung auch von Grünlandflächen werden von den ersten Gänsetrupps, die am unteren Niederrhein eintreffen, zunächst frisch abgeerntete Maisäcker und, sobald vorhanden, vor allem abgeerntete Rübenfelder bevorzugt. Dabei kommt es zu Spitzenwerten von 1800–2700 Gänsen pro ha. Diese Zahlen bauen sich über einige Tage auf, halten 2–3 Tage an und nehmen dann schnell (ca. 2 Tage) wieder ab. Insgesamt wird eine Zuckerrübenfläche über einem Zeitraum von 1–2 Wochen genutzt. Danach ist fast kein Futtermaterial mehr vorhanden und die Fläche hat für den Rest des Winters keine Bedeutung mehr für die Gänse. Anschließend kommt es zu einer zunehmenden Nutzung von Grünland, Ackergras und Wintergetreide. Obwohl die Gänse Intensivgrünland zu bevorzugen scheinen, werden Extensivgrünlandflächen keinesfalls gemieden. Je nach Lage und Zustand der extensiven Flächen z.B. in Schlafplatznähe, in störungsarmen Bereichen, bei hochanstehendem Grundwasser bzw. Überstauung, ist eine intensive Nutzung dieser Flächen durch Gänse während des gesamten Winters zu beobachten.

Die bisherigen, vorläufigen Ergebnisse des ersten Untersuchungsjahres zeigen, dass die im Rahmen des Projektes angebotenen Ablenkungsflächen von den überwinterten Gänsen mehrheitlich gut angenommen wurden, und geben Anlass zu der Annahme, dass es durch ein gezieltes Angebot solcher Flächen möglich ist, zu steuern, wo ein Teil der jährlich anfallenden Gänseäsung aufgenommen wird. Dies gilt insbesondere für den Herbst und Frühwinter,

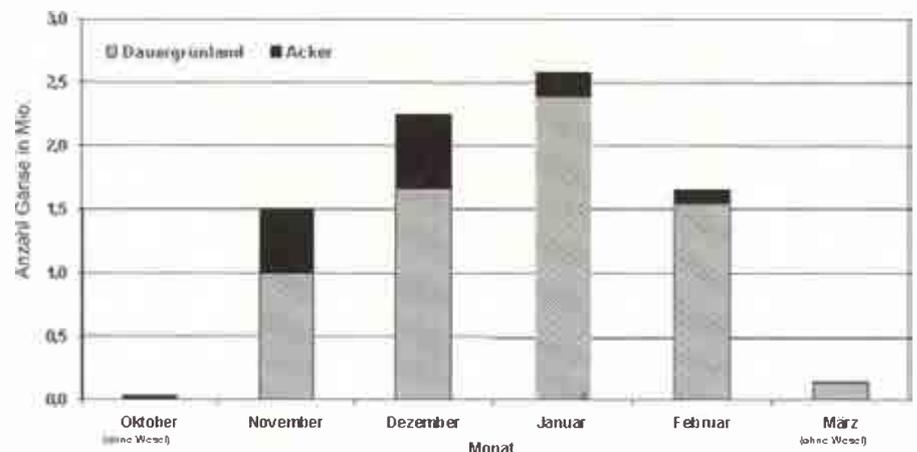


Abb. 4: Äsungsflächen der Gänse in allen Untersuchungsgebieten im Verlauf des Winters 1998/99.

wenn sich abgeerntete Rübenreste als äußerst attraktiv für nahrungsuchende Gänse zeigen. Nachdem die Rüben- und andere Erntereste gefressen worden sind bzw. durch Frost oder Verwesungsprozesse sowie durch Umpflügen zur Vorbereitung der Frühjahrseinsaat den Gänsen nicht mehr zur Verfügung stehen, gewinnen Getreide-, Futtergras- und Grünlandflächen deutlich an Bedeutung, wobei das Grünland nach wie vor die bei weitem wichtigste Nahrungsgrundlage für die niederrheinischen Gänse ist (Abb. 4). Den Wegfall dieser für Gänse attraktiven Acker-Nahrungsflächen, bei einem gleichzeitigen und großflächigen Angebot von Getreide, Futtergras und Grünland, macht die Gänseäsung in der zweiten Winterhälfte schwerer steuerbar. Da Grünland von den Gänsen eindeutig als Nahrungsfläche bevorzugt wird und die Grünlandvegetation einerseits am wenigsten empfindlich auf Gänsefraß reagiert und andererseits, wenn hier Schäden auftreten, diese wesentlich kostengünstiger zu regulieren sind als Schäden auf Ackerkulturen, ist konsequenter Grünlandschutz ein wichtiger Beitrag zur Eindämmung von Gänsechäden.

Ob durch das Angebot von Ablenkungsflächen die Höhe der im Untersuchungsgebiet auftretenden Gänsechäden generell gemindert werden kann, lässt sich zur Zeit noch nicht feststellen, da die Höhe der Gänsechäden stark witterungsabhängig ist und die extrem hohen Gänsechäden der Winter 1995/96 und 1996/97 (Abb. 1) vornehmlich auf die kalte Witterung zurückzuführen sind.

Schlussbetrachtung

Von Seiten der Landwirtschaft werden zwei Aspekte des beschriebenen Projektes besonders kritisch betrachtet. Zum einen besteht die Befürchtung, dass durch das zusätzliche Futterangebot in den Kerngebieten vermehrt Gänse aus anderen Gegenden angelockt werden, wodurch die Gänsezahlen in naher Zukunft wieder zunehmen könnten. Zum anderen könnten den Vertragsflächen benachbarte Felder besonders stark geschädigt werden. Dies könnte der Fall sein, wenn z.B. ein Winterweizenfeld neben einem Rübenacker liegt.

Um einen möglichen dauerhaften Erfolg des Projektes in Hinblick auf die

Schadensreduzierung abzusichern, sind daher im Rahmen des Konzeptes zur Schaffung von Ablenkungsflächen folgende Punkte zu klären:

■ Reduziert eine gezielte Anlage von zusätzlichen Futterflächen Schäden auf höherwertigen landwirtschaftlichen Kulturen?

■ Werden aufgrund der Ablenkfütterungen zusätzlich Wildgänse aus den umliegenden Schlafplatzkomplexen und ggfs. sogar aus anderen Überwinterungsgebieten angelockt?

■ Wie lange bleiben Gänsekonzentrationen, die sich auf den Ablenkungsflächen bilden, bestehen?

■ Verursachen diese Konzentrationen ggfs. auf den Nachbarflächen zusätzliche Beweidungsschäden, wenn die Futterflächen abgeäst sind?

Zur Beantwortung dieser Fragen soll u.a. die z.Z. in Zusammenarbeit mit einem weiteren Gänseforschungsprojekt durchgeführte individuelle Beringung von Wildgänsen dienen. Mit Hilfe der mittels farbiger Halsringe individuell markierten Gänse ist es möglich, die Wanderbewegungen einzelner Gänse, Gänsefamilien oder Gänsegruppen innerhalb eines Wintergebietes sowie zwischen den einzelnen Wintergebieten nachzuvollziehen. Nur mittels einer individuellen Markierung einer größeren Zahl von Gänsen sind zuverlässige Aussagen zu den Themenbereichen „Anlocken von Gänsen“ und „Aufenthaltsdauer auf Ablenkungsflächen“ zu erreichen. Es wäre daher wünschenswert, die individuelle Markierung von Gänsen im Projekt zu integrieren.

Zusammenfassung

Im Gänseüberwinterungsgebiet Unterer Niederrhein in Nordrhein-Westfalen wird z.Z. in einem mehrjährigen Gemeinschaftsprojekt von Naturschutz und Landwirtschaft untersucht, ob es möglich ist, mit der Anlage von zusätzlichen Äsungsflächen Schäden durch Gänseäsung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu vermindern. Dazu werden auf Ackerflächen Bewirtschaftungsverträge mit Landwirten abgeschlossen. Dabei können diese aus mehreren Paketen wählen. Besonders Flächen mit Ernteresten von Mais und Rüben sowie Ackergras werden von den Gänsen angenommen und z.T. intensiv genutzt. Erste Ergebnisse geben Anlass zu der Ver-

mutung, dass insbesondere im Herbst und Frühwinter eine gewisse Steuerung der Gänseäsung durch das Angebot von Ablenkungsflächen möglich ist. Ob sich durch das Angebot von Ablenkungsflächen die Höhe der im Untersuchungsgebiet auftretenden Gänsechäden generell mindern lässt, kann zur Zeit noch nicht festgestellt werden.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* (1989): Ergebnisse der Gänsezählungen am Niederrhein im Winter 1988/89. – *Charadrius* 25: 153–156.
- Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* (1991): Ergebnisse der Gänsezählungen am Niederrhein im Winter 1989/90. – *Charadrius* 27: 63–71.
- Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* (1992): Ergebnisse der Gänsezählungen am Niederrhein im Winter 1990/91. – *Charadrius* 28: 134–141.
- Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* (1993): Ergebnisse der Gänsezählungen im Winter 1991/92. – *Charadrius* 29: 145–150.
- Arbeitsgemeinschaft Wildgänse* (1996): Ergebnisse der Gänsezählungen im Winter 1992/93 und 1993/94. – *Charadrius* 32: 1–7.
- Ernst, P.* (1991): The influence of winter goose grazing on dry matter yields of grasslands in North Rhine-Westphalia. – *Ardea* 79: 187–190.
- Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox* (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – *Wetlands International Publ.* 48, *Wetlands International*, Wageningen.
- Mildenberger, H.* (1971): Wildschäden durch Gänse. – *Charadrius* 7: 13–15.
- Mooij, J. H.* (1984): Die Auswirkungen von Gänseäsung auf Grünland und Getreide, untersucht am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. Erste Ergebnisse. – *Z. Jagdwiss.* 30: 35–58.
- Mooij, J. H.* (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia/Germany. – *Die Vogelwarte* 37: 55–77.
- Mooij, J. H.* (1994a): Entwicklung der Gänsebestände und Gänsechäden in Nordrhein-Westfalen im gesamtdeutschen und westpaläarktischen Zusammenhang. – Bericht im Auf-

trag des MURL NRW, Biologische Station im Kreis Wesel, erstellt im Rahmen des F&E Vorhabens „Feuchtgebietsschutz in der BRD durch Monitoring der Wasservogelarten sowie durch Gebietsmonitoring speziell der Feuchtgebiete Internationaler Bedeutung gemäß RAMSAR-Konvention“, 49 S.

Mooij, J. H. (1994b): Vorschläge für das Gänsemanagement am Unteren Niederrhein. – Eigenverlag, Biologische Station im Kreis Wesel, Wesel – NAB e.V., 34 S.

Mooij, J. H. (1995): Bestandsentwicklung der Gänse in Deutschland und der westlichen Paläarktis sowie Bemerkungen zu Gänsechäden und Gänsejagd. – Berichte zum Vogelschutz 33: 47–59.

Mooij, J. H. (1997): The status of White-fronted Goose (*Anser a. albifrons*) in the Western Palearctic. – Vogelwarte 39: 61–81.

Mooij, J. H. (1998): Goose damage to grassland and winter cereals by White-fronted and Bean geese (*An-*

ser albifrons and *A. fabalis*) in the Lower Rhine area, Germany. – Die Vogelwarte 39: 264–280.

Mooij, J. H. & P. Ernst (1988): Wildgänse-äsung auf Grünland. – LÖLF Jahresbericht 1987, Recklinghausen: 41–46.

Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V. (1997): 1. Projektbericht: „Minderung von Gänsefraßschäden“. – Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NW, 17 S.

Roomen, M. van & J. Madsen (1992): Waterfowl and Agriculture: Review and future perspective of the crop damage conflict in Europe. – IWRB Spec. Publ., 21: 137–142.

Südbeck, P., Kaiser, H., Spilling, E. (1996): Alternative feeding sites for geese and swans in Niedersachsen, NW Germany: a recent management project to minimise land-use conflict. – Wetlands International Goose Specialist Group Bulletin, No. 7: 20–22

van Paassen, A. G. (1996): Ganzen in de landbouw – Verslag van twee praktijkproeven. – Centrum voor land-

bouw en milieu, Utrecht, Verslag CLM 244-1996, 115 S.

Wille, V. (1995): Störwirkungen auf das Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons* und *A. fabalis*). – Diplomarbeit Universität Osnabrück.

Wille, V. (1998): Ergebnisse der Gänsezählungen am Niederrhein der Winter 1994/95 bis 1996/97. – Charadrius 34: 75–89.

Anschrift der Verfasser

Martin Brühne, Dr. Manfred Schwöppe
Naturschutzzentrum im Kreis Kleve
Niederstraße 3
46459 Rees-Bienen

Dr. Johan H. Mooij
Biologische Station im Kreis Wesel
Diersfordter Straße 9
46483 Wesel

Volkhard Wille
NABU-Naturschutzstation
Bahnhofstraße 15
47559 Kranenburg

Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) in Brandenburg

von Torsten Langgemach

Im Zug- und Rastgeschehen von Gänsen, Schwänen und Kranichen in Europa spielt der Nordosten Deutschlands, damit auch das Gebiet von Brandenburg, eine zentrale Rolle. Tausende Saat- und Blässgänse, Höcker-, Sing- und Zwergschwäne rasten oder überwintern in Brandenburg, vor allem in den Flußbauen von Elbe, Havel und Oder. Der Kranich hat seine größten binnenländischen Rastplätze innerhalb Europas in Brandenburg. Für die meisten dieser Arten ist eine Zunahme der Zug- und Rastbestände in unserer Region im Laufe der letzten Jahrzehnte belegt. Dies ist insgesamt weniger ein Erfolg von Naturschutzmaßnahmen, sondern vielmehr zurückzuführen auf eine zunehmende Begünstigung der Vögel durch die Art und Intensität der Landnutzung, die mit einer erfolgreichen Anpassung der Vö-

gel an die gegenwärtigen Verhältnisse einhergeht.

Die Begünstigung der genannten Vogelarten durch die Landbewirtschaftung besteht vor allem in:

■ reichlichem und qualitativ gutem (kohlenhydrat- und eiweißreichem) Nahrungsangebot,

■ großen, übersichtlichen Schlägen, welche die Wahrung der Fluchtdistanz ermöglichen,

■ weitgehend ungestörten Verhältnissen.

Was den Vögeln förderlich ist, führt auf der anderen Seite zu Konfliktpotentialen, indem die Nutzung landwirtschaftlicher Kulturen auch mit Schäden an diesen Kulturen einhergehen kann. In Brandenburg besteht dieses Problem fast ausschließlich auf frisch gedrückten Getreideschlägen und jungen Saaten

(vor allem Gänse und Kraniche) sowie auf Raps (vor allem Schwäne). Dabei ist allein die Anwesenheit der Vögel nicht mit Schäden gleichzusetzen; selbst stark befressene Saat kann in Abhängigkeit von den Bedingungen noch gute Erträge bringen.

Vor dem Hintergrund dieser Situation wurde im Jahre 1994 durch das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg eine Studie zum „Management wandernder Wasservogelarten“ in Auftrag gegeben. Die in dieser 1995 erschiene- nen Studie enthaltenen Ausführungen sind der theoretische Ausgangspunkt für „praktische Erprobungen zum Gänsemanagement“, die in der Saison 1996/97 in verschiedenen Regionen Brandenburgs auf einer Gesamtfläche von 12.700 ha stattgefunden haben. In deren Auswertung wurden nicht nur die Ergebnisse dieser Versuchsflächen berücksichtigt, sondern es gingen auch Beobachtungsreihen aus weiteren neun Gebieten ein, in denen die Äsungsge- wohnheiten der Vögel protokolliert wurden. Die Erprobungen 1996/97 gin- gen von dem Grundsatz „Schadensver- hütung statt Schadensersatz“ aus. Ziel-

stellung war die modellhafte Überführung überregionaler Erkenntnisse und Erfahrungen zur Reduzierung von Schäden durch Gänse, Schwäne und Kraniche in die Praxis. Die in der Kooperation von Landwirtschaft, Jagd und Naturschutz gewonnenen Resultate sollen die Landwirte in Brandenburg in der Zukunft befähigen, in eigener Verantwortung wirkungsvoll nicht gegen die Vögel, sondern gegen mögliche Schäden durch diese vorzugehen. Dieser kurze Bericht beschränkt sich weitgehend auf die Darstellung der Ergebnisse dieser Praxiserprobungen.

Es zeigte sich, dass die Bevorzugung deutlich bei Kulturen liegt, die nicht schadensrelevant sind; ohne systematische Beeinflussung der Vogelscharen wurden Wintergetreide und Raps durch Gänse nur zu 19 % und durch Kraniche zu 8 % genutzt. Bei Schwänen liegt der Anteil wesentlich höher, wobei vor allem Raps genutzt wird. Bei Gänsen und Kranichen bieten die Nahrungspräferenzen günstige Voraussetzungen für den künftigen Umgang mit den genannten Arten.

Die in der Kooperation von Landwirtschaft, Jagd und Naturschutz gewonnenen Erkenntnisse bestätigen internationale Erfahrungen: Schäden lassen

sich deutlich reduzieren und teilweise völlig verhindern! Dabei hat es der Landwirt zum großen Teil selbst in der Hand, die Situation zu seinem Nutzen zu beeinflussen. Ungünstige Witterungsbedingungen können dazu führen, dass Schäden nicht vollständig abzuwehren sind. Im Ergebnis der Praxiserprobungen ist eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen zur Schadensregulierung möglich. Sie lassen sich im wesentlichen drei Grundprinzipien zuordnen:

1. Vertreibung der Vögel von potentiellen Schadflächen (vor allem aufgehende Saaten und Rapsschläge) und Duldung auf allen Flächen, die nicht schadensträchtig sind (vor allem Maisstoppel, Getreidestoppel, geerntete Kartoffel- und Rübenfelder, umgebrochene Mais- und Getreideschläge, Grünland, Brachen),
2. Aufwertung von Ablenkflächen für die Vögel und „Abwertung“ (Reduzierung der Attraktivität) potentieller Schadflächen bei Minderung der verbleibenden Gefährdung durch geeignete Maßnahmen,
3. Kooperation zwischen Landwirtschaft, Jagd und Naturschutz auf praktischer, behördlicher und wissenschaftlicher Ebene.

Die in Einzelgebieten Brandenburgs gewonnenen Resultate sind geeignet, auch in anderen Regionen des Landes zur Schadensminderung beizutragen. Wichtig ist in jedem Fall eine regional angepasste Strategie bei flexibler Kombination und gegebenenfalls Wechsel der Methoden. Da bei Schwänen das Vertreiben problematisch ist, sollte bei diesen vorrangig auf die Vernässung von Grünland und den Anbau von Winterzwischenfrüchten orientiert werden, der zur Schonung des Bodens aus landwirtschaftlichen Programmen gefördert wird; dadurch können Schwänen Äsungsflächen zur Verfügung gestellt werden, die sie von anderen Schlägen fernhalten.

Ein ausführlicher Beitrag erschien in den Berichten zum Vogelschutz, Bd. 37.

Anschrift des Verfassers

Torsten Langgemach
Landesumweltamt Brandenburg
Staatliche Vogelschutzwarte
Dorfstraße 34
14715 Buckow/Nennhausen



Fliegende Blässgänse. Foto: B. Königstedt.

Kann die Jagd zur Verringerung von Gänseschäden beitragen?

von Johan H. Mooij

1. Einführung

Gänsejagd hat in Nordamerika und Eurasien eine lange Tradition. Örtliche und periodische Gänsekonzentrationen wurden schon in prähistorischen Zeiten von dem jagenden Menschen als willkommene Bereicherung des Speisezettels genutzt. Auch aus altägyptischer (Fresken) und römischer Zeit sowie aus dem Mittelalter gibt es Belege für die Gänsejagd (u. a. Clason & Prummel 1978, Brehm 1824, Gesner 1669, Kaiser Friederich II. 1969, Ringleben 1957, van Mensch 1978, van Veldhuizen 1928, Wijngaarden-Bakker 1983). Sie wurden mit Beizvögeln und Schlingen sowie mit Lockvögeln und Netzen gefangen und mit Pfeilen und Wurfstöcken, später auch mit der Kugel oder mit Schrot, zum Teil sogar mit Schrotkanonen erlegt. Daneben wurden ihre Eier gesammelt. Methoden, die bis in dieses Jahrhundert hinein benutzt wurden (Alpheraky 1904, Bub 1995, Dementiev & Gladkov 1952, Gesner 1669, Lebret 1952, Nowak 1995, Ringleben

1957, Seebohm 1901, van Veldhuizen 1928, Syroechkovski et al. 1998). Über den Einfluß der Jagd auf die Bestände der einzelnen Gänsearten in den verschiedenen Epochen gibt es unterschiedliche Aussagen. So scheint das Verschwinden der Graugans aus großen Teilen Europas sowie der Schneegans aus der westlichen Paläarktis nicht nur auf Landschaftsveränderungen (insbesondere Trockenlegung von Feuchtgebieten) zurückzuführen zu sein, sondern ebenfalls auf eine Übernutzung der Bestände durch Eiersammeln, Fang von Jung- und Maueravögeln sowie die Bejagung (Alpheraky 1904, Bauer & Berthold 1996, Bauer & Glutz von Blotzheim 1968, Dementiev & Gladkov 1952, Teixeira 1979, Voous 1960). Auch die starke Nutzung der Gänsebestände in den arktischen Brutgebieten in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts könnte sich für einzelne Gänsearten negativ ausgewirkt haben (Dementiev & Gladkov 1952, Nowak 1995).

Tab. 1: Schätzungen der Bestandsgröße und Bestandstrends sowie der jährlichen Jagdstrecke von 55 Wasservogelarten in Nordamerika und der westlichen Paläarktis (Daten: Andersson 1996, Bartonek 1989, Boyd 1989, Kostin 1996, Krivenko 1996, Landry 1990, Madsen et al. 1996 & 1999, Martin & Padding 1998, Prikloński & Sapetina 1990, Rose & Scott 1994 & 1997, Hepburn 1984 & Rüger et al. 1986 in Rutschke 1990).

Estimates of population size, population trends and annual hunting bag of 55 waterbird species in Northern America and the Western Palearctic (Source: Andersson 1996, Bartonek 1989, Boyd 1989, Kostin 1996, Krivenko 1996, Landry 1990, Madsen et al. 1996 & 1999, Martin & Padding 1998, Prikloński & Sapetina 1990, Rose & Scott 1994 & 1997, Hepburn 1984 & Rüger et al. 1986 in Rutschke 1990).

Arten / species	Nordamerika / North America			W. Paläarktis / W. Palearctic		
	Bestand population size	Jagdstrecke hunting bag	%	Bestand population size	Jagdstrecke hunting bag	%
Schwäne/swans	186.400	0	0,00	650.500	48.000	7,38
Gänse/geese	10.905.000	3.600.000	33,01	3.234.000	482.000	14,90
Enten/ducks	72.157.100	16.288.000	22,57	35.675.500	11.338.500	31,78
Blässhuhn/Coot	0			4.000.000	250.000	6,25
Total	83.248.500	19.888.000	23,89	43.560.000	12.118.500	27,82
Krank geschossen/cripple loss (20%)		3.977.600			2.423.700	
Gesamtstrecke/ Total bag		23.865.600	28,67		14.542.200	33,38

1.1. Jagdstrecke

Jährlich werden in Nordamerika schätzungsweise nahezu 20 Mio. Wasservögel aus einem Bestand von schätzungsweise 83 Mio. und in der westlichen Paläarktis ca. 12 Mio. aus einem Bestand von 43,5 Mio. Wasservögeln zur Strecke gebracht. Rechnet man ca. 25 % der Strecke für krankgeschossene Vögel hinzu (Martin & Padding 1998, Mooij 1999), werden in beiden Erdteilen jährlich rund 30 % der Wasservogelbestände durch die Jagd entnommen (Tab. 1).

Von den Gänsen werden in Nordamerika laut offizieller Jagdstatistik jährlich ca. 33 % zur Strecke gebracht und in der westlichen Paläarktis ca. 15 % (Tab. 1, Kostin 1996, Krivenko 1996, Thompson 1996). Unter Berücksichtigung des sog. „cripple loss“ werden damit in Nordamerika jährlich 40–45 % und in der westlichen Paläarktis nahezu 20 % der Gänsebestände durch die Jagd entnommen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Jagdstrecken in der westlichen Paläarktis wahrscheinlich wesentlich höher liegen, als die offizielle Statistik vermuten läßt, da aus nur wenigen westpaläarktischen Staaten zuverlässige Jagdstreckenstatistiken vorliegen. Bei den Enten und Schwänen wurden die einzig vorliegenden Schätzungen genommen, während bei den Gänsen die niedrigsten der vorliegenden Zahlen verwendet wurden. Da die höchsten Schätzungen der Gänsestrecke der einzelnen Länder häufig 3–10fach höher lagen als die niedrigste Schätzung, ist es nicht abwegig davon auszugehen, dass die tatsächliche jährliche jagdliche Entnahme bei den Gänsen wahrscheinlich eher bei 30 als bei 20 % liegt.

Einschließlich „cripple loss“ werden in Nordamerika und der westlichen Paläarktis insgesamt jährlich schätzungsweise mindestens ca. 40 Mio. Wasservögel aus einem Bestand von ca. 126,5 Mio., d.h. ca. 31,6 % entnommen.

Es gibt eine Reihe von unterschiedlichen Gründen, warum Menschen Wasservögel jagen (Abb. 1).

Die älteste Form der Wasservogeljagd ist die Jagd zum Überleben. Diese Jagdform wird hier mit dem Begriff „Ernährungsjagd“ (auf Englisch „subsistence hunting“) angedeutet. Im größten Teil Nordamerikas und Eurasiens sind die Jäger jedoch zum Überleben

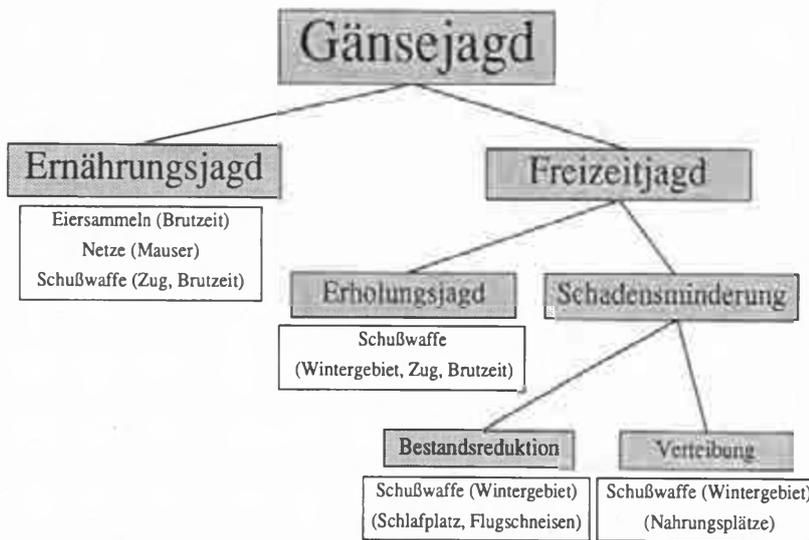


Abb. 1: Motivationen für die Gänsejagd in der westlichen Paläarkt
 Motivations for goose hunting in the western Palearctic.

nicht mehr auf die Jagd angewiesen, obwohl die Jagdstrecke durchaus eine willkommene Bereicherung des Speisezettels darstellen kann. Diese Formen der Jagdausübung wurden hier unter dem Begriff „Freizeitjagd“ (auf Englisch „recreational hunting“) zusammengefasst. Auch die Freizeitjagd kann man wieder aufgliedern in Jagd zum reinen Vergnügen des Jägers („Erholungsjagd“ oder auf Englisch „sport hunting“) und Jagd mit dem Ziel, Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen zu verringern („Schadensminderungsjagd“). Damit Schäden verringert werden können, gibt es wieder zweierlei Zielsetzungen: Schadensverringern durch eine generelle Reduktion der Bestände oder durch die Vertreibung der „Schadvögel“ von den gefährdeten Kulturen.

1.1.1. Ernährungsjagd

Unter dem Begriff „Ernährungsjagd“ werden hier alle Nutzungsformen der natürlichen Ressource „Wasservogel“ zusammengefasst, die der Erhaltung des täglichen Lebens dienen. In der Palä- und Nearktis wird diese ursprüngliche Jagdform gegenwärtig nur noch von der naturnah lebenden Urbevölkerung betrieben. In Nordamerika sind dies vornehmlich Indianerstämme, Aleuten und Inuit sowie in Eurasien z.B. Dolganen, Entzen, Evenken, Jakuten, Koryaken, Nganasanen, Nenzen, Saami, Tschuktschen. Daneben leben in der Arktis beider Kontinente Trapper, die zwar nicht zur Urbevölkerung gehören, für ihren Lebensunterhalt jedoch ebenso wie diese auf die Nutzung natürlicher

Ressourcen angewiesen sind. Vielfach wird von den erbeuteten Vögel nicht nur das Fleisch, sondern auch das Gefieder sowie Teile der Haut und der Knochen genutzt.

Nach heutigen Schätzungen aus Nordamerika und Russland nutzen Ureinwohner und Trapper jährlich ca. 1 % der Enten- und 5–6% der Gänsebestände (Tab. 2). Für sie gelten vielfach nicht die für die übrige Jägerschaft gültigen jagdlichen Einschränkungen. Neben der Jagd mit Schusswaffen werden mausernde Wasservögel sowie Jungvögel mit Netzen und Schlingen gefangen sowie Eier gesammelt.

1.1.1.1. Eiersammeln

Die Nutzung der Ressource „Vogeleier“ durch die indigene Bevölkerung erfolgt traditionell in einer nachhaltigen Weise, wobei immer nur wenige Eier aus einem Gelege entnommen werden. Auf der Taimyr-Halbinsel und im Lena-Delta erzählten Einheimische, dass sie bei Gänsen und Enten im Nest immer 2–3 Eier zurücklassen. Bei den Nicht-Einheimischen (z. B. GULAG-Brigaden und -Bewacher der 1930–1960er Jahre, Polarstations-Mitarbeiter, Geologen, Militärs) sieht/sah es häufig anders aus. Mitglieder dieser Nutzergruppen entnehmen/entnahmen meist das ganze Gelege, wodurch die Reproduktion regional vollkommen zum Erliegen kommt/kam. Eine derartig intensive Nutzung kann leicht zu Bestandsgefährdungen einzelner Populationen führen (Alphéraki 1904, Dementiev & Gladkov 1952, Nowak 1995, Thompson 1996, eigene Befragungen, Zöckler, pers. Mitt.).

Tab. 2: Schätzung der jährlichen Jagdstrecke aufgrund von Ernährungsjagd in der Arktis von Nordamerika und der Paläarkt (Daten: Bartonek 1989, Boyd 1989, Kostin 1996, Krivenko 1996, Martin & Padding 1998, Prikлонski & Sapetina 1990, Rose & Scott 1995 & 1997, Thompson 1996, Uspenski 1965).

Estimates of the annual hunting bag of subsistence hunting in the arctic region of Northern America and the Palearctic (Source: Bartonek 1989, Boyd 1989, Kostin 1996, Krivenko 1996, Martin & Padding 1998, Prikлонski & Sapetina 1990, Rose & Scott 1995 & 1997, Thompson 1996, Uspenski 1965).

Region	Gesamtbestand Total population		Jagdstrecke insgesamt Total hunting bag				Jagdstrecke in der Arktis Hunting bag in the Arctic			
	Enten/ducks	Gänse/geese	Enten/ducks		Gänse/geese		Enten/ducks		Gänse/geese	
			n	%	n	%	n	%	n	%
Nordamerika	72.157.100	10.905.000	16.288.000	22,6	3.600.000	33,0	989.741	1,4	554.608	5,1
Russland	73.714.000	3.536.000	13.500.000	18,3	350.000	9,9	600.000	0,8	200.000	5,7
Total	145.871.100	14.441.000	29.788.000	20,4	3.950.000	27,4	1.589.741	1,1	754.608	5,2

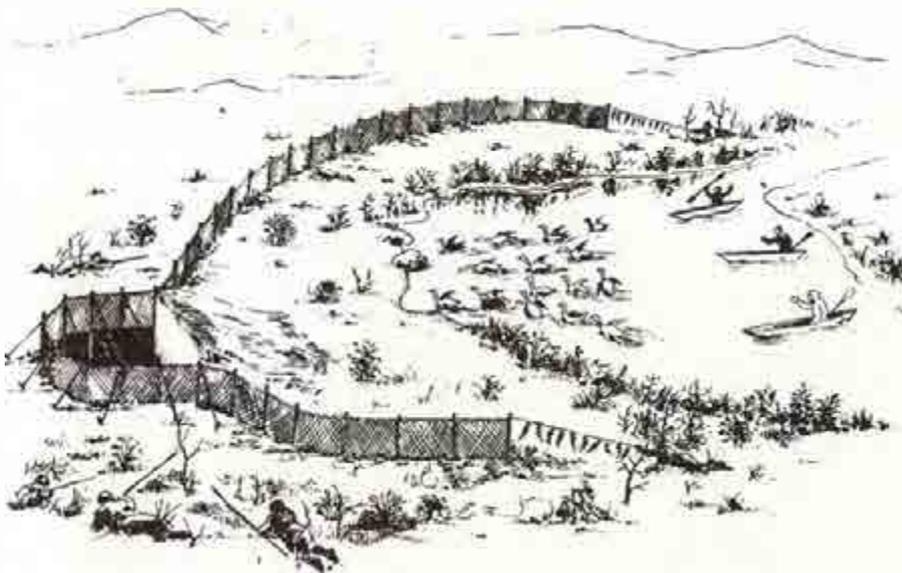


Abb. 2: Dolganen bei der Jagd auf mausernde Gänse mit einer mobilen Fanganlage (nach Popov 1937 in Nowak 1995).

Dolgans catching moulting geese by help of a mobil catching device (according to Popov 1937 in Nowak 1995).

1.1.1.2. Netzfang

Obwohl die Nahrung der arktischen Ureinwohner in erster Linie aus Rentierfleisch und Fisch bestand, verfügten sie über traditionelle, ausgeklügelte Vogelfangmethoden, wobei mausernde Gänse in transportable Fangnetz-Anlagen getrieben wurden (Abb. 2). Seit den 1930er Jahren wurde diese Technik in der russischen Arktis zunehmend von den neugebildeten „Artels“ (= Jagdgenossenschaften aus Berufsjägern und -fischern) übernommen und perfektioniert (Abb. 3). Ein Teil dieser Artels hatte bis etwa Mitte der 1960er Jahre die Anweisung, auch Massenfang von Gänsen zu betreiben, in der Periode des Zweiten Weltkrieges z. T. sogar mit einer festgesetzten Norm. Einzelfänge mit bis zu 2000 Vögel waren keine Ausnahme. Dass eine derart intensive Bejagung arktischer Gänse nicht als nachhaltig anzusehen ist, sollte offensichtlich sein.

Neben dem Fang mausernder Gänse gibt es bei den Urvölkern noch eine weitere traditionelle Nutzungsart von Wasservogelbeständen. Hierbei wurden Dunenjungen gefangen, von Hand großgezogen, bis Winteranfang in Gefangenschaft gehalten und anschließend geschlachtet und eingesalzen für den winterlichen Verzehr aufbewahrt. Diese Methode wurde, weil zu zeit- und arbeitsintensiv, von den Artels nie über-

nommen (Alphéraki 1904, Dementiev & Gladkov 1952, Nowak 1995, Seebohm 1901).

1.1.1.3. Abschuss

Ureinwohner und Trapper betreiben traditionell Wasservogeljagd mit Schusswaffen. Hierbei werden sowohl Flinten als auch Büchsen eingesetzt. Gejagt wird auf Gänsegruppen (Sammelplätze bei Ankunft der Gänse im Brutgebiet, Sammelplätze von Nicht-Brütern, Mauserplätze, Sammelplätze vor Abflug) sowie



Abb. 3: Ein „Artel“ (Jagd- und Fischereigenossenschaft) nach einer erfolgreichen Fangaktion mausernder Gänse in der sibirische Arktis (nach Nasimovitsch 1934 in Nowak 1995).

An „Artel“ (hunting and fishing company) after a successful catch of moulting geese in the siberian Arctic (according to Nasimovitsch 1934 in Nowak 1995).

auf einzelne Gänse während der Brutzeit. Die Jäger sind meist vereinzelt, selten in kleinen Gruppen unterwegs. Die Auswirkungen dieser Jagdform auf die Gänsebestände sind wahrscheinlich vornehmlich in der Störung sowie Zerstörung bestehender Paarbindungen und weniger in der hierdurch bewirkten generellen Bestandsentnahme zu suchen (Dementiev & Gladkov 1952, Kostin 1996, Nowak 1995, Rogacheva 1992, Thompson 1996).

1.1.1.4. Sonstige Jagdmethoden

Neben den beschriebenen Methoden werden Wasservögel für den Nahrungserwerb auch noch vereinzelt mit Eisen, Fallen, Schlingen, Hunden usw. gefangen. Es betrifft hier jedoch vornehmlich Einzelentnahmen, die zahlenmäßig kaum ins Gewicht fallen.

1.1.1.5. Zusammenfassung Ernährungsjagd

Zusammengefasst ist festzustellen, dass die traditionelle Ernährungsjagd auf Wasservögel in der Arktis, so wie diese von den Ureinwohnern und den dort lebenden Trappern betrieben wird, im allgemeinen als eine nachhaltige Nutzung betrachtet werden kann, solange die Bevölkerungsdichte nicht zu hoch wird und die jagdliche Ausbeute sowie Teile davon nicht verkauft werden dürfen. Ernährungsjagd durch andere Gruppen entspricht vielfach nicht den Prinzipien einer „wise use“-Nutzung.

1.1.2. Freizeitjagd

Die Freizeitjagd auf Wasservogel ist in Nordamerika und Europa weit verbreitet und hat die Ernährungsjagd an Bedeutung gegenwärtig bei weitem überflügelt. Millionen von Jägern gehen tagtäglich ihrem Beruf nach, kaufen ihre Lebensmittel zum täglichen Verbrauch beim Händler und gehen in ihrer Freizeit zur Jagd. Die Motivation zu Jagen kann durchaus noch der Erwerb von Wildbret sein, doch die Jagdbeute ist für den Lebensunterhalt von untergeordneter Bedeutung. Bestandsrückgänge führen zu jagdlicher Enthaltbarkeit oder jagdlichen Einschränkungen und damit zu einer Beeinträchtigung der Freizeitbeschäftigung, nicht jedoch zu einer Bedrohung des täglichen Lebensunterhalts.

1.1.2.1 Erholungsjagd

Der Erholungsjäger hat ein mehr oder weniger anstrengendes Berufsleben, die Jagd ist sein Hobby und dient vornehmlich der Erholung. Er genießt den Aufenthalt in der Natur, die Spannung beim Aufsuchen und Auflauern des Wildes, die Aufregung vor und die Entspannung nach dem Schuss, das gesellschaftliche Leben in der Gruppe der Gleichgesinnten. Das Erleben und die Erinnerung sind wichtiger als Wildbret (*Kalchreuter* 1980).

Die Erholungsjagd findet mittlerweile in allen Teilen des eurasischen Wasservogellebensraumes statt.

Erholungsjagd im arktischen Brutgebiet Eurasiens: Aufgrund der schwierigen Transportbedingungen wurde die Wasservogeljagd in den arktischen Brut- und Mauseergebieten bis Anfang des 20. Jahrhunderts nahezu vollkommen den Ureinwohnern und Trappern überlassen.

Seit der Oktober-Revolution wurde das Jagdwesen in der damaligen Sowjet-Union im Rahmen der von der neuen Staatsführung angestrebten optimierten Nutzung aller natürlichen Ressourcen zu einem Wirtschaftszweig des Staates erklärt und neu organisiert. Es sollten nicht nur Bodenschätze gesucht und gewonnen werden, sondern auch die dort vorkommenden Tiergruppen verstärkt genutzt werden. An vielen Stellen wurden neue Siedlungen errichtet, von denen die bedeutsamste, No-

riisk, zur Zeit des Kalten Krieges von mehr als 300000 Menschen bewohnt wurde. Daneben wurden an vielen Stellen Strafgefangenenlager (GULAG), Polarstationen zur Wetterbeobachtung, Militäranlagen und Flugstreifen mit ständiger Besatzung errichtet, und überall in der russischen Arktis betrieben Geologen, Geodäten und Topographen sowie Jagd- und Fischereigenossenschaften zeitlich befristete oder permanente Siedlungen. Die GULAG-Bewacher, Einwohner der aus dem Tundraboden gestampften Siedlungen, die Militärs sowie die Belegschaft der Polarstationen und geologischen Expeditionen waren vielfach passionierte und rücksichtslose Jäger, die neben der harten Arbeit die Zeit und Möglichkeiten fanden, ungehindert ihrem Jagdhobby nachzugehen. Obwohl ein Teil der Jagdbeute sicherlich noch einen Beitrag zur Selbstversorgung darstellte, wurde die Jagd vielfach als Zeitvertreib betrieben. Diese Jägergruppe war vielfach recht mobil, verfügte anfänglich über Boote und Schlitten mit Hundegespannen, später auch über Motorboote und -schlitten, Wasserflugzeuge, Hubschrauber und Kettenfahrzeuge. Geschossen wurde mit Schrot und Kugel, bejagt wurden Frühjahrs- und Nichtbrüter-Ansammlungen, Brut- und Mausevögel sowie Herbstansammlungen. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts drängten auch vermehrt Sportjäger in die Tundra hinein. Wasservogeljagd mit Hilfe von Attrappen insbesondere im Frühjahr ist weit verbreitet. Viele Einwohner der tundranahen Siedlungen verfügen über Motorboote und/oder Datschen in der Tundra, andere lassen sich per Hubschrauber in jagdlich interessante Gebiete fliegen. Obwohl diese Entwicklung durch die heutigen wirtschaftlichen Schwierigkeiten (vorläufig?) gegenwärtig stagniert, haben diese unkontrollierten jagdlichen Aktivitäten aufgrund der Bestandsentnahme und Störungen in für die Reproduktion empfindlichen Bereichen regional sicherlich negative Auswirkungen auf Wasservogelbestände (*Dementiev & Gladkov* 1952, *Kostin & Mooij* 1995, *Kostin* 1996, *Nowak* 1995, *Rogacheva* 1992).

Erholungsjagd außerhalb der arktischen Brutgebiete Eurasiens: Die meisten Wasservogelarten werden in ihrem gesamten Lebensraum mehr oder weniger intensiv bejagt (*Lampio* 1974, 1982a

u. b, *Mooij* 1999, *Priklonski & Sapetina* 1990, *Rutschke* 1987, 1990, 1992). Die Vögel werden vornehmlich entlang der Zugwege, an den Zwischenrastplätzen und im Überwinterungsgebiet bejagt. Meist werden sie mit Attrappen oder Lockrufen angelockt oder beim Morgen- bzw. Abendflug in Nähe der Schlafplätze aus einem Versteck bzw. Anstand bejagt. Mancherorts pirschen sich die Jäger per Boot bzw. zu Fuß an Wasservogelkonzentrationen heran.

Der weitaus größte Teil der Jahresstrecke geht auf das Konto der Erholungsjäger, wobei die Bedeutung der Strecke als zusätzliche Nahrungsgrundlage von Ost nach West abnimmt. In einigen Teilen Europas hat die Wasservogeljagd in den letzten Jahren jedoch als Wirtschaftsfaktor an Bedeutung gewonnen aufgrund des sich verstärkenden Jagdtourismus. Jäger sind zunehmend mobil. So gibt es immer mehr Waidmänner, die für teures Geld von den großzügigeren Jagdmöglichkeiten im Ausland Gebrauch machen möchten. So ist z. B. der Jagddruck in einer Reihe osteuropäischer Länder aufgrund des organisierten Jagdtourismus in den letzten Jahren enorm gestiegen und hat zum Teil ein nicht mehr verantwortbar hohes Niveau erreicht.

1.1.2.2 Jagd zur Schadensminderung

In einer Reihe von Ländern, vornehmlich im Westen – aber in den letzten Jahren auch vermehrt im Osten Europas –, gibt es zunehmende Probleme mit durch Wasservogel verursachten Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen (siehe z. B. *Gemmeke* 1998, *Madsen et al.* 1999, *Mooij* 1984 & 1998a, *Rutschke* 1987, *van Roomen & Madsen* 1991). Dort, wo solche Schäden auftreten, hört man sehr schnell den Ruf nach Bestandsregulierung und Vertreibung der Wasservogelschwärme durch die Jagd.

1.1.2.2.1 Bestandsreduktion

Bei der Argumentation für die Bestandsregulierung/Bestandsreduktion bestimmter Wasservogelbestände durch die Jagd geht man davon aus, dass durch die intensive Landwirtschaft im Überwinterungsgebiet und jagdliche Einschränkungen seit Mitte des 20. Jahrhunderts die Wasservogelbestände stark zugenommen haben, wodurch Schäden in

der Landwirtschaft entstanden sind. „Menschliche Wirtschaft führte letztlich zum Anstieg der Gänsepopulationen. Der Mensch hat daher auch die Pflicht, solche Wildtierpopulationen zum Schutz der Vegetation zu regulieren, wie es beispielsweise beim Schalenwild selbstverständlich gefordert wird“ (DJV-„Resolution zum Management von Wildgänsen“, 1998).

Gegen diese Argumentation spricht, dass z. B. das gegenwärtige Niveau der westpaläarktischen Gänsebestände trotz der positiven Bestandsentwicklung der meisten Gänsearten in Westeuropa immer noch weit unter dem Niveau zur Mitte des 19. Jahrhunderts liegt (siehe Mooij, in diesem Band) und die Wasservogelstrecken seit Mitte des 20. Jahrhunderts eher zu- als abgenommen haben (Mooij 1999). Darüber hinaus sind die Ursachen für den Anstieg und Rückgang einzelner Wasservogelarten weitgehend unbekannt. Wetlands International (weltweiter Koordinator der Wasservogelzählungen) warnt davor, aus den vorliegenden Bestandszahlen den Schluss zu ziehen, dass bei einzelnen Arten eine reale Bestandszunahme vorliegt, da innereuropäische Verschiebungen und ein sich von Jahr zu Jahr besetztes Zählnetz hierbei sicherlich eine wichtige Rolle in einer noch nicht abschätzbaren Größe spielen (Rose & Scott 1997, Rose & Taylor 1993, Rose 1995). Hinzu kommt, dass es seit einiger Zeit zwar mehr oder weniger zuverlässige Schätzungen der Gesamtbestände gibt, aber nur grobe, recht unzuverlässige Schätzungen der Gesamtstrecken für die westliche Paläarktis, so dass eine verantwortbare Bestandsregulation (noch abgesehen von der Tatsache, ob diese überhaupt möglich ist!) gegenwärtig unmöglich ist.

Die Nahrungsaufnahme von Gänsen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen führt regional zu Ertragseinbußen einzelner Landwirte. Dieses Problem kann nicht durch eine pauschale Bestandsreduktion gelöst werden, weil dadurch zwar die Gesamtzahl der Gänse reduziert wird, aber eine Verringerung der Zahl weidender Gänse nur auf den suboptimalen Flächen (wo meist keine Schäden auftreten) erreicht wird, während die Zahl der Gänse in den optimalen Bereichen, wo regelmäßig Schäden auftreten, nur unwesentlich beeinflusst wird.

Der Versuch, Wasservogelschäden durch eine generelle Bestandsreduktion zu verringern scheint deshalb wenig erfolgversprechend und könnte darüber hinaus leicht zu ungewollten Bestandsgefährdungen führen.

1.1.2.2.2. Vertreibung

Wasservogelschäden sind ein relativ punktuell Problem, wobei nicht die Zahl der Wasservögel in der Region ausschlaggebend ist, sondern die Zahl der regelmäßig auf der gefährdeten Kultur äsenden Wasservögel. Eine Vermeidung bzw. Verringerung der Schäden kann daher nur durch eine gezielte kleinflächige Vertreibung der Vögel von der gefährdeten Kultur erreicht werden. Ob die Jagd, aufgrund der weittragenden Störwirkung eines Schusses, wodurch auch benachbarte, auf nicht gefährdeten Kulturen weidende Vögel vertrieben werden, hierzu das geeigneteste Mittel ist, scheint fraglich.

Die Vertreibung von Wasservögeln von gefährdeten landwirtschaftlichen Kulturen sollte jedoch primär Sache des Bewirtschafters und nicht des Jagd ausübungsberechtigten sein.

1.2. Nachhaltige Nutzung von Wasservögeln

Seit die Erkenntnis sich durchgesetzt hat, dass der Mensch nahezu überall auf unserer Erde die natürlichen Ressourcen in einem Übermaß nutzt, sind die Begriffe „wise use/sustainable use“ oder „nachhaltige Nutzung“ in einer Reihe internationaler Abkommen fixiert und soll auch die Jagd auf eine nachhaltige Weise betrieben werden. In seinem „Jagd- und verbandspolitische Positionen“ stellt der Deutsche Jagdschutz-Verband, in dem nahezu 90 % der deutschen Jäger Mitglied sind, fest: „Die Jägerschaft bekennt sich ausdrücklich zur Jagd als einer Form der nachhaltigen Nutzung, die die Betreuung des Wildes und seiner Lebensräume einschließt.“ Eine nachhaltige Nutzung von Wasservogelbeständen ist jedoch nur möglich, wenn bekannt ist, wieviel Vögel es von jeder Art gibt, wieviel jährlich dazu kommen, wieviel Vögel jährlich auf natürliche Weise abgängig sind und wieviel jährlich durch die Jagd entnommen werden und im nachfolgenden Jahr entnommen werden können. Auf der Basis

solcher Monitoring-Daten wäre es dann möglich, jährlich zu entscheiden, ob eine Art bestandsschonend bejagt werden kann, und wenn ja, wie hoch die jährliche Entnahme durch die Jagd sein kann. Anschließend sollte aus den aktuellen Monitoring-Daten pro Art eine geschätzte vertretbare Gesamt-Abschussquote für den Gesamtlebensraum abgeleitet werden, die mit Hilfe nationaler Abschussquoten über die Lebensraumstaaten verteilt wird. Hierbei sollten – nach dem Prinzip „Ernährungsjagd geht vor Freizeitjagd“ – eingeborene Völker und ihre Jagdtraditionen besonders berücksichtigt werden.

Zur Zeit liegen jedoch nur einigermaßen flächendeckende Bestandsdaten vor, während es über den jährlichen Abschuss nur äußerst lückenhafte Angaben gibt. Daher ist eine nachhaltige Nutzung von Wasservogelbeständen gegenwärtig nicht möglich.

2. Jagd als Mittel zur Verringerung von Gänseschäden

Gänse der Gattungen *Anser Brisson* und *Branta Scopoli* gehören gemäß § 2 Bundesjagdgesetz (BJG) zu den Tierarten, die dem Jagdrecht unterliegen. Nach Bundesjagdzeitenverordnung vom 2. April 1977 dürfen Bläss-, Saat-, Ringel- und Kanadagans in Deutschland vom 1. November bis 15. Januar und die Graugans darüber hinaus auch noch im August bejagt werden. In den Bundesländern Baden-Württemberg, Berlin, Hessen, Rheinland-Pfalz und Thüringen wurden die Jagdzeiten für Wildgänse aufgehoben und in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen dürfen nur Graugänse bejagt werden. In den Bundesländern Bayern, Brandenburg, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein gelten die Jagdzeiten der Bundesjagdzeitenverordnung bzw. sogar darüber hinaus gehende Jagdzeiten (z. B. Mecklenburg-Vorpommern).

Als Begründung für die Gänsejagd wird angeführt, dass die waidgerechte Gänsejagd eine legitime Form der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen darstellt, die zur Erhöhung der Effizienz von Vertreibungsmaßnahmen im Rahmen der Minderung von Gänseschäden sowie zur Regulierung der Bestände notwendig ist (u. a. DJV-Resolu-

tion „Zum Management von Wildgänsen“, Goretzki in diesem Band).

Im folgenden Abschnitt soll jetzt versucht werden in ähnlicher Form wie ein medizinisches Therapieverfahren die „Krankheit“ (Gänsechäden) zu diagnostizieren sowie die Eignung des empfohlenen „Medikaments“ (Jagd) abzuschätzen.

Über das Auftreten von Gänsechäden gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die Ernteeinbußen für die Landwirtschaft als Folge von Gänsefraß belegen (siehe z. B. Brühne et al. in diesem Band, Ernst 1991, Gemmecke 1998, Königstedt & Südbeck in diesem Band, Lauenstein in diesem Band, Lauenstein & Südbeck 1999, Mährlein in diesem Band, Mooij 1984 u. 1998a, Mooij & Ernst 1988, Rohde in diesem Band, Roomen & Madsen 1992, Spilling in diesem Band, Spilling et al. 1999). Damit scheint die Existenz der „Krankheit“ ausreichend belegt.

Das als Gegenmittel empfohlene „Medikament“ Jagd hat wie alle Medikamente Wirkungen und Nebenwirkungen. Wenn die positiven Wirkungen und Nebenwirkungen (im Folgenden angedeutet als „Wirkungen“) die der negativen (im Folgenden als „Nebenwirkungen“ angedeutet) überwiegen, ist das Medikament als wirksam zu empfehlen.

2.1. Wirkungen der Jagd bei der Minderung von Gänsechäden

In den 90er Jahren waren bundesweit zwischen 0,05 und 0,2 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen, verstreut über acht nördliche Bundesländer, von Wasservogelschäden (Enten, Gänse, Schwäne) betroffen (Gemmecke 1998, Roomen & Madsen 1992). Schäden treten immer regional und punktuell, nie flächendeckend auf und eine Reihe von Untersuchungen belegt, dass die Höhe der Gänsechäden weitgehend unabhängig von der Bestandshöhe der Gänse in einem Gebiet ist. Die Schadenshöhe ist vielmehr witterungsabhängig; in kalten Wintern ist der Anteil der Gänse, der bevorzugt Nahrung auf Ackerflächen sucht, höher als in durchschnittlichen und milden Wintern. Durch die höheren Ausgleichszahlungen für Ackerschäden als für Schäden auf Grünland steigt die Gesamtsumme der Gänsechäden in kalten Wintern erheblich an. Neben Witterungseinflüssen spielen jedoch auch

die Art der angebauten Kulturpflanzen, Bodenqualität, Staunässe, Bearbeitungsunterschiede innerhalb der Fläche eine zum Teil bedeutende und wichtigere Rolle bei geringeren Erträgen auf einzelnen Flächen bzw. Flächenteilen (u. a. Gemmecke 1998, Mooij 1998a, Mooij & Südbeck 1999, Patterson 1991, Patterson et al. 1989, Percival & Houston 1992, Summers 1990, Spilling 1998, Teunissen 1996).

Der Konflikt zwischen der heutigen Landwirtschaft und den Wasservögeln zeichnet sich durch zwei zusammenlaufende Entwicklungen aus. Einerseits hat sich die landwirtschaftliche Nutzung in Westeuropa in den letzten Jahrzehnten immer weiter intensiviert, wodurch in den traditionellen Wasservogelhabitaten zunehmend hochwertige und kostenaufwendige Futter- bzw. Nahrungsmittel angebaut wurden (Grünland wurde zu Acker bzw. Futtergrasflächen mit mehreren Schnittnutzungen, geänderte Fruchtfolge auf Ackerflächen, verstärkter Anbau von fraßempfindlichen Kulturen), bei gleichzeitiger Verringerung der Rentabilität der landwirtschaftlichen Betriebe. Andererseits stellte eine Reihe von Wasservogelarten in der gleichen Periode ihre Nahrungsgewohnheiten gezwungenermaßen um und ernährte sich zunehmend auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, wodurch nicht nur die Winterbestände und regionalen Konzentrationen einzelner Arten im Westen Europas, sondern auch die durchschnittliche Schwarmgröße zunahm. Ein Zusammenwirken dieser Faktoren verursachte die gegenwärtigen Schadensprobleme. Deshalb ist der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasservögeln nicht nur in einer vorübergehenden Zunahme der Wasservogelbestände zu suchen, sondern ebenfalls in der fortschreitenden Intensivierung der Landwirtschaft (vgl. dazu van Eerden et al. 1996).

Eine Lösung der lokal auftretenden Probleme auf dem Wege der jagdlichen Bestandsreduzierung zu suchen, entbehrt daher jeder fachlichen Grundlage. Darüber hinaus ist die schadensmildernde Wirkung der Gänsejagd niemals belegt. So treten in Belgien, wo Gänse nicht bejagt werden, nur selten Schäden auf, während in den Niederlanden und Deutschland trotz mehr oder weniger intensiver Gänsejagd, alljährlich erhebliche Schäden durch Gänsefraß auftreten

(De Waard in diesem Band, Kuijken 1969, 1975, Madsen et al. 1999, Roomen & Madsen 1992). Auch innerhalb Deutschlands gibt es keine Hinweise, dass in den Bundesländern, wo arktische Gänse bejagt werden, geringere Schäden auftreten als in Ländern, wo sie keine Jagdzeit haben (siehe u. a. Gemmecke 1998, Mooij 1999b).

Das Vertreiben nahrungsuchender Gänse von fraßempfindlichen Kulturen durch lokale Vergrämungsabschüsse ist vornehmlich auf den Störeffekt der Schüsse zurückzuführen. Der hierdurch erzielte Vertreibungseffekt kann jedoch ebenso durch Knallgeräte erreicht werden, ohne Gänse zu erlegen. Nachteil beider Methoden ist die weittragende Störung, die auch Gänse von benachbarten Flächen mit nicht-gefährdeten Kulturen vertreibt. Eine lokale Vertreibung mittels (beweglichen) Scheuchen bzw. einem gezielten Einsatz von Personen oder Tieren (z. B. Hund) ist daher jeglicher Jagdausübung vorzuziehen. Lokale Vergrämungsabschüsse sind selten zielführend und lediglich geeignet, drohende Schäden zu verschieben, ohne diese vermeiden zu können. Durch die häufigen Störungen durch Jagd wird der Energieverbrauch der Vögel erhöht und die Scheuchwirkung verursacht eine Konzentrierung auf jeweils ruhige Flächen, wo es erst dadurch zu Problemen kommen kann (Mooij & Südbeck 1999, Wille 1995).

2.2. Nebenwirkungen der Jagd

Neben der direkten Auswirkung, nämlich der Bestandsentnahme, hat die Jagd eine Reihe von nicht-kontrollierbaren Nebenwirkungen (Bell & Owen 1990, Geiersberger & Zach 1997, Jettka 1986, Kalchreuter & Guthörl 1997, Keller 1991, Kuijken 1969, 1975, Madsen 1994 & 1998, Madsen & Fox 1995, Madsen & Noer 1996, Meire & Kuijken 1991, Meltofte 1996a, 1996b, Mooij 1982, 1990, 1991a, 1991b, 1992, 1993 & 1999, Naacke 1997, Noer & Madsen 1996, Owen & Black 1990, Pain 1992, Repper 1986, Rusanov 1990, Wille 1995) z. B.:

- (Blei)schrotbelastung für Vögel und Umwelt;
- vermehrte Scheueit der Vögel, wodurch Größe und Nutzungsintensität von Rastplätzen und Nahrungsflächen eingeschränkt werden;
- größere Störreizanfälligkeit der Vö-

gel (häufigeres Aufschrecken und Auf-fliegen),

■ unnötige großflächige Störung rastender und nahrungssuchender Vögel (erhöhter Energiebedarf und Beeinträchtigung der Kondition der gestörten Vögel);

■ (Zer)störung von Sozialstrukturen (Trennung von Partnern bzw. Eltern und Jungvögeln);

■ negative Auswirkungen auf Überlebensrate und Reproduktionserfolg;

■ die Konzentration der Rastvögel in störungsärmeren Gebieten (Gefahr von Vegetationsschäden, Übertragung von Krankheiten usw.);

■ z.Z. noch nicht abschätzbare Änderungen der Alters- und Geschlechtsverteilung sowie des genetischen Potenzials;

■ mittel- bis langfristige Änderungen der Raumnutzungsmuster;

■ Verwechslungsgefahr und Gefährdung nicht-jagdbarer Arten (z. B. Zwerggans, Kurzschnabelgans).

Aufgrund dieser Nebenwirkungen greift die Jagd wesentlich in das gesamte Verhalten der Wasservögel sowie in die Wechselbeziehungen zwischen Wasservögeln und Umwelt ein. Da die mittel- bis langfristigen Auswirkungen dieser Nebenwirkungen weder bekannt noch abschätzbar sind, gerät die Gänsejagd zweifellos in Konflikt mit Wort und Sinn des Prinzips einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen.

2.3. Bilanz der Wirkungen und Nebenwirkungen

Ziehen wir jetzt die Bilanz der Wirkungen und Nebenwirkungen des „Medikamentes“ Jagd zur Bekämpfung der Krankheit „Gänsechaden“, dann zeigt sich, dass die Jagd eine äußerst zweifelhafte Wirkung bei der Verringerung von Gänseschäden spielt, möglicherweise sogar kontraproduktiv ist, während sie eine Reihe von bedeutenden Nebenwirkungen zeigt, die im Sinne einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen nicht vertretbar sind. Aus diesen Gründen sollte die Jagd nicht als Instrument zur Verringerung von Gänseschäden eingesetzt werden.

3. Schlussbemerkungen

Die fortschreitende Intensivierung der Landwirtschaft und die gewachsenen Gänsezahlen, die sich zunehmend auf

Kulturflächen ernähren, haben in den meisten westeuropäischen Ländern zunehmend zu Problemen zwischen Landwirten und Wasservögeln geführt (*van Roomen & Madsen 1992, Madsen et al. 1999*). Diese Entwicklung wurde durch den Verlust der ursprünglich besiedelten Lebensräume in ausgedehnten Feuchtgebieten und der Nährstoffanreicherung v. a. auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen stark anthropogen begünstigt (*van Eerden et al. 1996*).

Eine Lösung der in den einzelnen Gänseregionen durch lokale Gänsechäden entstandenen ökonomischen Probleme einzelner Landbewirtschaftler lässt sich nur regional finden und umsetzen. Die Situation der Landwirtschaft, das Landschaftspotenzial, die Vorkommen, Häufigkeiten und Verteilungen der einzelnen Gänsearten, die Störwirkungen usw. unterscheiden sich so gebietspezifisch, dass es sinnvolle Pauschallösungen nicht geben kann. Regionale Konzepte zur Konfliktminimierung müssen jedoch in ein überregionales Gesamtkonzept zum Management von Gänsechäden eingebettet sein. Denn ohne Berücksichtigung der erheblichen Vernetzungen unterschiedlicher Teilpopulationen und Regionen ist eine zukunftsfähige Lösung auch nicht denkbar. Dieses Gesamtkonzept muss auf einer soliden Datenbasis und tiefgehenden Kenntnissen zur Nahrungsökologie und Raumnutzung der Gänse fußen. Unterschiedliche Jagdstrategien in den einzelnen Teilen des Winterareals führen mittel- bis langfristig zu Verschiebungen von Gänsekonzentrationen und Gänsechadensproblemen und können nicht zu einer sinnvollen Lösung der Probleme beitragen. Aufgrund ihrer fehlenden Wirksamkeit und bedenklichen Nebenwirkungen kann die Jagd nicht zu einer Verringerung von Gänsechäden beitragen.

Darüber hinaus wäre die grundsätzliche Frage zu klären, ob die Gänsejagd unter Berücksichtigung der beschriebenen Bedingungen, der vielen offenen Fragen und äußerst mangelhaften Streckenerfassung mit dem Ziel einer nachhaltigen Nutzung von Wildbeständen überhaupt zu vereinbaren ist.

4. Literatur

Alphéraki, S. (1904): Geese of Russia. – Kutschnerew & Co, Moscow.

Andersson, Å. (1996): Population Dynamics and Harvest of Greylag Goose. – In: Kalchreuter, H. (Hrsg.) (1996): Wasservogel des Ostseeraums: 78–80.

Bartonek, J. C. (1989): Status of waterfowl, cranes, and other waterbirds in North America. – In: Boyd, H. & J.-Y. Pirot (Hrsg.): Flyways and reserve networks for waterbirds. IWRB Spec. Publ. 9, Slimbridge: 64–75.

Bauer, H.-G. & P. Berthold (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. – Aula Wiesbaden.

Bauer, K. M. & U. N. Glutz von Blotzheim (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Anseriformes. 2. Akad. Verlagsges., Frankfurt/Main.

Bell, D. V. & M. Owen (1990): Shooting disturbance. A review. in: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): Managing Waterfowl Populations. – IWRB Spec. Publ. 12, Slimbridge: 159–171.

Boyd, H. (1989): Waterfowl population levels in North America and their use in identifying Canadian wetlands of importance for breeding waterfowl. – In: Boyd, H. & J.-Y. Pirot (Hrsg.): Flyways and reserve networks for waterbirds. IWRB Spec. Publ. 9, Slimbridge: 76–84.

Brehm, C. L. (Hrsg.) (1824): Ornithologie oder das Neueste und Wichtigste der Vogelkunde. – Schmidt, Jena.

Clason, A. T. & W. Prummel (1978): Een glimp van de Nederlandse avifauna uit het verleden. – Het Vogeljaar 26: 209–217.

Dementiev, G. P. & N. A. Gladkov (Hrsg.) (1952): Ptitsy Sovetskogo Sojusa. Tom II. – Sovetskaja Nauka, Moskau.

Ernst, P. (1991): The influence of winter goose grazing on dry matter yields of grasslands in North Rhine-Westphalia. Ardea 79: 187–190.

Geiersberger, I. & P. Zach (1997): Jagd in Naturschutzgebieten: Auswirkungen der Wasservogeljagd auf Rastbestände von Gründelenten. – Z. Ökologie u. Naturschutz 6: 219–224.

Gemmeke, H. (1998): Schäden durch Wildgänse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen – Ergebnisse einer Umfrage. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 50: 88–98.

Gesner, C. (1669): Gesneri Redivivi, aucti & emendati Tomus II. oder vollkommenes Vogelbuch. – Nachdruck 1981, Schlüter, Hannover.

Jettka, H. (1986): Jagdstreckenauswer-

- tung der Stockenten in einem Revier des Münsterlandes in Nordrhein-Westfalen. – Z. Jagdwiss. 32: 90–96.
- Kaiser Friedrich II. (1969): *De arte venandi cum avibus*. – Reprint, Graz.
- Kalchreuter, H. (1980): Die Sache mit der Jagd. Pro und contra. – Fischer, Frankfurt/Main.
- Kalchreuter, H., Guthörl, V. (1997): Wildtiere und menschliche Störungen, Problematik und Management. – Hoffmann, Mainz.
- Keller, V. (1991): The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding sites of geese (*Anser brachyrhynchus*, *A. anser*), wintering in north-east Scotland. – *Ardea* 79: 229–231.
- Kostin, I. O. (1996): Subsistence hunting of arctic Anatida in Russia. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 1083–1089.
- Kostin, I. O. & J. H. Mooij (1995): Influence of weather condition and other factors at the reproductive cycle of Red-breasted Geese *Branta ruficollis* at the Taymyr peninsula. – *Wildfowl* 46: 45–54.
- Krivenko, V. G. (1996): Wildfowl (Anatidae) in the former USSR. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 303–317.
- Kuijken, E. (1969): Grazing of wild geese on grasslands at Damme, Belgium. – *Wildfowl* 20: 47–54.
- Kuijken, E. (1975): Oecologie van overwinterende ganzen te Damme (W.VI.) in Westeuropes verband. – Diss. Univ. Gent.
- Lampio, T. (1974): Hunting rationalization studies. – *Finnish Game Research* 34: 3–13.
- Lampio, T. (1982a): Hunting rationalization – a tool for management of waterfowl populations. – In: Proc. of Second technical meeting on western palearctic migratory bird management, Paris 1979 – IWRB, Slimbridge: 107–112.
- Lampio, T. (1982b): National and local requirements for regulation of waterfowl shooting pressure. – In: „Managing Wetlands and their birds“: Proc. of Third technical meeting on western palearctic migratory bird management, Münster 1982 – IWRB, Slimbridge: 293–301.
- Landry, P. (1990): Hunting harvest of waterfowl in the Western Palearctic and Africa. – In Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): *Managing Waterfowl Populations*. – IWRB Spec. Publ. 12: 120–121.
- Lauenstein, G. & P. Südbeck (1999): Wildgänse und landwirtschaftliche Ertragsseinbußen im Rheiderland. – Unveröff. Abschlußbericht.
- Lebret, T. (1952): *Suizende wieken*. – Brill, Leiden.
- Madsen, J. (1994): Impacts of disturbance on migratory waterfowl. – *Ibis* 137: 67–74.
- Madsen, J. (1998): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. – *Journal of Applied Ecology* 35: 398–417.
- Madsen, J. & A. D. Fox (1995): Impacts of hunting disturbance on waterbirds. – *Wildl. Biol.* 1: 193–207.
- Madsen, J. & H. Noer (1996): Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. – *Wildlife Biology* 2: 75–82.
- Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – *Wetlands International Publ.* 48.
- Madsen, J., A. Reed & A. Andreev (1996): Status and trends of geese (*Anser* sp., *Branta* sp.) in the world: a review, updating and evaluation. – *Gibier faune sauvage/Game and Wildlife* 13, Wetlands International Publication 40: 337–353.
- Martin, E. M. & P. I. Padding (1998): Preliminary estimates of waterfowl harvest and hunter activity in the United States During the 1997 hunting season. – USFWS (unveröffentlicht).
- Meire, P., Kuijken, E. (1991): Factors affecting the number and distribution of wintering geese and some implications for their conservation in Flanders, Belgium. – *Ardea* 79: 143–157.
- Meltofte, H. (1996a): Jagtintensiteten i fuglerige vådområder i Danmark 1985–1994. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 90: 159–174.
- Meltofte, H. (1996b): A new Danish hunting and wildlife management act: the result of mutual understanding and compromise between hunters and non-hunters. – *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 1009–1021.
- Mensch, P. J. A. van (1978): Archeologie en vogels. – *Het Vogeljaar* 26: 219–223.
- Mooij, J. H. (1982): Die Auswirkungen von Straßen auf die Avifauna einer offenen Landschaft am Unteren Niederrhein (Nordrhein-Westfalen), untersucht am Verhalten von Wildgänsen. – *Charadrius* 18: 73–92.
- Mooij, J. H. (1984): Die Auswirkungen von Gänseäsung auf Grünland und Getreide, untersucht am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. Erste Ergebnisse. – *Z. Jagdwiss.* 30: 35–58.
- Mooij, J. H. (1990): Bleischrotbelastung bei Wasservögeln. – *Charadrius* 26 (1): 6–19.
- Mooij, J. H. (1991a): Numbers and distribution of grey geese (genus *Anser*) in the Federal Republic of Germany, with special reference to the Lower Rhine region. – *Ardea* 79: 125–134.
- Mooij, J. H. (1991b): Hunting – a questionable method of regulating goose damage. – *Ardea* 79: 219–225.
- Mooij, J. H. (1992): Behaviour and energy budget of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia, Germany. – *Wildfowl* 43: 121–128.
- Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia/Germany. – *Die Vogelwarte* 37: 55–77.
- Mooij, J. H. (1998a): Goose damage to grassland and winter cereals by White-fronted and Bean geese (*Anser albifrons* and *A. fabalis*) in the Lower Rhine area, Germany. – *Die Vogelwarte* 39: 264–280.
- Mooij, J. H. (1999): „Wise use“, Wasservogeljagd und Wasservogelschutz. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 24: 369–398.
- Mooij, J. H. (1999b): Gänse, Gänsejagd und Gänsemanagement in Deutschland. – *Berichte zum Vogelschutz* 37: (im Druck).
- Mooij, J. H. & P. Ernst (1988): Wildgänseäsung auf Grünland. – *LÖLF Jahresbericht* 1987, Recklinghausen: 41–46.
- Mooij, J. H. & P. Südbeck (1999): Wasservögel und Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen. – In: Bezzel, E. & K. Richartz (1999): *Taschenbuch für Vogelschutz*. – Aula, Wiebelsheim (in Vorber.).
- Naacke, J. (1997): Auswertung der Ergebnisse der Gänsezählungen 1995/96

- in den neuen Bundesländern. – *Bucephala* 3 (1): 19–33.
- Noer, H. & J. Madsen (1996): Shotgun pellet loads and infliction rates in pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. – *Wildlife Biology* 2: 65–73.
- Nowak, E. (1995): Jagdaktivitäten in der Vergangenheit und heute als Einflußfaktor auf Gänsepopulationen und andere Vögel Nordsibiriens. – *Corax* 16 (Sonderheft): 143–159.
- Owen, M. & J. M. Black (1990): *Waterfowl Ecology*. – Blackie, London.
- Pain, D. J. (1992): Lead Poisoning of Waterfowl. – In: Pain, D. J. (1992): *Lead Poisoning in Waterfowl*. – IWRB Spec. Publ. 16: 7–13.
- Patterson, I. J. (1991): Conflicts between geese and agriculture; does goose grazing cause damage to crops. – *Ardea* 79: 179–186.
- Patterson, I. J., S. Abdul Jalil & M. L. East (1989): Damage to winter cereals by Greylag and Pink-footed Geese in north-east Scotland. – *J. Appl. Ecol.* 26: 879–895.
- Percival, S. M. & D. C. Houston (1992): The effect of winter grazing by Barnacle Geese on grassland yields on Islay. – *J. Appl. Ecol.* 29: 35–40.
- Priklonski, S. G. & I. M. Sapetina (1990): Game statistics in the USSR. – In: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): *Managing Waterfowl Populations*. – IWRB Spec. Publ. 12: 113–114.
- Repper, R. (1986): Untersuchungen über die parenterale Resorption von Blei aus verschiedenen Jagdschroten, die Bleimobilisation aus Körperdepots sowie die Effizienz üblicher Bleitherapien am Modell der Taube (*Columba livia*, Gmel., 1789, forma domestica). – Diss. Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- Ringleben, H. (1957): *Die Wildgänse Europas*. – Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Rogacheva, H. (1992): *The Birds of Central Siberia*. Husum.
- Rose, P. M. (1995): *Western Palearctic and South-West Asia Waterfowl Census 1994*. – IWRB Publ. 35 – IWRB, Slimbridge.
- Rose, P. M. & D. A. Scott (1997): *Waterfowl Population Estimates*. Second Edition. – Wetlands International Publication 44. – Wetlands International, Wageningen.
- Rose, P. M. & V. Taylor (1993): *Western palearctic and south west asia waterfowl census 1993*. – IWRB, Slimbridge.
- Rusanov, Ya. S. (1990): *Waterfowl hunting methods in the USSR*. – In: Matthews, G. V. T. (Hrsg.) (1990): *Managing Waterfowl Populations*. – IWRB Spec. Publ. 12, Slimbridge: 148–150.
- Rutschke, E. (1987): *Die Wildgänse Europas*. – Aula, Wiesbaden.
- Rutschke, E. (1990): *Die Wildenten Europas*. – Aula, Wiesbaden.
- Rutschke, E. (1992): *Die Wildschwäne Europas*. – DLV, Berlin.
- Seebohm, H. (1901): *The Birds of Siberia*. 2 Vol. – Reprint of 1985 by Sutton, Gloucester.
- Spilling, E., B. Königstedt & P. Südbeck (1999): Das Pilotprojekt „Äsungsflächen für Gastvögel in der Elbtalau (ÄGidE)“ des Niedersächsischen Umweltministeriums in der Gemeinde Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg im Zeitraum 1995 bis 1998. – Unveröff. Abschlußbericht.
- Summers, R. W. (1990): The effect on winter wheat of grazing by Brent Geese *Branta bernicla*. *J. Appl. Ecol.* 27: 821–833.
- Teixeira, R. M. (1979): *Atlas van de Nederlandse Broedvogels*. – Natuurmonumenten/SOVON, s-Gravenland.
- Teunissen, W. A. (1996): *Ganzenschade in de akkerbouw. Onderzoek naar factoren die een rol spelen bij het ontstaan van ganzenschade in de akkerbouw*. – IBN-rapport 211, Instituut voor Bosen Natuuronderzoek, Wageningen.
- Thompson, J. G. (1996): *Subsistence hunting of arctic Anatidae in North America: an overview and evaluation*. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13. – Wetlands International Publication 40: 1069–1082.
- Uspenski, S. M. (1965): *Die Wildgänse Nordeuropas*. – Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- van Eerden, M. R., M. Zijlstra, M. van Roomen & A. Timmerman (1996): *The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl*. – *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* Vol. 13: 681–706.
- van Roomen, M. & J. Madsen (Hrsg.) (1991): *Waterfowl and agriculture: review and future perspective of the crop damage conflict in Europe*. – IWRB Spec. Publ. 21.
- van Veldhuizen, A. (1928): *De Vogelen des Hemels*. – Kok, Kampen.
- Voous, K. H. (1960): *Atlas van de Europese Vogels*. – Elsevier, Amsterdam, Brussel.
- Wijngaarden-Bakker, L. H. van (1983): 25 jaar botje bij botje leggen. – In Brandt, R. W., G. J. van der Horst & J. J. Stolp (1983): *De Zaanstreek archeologisch bekeken*. – Archeologische Werkgemeenschap voor Nederland, Zaandam.
- Wille, V. (1995): *Störwirkungen auf das Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (Anser albifrons und A. fabalis)*. – Diplomarbeit Universität Osnabrück.

Anschrift des Verfassers

Dr. Johan H. Mooij
Biologische Station im Kreis Wesel
Diersfordter Straße 9
46483 Wesel

Gänseschäden in den Niederlanden unter besonderer Berücksichtigung der Provinz Friesland

von Hans de Waard

Wie schade, dass kleine Schäden immer größer werden.

Gänse sind eine von alters her bekannte Erscheinung in den Niederlanden. Das milde Meeresklima bietet den Vögeln in den meisten Wintern ausreichend Nahrung.

Ihr alljährliches Erscheinen bringt Freude und Verdross. Freude bei den vielen Vogelliebhabern, die aus mehreren Ländern Europas angereist kommen, um Gänse zu beobachten, sowie Verdross bei vielen Bauern, die aufgrund des Gänsefraßes Schäden an ihren Kulturen feststellen.

Gegenwärtig werden in den Niederlanden jährlich bis zu 6 Mio. Gulden als Entschädigung für Gänse­schäden aus­gezahlt. Das war nicht immer so. In den letzten Jahrzehnten hat es eine mehr oder weniger allmähliche Zunahme der

gemeldeten Gänsefraßschäden gegeben. Gründe für diese Entwicklung sind sicherlich in der Zunahme der in den Niederlanden überwinternden Gänse sowie in der Entwicklung der Landwirtschaft zu suchen (Koffijberg et al. 1997, Lebre­ret 1952, Lebre­ret et al. 1976, Madsen et al. 1999, Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990, Oostenbrugge et al. 1992).

Die Entwicklung der Gänsezahlen

Die Niederlande liegen auf einer Kreuzung mehrerer Zugwege westpaläarktischer Gänsearten, und die Bedeutung dieser Lage zeigt sich in den hohen Gänsezahlen, die sich hier in jedem Winter aufhalten.

In Zusammenhang mit der Zunahme der in Westeuropa überwinternden

Gänse (siehe Mooij in diesem Band) haben die Gänsezahlen in den Niederlanden seit den 1960er Jahren allmählich zugenommen von rund 100 000 über 200 000 zu Beginn der 1970er und 500 000 zu Beginn der 1980er auf rund 1 Mio. Gänse am Ende der 1980er Jahre. Seitdem sind die Zahlen mehr oder weniger stabil (Koffijberg et al. 1997, Lebre­ret et al. 1976, Madsen et al. 1999). Diese spektakuläre Entwicklung der Gänsezahlen in den Niederlanden (Abb. 1) spiegelt sich auch in der Provinz Friesland wider.

Neuere Veröffentlichungen zeigen, dass die Zahl der Gänsetage in Friesland weitaus höher liegt als in den übrigen niederländischen Provinzen. Die Daten belegen jedoch eindeutig die herausragende Bedeutung Frieslands für Gänse.

Die Entwicklung der Gänse­schäden

Die Entwicklung der Gänse­schäden ist in den Niederlanden gut dokumentiert. Im Jahre 1954 wurde die Möglichkeit einer Entschädigung von Wildschäden im niederländischen Jagdgesetz aufgenommen. Die seitdem erfolgte Registrierung gemeldeter Schäden zeigt, dass bis 1975

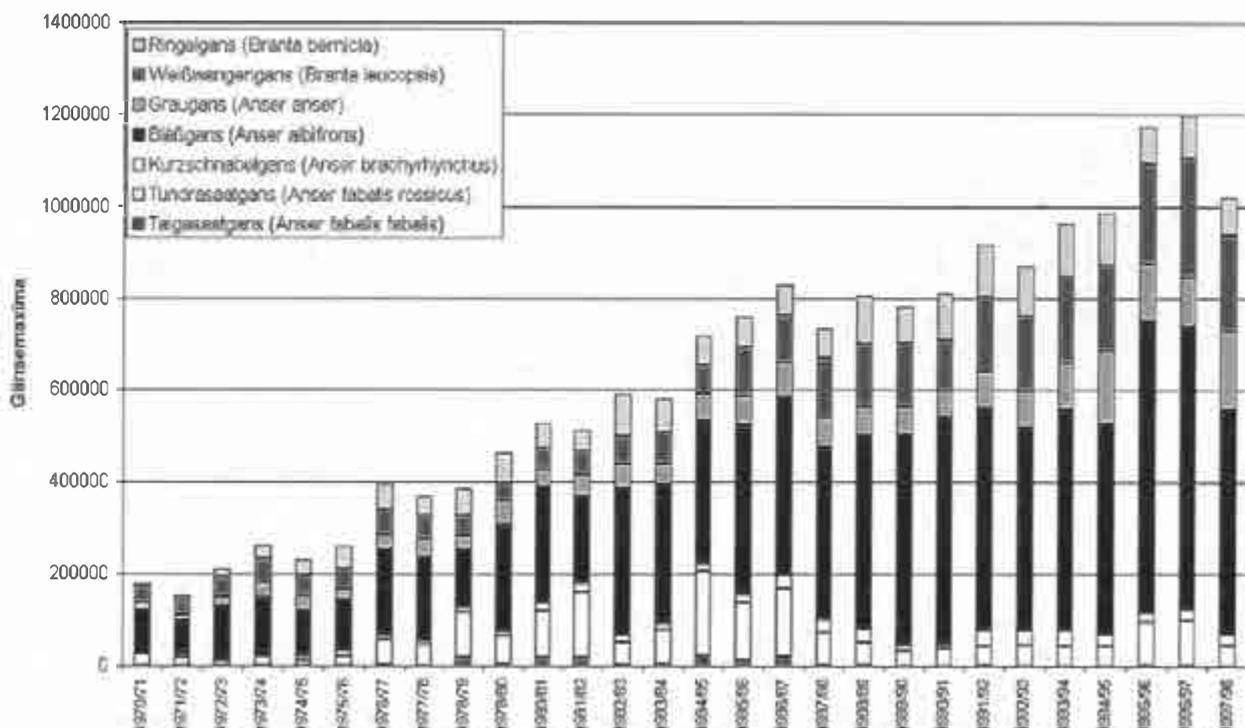


Abb. 1: Entwicklung der Summe der Gänsemaxima in den Niederlanden Winter 1970/71–1997/98 (Quelle: Koffijberg et al. 1997, Lebre­ret et al. 1976, Madsen et al. 1999).

Development of cumulated peak numbers of geese in the Netherlands winter 1970/71–1997/98 (Source: Koffijberg et al. 1997, Lebre­ret et al. 1976, Madsen et al. 1999).

wenig Gäneschäden gemeldet wurden. Bis dahin lagen die gemeldeten Gäneschäden bei nur wenigen Tausend Gulden, in 1976 waren es schon über 100000, in 1981 nahezu 1 Mio., in 1986 fast 3 Mio. und gegenwärtig 5–6 Mio. Gulden. Die Schadensentwicklung in der Provinz Friesland zeigt einen vergleichbaren Verlauf.

Die Entschädigung

Wie vorhin festgestellt, existiert die Möglichkeit der Entschädigungszahlungen für Wildschäden in den Niederlanden schon seit 1954. Die Entschädigungen werden aus dem sog. „Jachtfonds“ (Jagdfonds) gezahlt. Beim Lösen des Jagdscheines zahlen die niederländischen Jäger jährlich eine gewisse Summe in diesen Jagdfonds ein. Darüber hinaus stellt der Staat jährlich erhebliche Beiträge für die Aufgaben des „Jachtfonds“ zur Verfügung.

Seit 1976 werden die gemeldeten Gäneschäden zu hundert Prozent aus staatlichen Mitteln gezahlt. Der niederländische Staat hat seine internationale Verantwortung für die Erhaltung der westpaläarktischen Gänse sowie die Optimierung ihrer Lebensräume erkannt und leitet daraus die Konsequenz ab, für die Regulierung von Gäneschäden zuständig zu sein.

Die neue Entwicklung

Im Jahre 1990 hat die niederländische Regierung eine neue Schutzstrategie für Gänse beschlossen und in der Note „Ruimte voor ganzen“ (Raum für Gänse) festgelegt. Das Hauptziel dieser neuen Schutzstrategie ist: SCHUTZ UND ERHALTUNG VON GÄNSEPOPULATIONEN.

Diese Zielsetzung bedeutet, dass alle wandernden Gänsearten in den Niederlanden grundsätzlich Gastrecht genießen (Alle Gänse werden unsere Brüder).

Die hieraus abgeleiteten Unterziele sind:

- Den Gänsen soll ausreichend Nahrung und Ruhe geboten werden.
- Das Niveau der Gäneschäden soll stabilisiert bzw. verringert werden.
- Die Nutzungsmöglichkeit der Resource „Gans“ durch die Jagd soll in begrenztem Rahmen erlaubt bleiben.
- Im Rahmen eines Schadensmanagements werden Flächeneigentümern und -nutzern Möglichkeiten geboten, gegen

finanzielle Kompensationszahlungen Gänseruhegebiete zu schaffen (freiwillige Vereinbarungen).

Im Rahmen dieser Strategie darf die Jagd nur auf Grau- (*Anser anser*), Bläss- (*Anser albifrons*) und Saatgans (*Anser fabalis*) ausgeübt werden, wobei die Jagdzeit vom 1. September bis zum 31. Januar, täglich von einer halben Stunde vor Sonnenaufgang bis 10.00 Uhr festgesetzt wurde. Ab 10.00 Uhr können alle Gänse überall in Ruhe Nahrung suchen.

In den 1980er Jahren wurden in den Niederlanden jährlich schätzungsweise ca. 40000 Gänse geschossen und in den 1990er Jahren ca. 60000 (*Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Visserij* 1990, *Wiese* 1988–1999).

Das Gäneschadensmanagement in den Niederlanden

Anfänglich wurde von den Möglichkeiten des Gäneschadensmanagements kaum Gebrauch gemacht. In der Provinz Zeeland wurden in Bezug auf die Ringelgänse einige Vereinbarungen geschlossen und in der Provinz Friesland liefen einige Versuche zum Gäneschadensmanagement bei Anjum und auf den Watteninseln Schiermonnikoog, Terschelling und Ameland. Alle diese Versuche scheiterten. Zu der Zeit konnte den Bauern als Prämie für das Gäneschadensmanagement höchstens 130 % des durchschnittlichen Schadensniveaus der letzten fünf Jahre geboten werden. Dieses Angebot war offensichtlich nicht interessant genug.

Später entstand rund um Anjum (de Dongeradielen) eine Bauerninitiative für Gäneschadensmanagement. Bei den Verhandlungen mit den Landwirten einigte man sich auf eine Managementprämie in etwa doppelter Höhe des mittleren Schadensniveaus. Dieses Ergebnis wurde in der Landwirtschaft begeistert begrüßt.

In der Zwischenzeit hat die niederländische Regierung eine Flächenkulisse von bis zu 20000 ha für die Durchführung von Gänsemanagement-Versuchen festgesetzt. Die Realisierung dieser Kulisse soll weitgehend durch freiwillige Initiativen der Landwirten geschehen, wodurch die vorgesehene Kulisse nicht immer ausgeschöpft werden kann. Die regionale Verteilung der Management-Versuchsflächen war Anfang 1999 folgendermaßen:

Südwestliche Niederlande	600 ha
Provinz Gelderland	500 ha
Provinz Overijssel	1200 ha
Provinz Friesland	12750 ha

Die Management-Versuchsgebiete in der Provinz Friesland

In der Provinz Friesland waren Anfang 1999 folgende fünf Management-Versuchsgebiete genehmigt:

Dongeradielen	2350 ha
De Deelen	1050 ha
Wünseradiel	3200 ha
Terschelling	850 ha
Nijefurd/Wymbritseradiel	5300 ha

Ein sechstes Gebiet ist im Frühjahr 1999 genehmigt worden, nämlich:

Ameland	1700 ha
---------	---------

Die Versuche zum Gäneschadensmanagement sollen drei Jahre dauern. Möglicherweise werden die zuerst angelaufenen Versuche um ein Jahr verlängert werden. Nach dieser Periode werden die Ergebnisse analysiert. Diese Analyse kann zur Entwicklung und Festlegung zukünftiger Management- und Schutzstrategien genutzt werden.

Die Vergütungen

Das Versuchsprojekt „De Dongeradielen“ ist im Jahre 1996 angelaufen. Für die Versuchsperiode wird das Gesamtgebiet als Einheit betrachtet. Die üblichen Schadensschätzungen und -zahlungen nach dem Winter sind entfallen. Die Vergütungen werden nach einem gemeinsam festgelegten Schlüssel berechnet und im voraus gezahlt.

Die beteiligten Landwirte schließen eine Vereinbarung mit dem „Jachtfonds“, in der die freiwilligen Verpflichtungen der Landwirten und die hierfür gewährte Vergütung durch den „Jachtfonds“ festgelegt sind. Die Vergütung ist aus mehreren Komponenten aufgebaut, die nicht unbedingt alle auf jeder Fläche Anwendung finden, z. B.:

– Schadensreferenzwert	f 200/ha ± x
– Ruhe auf Grasland oder Acker	f 100/ha
– extra Ruhe auf Grasland ohne Beweidung	f 50/ha
– keine Beweidung und Gras > 500 KVEM (KVEM = kg Futter-Einheit Milch)	f 250/ha
– extra Gründüngung	f 300/ha
– Draht und Pfähle	f 150/ha

Für jedes einzelne Versuchsprojekt sind, in Abhängigkeit von der spezifischen Situation vor Ort und der gewählten Komponenten des jeweiligen Projektes, andere Vergütungen festgelegt.

Diese Versuchsprojekte bewirken einen erheblichen Geldtransfer zu den Landwirten. Zu den ersten vier genannten Projekten (7550 ha) werden für Duldungsprämien gegenwärtig jährlich ca. 3 Mio Hfl. transferiert, während hier vor Projektbeginn aus dem „Jachtfonds“ jährlich ca. 1,2 Mio. Hfl. zur Kompensation von Gänsefraßschäden bezahlt wurden.

Das Monitoring-Programm 1998

In den Versuchsgebieten läuft ein Monitoring-Programm, wobei die Gänse mehrmals pro Woche gezählt werden und die Schadensentwicklung auf einer repräsentativen Zahl von Betrieben registriert wird.

Im Jahre 1998 erbrachte das Monitoring-Programm u.a. folgende Ergebnisse:

De Dongeradielen:

2,7 Mio. Gänsetage, mittlerer Schaden auf Grünland: 274 Hfl./ha, mittlerer Schaden auf Winterweizen: 522 Hfl./ha.

De Deelen

400 000 Gänsetage, mittlerer Schaden auf Grünland: 146 Hfl./ha.

Wünseradiel

3 Mio. Gänsetage, mittlerer Schaden auf Grünland in der Randzone: 114 Hfl./ha, mittlerer Schaden auf Grünland in der Kernzone: 202 Hfl./ha.

Die Zukunft

Im Jahre 2000 wird die neue „Flora- en Faunawet“ in Kraft treten. Dieses neue Gesetz, das die frühere Naturschutz- und Jagdgesetzgebung der Niederlande ersetzt, stellt nahezu alle Tierarten unter Schutz. Nur sechs Arten dürfen noch regulär bejagt werden: der Feldhase,

der Fasan, das Rebhuhn, die Stockente, das Wildkaninchen und die Ringeltaube, wobei die Jagd auf das Rebhuhn geschlossen ist, solange die Art auf der Roten Liste steht. Alle übrigen Arten dürfen nur im Rahmen von befristeten und begründeten Ausnahmegenehmigungen bejagt werden, z.B. damit Schäden an Kulturpflanzen verhindert bzw. verringert werden können.

An die Stelle des „Jachtfonds“ tritt ein „Faunafonds“ u.a. mit den folgenden Aufgaben:

- Förderung von Maßnahmen, die geeignet sind, Schäden durch gewisse Tierarten zu verringern bzw. zu vermeiden,
- Zahlungen zu leisten, um Schäden, verursacht durch geschützte Tierarten, zu mildern,
- Beratung der Provinzen sowie des Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Fischerei in bestimmten Teilbereichen des Naturschutzes.

Der „Faunafonds“ versucht seine Ziele zu erreichen durch die Förderung von Forschung, die Durchführung bzw. Förderung von Aufklärungsarbeit oder Ausbildung von notwendigen Fachleuten sowie sonstigen geeigneten Maßnahmen.

Was geschieht nach Beendigung der Versuchsprojekte?

Die Versuchsprojekte werden im Jahre 2001 auslaufen. Anschließend müssen die Ergebnisse analysiert werden. Obwohl gegenwärtig natürlich noch nicht bekannt ist, was letztendlich die Ergebnisse und die Schlussfolgerungen daraus sein werden, steht außer Frage, dass die Ergebnisse dazu dienen sollen, um für die nächsten z.B. 10 Jahre festzulegen, wie das Gänse- und Gänsechadensmanagement in den Niederlanden aussehen soll.

Wie immer das Ergebnis dieser Überlegungen aussehen wird, es wird sicherlich Einfluss auf alle Länder entlang der Wanderrouten der in den Niederlanden überwinternden Gänse haben. Möglicherweise gibt diese neue Strategie den

Anstoß dafür, dass die betroffenen Länder endlich zu einer Abstimmung ihrer Management- und Schutzstrategien auf internationaler Ebene kommen.

Literatur

Ebbinge, B. & H. Dekkers (1997): Grazers op trek langs de vorstgrens. – Schuyt, Haarlem.

Koffijberg, K., B. Voslamber & E. van Winden (1997): Ganzen en zwanen in Nederland. Overzicht van pleisterplaatsen in de periode 1985–94. – SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Lebret, T. (1952): Suizende wieken. – Brill, Leiden.

Lebret, T., Th. Mulder, J. Philippona & A. Timmerman (1976): Wilde ganzen in Nederland. – Thieme, Zutphen.

Madsen, J., G. Cracknell & A. D. Fox (1999): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publ. 48. Wetlands International, Wageningen.

Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1990): Ruimte voor ganzen. – SDU, 's Gravenhage.

Oostenbrugge, R. van, P. C. A. M. M. Stolk & M. W. J. van Roomen (1991): National Report of the Netherlands. In: Roomen, M. van & J. Madsen (1991). Waterfowl and agriculture: Review and future perspective of the crop damage conflict in Europe. – IWRB Spec. Publ. 21: 151–158. IWRB, Slimbridge.

Wiese, M. (1988–1999): DJV-Handbuch, Jagd aktuell. – Hoffmann, Mainz (jährlich neu).

Anschrift des Verfassers

Ing. Hans de Waard
 Provincie Friesland/Provinsje Fryslân
 Tweebaksmarkt 52
 Postfach 20120
 8900 HM Leeuwarden

Gänseschadensmanagement in Deutschland – Probleme und Lösungsansätze

Diskussionsbeitrag zu den „Leitgedanken der Veranstalter“

von Dr. J. Goretzki, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Eberswalde

Unter Beachtung der auf der Tagung gehaltenen Vorträge und der Diskussion sind die Leitgedanken und die Kurzfassung (besser Positionspapier) in der vorliegenden Fassung nur eingeschränkt akzeptabel.

Einerseits sind die Vorschläge sehr konkret, andererseits, und hier insbesondere die Jagd betreffend, pauschalisierend.

Die Untersuchungen von *Lauenstein* und *Mährlein* unterstreichen die Notwendigkeit der Minimierung von Gäneschäden in der Landwirtschaft.

Ein Gänseschadensmanagement oder

auch Gänsemanagement ist bundesländerübergreifend, wissenschaftlich fundiert und wissenschaftlich begleitet zu organisieren. Es muss sich an der Realität und den aktuellen Erfordernissen orientieren und unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen machbar sein.

Die Einbeziehung aller Betroffenen und Interessengruppen ist zwingend geboten.

Die weidgerechte Jagd ist eine legitime Form der Nutzung nordischer Gänse, solange die Bestandssituation es zulässt. Ihre Integration in ein Manage-

mentkonzept ist nach dem AEWA möglich und nach den vorgetragenen Erfahrungen aus den ostdeutschen Bundesländern sinnvoll. Hierzu ist eine Vereinheitlichung der Jagdzeiten und eine art-spezifische Jagdstatistik in den betroffenen Bundesländern oder besser bundesweit notwendig.

Gemessen an den tatsächlichen Störfaktoren wurde die Jagd in einer Reihe von Vorträgen subjektiv einseitig und überbewertet, fundierte Angaben zum Gesamtkomplex Störungen liegen nicht vor. Innerhalb der zahlreichen Störaktivitäten des Menschen im Bereich Freizeit, Sport, Landnutzung, Militär und Verkehr auf dem Wasser, auf dem Land und in der Luft stellt die Jagd nur einen Faktor dar, den es objektiv und vergleichend zu bewerten gilt.

Die Charakterisierung der gegenwärtigen Bestandssituation nordischer Gänse unter Bezugnahme auf Angaben aus Russland aus der Mitte des vorigen Jahrhunderts (*Mooij* in diesem Band) ist nicht nachvollziehbar.

Schäden durch weidende Wasservögel an der Niederelbe

Diskussionsbeitrag von Klaus Müller-Falcke, Bezirksstelle Bremervörde der Landwirtschaftskammer Hannover

An der Niederelbe im Bereich Kehdingen werden alljährlich Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen (Raps – Winterweizen – Grünland) vorwiegend durch Weißwangengänse und Pfeifenten verursacht. Seit 1994 führt die Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Bremervörde zur Schadensermittlung Erntefeststellungen durch. Einfache Gitter aus Baustahlgewebe (siehe Abb. 1) schützen die entsprechenden Kulturen gegen Befraß. So ist es möglich, Ertragsermittlungen unter Ausschaltung sonstiger ertragsbeeinflussender Faktoren auf engstem Raum vorzunehmen (Tabelle 1). Die grobmaschigen, aber dennoch die Vögel abweisenden Gitter haben sich auch unter dem Aspekt bewährt, dass kein Windschutz entsteht.

Fraß- und Trittschäden durch die Wasservögel im Herbst können den Raps

so schwächen, dass er keine ausreichende Konkurrenz zum Unkraut aufwuchs mehr entfalten kann. Zusätzlich werden verspätete Nachblüher gebildet,

so dass die Qualität des Erntegutes sinkt. In Tabelle 2 werden die Auswirkungen auf den Feuchtigkeitsgehalt dargestellt (unreife Samen zum Zeitpunkt der Ernte).

Im Herbst 1996 und anschließend über eine längere Zeit im Winter wurde die Schadensfläche 96/97 in **Winterweizen** mehrmals befallen. Durch das fortlaufende Abweiden und die zusätzlichen Trittschäden wurde die Konkurrenzkraft der Kulturpflanze gegen Un-

Tab. 1: Vogelschäden im Raps 1994/95 – Ernteergebnisse. Geringe Fraßschäden an der Pflanze kann der Raps sehr gut kompensieren. Wird der Schaden zu hoch, muss mit erheblichen Ertrags-einbußen gerechnet werden!

Probedrusch	Schadensermittlung März/April 1995	unbefressen dt/ha	befressen dt/ha	Schäden dt/ha
1	50 %	27,8	33,1	+5,3
2	90 %	35,3	20,7	-14,6
3	80 %	20,7	1,6	-19,1
4	80 %	36,1	30,7	-5,4
5	90 %	27,4	11,4	-16,0
6	75 %	34,2	23,2	-11,0
7	70 %	31,6	31,7	±0
8	90 %	21,2	2,2	-19,0

kräuter stark geschwächt, so dass diese das Schadmaß noch zusätzlich erhöhten (Tabelle 3).

Die Schadensfläche 97/98 (Abb. 2) wurde nur einmal Ende November 1997 durch Pfeifenten abgeweidet. Hier konnte der Winterweizen den Blattverlust kompensieren.

Tab. 2: Schäden durch Pfeifenten 1996/97 in der Nordkehdinge Elbmarsch im Winterraps. Erhöhter Schadfraß zieht nicht nur eine erhebliche Minderung der Erntemenge, sondern auch eine deutliche Minderung der Qualität in Form von steigender Feuchtigkeit nach sich.

Schadensfläche	Schadensaufnahme 17. 03. 97 in %	Ertrag dt/ha	Erntegut Feuchtigkeit in %	Ertragsminderung %
1	0 unbefressen	32,8	6,5	–
	60 befressen	3,6	9,8	89
2	0 unbefressen	24,0	7,2	–
	95 befressen	3,7	13,8	85
3	0 unbefressen	26,3	7,3	–
	60 befressen	14,6	10,0	45
	90 stark befressen	1,5	>20,0	93

Tab. 3: Schäden durch Wildgänse und Pfeifenten 1996/97 und 1997/98 in der Nordkehdinge Elbmarsch in Winterweizen. 1996/97: Mehrmaliges Befressen über den Winter schwächt die Konkurrenzkraft der Kulturpflanze gegen Unkräuter und erhöht oft den Schaden. 1997/98: Bei einem einmaligen Beweiden kann der Weizen den Blattverlust of kompensieren.

		Fraßschäden 20. 03. 97/ BBCH 29	Ertrag		Duncan- Test	Feuchtig- keit %	Ertrags- differenz %
			dt/ha	rel.			
96/97	unbefressen	0	90,52	100	a	14,0	–
	befressen	33	72,51	80,1	b	14,3	–20
97/98	unbefressen	0	87,8	100	–	15,3	–
	befressen	33	89,1	101,5	–	14,9	1,5



Abb. 1: Gitter aus Baustahlgewebe schützen den Raps vor Befraß und ermöglichen so eine Ertragsfeststellung zwischen befressener und unbefressener Kultur.



Abb. 2: Nach einmaliger Beweidung durch Pfeifenten im Herbst kann sich ein Winterweizen wieder erholen.

Entstehen durch Wildgänsefraß auf Dauergrünland nachhaltige Ertrags- sowie Qualitätsminderungen und wie hoch sind die wirtschaftlichen Auswirkungen für die betroffenen Betriebe?

Diskussionsbeitrag von Herfried Rohde, Bezirksstelle Bremervörde der Landwirtschaftskammer Hannover

Methodik

Die Ertragsermittlungen 1997 und 1998 fanden zu jedem Schnitt auf den 5 Grünlandflächen in jeweils 6facher Wiederholung statt und wurden 3 bis 4mal beerntet.

Aus den jeweils sechs Wiederholungen wurde eine Mischprobe des Aufwuchses auf Inhaltsstoffe untersucht. Für 1998 sind die Labordaten z.Z. noch nicht vollständig.

Die 5 Untersuchungsflächen wurden wie folgt genutzt: 2 × Standweide, 2 × Mähweide, 1 × Mähwiese.

Ergebnisse 1997

Die Ertragsverluste betragen 17–31 %, d.h. 16–31 dt TM/ha. Bei einer Grenzdifferenz von 5 % sind die Differenzen zwischen den zwei Prüfgliedern sowohl beim Gesamtertrag als auch bei den Einzelerträgen signifikant absicherbar (siehe Abb. 1). Die beiden Flächen mit der Bezeichnung „Elbe 01 und Elbe 02“ grenzen direkt an das Elbufer und wurden am stärksten von den Gänsen frequentiert. Erst zur letzten Nutzung am 18. 10. 97 hatten sich die Grünlandbestände soweit regeneriert, dass keine Ertragsunterschiede mehr auftraten. Die stärksten Auswirkungen auch finanzieller Art lagen bei den ersten zwei Hauptnutzungen.

Durchschnittlich betrachtet wurde über alle Flächen ein Ertragsverlust von –25 % ermittelt, der sich auf die erste Nutzung mit –53 %, auf die zweite mit –14 % und auf die dritte Nutzung mit –8 % belief (Abb. 1).

Umgerechnet auf die Grünlandflächen der betroffenen Betriebe errechnet sich daraus ein Gesamtverlust von rund 41 000 DM für das Wirtschaftsjahr 1996/97.

Allerdings müssten bei einer endgültigen Schadensermittlung über den Gänsefraß auf Grünland im Vergleich zu Marktfrüchten zusätzliche spezielle Aspekte des Futterbau-Milchviehbetriebes berücksichtigt werden wie:

- qualitativer Futterverlust (größte Verluste zu den (1. und 2.) Hauptnutzungen)
- energetische Futterverluste werden ausgeglichen durch Futterzukauf, Steigerung der Düngungsintensität auf anderen Flächen, Zupacht oder Umstellung in der Fruchtfolge; d.h. Ausdehnung Ackerfutterbau, Verminderung Marktfruchtanteil
- erhöhter Pflege- und Reparaturaufwand des Bestandes (Unkrautbekämpfung und Nachsaaten)
- verzögerter Weideauftrieb = verlängerte Stallhaltungsperiode = höhere Haltungskosten (ca. 3–4 Wochen im Frühjahr)
- je nach Anzahl und Verweildauer der Gänse eventuell um 2–4 Wochen früherer Weideabtrieb = höhere Haltungskosten

Ergebnisse 1998

Die Ertragsverluste betragen 15–40 %, d.h. 13–43 dt TM / ha (Abb. 2). Bei einer Grenzdifferenz von 5 % sind die Differenzen zwischen den zwei Prüfgliedern sowohl beim Gesamtertrag als auch bei den Einzelerträgen der 1. Nutzung signifikant absicherbar (siehe Abb. 2). Die beiden Flächen mit der Bezeichnung „Elbe 01 und Elbe 02“ wurden am stärksten von den Gänsen frequentiert. Im Gegensatz zum Ergebnis 97 hatten sich die Grünlandbestände schon im August soweit regeneriert, dass keine relevanten Ertragsunterschiede mehr auftraten. Die stärksten Auswirkungen auch finanzieller Art lagen bei den ersten zwei Hauptnutzungen. Interessant sind die Einzelschnitterträge der Hohertragsfläche Elbe 05. Die relativen Ertragsunterschiede liegen exakt im gleichen Bereich wie 1997. Sollte es 1999 gelingen, die ermittelten Daten nochmals weitgehend zu reproduzieren, kann mit ziemlicher Sicherheit davon ausgegangen werden, dass der Grünlandpflanzenbestand während der vegetationslosen Zeit von den Nonnengänsen überbeansprucht wird. Eine Regenerierung der Gräser ist während des Sommers bedingt möglich, eine Kompensation des Ertragsausfalls vom Frühsommer findet definitiv nicht statt. Die Übersandung bei Sturmfluten hat keinen negativen Effekt auf den Ertrag unter den Schutzkörben.

Ohne Pflege- und Reparaturmaßnahmen seitens der Landwirte wird der Anteil energiereicher Gräser mittel- bis langfristig sinken. D.h. bei gleichblei-

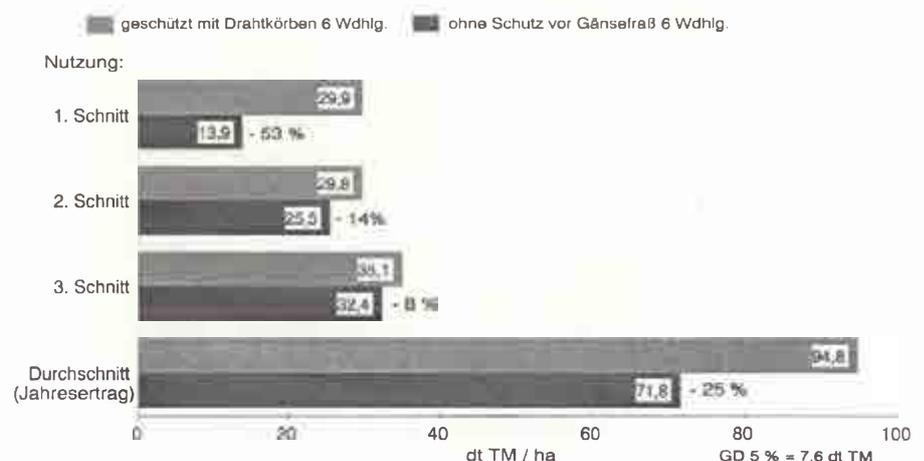


Abb. 1: Ermittlung von Ertragsverlusten (dt TM/ha) durch Gänsefraß auf 5 Grünlandflächen im Naturschutzgebiet Untere Elbe/Brammer, Bezirksstelle Bremervörde, Versuchsbetrieb Dietrichshof 1997.

bendem oder steigendem Weidedruck durch Nonnengänse verliert die Fläche oder das Gebiet zunehmend an Futterwert aus Sicht des Menschen und der Nonnengans. Somit besteht ein gemeinsames „Ziel“ zwischen Landwirt und Weidewirts. Beide wollen einen möglichst ertragreichen Gräserbestand erhalten. Eine Koppelung von Ausgleichszahlungen mit z. Z. gebräuchlichen Naturschutz- bzw. Grünlandextensivierungsaufgaben berücksichtigt nicht die spezielle Situation im Untersuchungsgebiet.

Vereinfacht geht es darum, mit Gras möglichst viele Nonnengänse zu füttern, um sie mutmaßlich auch von anderen Gebieten fernzuhalten. Dafür ist eine Mindestqualität des Grünlandes notwendig. Diese wird mit einer bestimmten Intensität der Bewirtschaftung gehalten bzw. wiederhergestellt. Die hierfür anfallenden Mehrausgaben könnten als Bezugsbasis für finanzielle Transfers an die betroffenen Betriebe

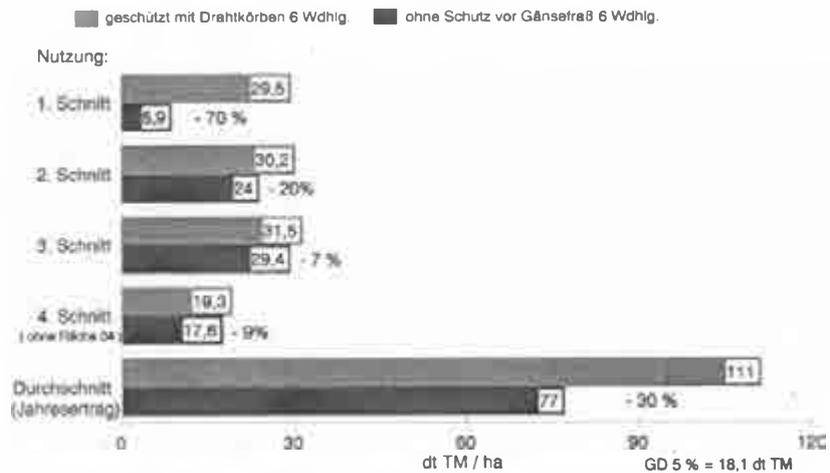


Abb. 2: Ermittlung von Ertragsverlusten (dt TM/ha) durch Gänsefraß auf 5 Grünlandflächen im Naturschutzgebiet Unterebbe/Brammer, Bezirksstelle Bremervörde, Versuchsbetrieb Dietrichshof 1998.

dienen. Auf diese Weise ergibt sich auch eine direkte Verbindung zu den Raum- und Nutzungsansprüchen der Nonnengänse.

Die energetischen Ertragsminderungen 1998 sind Gegenstand weiterer Auswertungen, sobald die Daten vollständig sind.

Bei der Diskussion von Maßnahmen zur Schadensvermeidung durch Vogelfraß muß die (naturschutz-)fachliche Ebene von der politischen Ebene klar getrennt werden!

Diskussionsbeitrag zu den „Leitsätzen der Veranstalter“ von Ekkehard Spilling

Wirkung von Störungen

Heute liegen wissenschaftliche Ergebnisse jahrzehntelanger intensiver Feldforschung zur Ökologie und zum Verhalten von Wildgänsen vor. In den letzten Jahren wurden besonders Erkenntnisse zur Raumnutzung und zum Einfluß menschlicher Störwirkungen auf Zeit- und Energiehaushalt rastender Wildgänse veröffentlicht. Störwirkungen, vor allem durch Jagd, Tourismus sowie (Luft-)Verkehr, verringern die im Winter ohnehin kurze Fraßzeit der Vögel, erhöhen den Energiebedarf durch zusätzliche Fluchtreaktionen und engen den verfügbaren Raum auf störungsärmere Bereiche ein. Diese tragen folglich ein besonders hohes Schadensrisiko. Der aktuelle Wis-

senstand reicht für die meisten Gänsearten nicht dazu aus, in einem beliebigen Gebiet vorab zu beurteilen, wieviel Raum die dort rastenden Gänse maximal zur Nahrungssuche benötigen und wieviel Störungen sie verkraften, ohne dass sie mit unzureichender Kondition den Heimzug in die arktischen Brutgebiete antreten müssen. Dieses Risiko kann sich auch auf den Bruterfolg auswirken, der ohnehin von starken jährlichen Schwankungen geprägt ist. Solche Beurteilungen können frühestens dann erfolgen, wenn die Zugzyklen und Wanderbewegungen zwischen den winterlichen Rastgebieten besonders von Bläss- und Saagtänsen hinreichend erforscht sind. Die dazu notwendigen Beringungsprogramme wurden zwar wiederaufgenommen,

stehen aber erst ganz am Anfang. Die aktuellen Kenntnisse können aus naturschutzfachlicher Sicht nur zu der Folgerung führen, dass Gänse am besten geschützt werden, indem man sie möglichst wenig beunruhigt.

Vertreibung zur Schadensminderung

Massive Eingriffe in die Raumnutzung der Gänse tragen das Risiko in sich, dass sie zu nichtkompensierbaren Zeit- bzw. Energieverlusten bei den überwinternden Gänsen führen. Dabei spielt es aus Sicht der Vögel keine Rolle, ob solche Störungen z. B. im Rahmen ungezielter Vergrämungsmaßnahmen durch von Fraßschäden bedrohte Landwirte oder durch Wildhüter oder Jäger als „Bestandslenkung“ im Rahmen eines Managementprojektes erfolgen. Solche Projekte werden in einigen Bundesländern durchgeführt, um Fraßschäden auf sensiblen Feldern (Wintersaaten) zu vermeiden (Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen). Die auf solchen Feldern immer wieder erforderlichen Vertreibungsaktionen stellen eine zusätzliche Störbelastung zum ohnehin vorhandenen Störpotential dar und erhöhen damit ein latent vorhandenes Restrisiko für die Vögel.

Finanzieller Ausgleich

Eine mögliche Alternativlösung des Weideschadenproblems besteht bekanntlich darin, Fraßschäden durch die öffentliche Hand auszugleichen, um den einzelnen Landwirt nicht überproportional mit der gesamtgesellschaftlichen Aufgabe des Gänse-schutzes zu belasten. Solche Programme gibt es in Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen. Diese Lösung ist aus Sicht des Naturschutzes der beste Weg, um entsprechend des heutigen Wissensstandes einen dauerhaften Erhalt der Wildganspopulationen zu gewährleisten. Zusätzliche Störungen könnten so vermieden werden.

Gänse-schadensmanagement

Die Frage, ob in einer Region Entschädigungen (nach welchem Modus auch immer) gezahlt werden sollen, oder ob die Naturschutzverwaltung sich lieber in mehr oder weniger aufwendigen Managementprojekten engagiert, die eine Umverteilung und Konzentration der ganzen Rastpopulation auf „erlaubte“

Teilgebiete zum Ziel haben, ist keine naturschutzfachliche Frage, sondern allein eine politische Entscheidung. Dies wird schon durch die unterschiedliche Haltung der betroffenen Bundesländer deutlich.

Aus naturschutzfachlicher Sicht dienen solche Managementprojekte, wie sie auf dieser Tagung vorgestellt wurden, nicht primär dem Schutz der Wildgänse (hier wird sogar ein unbekanntes Zusatzrisiko in Kauf genommen!), sondern dem Schutz der landwirtschaftlichen Kulturen und damit der wirtschaftlichen Erträge potentiell betroffener Landwirte. Dieser Umstand muss in der Abwägung und der Konzeption der möglichen Maßnahmen berücksichtigt werden, da man ansonsten die naturschutzfachliche Ebene verläßt.

Forschungsbedarf

Zum einen sollte es daher selbstverständlich sein, dass die Auswirkungen von Managementprojekten auf das Verhalten und die tatsächliche Verteilung der Gänsetrupps genau kontrolliert wird. Nur so lassen sich die Daten be-

schaffen, die das projektbedingte Zusatzrisiko für die Gänse abschätzbar machen. Diese Abschätzung liegt in der Verantwortung des Projektbetreibers, um den internationalen und nationalen Schutzbestimmungen gerecht zu werden.

Zum anderen sollte anhand fundierter, objektiver Daten aus dem jeweiligen Projektgebiet auch eine Aussage darüber ermöglicht werden, ob das Ziel, Weideschäden in einer Region zu verringern, durch ein Managementprojekt überhaupt erreicht wird, und in welcher Relation Aufwand (bzw. aus Gänse-sicht: Risiko) und verminderter Schaden zueinander stehen. Bevor man verschiedene Managementstrategien und deren Effekt auf „mehr oder weniger“ Schäden diskutiert, muss man bereit sein, diese Schäden auch quantitativ und ausreichend genau zu messen. Ansonsten verläßt man auch landwirtschaftlich die fachliche Ebene und macht die Frage der Schadensvermeidung zum reinen Politikum. Dann verdienen „Managementprojekte“ allerdings weder das Attribut „Naturschutzprojekt“ noch den Namen „Landwirtschaftsschutzprojekt“!

Gänse-schadensmanagement in Deutschland: Probleme und Lösungsansätze

Diskussionsbeitrag zur Position des Naturschutzes von Volkhard Wille, NABU-Naturschutzstation Kranenburg, Hans-Heiner Bergmann, Universität Osnabrück, Helmut Kruckenberg, Naturschutzbund Deutschland (NABU)

Ausgangssituation

Die meisten Bestände rastender und überwinternder Wildgänse haben in den letzten 20 Jahren in Westeuropa stark zugenommen. Vieles spricht wenigstens bei der Blässgans dafür, dass diese Zunahme die Folge einer großräumigen Verlagerung der Überwinterungsgebiete von Südost- nach Westeuropa ist. Bei einigen Gänsearten hat es auch eine Populationszunahme gegeben (Weißwangengans, Ringelgans, Kurz-schnabelgans), andere haben stark abgenommen (z. B. Zwerggans).

Als Charakterarten für Salzwiesen, küstennahe Grünländer, Flußauen und

binnenländische Feuchtgebiete stehen die verschiedenen Gänsearten symbolisch für den Schutz dieser Lebensräume. Diese ursprünglichen Biotope wurden im Laufe der Zeit vom Menschen urbar gemacht und den Gänsen teilweise entzogen.

Grundsätzlich sollte eine friedliche Koexistenz der Wildvögel mit dem wirtschaftenden oder sonst die Natur nutzenden Menschen angestrebt werden. So sind z. B. auch Vergrämungen und Ablenkfütterungen Eingriffe, die dem Sinne der internationalen Abkommen zum Schutz der Gänse zuwiderlaufen. Der Naturschutz sieht sich in dem Zwiespalt, einerseits dieser grundsätzlichen

Auffassung Rechnung zu tragen und andererseits auch für andere Interessensgruppen akzeptable Lösungen zu finden.

Entwicklungen

Die landwirtschaftliche Nutzung zahlreicher Gänseäsungsgebiete wird immer intensiver: Grünland wird stärker gedüngt und leistungsfähige Grassorten werden angebaut. Grünland wird in Ackerland umgewandelt, und durch die Ackernutzung wird der Einsatz von Dünger und Herbiziden sowie moderner Maschinen ebenfalls intensiviert.

Aus dieser Entwicklung ergeben sich sowohl positive als auch negative Konsequenzen für die Gänse:

- intensive Grünlandbewirtschaftung verbessert das Nahrungsangebot
- Mais- und Zuckerrübenanbau führt zu besonders energiereichem Nahrungsangebot
- Umwandlung von Grünland in Ackerland verringert die Äsungsfläche
- Entwässerungsmaßnahmen machen Äsungsgebiete unattraktiv

Entwicklungen, die für die Gänse positiv sind, können aus ganzheitlicher Sicht des Naturschutz durchaus unerwünscht sein. So kann die Anlage eines Rübenackers für die Gänse attraktiv sein – in Feuchtwiesengebieten wird dadurch aber ein ursprünglicher Lebensraum zerstört. Außerdem engen zahlreiche weitere anthropogene Nutzungen die Wildgänse zusätzlich ein: Flugverkehr, Tourismus, Siedlungsausdehnung, Windenergienutzung, Jagd u. v. m.

Vorschläge zum Umgang mit den Gänsen und den landwirtschaftlichen Problemen

Voraussetzung für ein Gänsechadensmanagement ist die Einrichtung eines Netzes von großen, zusammenhängenden Schutzgebieten, in denen die Gänse störungsfrei rasten und überwintern können. Die Auswahl der Gebiete muss sich an den bestehenden Rastplätzen orientieren. Dort sollte im Rahmen eines ganzheitlichen, auf den jeweiligen Natur- und Lebensraum ausgerichteten Naturschutzes eine gezielte Optimierung erfolgen (Erhöhung des Grünlandanteiles, Wiedervernässung, Beruhigung der Rastgebiete durch Freihalten von konkurrierenden Nutzungen wie Flugverkehr, Tourismus, Jagd etc.).

In Schutzgebieten, wo die Vergrämung von Wildgänsen eingeschränkt

oder untersagt ist, haben die Landwirte im Falle nachgewiesener Schäden ein Anrecht auf eine Entschädigung. Da die parzellenbezogene genaue Ermittlung des jeweiligen Schadens sehr arbeits- und kostenintensiv ist, empfiehlt es sich, mit der Landwirtschaft bestimmte pauschale Entschädigungssätze zu vereinbaren. Diese sollten sich an in Feldversuchen ermittelten Werten orientieren.

Außerhalb der Schutzgebiete und Ruhezone sollte die nicht letale Vergrämung und Abwehr zugelassen werden. Die Landwirte sind darüber zu informieren, dass zusätzliche Beunruhigungen einen höheren Nahrungsbedarf und somit ein höheres Schadensrisiko bergen. Vergrämung sollte daher nur auf stark gefährdeten Kulturen erfolgen (z. B. aufgehender Wintersaat). Dies kann z. B. passiv (Abwehr) durch Überspannen mit Draht erfolgen – wie es in den Niederlanden erfolgreich praktiziert wird.

Eine Bejagung führt zu einer wesentlichen Vergrößerung der Fluchtdistanz. Dadurch kommt es zu einem häufigeren Störereignissen und einem erhöhten Energie- und Nahrungsbedarf. Zum anderen verringert sich die zur Nahrungsaufnahme zur Verfügung stehende Fläche, da größere Abstände zu allen Grenzstrukturen (Straßen, Gebäude etc.) eingehalten werden. Im Ergebnis wird mehr Nahrung auf einer

kleineren Fläche aufgenommen, und die Wahrscheinlichkeit von Weideschäden nimmt zu. Zudem ist die Gänsejagd aus Gründen des Tier- und Umweltschutzes abzulehnen: Ein sehr großer Teil der Gänse wird durch Schrote nur verletzt. Bleischrot führt in Feuchtgebieten zu einer erheblichen Umweltbelastung.

Ablenkfütterungen, die über das Liegenlassen abgeernteter Flächen hinausgehen, können zu verstärkten Gänsekonzentrationen führen. Sie erhöhen das Gesamtnahrungsangebot in einem Rastgebiet und somit die „Trägerkapazität“. Eine Verringerung von Weideschäden auf Nachbarflächen ist nicht oder nur kurzfristig gesichert. Hygienische Probleme von Gänsen in solchen intensiv genutzten Bereichen werden wahrscheinlicher. Daher sollte auf solche Maßnahmen verzichtet werden.

Der Naturschutz hat zum Ziel, Feuchtgebiete und Flußauen mit der gesamten typischen Tier- und Pflanzenwelt zu erhalten und sich entwickeln zu lassen – dazu gehören auch die Wildgänse. Eine aus Sicht der Wildgänse u. U. zunächst positive Intensivierung der Landwirtschaft ist in der Regel aus Sicht anderer Naturschutzziele unerwünscht und hat daher zu unterbleiben. Der Schutz der Wildgänse erfolgt im Rahmen eines geschlossenen Leitbildes für Feuchtgebiete und Auen – nicht als isoliertes Ziel.

Diskussionsbeitrag

von Christoph Zöckler

Aus einer überregionalen Betrachtung der Gänsepopulationen im Gesamtkontext der Population ist ein lokaler Anstieg der Gänsezahlen nicht unbedingt einem Anstieg der Gesamtpopulation gleichzusetzen. In den Niederlanden mit den bei weitem größten Gänseansammlungen hat man den mutigen Schritt für

ein totales Jagdverbot für Gänse angeordnet. In vielen westlichen Bundesländern ist dies ebenfalls der Fall (Niedersachsen, NRW). Ein breiter gestütztes Jagd-Memorandum in ganz Mittel- und Westeuropa könnte die große Chance bergen, die Zusammenhänge der Populationschwankungen zu ergründen.

Möglicherweise bricht die Population an einem bestimmten Punkt zusammen, der bei der Ringelgans möglicherweise schon fast erreicht ist. Dieser Punkt wird aber durch die Bejagung künstlich aufgehalten und führt zu längerfristig künstlich hochgehaltenen Populationen. Diese Chance, die wirklichen Gründe der Populationschwankungen zu erforschen, sollten wir uns nicht entgehen lassen. Die möglichen Schäden, die dabei auf Nutzflächen entstehen, sollten selbstverständlich entschädigt werden.



Saatgänse fallen während des Herbstzuges häufig auf Maisstoppelfeldern ein. Foto: B. Königstedt.



Ein Schwarm Blässgänse fällt auf einer Grünlandfläche ein. Foto: H. Glader.

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
 - Naturschutzpädagogik
 - Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
 - Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyenser Moor
- Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

2. Jahrgang (1991)

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
 - Synethie und Alloethie bei Anatiden
 - Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
 - Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
 - Ergebnisse des „Beached Bird Survey“
- Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

- Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)
- Landwirtschaft und Naturschutz
 - Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

4. Jahrgang (1993)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
 - Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
 - Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
 - Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
 - Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
 - Bibliographie Säugetierkunde

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Vollzug der Eingriffsregelung
 - Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
 - Bauleitplanung und Naturschutz

- Heft 4: Themenschwerpunkte
- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
 - Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
 - Naturschutz in der Landwirtschaft

- Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Forstwirtschaft
 - Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

- Heft 6: Themenschwerpunkte
- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
 - Normen und Naturschutz
 - Standortbestimmung im Naturschutz
 - Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturschutz als Aufgabe der Politik
 - Gentechnik und Naturschutz
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Naturschutzstationen in Niedersachsen
 - Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
 - Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege
- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
 - Militärische Übungsflächen und Naturschutz
 - Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
 - Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren

Heft 4: Themenschwerpunkte

- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
- Die Anwendung von GIS im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
 - Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
 - Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Bauleitplanung und Naturschutz
 - Situation der unteren Naturschutzbehörden
 - Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
 - Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
 - Allelen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

Sonderheft

3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94
- Themenschwerpunkte
- Umweltbildung in Schule und Lehrerausbildung
 - Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
 - Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

7. Jahrgang (1996)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Kooperation im Natur- und Umweltschutz zwischen Schule und öffentlichen Einrichtungen
 - Umwelt- und Naturschutzbildung im Wattenmeer
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Flurbereinigung und Naturschutz
 - Bioindikatoren in der Luftreinhaltung

8. Jahrgang (1997)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Natur- und Landschaftserleben – Methodische Ansätze zur Inwertsetzung und Zielformulierung in der Landschaftsplanung
 - Ökologische Ethik

- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Quo Vadis Eingriffsregelung
 - Vögel in der Landschaftsplanung

- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Umsetzung von Naturschutzzielen im Ackerbau
 - Naturschutz in Kleingärten

9. Jahrgang (1998)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturschutz auf der Datenautobahn
 - Ausweisung von Landschaftsschutzgebieten
 - Der Landschaftsplan nach dem Nieders. Naturschutzgesetz
- Heft 2: Themenschwerpunkte
- Naturschutz für die Staatshochbauverwaltung
 - Zusammenarbeit zwischen Straßenbau- u. Naturschutzverwaltung
 - Wildkräuter im Spannungsfeld zwischen Verkehrssicherungspflicht und Naturschutz
- Heft 3: Themenschwerpunkte
- Leitbilder für Flußmündungen
 - Erstaufforstung und Naturschutz
 - Grundwasseraufnahme und Naturschutz
 - Landschaftspflege in Niedersachsen – Bedarf und Organisation

10. Jahrgang (1999)

- Heft 1: Themenschwerpunkte
- Erhaltung historischer Bauerngärten
 - Botanische Gärten – Aufgaben und Perspektiven für den Naturschutz
 - Bäume im Siedlungsbereich

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).

Veröffentlichungen aus der NNA

NNA-Berichte*

Band 2 (1989)

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 176 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektiven · 72 Seiten
Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten
Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten
Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten
Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten
Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten
Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten
Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten
Heft 2: Flächenstilllegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft – Auswirkungen auf die Agrarbiozönose · 73 Seiten
Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 71 Seiten
Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten
Heft 3: Bewerten im Naturschutz · 124 Seiten
Heft 4: Stickstoffminderungsprogramm · 52 Seiten
Heft 5: Feuereinsatz im Naturschutz · 181 Seiten

Band 11 (1998)

Heft 1: Fließgewässer – Schutz und Entwicklung · 148 Seiten
Heft 2: Gipskarstlandschaft Südharz – aktuelle Forschungsergebnisse und Perspektiven · 208 Seiten
Heft 3: Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz · 73 Seiten

Band 12 (1999)

Heft 1: Umweltbildung – den Möglichkeitssinn wecken · 58 Seiten
Heft 2: Fachliche Konzepte für die Naturschutzpraxis · 154 Seiten
Heft 3: Vögel in der Kulturlandschaft · 184 Seiten
Heft 4: Agenda 21 – leicht gemacht · 104 Seiten

* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben.*

