

Monitoring und Erfolgskontrolle im Freisinger Moos

Wolfgang ZEHLIUS-ECKERT, Hans SCHWAIGER, Armin BECKMANN*

Gliederung

Zusammenfassung

1. Einführung

- 1.1 Untersuchungsgebiet
- 1.2 Überblick über die durchgeführten Bestandsaufnahmen
- 1.3 Vorgehensweise und angewandte Methoden
 - 1.3.1 Vegetation und Flora
 - 1.3.2 Vögel
 - 1.3.3 Tagfalter
 - 1.3.4 Heuschrecken

2. Darstellung und Diskussion ausgewählter Ergebnisse

- 2.1 Vegetation und Flora
- 2.2 Wiesenbrütende Vogelarten
 - 2.2.1 Großer Brachvogel
 - 2.2.2 Bekassine
 - 2.2.3 Wachtelkönig
 - 2.2.4 Braunkehlchen
 - 2.2.5 Wiesenpieper
 - 2.2.6 Grauammer
- 2.3 Tagfalter
 - 2.3.1 Wald-Wiesenvögelchen
 - 2.3.2 Baldrian-Scheckenfalter
 - 2.3.3 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling
 - 2.3.4 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling
 - 2.3.5 Ausgewählte weitere Arten
- 2.4 Heuschrecken
 - 2.4.1 Sumpfschrecke
 - 2.4.2 Kurzflügelige Beißschrecke
 - 2.4.3 Ausgewählte weitere Arten
- 2.5 Biotop-Neuanlagen

3. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

- 3.1 Methodendiskussion
 - Fazit
- 3.2 Zusammenfassende Interpretation der Untersuchungsergebnisse
- 3.3 Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen
 - Allgemeine Hinweise
 - Einige spezielle Hinweise

4. Literatur und Quellen

Schlagworte

Baldrian-Scheckenfalter (*Melitaea diamina*)
 Biotopneuanlage
 Blaukernaue (*Minois dryas*)
 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*)
 Entbuschen
 Erfolgskontrolle von Pflegemaßnahmen in Niedermooren
 Freisinger Moos
 Großer Brachvogel
 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche te-leius*)
 Kleinseggenried
 Mahd
 Pfeifengraswiese
 Pflegeepannen
 Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*)
 Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*)
 Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*)
 zufällige Aussterbeprozesse (Umweltstochastik)

Zusammenfassung

Das Freisinger Moos stellt einen der wenigen verbliebenen Restbestände der ehemals ausgedehnten Niedermoore am Nordrand der Münchner Ebene dar. Trotz tiefgreifender Veränderungen der Niedermoorstandorte und der Nutzungen haben sich hier neben weitflächigen Wiesengebieten in einigen Kernbereichen noch kleinflächig niedermoorstypische Lebensräume erhalten. Viele dieser Flächen werden seit mehr als 20 Jahren vom Naturschutz gepflegt.

Aus dem Freisinger Moos liegen seit Ende der 80er Jahre (Wiesenbrüter bereits früher) flächenbezogene Datenreihen zu Vegetation und ausgewählten Tiergruppen (Brutvögel unter besonderer Berücksichtigung der Wiesenbrüter, Tagfalter, Heuschrecken und Libellen) vor. Das Datenmaterial stammt aus verschiedenen Projekten und ist daher recht heterogen. Im vorliegenden Beitrag wurden Ergebnisse von Erfolgskontrollen zu Vegetation, Tagfaltern und Heuschrecken sowie eines Monitorings an Wiesenbrütern ausgewertet.

Die Untersuchungen an Dauerbeobachtungsquadraten zeigen eindeutig die Bedeutung einer regelmäßigen Pflege streuwiesenartiger Bestände. Während regelmäßig gepflegte Flächen den Bestand an wertbestim-

* Der vorliegende Artikel beruht auf dem Vortrag von H. Schwaiger und A. Beckmann auf dem ANL-Seminar „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 22.11.02 in Rosenheim. Zusätzlich erfolgten ergänzende Analysen unter Auswertung älterer, bisher nicht verwendeter Originalaufzeichnungen.

menden Pflanzenarten erhalten oder sogar vermehren konnten, etablierten sich auf unregelmäßig gepflegten Flächen Hochstauden, Schilf oder Gebüsch. Auf einigen Flächen waren starke Verbuschungen innerhalb weniger Jahre zu beobachten.

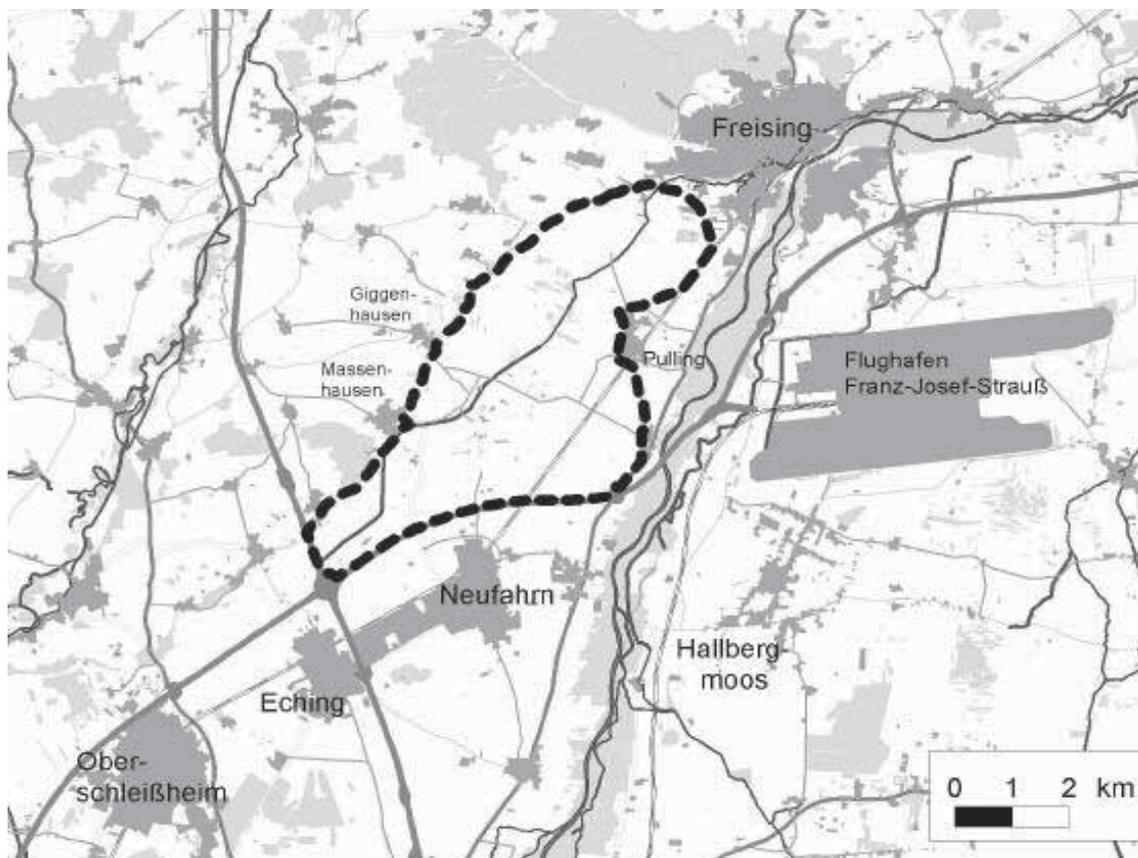
Der Große Brachvogel zeigt mit derzeit 13 Brutpaaren einen sehr stabilen Bestand, der in den letzten Jahren sogar leicht zunahm. Im Vergleich zu anderen Gebieten Bayerns ist der Bruterfolg dieser Art als günstig zu bezeichnen und dürfte für die Bestandserhaltung ausreichen. Dagegen sind Bekassine, Wiesenpieper und Graumammer aus dem Gebiet verschwunden. Ähnliches gilt für das Braunkehlchen, das sich von 1994 bis 1999 ansiedeln konnte. Der Wachtelkönig war nach längerer Zeit wieder 2000 und 2001 mit bis zu vier Rufnern vertreten.

Bei den Tagfaltern zeigt das lokale Aussterben des Baldrian-Scheckenfalters (*Melitaea diamina*) im Jahr 1993 durch einen starken Hagelschlag zur Flugzeit der Falter die hohe Bedeutung umweltstochastischer Ereignisse für das Überleben kleiner Populationen. Das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) geriet durch den Hagelschlag zwar ebenfalls an den Rand des lokalen Aussterbens, konnte inzwischen aber wieder die alten Zahlen erreichen. Der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*) zeigt insgesamt eine Abnahme, deren Ursachen nicht völlig klar sind. Sowohl die Sommermahd im

Juli/August als auch die Mulchmahd sind aber für die Art negativ zu beurteilen. Die Schwesterart Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nautithous*) zeigt dagegen eine uneinheitliche Entwicklung ohne deutlichen Trend.

Der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) scheint positiv auf die teilweise Mahd eutrophierter Pfeifengraswiesenbrachen und auf die Entbuschungen zu reagieren. Mahd auf der Gesamtfläche führt aber offensichtlich zu einem Bestandsrückgang. Diese Trends sind nicht sehr scharf und bedürfen einer weiteren Überprüfung. Bei den Heuschrecken ist eines von drei Vorkommen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) erloschen, was vermutlich auf verringerte Bodenfeuchte und die zunehmende Sukzession zurückzuführen ist. Überraschend sind die Rückgänge der Bestände von Kurzflügeliger Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und Buntem Grashüpfer (*Omocestus viridulus*). Bei der erstgenannten Art dürfte die großflächige Mahd eine Ursache für den Rückgang sein. Die Abnahme des Bunten Grashüpfers lässt sich derzeit nicht schlüssig erklären.

Insgesamt ist die Entwicklungstendenz bei den Tagfalter- und Heuschreckenarten mit regional bis europaweit hoher Schutzpriorität stagnierend bis rückläufig. Die Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bedarf der Optimierung.



Karte

Lage des Untersuchungsgebietes

Nach einer Diskussion der verwendeten Methoden werden Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen gegeben.

1. Einführung

1.1 Untersuchungsgebiet

Das Freisinger Moos liegt am Nordrand der Münchner Ebene südwestlich der Stadt Freising (siehe Karte). Es handelt sich um ein großflächiges, stark entwässertes Niedermoor, das aber noch einen weitgehend geschlossenen Grünlandgürtel bildet. Ein Grundwasserstrom, der durch den im Quartär abgelagerten fluviatilen, spätglazialen Schotter nach Norden strömt, führte zur Bildung eines Gürtels aus kalkreichen Niedermooren am Rande des Tertiären Hügellands. Von der ehemals bis über fünf Meter starken Torfauflage sind heute infolge Entwässerung, Mineralisation und Sackung nur noch stellenweise mächtigere Schichten vorhanden.

Die systematische Kultivierung des Freisinger Mooses begann ab 1914 mit der Regulierung der Moosach. Im Durchschnitt wurden die Grundwasserstände um mindestens 1 bis 2 Meter abgesenkt. Die Grundwasserstände sind nach den Aufzeichnungen des Wasserwirtschaftsamtes (WWA FREISING 2002) an allen Messstellen im Bereich des Mooses seit 1938 um fast einen Meter gefallen. Seit Anfang der 80er Jahre sind die Pegelstände stabil, und zeigen in den letzten Jahren sogar wieder einen leichten Anstieg.

Heute wird ein Großteil des Gebietes als Grünland genutzt (im ca. 1000 ha großen Kernbereich etwa 60%). In trockeneren Bereichen finden sich auch Äcker (v.a. Mais). Streuwiesen und aus ehemaligen Torfstichen hervorgegangene streuwiesenartige Bestände sind noch mit insgesamt etwa 20 ha vertreten. Größere Anteile nehmen vollständig verbuschte und z.T. bereits bewaldete ehemalige Streuwiesen ein.

Auf diesen Flächen erfolgen seit Beginn der 80er Jahre Pflegemaßnahmen durch den Bund Naturschutz und von einem Pfl egetrupp (Ökomobil) im Auftrag der Unteren Naturschutzbehörde, seit 1990 auch durch den Landschaftspflegeverband Freising. Im Bereich des Grünlandes wurden für viele Flächen Verträge nach dem Vertragsnaturschutz- (VNP) bzw. Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) abgeschlossen.

Das gesamte Gebiet ist Landschaftsschutzgebiet, die Kernbereiche sind als FFH-Gebiet vorgeschlagen. Kleinere Flächen sind als flächenhafte Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile ausgewiesen.

1.2 Überblick über die durchgeführten Bestandsaufnahmen

Aufgabe der im vorliegenden Beitrag dokumentierten Untersuchungen war, begleitend zu den im Freisinger Moos durchgeführten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu prüfen, ob die Maßnahmen den

gewünschten Erfolg bringen. Als erster, relativ unkonkreter Erfolgsmaßstab kann folgende Zielformulierung aus dem faunistischen Teilbeitrag zum Umsetzungsprojekt Freisinger Moos des Arten- und Biotopschutzprogramms für den Landkreis Freising herangezogen werden (HAASE & SÖHMISCH 1990): „Ziel der ... vorgeschlagenen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ist der Erhalt einer historisch gewachsenen, landwirtschaftlich überwiegend extensiv genutzten Kulturlandschaft mit dem für sie charakteristischen Spektrum an Tierarten.“

Ausgehend davon wurde von folgendem, konkretisierten Ziel für die floristische und faunistische Erfolgskontrolle ausgegangen: „Ziel der durchzuführenden Maßnahmen ist die Erhaltung aller derzeit noch vorkommenden niedermoor typischen Pflanzen- und Tierarten mit einem Schwerpunkt auf der Sicherung der regional, landes-, bundes- und europaweit gefährdeten Arten. Dafür müssen die aktuellen Bestände dieser Arten und die von ihnen besiedelte Fläche vergrößert werden.“

Erste systematische, ausreichend dokumentierte und daher auswertbare Bestandsaufnahmen zur Vegetation und Flora sowie zu ausgewählten Tiergruppen erfolgten gegen Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre im Rahmen der Erarbeitung eines Umsetzungskonzeptes für das ABSP (BÜRO HAASE & SÖHMISCH 1989 und 1990). In der Folge wurden die Bemühungen zur gezielten Pflege naturschutzfachlich bedeutsamer Flächen verstärkt, was u. a. auch mit der Gründung des Landschaftspflegeverbandes Freising verbunden war.

Zur Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen konnte ab 1991 aufgrund der finanziellen Unterstützung durch das Bayerische Landesamt für Umweltschutz mit ersten systematischen Folgeuntersuchungen begonnen werden, wobei neben der Anlage vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen auch faunistische Untersuchungen erfolgten. Weitere regelmäßige Untersuchungen waren in diesem Zusammenhang zwar geplant, konnten jedoch zumeist nicht oder nur unzureichend finanziert werden, so dass die Untersuchungen zu einem großen Teil ehrenamtlich durchgeführt werden mussten. Vollständige Erhebungen waren daher nicht immer möglich. Die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse einzelner Jahre ist aus diesem Grund nur teilweise gegeben (s. Kap. 1.3 und 3.1).

Im Rahmen eines Auftrages der Regierung von Oberbayern sowie eines Glücksspiralenprojektes konnten erst in den Jahren 1999 und 2000 wieder etwas intensivere Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt werden (SCHWAIGER et al. 1999, BECKMANN et al. 2000). Dabei konnte erstmals auch ein Großteil der vorliegenden Daten zusammenfassend dargestellt und ausgewertet werden.

Unabhängig davon erfolgten im Freisinger Moos seit 1980, v.a. aber seit 1992 auch intensivere Untersu-

chungen zur Bestandsentwicklung von Wiesenbrütern (v.a. Großer Brachvogel), die im Zusammenhang mit entsprechenden landesweiten Kartierungen stehen.

Für die Auswertungen kann v. a. auf folgende Datenquellen zurückgegriffen werden:

- Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogrammes Landkreis Freising-Freisinger Moos (BÜRO HAASE & SÖHMISCH 1989 und 1990)
- Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer (BURBACH 1995-99)
- Diplomarbeit: Libellen an Gewässern des Freisinger Mooses (EVERS 1990)
- Diplomarbeit: Beobachtungen zur Autökologie von *Ichnura pumilio* (REITER 1993)
- Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im Freisinger Moos – Fauna: Ergebnisse 1991-1994 (ZEHLIUS 1991-1994)
- Unterlagen zur Erfassung vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen: verschiedene Bearbeiter 1990-1993 und 1998-2000 (Erstaufnahme: M. MAINO; Folgeaufnahmen: M. GLANZ, H. SCHWAIGER, S. GRÜNBERG, A. BECKMANN; Originalunterlagen in Akten des Landschaftspflegeverbandes Freising und des Bund Naturschutz, Kreisgruppe Freising); Zusammenstellung von SCHWAIGER (1993; Manuskript)
- Monitoring im Freisinger Moos 1999 (SCHWAIGER et al. 1999)
- Monitoring im Freisinger Moos 2000 (BECKMANN et al. 2000)
- ehrenamtliche Untersuchungen und sonstige Einzelbeobachtungen verschiedener Bearbeiter aus den Jahren 1990 bis 2002

In der nachfolgenden Auflistung werden die im Text erwähnten Probestellen für Tagfalter, Heuschrecken und Vegetation kurz beschrieben.

- 1 Pfeifengrasstreuweise mit Übergängen zu Mehlsprimel-Kopfbinsenrasen in tiefer gelegenen Flächen; seit 1980 sehr regelmäßige Herbstmahd (zumeist erst ab Oktober)
- 2 Pfeifengrasstreuweise mit Hochstauden, in den letzten Jahren aufgrund fehlender Pflege stark verbuscht
- 3 Relativ trockene Pfeifengrasstreuweise, randlich Großseggen und Schilf; sehr regelmäßige Herbstmahd
- 4 Streuwiesenbrache, verbuscht; Fragmente von Kopfbinsenrasen; seit 2001 wieder Herbstmahd
- 5 Hochstaudenreiche Streuwiesenbrache mit Resten streuwiesentypischer Vegetationsbestände; seit 1999 regelmäßige Herbstmahd
- 6 Verarmte Nasswiese mit Resten von Pfeifengras und eutrophierten Bereichen mit Wiesenknöterich und *Geum rivale* mit Übergängen zu Hochstaudenfluren
- 7 Verbrachende und verbuschende Streuwiese mit eutrophierten Bereichen im Westen; Mahd jeweils nur auf Teilflächen (nicht jedes Jahr)
- 8 trockene Pfeifengrasstreuweise mit v.a. randlichen Verbuschungen; Verschilfung im Westteil; fast alljährliche Mahd
- 9 Hochstaudenreiche Pfeifengrasstreuweise, Weidengebüsch mit Auflichtungen angrenzend; regelmäßige Herbstmahd
- 10 Niedermoorkomplex aus Hochstaudenflur, Pfeifengrasstreuweise und verbrachenden Pfeifengrasstreuweisen mit Schilf; regelmäßige Mahd nur auf Teilflächen

11 Komplex aus Pfeifengrasstreuweise, Resten eines Mehlsprimel-Kopfbinsenriedes und Hochstaudenfluren; Mahd relativ regelmäßig

12 Nasswiesenbrache mit Resten von Pfeifengrasstreuweisen und eutrophierten Bereichen mit Hochstauden; nur unregelmäßige Mahd

21/aus teils verbrachten Feuchtwiesen, Hochstaudenfluren
22 (z. T. neophytenreich) und Gebüsch; relativ regelmäßige Mahd in den letzten Jahren

23 Reste von Pfeifengrasstreuweisen, Hochstaudenfluren und Gebüsch; angelegte Kleingewässer (Ende der Achtziger Jahre); seit einigen Jahren nur mehr unregelmäßig gemäht

24 Verbrachte Streuwiese mit hochstaudenreichen Anteilen; 2000 durch Jagdpächter gemulcht.

1.3 Vorgehensweise und angewandte Methoden

1.3.1 Vegetation und Flora

Einzelflächenbezogene Daten zur Vegetation und Flora liegen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad aus dem Zeitraum zwischen 1988 und 2000 vor. Hinzu kommen weitere, in diesem Zusammenhang jedoch nicht auswertbare Daten, die im Rahmen studentischer Projektarbeiten oder wissenschaftlicher Arbeiten an der TU München-Weihenstephan oder der FH Weihenstephan entstanden.

Die ersten Dauerbeobachtungsflächen (DBF; Größe 5x5 m) wurden 1991 im Zusammenhang mit dem ABSP-Umsetzungsprojekt und dem Beginn der Erfolgskontrollen eingerichtet und gekennzeichnet. Nach einer Wiederholungsaufnahme 1992 konnten bereits 1993 nicht mehr alle Flächen aufgefunden werden (Entfernen der mit Holzpflocken vorgenommenen Vermarkung bei der maschinellen Pflege; in den Folgejahren auch bedingt durch die Vegetationsentwicklung: Verbrachung mit Ausbildung verschilter Bestände etc.). Alle noch auffindbaren Flächen wurden 1993 mit Vermessungsrohren vermarktet. Die Erhebungen konnten erst 1998 auf ehrenamtlicher Basis unter Federführung des BN fortgesetzt werden, wobei die Flächen – so weit noch möglich – wieder rekonstruiert und erneut aufgenommen wurden. Wie in den Erhebungsjahren zuvor wurden auch dabei neue DBF angelegt (teilweise als Ersatz für nicht mehr auffindbare Flächen). Neben der Durchführung einer Wiederholungsaufnahme wurden auch in den Folgejahren 1999 und 2000 neue DBF angelegt und dauerhaft vermarktet.

Bei den Aufnahmen des Vegetationsbestands der DBF kamen unterschiedliche Methoden zur Anwendung. So wurde nach der Erstaufnahme (1991), die nach der Standard-Methode von BRAUN-BLANQUET erfolgte (7-stufige Skala), im zweiten Erhebungsdurchgang (1992) die verfeinerte Methode von LONDO eingesetzt (vgl. z.B. DIERßEN 1990). In den folgenden Aufnahmejahren wurde (u. a. auch aus zeitlichen Gründen) wieder nach der Aufnahmemethodik der Erstaufnahme verfahren. Die Dokumentation der

DBF-Untersuchungen erfolgte in Lageskizzen, erläuternden Texten und Tabellen.

Neben den Erhebungen in Dauerbeobachtungsflächen erfolgten 2000 zusätzlich flächenhafte Kartierungen der Vegetationstypen (teilweise mit Erstellung von Artenlisten) auf der Basis von aktuellen Luftbildern in allen unter Kapitel 1.1 genannten Probeflächen)

Eine zusammenfassende Auswertung aller vorliegenden Daten konnte bisher noch nicht durchgeführt werden. In den Arbeiten von SCHWAIGER et al. (1999) und BECKMANN et al. (2000) wurde ein Großteil des vorliegenden Materials zusammenfassend aufbereitet. Dennoch musste auch dabei einiges Datenmaterial unberücksichtigt bleiben, was – neben dem jeweils begrenzenden Projektrahmen – auch an einer mangelnden systematischen Archivierung und Aufbereitung der vorhandenen Daten beruhte. Dies wiederum ist nicht zuletzt auf fehlende zeitliche und personelle Möglichkeiten aufgrund der teilweise ehrenamtlichen Bearbeitung zurückzuführen. Die zusammenfassenden Analysen in den genannten Arbeiten mussten sich daher weitgehend auf die Auswertung der Ergebnisse aus den Dauerbeobachtungsflächen konzentrieren. Nicht berücksichtigt blieben u. a. die seit 1987 bis in die Gegenwart erfolgenden Maßnahmen zur Biotopneugestaltung.

1.3.2 Vögel

Seit 1980 erfolgen im gesamten Freisinger Moos – schwerpunktmäßig in den Wirtschaftswiesen – detaillierte Untersuchungen zu den Wiesenbrüterbeständen. Diese wurden 1980 und 1986 im Rahmen der landesweiten Wiesenbrüterkartierungen (RANFTL 1981, FRANZ & KAMRAD-SCHMIDT 1986), seit 1992 alljährlich im Rahmen eines Monitoring-Programmes des LFU durchgeführt). Dabei wurden folgende Arten erfasst: Großer Brachvogel, Bekassine, Wachtelkönig, Wiesenpieper, Braunkehlchen und Grauammer. 1980 und 1986 erfolgten jeweils mindestens vier Begehungen des Gebietes. Seit 1992 wurde das Gebiet sehr intensiv erfasst (jeweils mehr als 20 Begehungen). Nächtliche Begehungen zur Erfassung des Wachtelkönigs erfolgten sporadisch ab 1992, systematisch seit 2000. Zusätzlich wurde seit 1992 jährlich auch der Bruterfolg (Anzahl flügger Jungvögel) des Großen Brachvogels erhoben. Bis auf 1986 handelte es sich jeweils um den gleichen Bearbeiter (H. Schwaiger).

1.3.3 Tagfalter

Untersuchungen zu Tagfaltern erfolgen seit 1989. Dabei wurden alle für Tagfalter besonders relevanten Flächen (vorwiegend Streuwiesenreste und ehemalige Torfstiche) berücksichtigt. Allerdings wurden nicht alle Flächen in allen Jahren bearbeitet.

Die untersuchten Flächen wurden in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen bei sonnigen, windstillen Verhältnissen mehrfach begangen. Insbeson-

dere bei den niedermoortypischen Arten mit regional, landes-, bundes- oder europaweit hoher Schutzpriorität wurde eine Erfassung zur Hauptflugzeit angestrebt. Der Kartierungszeitraum erstreckte sich i. d. R. von Mai bis August, um den unterschiedlichen Flugzeiten der Arten Rechnung zu tragen. Die Begehungsdauer je Probefläche betrug, in Abhängigkeit von Größe und Struktur, ca. 0,5 bis 0,75 Stunden, im Einzelfall allerdings auch weniger. Die Flächen wurden dabei jeweils in Schleifen abgegangen.

Die Artansprache erfolgte anhand der Imagines (Falter) über Sichtbeobachtung oder nach Kescherfang mit folgender genauere Artbestimmung. Eine gezielte Suche nach Präimaginalstadien konnte bisher nur in wenigen Einzelfällen erfolgen. Bei den Begehungen wurde jeweils die beobachtete Anzahl der Falter je Art registriert (halbquantitative Erfassung).

1.3.4 Heuschrecken

Die Probeflächen entsprechen weitestgehend denen der Tagfaltererhebungen. In Abhängigkeit von der Untersuchungsintensität und der Zielsetzung (teilweise gezielte Suche bestimmter Arten) in den einzelnen Jahren erfolgten auf den einzelnen Probeflächen im Regelfall mindestens zwei Begehungen, teilweise auch mehr (v. a. bei gleichzeitigen Erhebungen zur Tagfalterfauna). Die Erhebungen erfolgten bei geeigneten Wetterbedingungen zwischen Mai/Juni und September. Die Verweildauer auf den untersuchten Flächen betrug in Abhängigkeit von deren Größe und Struktur ca. 0,5 bis 1 Stunde, wobei die Flächen i. d. R. in Schleifen abgegangen wurden. Die Bestandsaufnahmen erfolgten im Regelfall halbquantitativ (Erfassung der Zahl der beobachteten Individuen).

Zur Ansprache der Arten wurden Standardmethoden eingesetzt. Vorwiegend wurde die Verhörmethode (Artansprache anhand der artspezifischen Gesänge) angewandt, wobei 2000 auch ein Ultraschalldetektor eingesetzt wurde. Ergänzend dazu erfolgten Sichtbeobachtungen sitzender oder wegspringender Tiere sowie im Einzelfall gezielte Kescherfänge.

2. Darstellung und Diskussion ausgewählter Ergebnisse

2.1 Vegetation und Flora

Die tiefstgreifenden Veränderungen der Vegetation des Freisinger Moores ereigneten sich weit vor dem Beginn systematischer Untersuchungen. Die durch die Begradigung der Moosach möglich gewordene Kultivierung des Moores durch Entwässerung war mit dem großflächigen Verlust niedermoortypischer Lebensräume und zahlreicher daran gebundener Pflanzenarten verbunden (vgl. auch HAASE & SÖHMISCH 1989).

Doch auch in jüngster Zeit sind mehr oder weniger deutlich erkennbare Veränderungen der Vegetation feststellbar, die auch über die durchgeführten Unter-

suchungen im Rahmen der Dauerbeobachtung belegt werden können. Die nachfolgenden Aussagen stützen sich im wesentlichen auf die Ergebnisse von SCHWAIGER et al. (1999) und BECKMANN et al. (2000). Weitergehende Analysen konnten bisher nicht erfolgen.

Insgesamt lassen sich für den Zeitraum zwischen 1987/1989 und 1999/2000 die folgenden, auf verschiedenen Flächen des Freisinger Moores teilweise gegenläufigen Entwicklungstendenzen feststellen. Ein Teil der seit 1989 feststellbaren Veränderungen der Vegetationsstruktur auf verschiedenen Flächen lässt sich dabei problemlos mit einschneidenden Veränderungen der Nutzung bzw. Pflege erklären.

So ist die Ausbreitung von Gehölzen (z. B. Faulbaum, *Frangula alnus*, oder verschiedene Weiden, *Salix spec.*) und in vielen Fällen auch von Schilf (*Phragmites australis*) und/oder Hochstauden und Großseggen meist auf eine Aufgabe der Nutzung oder Pflege zurückzuführen. Auch die lokal zu beobachtende stärkere Ausbreitung der Goldrute (*Solidago gigantea*) ist auf nutzungsbedingte Einschleppung und in der Folgezeit stattfindender Begünstigung der Ausbreitung durch Nutzungsaufgabe zurückzuführen. Auf von Gehölzen freigestellten Flächen kann sich die Goldrute teilweise rasch etablieren, wenn sie nicht durch konsequente Folgepflege zurückgedrängt wird. Lokal bereitet auch der durch Imker eingebrachte Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) Probleme. Weitere ausbreitungsstarke, aus naturschutzfachlicher Sicht problematische Neophyten (v. a. *Impatiens glandulifera*, *Polygonum cuspidatum/sachalinense*) spielen derzeit dagegen (noch) kaum eine Rolle im Freisinger Moos.

Derartige Veränderungen sind auch anhand einiger Dauerbeobachtungsflächen zu belegen, bei denen die Dauerquadrate innerhalb der nun dichteren Bestände teilweise nicht mehr aufzufinden sind. Der Bestandsumbau erfolgte in einigen Fällen innerhalb weniger Jahre.

Die auf mehreren Streuwiesenflächen zu beobachtende Ausbreitung von Hochstauden (z. B. Mädesüß, *Filipendula ulmaria* oder Wasser-Dost, *Eupatorium cannabinum*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*), auf einigen Flächen auch Schilf (*Phragmites australis*) ist teilweise auf das Ausbleiben einer regelmäßigen Mahd zurückzuführen und kennzeichnet frühe Brachestadien. Gelegentlich dürfte dafür auch eine zwar regelmäßige aber späte Mahd (Ende September/Oktober) verantwortlich sein. Auf einzelnen Flächen erfolgt dies jedoch auch gezielt. So konnte im Bereich des Naturdenkmals eine Zunahme des Schwalbenwurz-Enzians (*Gentiana asclepiadea*) und des Duft-Lauchs (*Allium suaveolens*) erreicht werden. Inwieweit auf einzelnen Flächen möglicherweise auch Veränderungen von Standortbedingungen zu dieser Entwicklung beitragen, konnte anhand der

vorliegenden Daten bisher nicht schlüssig geklärt werden.

Der Grund für die lokal beobachtete Zunahme einiger streuwiesentypischer Arten wie Hirsen-Segge (*Carex panicea*) oder Färber-Scharte (*Serratula tinctoria*) ist primär in der Wiederaufnahme einer regelmäßigen Pflege zu sehen.

Auf einigen untersuchten Flächen (v. a. Streuwiesen) konnten anhand der Dauerbeobachtungsflächen keine deutlich erkennbaren Veränderungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung oder der Vegetationsstruktur festgestellt werden. Ausschlaggebend hierfür ist die kontinuierlich durchgeführte Pflege bei nicht oder nur wenig veränderten Standortbedingungen.

Im Bereich von Wirtschaftswiesen erfolgte bisher keine Anlage von Dauerbeobachtungsflächen, so dass die auf verschiedenen Flächen offensichtlichen Veränderungen nicht über Vergleichsdaten belegbar sind. Die zunehmende Lückigkeit der Bestände mit Ausbreitung bestimmter Arten (vgl. Kap. 2.2) ist hier auf langjährige Bewirtschaftung nach den Vorgaben des Vertragsnaturschutzprogramms und den damit verbundenen Düngeverzicht zurückzuführen.

Dauerhafte oder auch nur vorübergehende Vegetationsänderungen ergeben sich teilweise auch durch Einzelmaßnahmen, deren Durchführung nur teilweise bekannt oder nachvollziehbar ist. So erfolgten z. B. auf einzelnen Flächen wissenschaftliche Untersuchungen zur Ausbringung von Teufels-Abbiß (*Succisa pratensis*), die während der Versuche immerhin durch entsprechende Kennzeichnung deutlich wurde. Ob das Vorkommen der Moor-Segge (*Carex buxbaumii*) ebenfalls auf eine gezielte Ausbringung zurückzuführen ist oder die Art zuvor nur übersehen wurde ist dagegen unklar. Die Moor-Segge wurde bei BÜRO HAASE & SÖHMISCH (1989) als im Freisinger Moos verschollen eingestuft, konnte jedoch später auf einer Fläche über mehrere Jahre hinweg bis mindestens 1998 nachgewiesen werden.

2.2 Wiesenbrütende Vogelarten

Bis auf Bekassine und Braunkehlchen, die vorrangig in ehemaligen Torfstichen und neuangelegten Feuchtwiesen brüteten, stellen für wiesenbrütende Vogelarten die Wirtschaftswiesen den bevorzugten Lebensraum dar. Ein großer Teil der vom Großen Brachvogel besiedelten Wiesen steht unter Verträgen des Vertragsnaturschutzprogramms. Bei einem Teil der Flächen ist dies bereits seit 1983 der Fall (damals noch Wiesenbrüterprogramm). Diese Parzellen zeigen inzwischen deutliche Aushagerungserscheinungen und haben eine für den Großen Brachvogel und andere Wiesenbrüter günstige, relativ lückige und eher niedrige Vegetationsstruktur erreicht.

Darüber hinaus werden vom Großen Brachvogel auch die vorhandenen Äcker für die Nahrungssuche und gelegentlich auch als Brutplatz genutzt.

2.2.1 Großer Brachvogel

Der Bestand des Großen Brachvogels im Freisinger Moos war von 1992 bis 1999 ausgesprochen stabil (Abb. 1 u. Tab. 1) und schwankte nur zwischen 11 und 13 Brutpaaren. Die deutlich niedrigeren Zahlen von 1980 und 1986 dürften vermutlich auf eine Unterschätzung des tatsächlichen Bestandes aufgrund geringerer Untersuchungsintensität und Gebietskenntnis zurückzuführen sein.

Der sehr gute Bruterfolg von 1998 (siehe unten) führte vermutlich zu einer 2000 beobachteten Bestandszunahme, die auf die Ansiedlung im Gebiet aufgewachsener Jungvögel zurückzuführen sein dürfte (Brachvögel brüten zumeist erst im zweiten Lebensjahr). Darauf deuten auch Ansiedlungen außerhalb der bisherigen Reviere hin. 2001 gingen die Zahlen wieder leicht zurück. Mit ebenfalls 13 Brutpaaren 2002 scheint sich der Bestand allerdings auf einem etwas höheren Niveau stabilisiert zu haben.

Im Gegensatz zum gesamt-bayerischen Bestand, der von 1980 bis 1998 um etwa 40% abnahm (SCHWAI-GER & BURBACH 2000) ist die Population stabil und zeigt derzeit als eines der wenigen Gebiete in Bayern einen zunehmenden Trend.

Auch der Bruterfolg des Großen Brachvogels, der seit 1992 regelmäßig erfasst wird, erreicht relativ günstige Werte (siehe Abb. 1, rechte Achse). 1998 wurden pro Brutpaar im Schnitt 1,75 Jungvögel flügge, ins-

gesamt waren es 21. Ähnliche hohe Werte wurden in Bayern bisher nur äußerst selten beobachtet.

Auffallend ist zumindest in einigen Jahren die sehr hohe Überlebensrate der Jungvögel vom Kükenstadium bis zum Flüggewerden. So wurden 2002 von 17 insgesamt (zumeist im Kükenstadium) beobachteten Jungvögeln 14 (82%) flügge, was ebenso wie die Höhe des durchschnittlichen Bruterfolgs für die relativ günstigen Bedingungen im Gebiet spricht.

Der Bruterfolg des Großen Brachvogels erreichte von 1992 bis 2002 im Durchschnitt einen Wert von 0,44 flüggen Jungvögeln pro Brutpaar. In den letzten 5 Jahren wurde sogar ein Wert von 0,74 erreicht, was auch beim Bruterfolg einen positiven Trend erkennen lässt. Damit zählt das Freisinger Moos zu den wenigen Wiesenbrütergebieten in Bayern, die einen Bruterfolg erreichen, der für die Bestandserhaltung ausreichend sein dürfte (vgl. zur Höhe des für die Bestandserhaltung notwendigen Bruterfolgs: KIPP 1999, GRANT et al. 1999).

Als Gründe für diese Entwicklung ist eine relativ großflächige Aushagerung von Wiesen durch Naturschutzprogramme und der nach wie vor hohe Grünlandanteil zu nennen. Allerdings ist derzeit noch unklar, weshalb die Überlebensrate der Jungvögel deutlich höher als in anderen Gebieten liegt.

2.2.2 Bekassine

Die Bekassine, die noch 1980 mit 7 Brutpaaren, zum Teil sogar in Wirtschaftswiesen nahe Freising, vor-

Abbildung 1
Entwicklung des Bestandes des Großen Brachvogels im Freisinger Moos von 1980 bis 2002

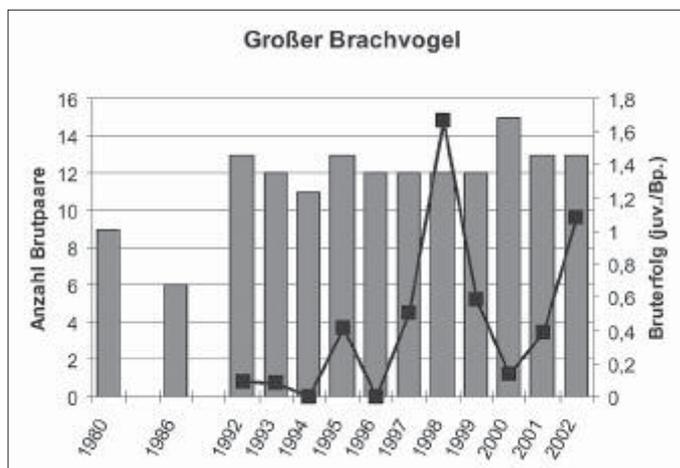


Tabelle 1

Entwicklung des Bestandes wiesenbrütender Vogelarten im Freisinger Moos seit 1980 (jeweils in Brutpaaren, Wachtelkönig: rufende Männchen) (Quellen: RANFTL 1981, FRANZ & KAMRAD-SCHMIDT 1986, SCHWAI-GER 2002)

Art	1980	1986	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Großer Brachvogel	9	6	13	12	11	13	12	12	12	12	15	13	13
Bekassine	7	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Wachtelkönig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0
Wiesenpieper	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Braunkehlchen	0	3	0	0	1	2	1	2	3	2	0	0	0
Grauammer	7	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0

kam, verschwand gegen Ende der 80er Jahre. Die Ursachen sind im Trockenerwerden des Gebietes und der Aufforstung von Brutplätzen zu suchen. In den letzten Jahren erfolgten nur mehr unregelmäßige Bruten, vorrangig in angelegten Feuchtstellen. Für eine dauerhafte Ansiedlung sind vermutlich derzeit zu wenige dauerhaft bodenfeuchte und gleichzeitig zumindest halboffene Flächen vorhanden.

2.2.3 Wachtelkönig

Erstmals seit den 70er Jahren konnten 2000 wieder drei rufende Männchen des Wachtelkönigs festgestellt werden. Allerdings ist bei der versteckten Lebensweise der Art nicht völlig auszuschließen, dass in den Vorjahren einzelne Tiere vorhanden waren.

2001 waren es sogar vier rufende Männchen. Ähnliche Neuansiedlungen erfolgten 2000 und 2001 auch in vielen anderen Gebieten Bayerns (u.a. Donau-moos, Ampertal, Unteres Isartal).

2.2.4 Braunkehlchen

Beim Braunkehlchen erfolgte 1994 eine Wiederansiedlung, nachdem seit 1986 keine Bruten mehr beobachtet wurden. Allerdings konnte sich die Art nicht dauerhaft halten und war 2000 nicht mehr als Brutvogel nachzuweisen. Die Hauptursache für das Scheitern der Wiederansiedlung dürften hohe Gelegetverluste durch Ausmähen gewesen sein. Die Gelege erfolgten vor allem in Mähwiesen, zumeist in der Nachbarschaft zu neu angelegten Feuchtflächen.

2.2.5 Wiesenpieper

Der Wiesenpieper konnte im Bearbeitungszeitraum nur 1980 als Brutvogel nachgewiesen werden. Vermutlich wird das Vorkommen dieser Art durch das Fehlen feuchter und offener Grünlandflächen bedingt. Der Wiesenpieper ist hinsichtlich der Bodenfeuchte etwas anspruchsvoller als z.B. der Große Brachvogel.

2.2.6 Grauammer

Bei der Grauammer, die eine ähnliche Entwicklung wie die Bekassine zeigt, liegen die Rückgangsursachen sicher nicht allein im Gebiet begründet. Die Bestände dieser Art sind im Untersuchungszeitraum in weiten Bereichen des Verbreitungsgebietes drastisch eingebrochen. (vgl. HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Als Gründe werden großflächige Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung (v.a. zunehmender Anbau von Wintergetreide und Verlust von Stoppelfeldern), aber auch Klimaveränderungen diskutiert.

2.3 Tagfalter

2.3.1 Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*)

Das Wald-Wiesenvögelchen konnte während der gesamten Untersuchungsperiode nur in den Flächen 4, 5, 7, 8 (1 Individuum), 9, 12 und 24 beobachtet werden. Alle Flächen entsprechen dem typischen Habitatschema der Art: Halboffene, zum Teil verbuschte Streuwiesen oder zumindest an Weidenbüsche angrenzende Flächen (Probefläche 9).

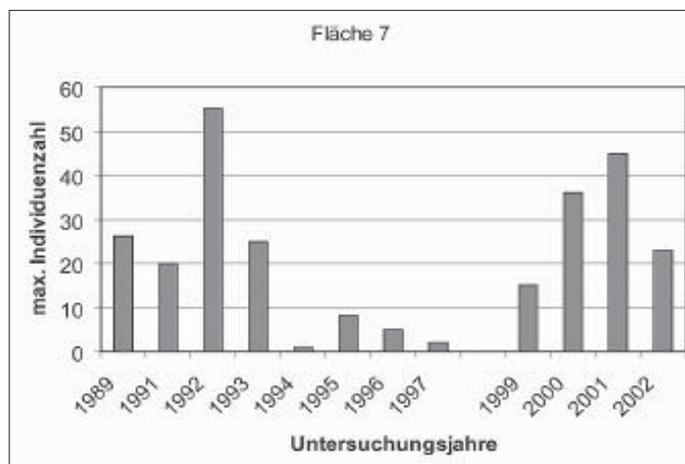


Abbildung 2
Bestandsentwicklung des Wald-Wiesenvögelchens (*Coenonympha hero*)

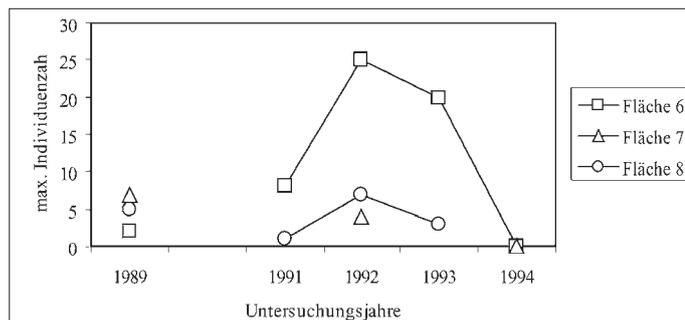


Abbildung 3
Bestandsentwicklung des Baldrian-Scheckenfalters (*Melitaea diamina*)

Von 1989 bis 1993 war insgesamt eine leichte Zunahme (Maximum 1992) zu beobachten, die möglicherweise auf einer Wiederaufnahme einer vorsichtigen Mahd von Teilflächen beruht, doch auch allein durch natürliche Schwankungen der Population erklärbar ist. Die Individuenzahl war dabei bis auf Fläche 7 (s. Abb.2) jeweils sehr gering.

1993 wurde die Population durch ein Hagelunwetter am 27.5. (siehe *Melitaea diamina*) während der Hauptflugzeit fast vollständig vernichtet; danach waren 1993 keine Individuen mehr zu beobachten. 1994 konnte bei kursorischen Kontrollen nur in Fläche 7 ein Individuum festgestellt werden. 1995 waren es in dieser Fläche wieder 8. Bis 1997 stagnierte die Population auf niedrigem Niveau. Von 1999 bis 2001 erholte sich der Bestand wieder auf maximal 45 Individuen. Die niedrigere Zahl von 2002 ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass bei nur zwei Begehungen der phänologische Höhepunkt nicht exakt erfasst wurde.

Auf Fläche 24 gelang erst wieder 1999 eine Beobachtung. In Fläche 9 konnten von 2000 bis 2002 jeweils nur wenige Exemplare beobachtet werden. Dies dürfte durch die vorsichtige Entbuschung von angrenzenden Weidengebüschen 1999 gefördert worden sein.

Auf den Flächen 4, 5, 8 und 12 konnten seit dem Hagelschlag von 1993 keine Wald-Wiesenvögelchen mehr festgestellt werden. Allerdings wurde dies sicher auch durch die Vegetationsentwicklung von 4 (fast völlige Verbuschung, erst 2001 wieder Entbuschung) und 5 (Verbrachung bis 1998) mit verursacht.

2.3.2 Baldrian-Scheckenfalter (*Melitaea diamina*)

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der Erfassungen aus den Jahren 1989 und 1991 bis 1994 exemplarisch für die Flächen 6, 7 und 8 dar. Bei der Interpretation der Abbildung ist zu beachten, dass die Art 1991 wahrscheinlich nicht zum phänologisch optimalen Zeitpunkt erfasst wurde. Berücksichtigt man dies, ist von gleichbleibenden bis steigende Individuenzahlen auf allen untersuchten Flächen, auf denen die Art stetig nachgewiesen werden konnte (Flächen 5, 6, 8), bis 1992 auszugehen. Offensichtlich hat sich die zwischenzeitlich auf allen drei Flächen aufgenommene Pflegemahd für diese Art zumindest nicht negativ ausgewirkt.

Eine Ursache für die offensichtlich positive Bestandsentwicklung könnten die durch die Mahd hervorgerufenen, für die Art förderlichen Vegetationsveränderungen (Reduzierung der Vegetationshöhe und -dichte und damit verbessertes Mikroklima, Ausbreitung der Futterpflanze) sein. Bis auf Fläche 6 sind die Veränderungen aber sehr gering, so dass auch die natürliche Populationsentwicklung für diese Entwicklung verantwortlich sein könnte, z.B. ausgelöst durch die Witterungsbedingungen in den Vorjahren oder aufgrund der Erholung der Population nach einer Phase

erhöhter Parasitierung der Raupen, wie dies beispielsweise für die verwandten Arten *Euphydryas aurinia* und *Melitaea cinxia* nachgewiesen ist (FORD & FORD 1930; SETTELE et al. 2000: 113).

Bei Fläche 6 fällt die Bestandsentwicklung besonders positiv aus, insbesondere von 1991 bis 1992. Eine mögliche Erklärung liegt in der besonderen Mahd dieser Fläche 1991. Ursprünglich war geplant, die Hälfte der Fläche im Sommer und die zweite Hälfte im Herbst zu mähen. Aufgrund eines Missverständnisses wurde jedoch nahezu die gesamte Fläche bereits im Sommer gemäht. Offensichtlich war dies für die Art eher förderlich. Es deutet auch darauf hin, dass hier nicht nur die oben genannten natürlichen Ursachen für die Populationsdynamik beteiligt gewesen sind. Möglicherweise ist die Art gegenüber einer Mahd im August weniger empfindlich als gegenüber einer Mahd zu einem ungünstigen Zeitpunkt im Winterhalbjahr.

Auf eine gewisse, wenn auch nicht sehr große Empfindlichkeit der Art gegenüber Herbstmahd deuten die bei DOLEK et al. (1999: 136) dargestellten Ergebnisse eines Vergleichs von Streuwiesen mit Moorweiden. Dabei erreichte die Art auf Streuwiesen geringere Stetigkeiten als auf Moorweiden. Allerdings war der Unterschied relativ gering (Stetigkeit von ca. 80 gegenüber 100% bei Moorweiden). Möglich ist aber auch, dass durch die Mahd die Vegetationsstruktur und damit die mikroklimatischen Bedingungen so stark verbessert wurden, dass ein größerer Teil der Raupen bis zur Verpuppung überlebt. Dass die Art auf dieser Fläche eine besonders positive Bestandsentwicklung in Reaktion auf die Mahd zeigt, könnte auch damit zusammenhängen, dass die Futterpflanze auf dieser Fläche besonders häufig vertreten ist, so dass die Veränderung der Vegetationsstruktur sich hier besonders stark auswirken kann.

Fläche 7 weist als einzige Fläche im Zeitraum bis 1992 eine absteigende Bestandentwicklung dieser Art auf. Allerdings wurde diese Fläche nur in einzelnen Jahren zur Flugzeit der Art begangen und der Unterschied zu 1989 ist sehr gering. Eine Möglichkeit für einen Rückgang auf dieser Fläche wäre, dass die Vegetationsentwicklung (Zunahme von Goldrute, starkwüchsigen Pfeifengrasbeständen und Gehölzen) zu einem Habitatverlust für die Art geführt hat. 1991 wurden in diesem ehemaligen Torfstich zwar erstmals kleine Teilflächen gemäht. Ein nennenswerter Einfluss der nur auf kleinen Teilflächen erfolgten Mahd wird aber als unwahrscheinlich eingestuft.

Die tatsächliche Bestandsentwicklung 1993 wird durch die Abbildung nur teilweise wiedergegeben. Die letzte Begehung, bei der diese Art erfasst werden konnte (26.5.1993) lag vermutlich noch vor dem phänologischen Höhepunkt.

Am Abend des 27.5.1993 ging jedoch ein sehr schweres Hagelunwetter über dem Untersuchungsraum nieder, das mit hoher Wahrscheinlichkeit zum

Erlöschen der Art im gesamten Freisinger Moos geführt hat. Fünf Tage nach dem Unwetter konnte auf Fläche 6 zwar noch ein einzelnes Tier beobachtet werden (21 waren es am 26.5.!). Eine gezielte Nachsuche in den darauffolgenden Jahren blieb jedoch ohne Erfolg.

2.3.3 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*)

Es lassen sich drei Gruppen von Flächen mit unterschiedlichen Entwicklungstendenzen unterscheiden. Die erste Gruppe von Flächen zeigt 1989 bis 1993 eine geringe bis mäßige Zunahme (Flächen 5 und 8). Bei diesen Flächen handelt es sich um verbrachte, gering bis mäßig eutrophierte Pfeifengraswiesen, bei denen die Pflegemahd in diesem Zeitraum aufgenommen wurde. Nach diesem Zeitraum nehmen die Zahlen der nachgewiesenen Individuen auf diesen Flächen ab (Fläche 5) oder bleiben langfristig auf niedrigem Niveau konstant (Fläche 8). Fläche 1 zeigt einen langsamen, aber stetigen Abwärtstrend bei den Individuenzahlen von *G. teleius*. Diese Fläche, die neben Pfeifengrasbeständen auch noch Reste von Kleinsiegen- und Kopfbinsenried aufweist, wird bereits seit 1980 vorwiegend vom Bund Naturschutz auf Teilflächen gepflegt (Mahd zumeist erst ab Oktober).

Die Individuenzahlen auf Flächen 9 und 11 zeigen dagegen sehr schwankende und uneinheitliche Entwicklungen. Nach einem Anstieg 1991 fallen auf beiden Flächen die Individuenzahlen wieder deutlich ab. Ursache für den Einbruch ist bei Fläche 9 in der

Mulchmahd der Fläche zu vermuten. Eine Erklärung für den Einbruch auf Fläche 11 konnte nicht gefunden werden. Denkbar wäre prinzipiell eine Übernutzung der Wirtsameise durch die Art (vgl. STETTMER et al. 2001b: 371). Der Einfluss der Witterung wird als gering eingestuft, da auf den Untersuchungsflächen 5 und 8 eine entgegengesetzte Bestandsentwicklung zu beobachten war (vgl. Abb. 4 im Vergleich zu Abb. 5). 1993 steigt die Individuenzahl auf beiden Flächen wieder auf den Wert von 1992, um dann allerdings auf Fläche 11 1994 erneut drastisch abzunehmen. Auch hier lässt sich die Abnahme wiederum mit einer Mulchmahd im vorangegangenen Herbst in Beziehung setzen.

Lässt man die Jahre 1996 bis 1998 außer Acht, weil in diesen Jahren nicht beide Flächen begangen wurden, zeigen beide Flächen eine negative Entwicklung bei den nachgewiesenen Individuenzahlen, der allerdings bei Fläche 11 sehr viel drastischer ausfällt. Da beide Flächen an den gleichen Tagen begangen wurden, ist ein Einfluss der Phänologie als unwahrscheinlich anzusehen. Eine mögliche Erklärung ist in der Vegetationsentwicklung auf Fläche 11 zu suchen. Auf dieser Fläche hat sich Schilf relativ stark ausgebreitet, so dass auch die Habitateignung der Fläche für die Art gelitten haben könnte. Auf Fläche 9 konnte die Art 1999 nur in sehr geringen Individuendichten nachgewiesen werden, was sehr wahrscheinlich auf eine Mahd dieser Fläche im Juli des Vorjahres zurückzuführen ist.

Abbildung 4

Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche teleius* (Flächen 1, 9, 11)

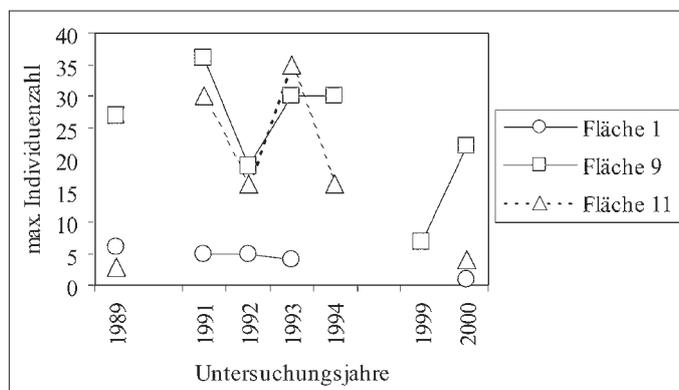
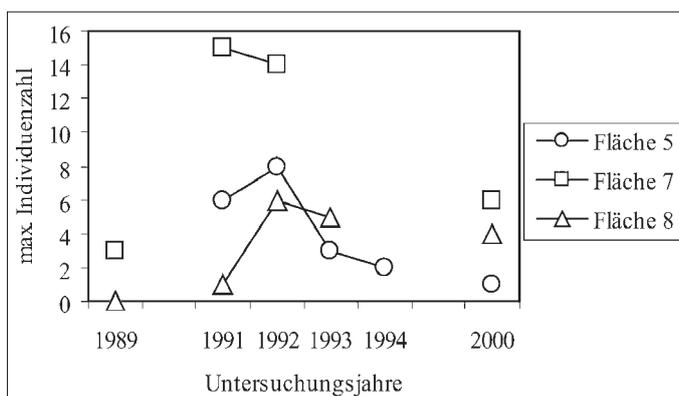


Abbildung 5

Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche teleius* (Flächen 5, 7, 8)



Die Art zeigt insgesamt einen negativen Bestandstrend, der auf den Flächen 5 und 11 besonders drastisch ausfällt. Am günstigsten stellt sich die Situation derzeit noch auf Fläche 9 dar. Die Ursachen für den Rückgang sind offenbar vielfältig. Auf Fläche 1 kommen eigentlich nur der Rückgang der Futterpflanze oder der Wirts-Ameise als Erklärung in Frage. Dagegen dürften auf den Flächen 9 und 11 die zwischenzeitlich erfolgte Mulchmahd bzw. die Sommermahd für die Bestandseinbrüche 1992, 1994 und 1999 zumindest mitverantwortlich sein (vgl. z.B. STETTMER et al. 2001 für den Einfluss der Sommermahd). Auf Fläche 11 dürfte die für diese Art negative, zunehmende Verschilfung für den langfristigen Bestandstrend eine Rolle spielen. Ebenfalls die Vegetationsentwicklung, verursacht durch zeitweise nur alle paar Jahre erfolgte Mahd bzw. zwischenzeitlich erfolgte Mulchmahd, muss für den Rückgang auf den Flächen 5 und 7 verantwortlich gemacht werden (ib.). Die Ursachen für den Rückgang auf Fläche 8 sind unklar. Mögliche Ursachen wären auch hier die Abnahme der Futterpflanze *Sanguisorba officinalis*. Eine verfrühte Mahd kommt als Ursache nicht in Frage, da die Fläche im Zeitraum zwischen 1998 bis 2000 nicht im Sommer gemäht wurde.

2.3.4 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*)

In der Gesamtschau lassen sich 2 Gruppen mit langfristig unterschiedlichen Entwicklungstendenzen ab-

trennen. Die Flächen 1, 8, 9 und 11 zeigen langfristig gleichbleibende oder steigende Individuenzahlen von *G. nausithous* (vgl. Abb. 7 für die Flächen 9 und 11). Diese Flächen werden schon relativ lang und auch relativ regelmäßig gemäht. Es sind sowohl Flächen mit Resten von Kleinseggenrieden als auch reine, allerdings zum Teil eutrophierte Pfeifengraswiesen vertreten. Die Mahd erfolgt in aller Regel im Herbst, wobei meist relativ große Teilflächen gemäht werden.

Die Individuenzahlen auf den Flächen 5, 7 und 23 weisen dagegen langfristig abnehmende Tendenz auf (vgl. Abb. 6). Die Flächen 5 und 23 wurden zeitweise nur unregelmäßig gemäht, so dass sich Hochstauden stark ausbreiten konnten. Die Reproduktionshabitate der Art auf Fläche 7 wurden zwischenzeitlich für Mahdexperimente mit Mulchmahd herangezogen, die zu einer erheblichen Auteutrophierung und der Ausbreitung von nährstoffliebenden Hochstauden geführt hat. Auf den Flächen 5 und 7 wird zwar inzwischen wieder eine regelmäßige Herbstmahd durchgeführt, die aber noch nicht zu einer vollständigen Wiederherstellung des früheren Zustandes geführt hat.

Nach den Graphiken zu urteilen sind die Gründe für die langfristigen Bestandstrends in den Jahren 1993 bis 1999 zu suchen. Die Bestandentwicklungen in den Jahren 1989 bis 1993 sind sehr uneinheitlich und lassen sich nicht mit dem Pflegeregime korrelieren.

Abbildung 6
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche nausithous* (Flächen 5, 7, 23)

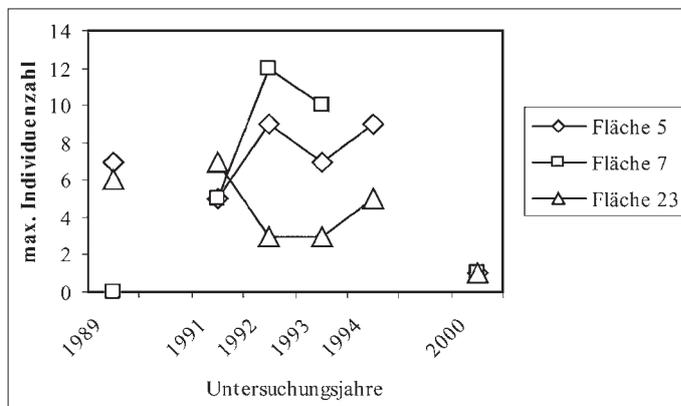
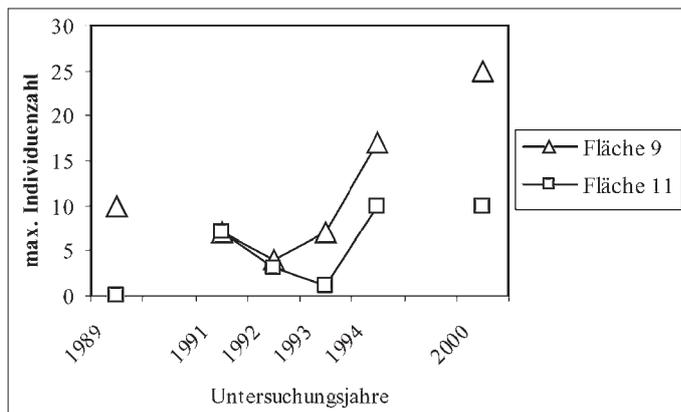


Abbildung 7
Bestandsentwicklung von *Glaucopsyche nausithous* (Flächen 9, 11)



Die Erklärung der Entwicklungstrends bei *G. nau-sithous* fällt deutlich schwerer als bei der Schwesterart, zumal die Art keinen einheitlichen Entwicklungstrend zeigt. Am plausibelsten erscheint auf den Flächen 5, 7 und 23 die Erklärung, dass durch die unregelmäßige Mahd bzw. durch die Mulchmahd auf Teilen von Fläche 7 die Vegetationsentwicklung zu einer negativen Habitatentwicklung für die Art geführt hat, sei es durch Verschwinden der Futter-pflanze oder durch Verdrängen der Wirtsameise. Bezüglich Fläche 1 kann auf die Erklärung bei *G. teleius* verwiesen werden (Rückgang der Futterpflanze). Auf Fläche 9 könnten größere ungemähte Teilflächen als in den Jahren 1991 und 1992 eine positive Bestandsentwicklung gefördert haben. Dagegen hat die Sommermahd 1998 im Jahr 1999 zu einem vorübergehenden Bestandseinbruch geführt.

2.3.5 Ausgewählte weitere Arten

Blaukernauge (*Minois dryas*)

In den Jahren 1989 bis 1995 sind die Entwicklungstendenzen bei *M. dryas* sehr uneinheitlich. Zum Teil konnten direkt gegenläufige Tendenzen beobachtet werden, zum Beispiel von Fläche 1 und 11 im Vergleich zu Fläche 7 in den Jahren 1991 bis 1993. Ein dominanter Einfluss des Erfassungszeitpunktes kann aus diesem Grund sowie aufgrund der Lage und Dichte der Begehungstermine in diesen Jahren ausgeschlossen werden. Eine Korrelation zu bestimmten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen (z.B. Entbuschung) kann auf der Basis der vorliegenden, nicht systematischen Aufzeichnungen zu den Pflegemaß-

nahmen nicht hergestellt werden. Eine Sommermahd wurde nach Kenntnis der Verfasser auf keiner der Flächen in diesem Zeitraum durchgeführt.

Dagegen zeigt sich in den Jahren 1998 bis 2000 ein einheitlich steigender Trend bei den Individuenzahlen auf allen Flächen, was auf natürliche Einflussfaktoren hinweist, die überall gleichermaßen wirken. Die Zahl der nachgewiesenen Individuen aus diesem Zeitraum sind allerdings durchweg niedriger als die höchsten Individuenzahlen aus den Jahren 1989 bis 1995.

Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*)

Im Zeitraum von 1989 bis 1991 zeigt der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) im wesentlichen eine gleichbleibende Tendenz. Die geringfügigen Veränderungen lassen sich nicht mit bestimmten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen korrelieren. Abweichend davon zeigen die Flächen 6 und 8 einen starken Anstieg der Individuenzahlen (Verfünf- bzw. Vervierfachung). Methodische Einflussfaktoren, d. h. eine Erfassung der Art auf diesen Flächen vor dem phänologisch günstigsten Zeitpunkt (die Flächen wurden 1989 drei bzw. fünf Tage vor dem Begehungstermin mit den höchsten Zahlen nachgewiesener Individuen begangen), können dafür nur teilweise verantwortlich sein, da dies auch für die Flächen 2 und 22 zutrifft, die keine solche, vom allgemeinen Trend abweichende Entwicklung zeigen. Eine Erklärung könnte sein, dass auf diesen Flächen in diesem Zeitraum erstmals die Pflegemahd auf Teil-

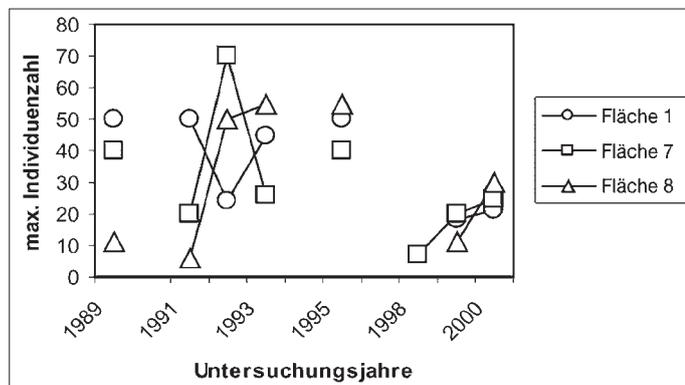


Abbildung 8
Bestandsentwicklung von *Minois dryas* (Flächen 1, 7, 8)

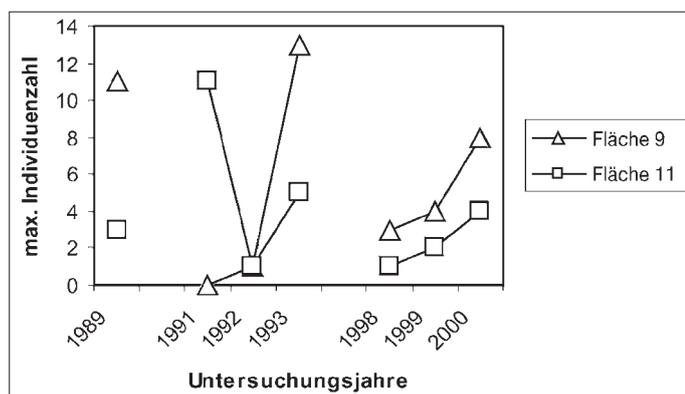


Abbildung 9
Bestandsentwicklung von *Minois dryas* (Flächen 9, 11)

flächen aufgenommen wurde, was sich möglicherweise positiv auf die Bestandsentwicklung ausgewirkt hat.

Bezüglich der Entwicklung im Zeitraum 1991 bis 1992 lassen sich zwei Gruppen unterscheiden. Auf den Flächen 2, 5, 7, 8 und 22 nahmen die Zahlen nachgewiesener Individuen in diesem Zeitraum zu und zwar besonders stark auf den Flächen 2 und 5. Hierbei handelt es sich um Flächen, die in diesem Zeitraum auf Teilflächen gemäht wurden. Auf den Flächen 6, 9 und 10 nahm dagegen die Zahl der Individuen ab und zwar besonders stark auf Fläche 6. Zumindest die Flächen 6 und 9 wurden praktisch vollständig gemäht, Fläche 6 vollständig im Sommer.

Von 1992 auf 1993 nehmen die Individuenzahlen auf fast allen Flächen drastisch ab. Einzige Ausnahme ist Fläche 22, die einen deutlichen Anstieg verzeichnet. Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass Fläche 22 Fläche 6 unmittelbar benachbart liegt. Rechnet man die Individuenzahlen der beiden Flächen für die Jahre 1992 und 1993 zusammen, so ergibt sich insgesamt ein Rückgang (1992: 40; 1993: 26). Drei Erklärungen bieten sich für diese praktisch auf allen Flächen gleichgerichtete Entwicklung an. Ein witterungsbedingter Rückgang ist eher unwahrscheinlich, da die Klimadaten des deutschen Wetter-

dienstes für die Flugzeit der Art 1992 keine ungewöhnlich ungünstigen Bedingungen erkennen lassen. Ein zweiter möglicher Grund könnte darin liegen, dass die Art nicht zum optimalen Zeitpunkt erfasst wurde. Der dritte Grund könnte die zunehmende Mahd der Pfeifengraswiesen sein. Auf einigen der Flächen wurde tatsächlich ein relativ großer Anteil gemäht, allerdings nicht auf allen Flächen. Zudem wurde gerade auf Fläche 22, die einen Anstieg zeigte, eine Sommermahd auf einer großen Teilfläche durchgeführt.

Das Hagelunwetter am 27.5.1993 dürfte auch an dieser Art nicht spurlos vorüber gegangen sein. Allerdings gibt es aus den Folgejahren nur vereinzelte Daten, so dass diese Vermutung nicht belegbar ist. Die wenigen Daten aus den Jahren 1995 und 1997 legen eine Stagnation der Individuenzahlen nahe, was auch durch die Daten von 1999 bestätigt wird¹.

Von 1999 nach 2000 ist der Trend wieder uneinheitlicher: 3 Flächen (5, 6 und 9) weisen eine Stagnation auf niedrigem Niveau bei den Individuenzahlen auf, auf den Flächen 7 und 8 steigen sie stark an, auf Fläche 10 fallen sie deutlich ab. Fläche 7 wurde zunächst im Herbst 1996 auf relativ großen Teilflächen entbuscht und im Winterhalbjahr 1999/2000 erneut auf einer kleineren Teilfläche. Die freigestellten Flächen zeigen eine positive Vegetationsentwicklung, so

Abbildung 10
Bestandsentwicklung von *Erebia medusa*

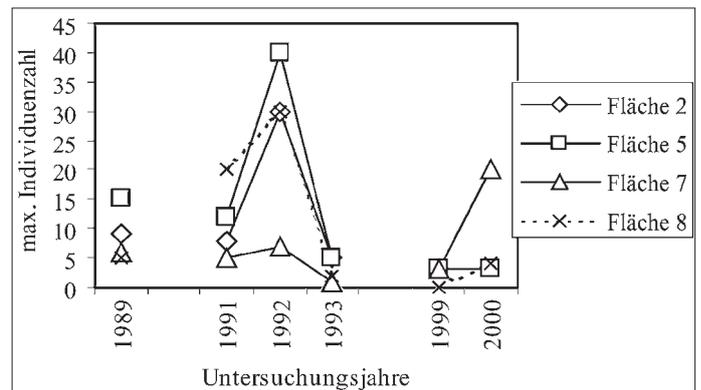
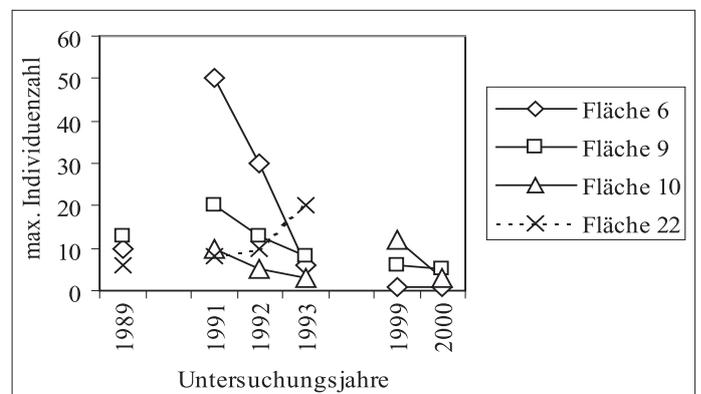


Abbildung 11
Bestandsentwicklung von *Erebia medusa*
(Flächen 6, 9, 10 und 22)



¹ Zumindest für das Jahr 1995 kann ein methodischer Einfluss weitgehend ausgeschlossen werden, da durch ein Vergleichstransect in den benachbarten Isarauen belegt ist, dass der phänologische Höhepunkt zwischen Anfang Juni und Mitte Juni lag (die Flächen wurden am 3.6. begangen).

dass die Habitatfläche sich für *Erebia medusa* auf dieser Fläche wahrscheinlich erhöht hat. Fläche 8 wurde in diesem Zeitraum nur auf Teilflächen gemäht. Auf Fläche 10 wurde eine Teilfläche, die möglicherweise als Reproduktionshabitat von dieser Art genutzt wurde, seit einigen Jahren nicht mehr gemäht, wodurch sich Schilf und Hochstauden dort verstärkt durchsetzen konnten. Diese Entwicklungen könnten eine Erklärung für die unterschiedliche Entwicklung dieser Art auf den Flächen 7 und 8 einerseits und 10 andererseits sein.

WEIDEMANN (1995: 526) nennt als Habitatansprüche für *Erebia medusa* frisches, recht hochwüchsiges, aber mageres Grasland in Gehölznähe mit einer Tendenz zu Säumen, was auf eine gewisse Mahdempfindlichkeit hinweisen könnte. Dies lässt sich allerdings durch die vorliegenden Daten nur teilweise belegen. Zumindest eine flächige Mahd scheint die Populationsdichte jedoch merklich zu reduzieren, worauf der Rückgang der Individuenzahlen auf den Flächen 6 und 9 nach flächiger Mahd 1991 hinweist. Auch der Einfluss von Entbuschungsmaßnahmen lässt sich mit den wenigen vorliegenden Daten nicht abschätzen. Die Entbuschungen auf den Flächen 7 und 22 in den Jahren 1996 und 1999 bzw. 1992 führten nach den vorliegenden Daten zu steigenden Individuenzahlen. Für eine Absicherung dieser Aussagen wären weitere und bezüglich Standortsbedingungen und Vegetationsentwicklung differenziertere Untersuchungen erforderlich.

Übrige niedermoortypische Arten

Als weitere niedermoortypische Arten, die im Freisinger Moos eine relativ weite Verbreitung zeigen, sind der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*), der

Gelbwürfelige Dickkopffalter (*Carterocephalus palaemon*) und der Kleine Würfel-Dickkopffalter (*Pyrgus malvae*) zu nennen. Da die Begehungstermine nicht speziell auf diese Arten ausgerichtet war, sind sie schlechter erfasst. Die vorliegenden Daten deuten jedoch auf gleichbleibende Bestände hin. Lediglich beim Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenthis ino*) ist auf einzelnen Flächen eine Abnahme erkennbar.

2.4 Heuschrecken

2.4.1 Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*)

Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1989 lagen Nachweise von vermutlich drei Vorkommen aus dem Untersuchungsraum vor (Flächen 7 und 28 sowie eine weitere, in den Folgejahren nicht untersuchte Fläche). Zwei der Nachweise liegen nur etwa 500 m auseinander, so dass nicht auszuschließen ist, dass es sich um eine einzige Population handelt. Einzeltiere kamen darüber hinaus auf insgesamt 3 umliegenden Flächen vor. In den Folgejahren wurde lediglich die Fläche 7 regelmäßig begangen, Fläche 28 dann auch wieder in den Jahren 1999 und 2000.

Selbst bei den drei Hauptvorkommen handelte es sich offensichtlich nur um kleine Populationen (maximale Zahl nachgewiesener Individuen 1989: Fläche 7 – 6 Individuen; Fläche 27 – 15 Individuen; Fläche ca. 500 m von Fläche 28 entfernt – 9 Individuen). Auf Fläche 7 konnten bereits 1992 trotz gezielter Nachsuche keine Tiere mehr nachgewiesen werden. Auf Fläche 28 scheint der Bestand konstant zu sein. Dort konnten bis 2001 nach wie vor mehr als 10 Tiere beobachtet werden (im Jahr 2002 keine Erhebungen).

Tabelle 2

Bestandsveränderungen von *Metrioptera brachyptera*

Probeflächennummer	1	1	1	1	1	2	2	2	4	4
Untersuchungsjahr	1989	1992	1993	1999	2000	1989	1992	2000	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	IV	III	IV	II	IV	I	II		x	

Probeflächennummer	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7	7
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1993	2000	1989	1991	1992	1993	1998	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	II	II	I	I		V	III	IV	IV	x	II	II

Probeflächennummer	8	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1992	1993	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	V	IV	III	III		II	IV	II	III	x	I

Probeflächennummer	11	11	11	11	11	12	12	12	12	12
Untersuchungsjahr	1989	1991	1992	1999	2000	1989	1991	1992	1999	2000
<i>Metrioptera brachyptera</i>	II	I	II				I	I		

I = Einzeltiere; II = 2-5 Tiere; III = 6-10 Tiere; IV = 11-20 Tiere; V = 21-50 Tiere; VI = >50 Tiere;
x = Art über Sichtbeobachtungen nachgewiesen

Die Extinktion der Sumpfschrecke auf Fläche 7 könnte mehrere Ursachen haben. Durch die Eintiefung der Moosach und die Entwässerung mittels Entwässerungsgräben ist der Grundwasserstand im Freisinger Moos sehr stark abgesunken (vgl. Kap. 1.1). Alle nachgewiesenen Restvorkommen liegen in ehemaligen Torfstichen, in denen der Wasserhaushalt den ursprünglichen Bedingungen am nächsten kommt. In trockenen Jahren, insbesondere in trockenen Winterhalbjahren, die auf einen trockenen Sommer folgen, könnten die Eier dieser Art ausgetrocknet sein. Zwei weitere mögliche Ursachen liegen in der zum Zeitpunkt der Extinktion starken Verbuschung und der fortgeschrittenen Verbrachung der Flächen. Für die

Entwicklung der Eier ist eine ausreichende Besonnung der Bodenoberfläche erforderlich, die durch diese beiden Entwicklungen möglicherweise erschwert war (vgl. DETZEL 1998: 393, MALKUS 1997: 6 und MARZELLI 1997: 118). Es kommt auch eine Kombination dieser drei Ursachen in Betracht.

2.4.2 Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*)

Tabelle 2 zeigt die nachgewiesenen Individuenzahlen der Kurzflügeligen Beißschrecke auf ausgewählten Flächen. Die Zahlen sind entweder gleichbleibend oder abnehmend. Eine merkliche Zunahme konnte auf keiner der Flächen beobachtet werden.

Tabelle 3

Nachweise von *Euthystira brachyptera*, *Chrysochraon dispar*, *Conocephalus discolor*, *Chorthippus montanus* und *Omocestus viridulus* auf ausgewählten Flächen im Freisinger Moos

Probeflächennummer	1					2		3				
	1989	1992	1993	1999	2000	1989	1992	1989	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>					I	III	III	II	II	II	x	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	IV	IV	VI	III	III	IV	IV	II	IV	IV	V	III
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	V	III	III	III	III	IV	II	IV	IV	III	IV
<i>Chorthippus montanus</i>	V	VI	VI	III	V	IV	IV	V	VI	VI	V	V

Probeflächennummer	5						6				
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1991	1992	1993	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	III	I	I	II	III		II	I	x	II	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	V	IV	V	IV	III	IV	V	IV	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	*	III	II	IV	III			II		

Probeflächennummer	7						8					
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1991	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	IV	III	IV	IV	*	IV	V	III*	IV	II	*	IV
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	VI	VI	VI	V	IV	V	VI	IV	V	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	III	IV	IV	V	V	IV	IV	IV	IV	II	IV
<i>Omocestus viridulus</i>	II						II	I*	IV	III	IV	III

Probeflächennummer	9					10				
	1989	1992	1993	1999	2000	1991	1992	1993	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	IV	II?	V	II	II	x	II	I	II	II
<i>Chrysochraon dispar</i>	VI	V	VI	V	IV	IV	III	V	V	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	VI	III	III	V	IV	I	III	x	I?	IV
<i>Omocestus viridulus</i>	IV	III	III			III	III	IV		I

Probeflächennummer	11						28		
	1989	1991	1992	1993	1999	2000	1989	1999	2000
<i>Euthystira brachyptera</i>	I			x					
<i>Chrysochraon dispar</i>	V	IV	III	V	II	III	III	III	IV
<i>Conocephalus discolor</i>	IV	III	III	II	*	IV	V	V	V

I = Einzeltiere; II = 2-5 Tiere; III = 6-10 Tiere; IV = 11-20 Tiere; V = 21-50 Tiere; VI = >50 Tiere;
 x = Art über Sichtbeobachtungen nachgewiesen; * = Art nicht oder suboptimal erfasst;
 ? = Art möglicherweise nicht oder nicht optimal erfasst

Besonders deutlich ist die Abnahme dort, wo zumindest zeitweise die gesamte Fläche oder große Teile gemäht wurden. Beispiele dafür sind die Flächen 6, 8 und 9. Die geringe Zahl auf Fläche 7 im Jahr 1991 ist vermutlich methodisch bedingt. Dagegen muss der Gesamttrend als abgesichert gelten, da die Art im Jahr 2000 gezielt mit einem Ultraschalldetektor nachgesucht wurde.

Die zur Kurzflügeligen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) vorliegenden Ergebnisse (Rückgangstendenzen) lassen sich nur schwer schlüssig interpretieren. Die Art bevorzugt am Boden lichte, aber nicht zu kurzwüchsige Vegetationsformen. Besiedelt werden im feuchten Standortsbereich zum Beispiel nicht zu starkwüchsige Pfeifengraswiesen oder Calluna-reiche Degradationsstadien von Hochmooren. Offensichtlich findet die Art auf Flächen, die einer regelmäßigen Herbstmahd unterzogen werden, keinen geeigneten Lebensraum mehr vor. Leider liegen zur Mahdempfindlichkeit der Art noch keine systematischen Untersuchungen vor (vgl. INGRISCH & KÖHLER 1998: 335). Die Ergebnisse von DOLEK et al. (1999: 135) sowie die Angaben von BRÄU (2001: 35; in diesem Band – Kap. 2.2, Abschnitt D, Herbstliche Mahd im 2-3-jährigen Turnus) deuten aber auf eine Mahdempfindlichkeit hin. Der Einfluss natürlicher Populationsschwankungen wird als gering eingestuft, da die Bestände eine gerichtete Entwicklung zeigen.

2.4.3 Ausgewählte weitere Arten

Tabelle 3 zeigt die nachgewiesenen Individuenzahlen von Kleiner Goldschrecke (*Euthystira brachyptera*), Großer Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und Langflügeliger Schwertschrecke (*Conocephalus discolor*) einerseits und vom Buntem Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) und dem Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) andererseits.

Die ersten drei Arten sind typische Brachearten, die ihren Schwerpunkt in jungen Brachestadien haben, der Bunte Grashüpfer in diesem Raum eine Art der extensiv genutzten Feuchtwiesen. Auf den Flächen, die zumindest in manchen Jahren fast vollständig gemäht wurden (Flächen 1, 9, 11; Fläche 5 nach der Herbstmahd im Jahr 1999) ist eine Abnahme der Brachearten zu verzeichnen. Eine Extinktion von einzelnen Arten wurde allerdings bislang noch auf praktisch keiner Fläche nachgewiesen.

Alle drei Arten legen ihre Eier an die Blätter von Gräsern bzw. in markhaltige Pflanzenstängel. Bei einer Herbstmahd mit Abfuhr des Mähgutes werden die Eier aus dem Lebensraum entfernt. Dies ist die wahrscheinlichste Erklärung für den Rückgang dieser Arten auf den im Herbst gemähten Flächen. Der Einfluss methodische Probleme – z.B. ungünstige Begehungstermine – ist unwahrscheinlich, da sich dies auf allen Flächen bemerkbar machen müsste, die in etwa zur gleichen Zeit begangen wurden. Dies war aber nicht der Fall. Eine Hochsommermahd scheint

für *Chrysochraon dispar* und *Conocephalus discolor* weniger problematisch zu sein (vgl. Ergebnisse auf den Flächen 3 und 28).

Beim Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) lassen sich keine sicheren Veränderungen der Individuenzahlen ablesen. Die Variation der nachgewiesenen Individuenzahlen auf den Flächen 1 bis 3 liegen im Bereich der natürlichen Schwankungen und methodischen Ungenauigkeiten. Der fehlende Nachweis auf Fläche 2 ist darauf zurückzuführen, dass die Art auf dieser Fläche im Jahr 2000 nicht erfasst wurde.

Beim Bunten Grashüpfer deutet sich eine Abnahme der Individuenzahlen an. Methodische Ursachen werden als unwahrscheinlich eingestuft. Ein möglicher Rückgang des Bunten Grashüpfers könnte auf die Kombination von Entwässerungswirkungen mit einer trockenen zweiten Jahreshälfte zurückzuführen sein. Die Art wird sehr früh im Jahr adult (regelmäßig bereits im Juni) und legt ihre etwas austrocknungs-empfindlichen Eier (vgl. DETZEL 1998: 430) sehr früh ab. Ein Austrocknen des Oberbodens im Zeitraum zwischen Juli und September könnte damit zu starken Bestandseinbrüchen führen. Eine Mahd im Frühherbst könnte die Gefahr des Austrocknens erhöhen.

2.5 Biotop-Neuanlagen

Die vorangegangenen Kapitel beziehen sich auf Pflege- und Entwicklungs- bzw. Extensivierungsmaßnahmen auf Flächen, die bereits von den Zielarten besetzt sind. Im Freisinger Moos wurde jedoch auf einigen Flächen auch versucht, neue Lebensräume für die Zielarten zu schaffen. Dabei lassen sich drei Gruppen von Maßnahmentypen unterscheiden, die zum Teil miteinander kombiniert auf einer Fläche verwirklicht sind:

1. Entbuschungsmaßnahmen auf Flächen ohne oder nur noch mit relikartiger Streuwiesenvegetation. Die Entbuschung hat in der Regel das Entwicklungsziel, den Lebensraum für die Bewohner streuwiesenartiger Vegetation (Pfeifengraswiesen, Kleinseggenriede) zu erweitern. Solche Entbuschungen wurden auf 3 Flächen durchgeführt. Einzeldaten von Tagfaltern und Heuschrecken liegen von allen drei Flächen vor.
2. Neuanlage streuwiesenartiger Vegetation auf bislang als Grünland genutzten Flächen durch Abschieben des Oberbodens und Impfen mittels Mähgutausbringung. Entsprechende Neuanlagen entstanden ebenfalls auf drei Flächen, wobei Einzeldaten nur von zwei Flächen vorliegen.
3. Neuanlage von wasserführenden Torfstichen. Gewässer wurden auf insgesamt 7 Flächen angelegt. Untersucht wurden an diesen Gewässern Libellen. Darauf soll hier nicht eingegangen werden.

Folgende Tendenzen lassen sich erkennen: Ein großer Teil der oben beschriebenen Tagfalter- und Heuschreckenarten konnte auf diesen Flächen nachgewiesen werden, in der Regel jedoch nur in geringer Individuenzahl und oft sehr unet, so dass zu vermuten ist, dass zumindest bei den Tagfaltern ein Teil der Tiere zugewandert ist. Mit relativ hoher Stetigkeit (flächenbezogen wie zeitlich) konnten auf solchen Flächen der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*G. nausithous*), der Mädesüß-Perlmutterfalter (*Brenhis ino*), die Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und die Langflügelige Schwertschrecke (*Coenocephalus discolor*) nachgewiesen werden. Diese Arten gehören zu den im Freisinger Moos am weitesten verbreiteten Arten. Sie konnten auch auf den Flächen nachgewiesen werden, die außerhalb der Niedermoor-Kerngebiete in den durch Grünlandnutzung geprägten Gebieten liegen. Das verglichen mit den übrigen Arten bessere Besiedlungspotential dürfte dafür mitverantwortlich sein.

Mit Ausnahme der beiden genannten Heuschreckenarten und des Mädesüß-Perlmutterfalters konnte bislang keine der niedermoorotypischen Arten größere stabile Bestände auf den neuangelegten Flächen aufbauen. Die neuangelegten Flächen stellen also auch nach zum Teil bereits 10 Jahren noch keinen adäquaten Ersatz für die Flächen mit längerer Biotoptradition dar.

Generell günstig zu beurteilen ist die Neuschaffung von streuwiesenartiger Vegetation durch Abschieben des Oberbodens und Impfen mittels Mähgut. Auf diesen Flächen zeigt sich bislang eine positive Vegetationsentwicklung, die beispielsweise zur Besiedlung durch *G. nausithous* auf beiden untersuchten Flächen geführt hat.

Bei den entbuschten Flächen ist die Bilanz zwiespältiger. Die Vegetationsentwicklung und die Besiedlung durch die faunistischen Zielarten hängt hier sehr stark von den durchgeführten Pflegemaßnahmen ab. Eine zu frühe (Sommermahd) oder zu vollständige Mahd, die im Sinne einer Aushagerung sinnvoll sein kann, verhindert oder erschwert die Ansiedlung von Arten wie *Minois dryas*, *Erebria medusa* und *Coenonympha hero*. Alle drei Arten konnten bereits auf entbuschten Flächen nachgewiesen werden. Bislang ist es aber lediglich *Minois dryas* sicher gelungen, sich auf einer Fläche dauerhaft zu etablieren. Andererseits kann eine zu seltene Mahd zur Ausbreitung nährstoffliebender oder feuchtigkeitsliebender Hochstauden führen, was ebenfalls eine Besiedlung durch die meisten niedermoorotypischen Tagfalter- und Heuschreckenarten verhindern würde.

3. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

3.1 Methodendiskussion

Wie im Kap. 1.2 erwähnt waren die hier beschriebenen Untersuchungen mit Ausnahme der Erhebungen

zu den Wiesenbrütern als pflegebegleitende Erfolgskontrolle konzipiert. Auf deren Grundlage sollte geprüft werden, ob mit den durchgeführten Maßnahmen das Ziel erreicht werden kann, die derzeit vorkommenden niedermoorotypischen Arten zu erhalten und die Bestände der vorkommenden Arten bezüglich Individuenzahl und Flächenumfang auszudehnen. Gegebenenfalls sollten, aufbauend auf diesen Ergebnissen, die durchgeführten Maßnahmen modifiziert werden. MARTI & STUTZ (1993: 14f.) bezeichnen diese Form der Erfolgskontrolle als „Zielerreichungskontrolle“ und grenzen sie unter anderem von der „Wirkungskontrolle“ ab, mittels derer die Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen untersucht werden soll. Die Zielerreichungskontrolle untersucht also primär, ob bei Umsetzung bestimmter Maßnahmen der gewünschte Effekt eintritt, unabhängig davon, ob dies tatsächlich auf die durchgeführten Maßnahmen oder auf parallel stattfindende, von den Maßnahmen unabhängige Entwicklungen (z.B. Klimaveränderungen) zurückzuführen ist. Dagegen soll die Wirkungskontrolle aufdecken, ob ein bestimmter kausaler Zusammenhang besteht zwischen den Maßnahmen und der beobachteten Entwicklung bestimmter Größen, z. B. der Bestandsgröße von Zielarten.

Während sich Wirkungskontrollen also einem deterministischen Planungsverständnis zuordnen lassen (Wenn ich Maßnahme x einsetze, kann ich Wirkung y erwarten), sind Zielerreichungskontrollen im Zusammenhang mit einem Planungsprinzip zu sehen, das durch den Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention wichtige Impulse bekommen hat: dem schrittweise anpassenden Management (engl.: „adaptive management“): Stellt man bei einer Zielerreichungskontrolle fest, dass der gewünschte Effekt mit den ergriffenen Maßnahmen nicht zu erreichen ist, wird das Maßnahmenkonzept so lange variiert, bis die gewünschten Wirkungen eintreten. Diesem Planungsprinzip wird man überall dort folgen, wo aufgrund fehlenden Grundlagenwissens oder weil die betrachteten Objekte (z.B. Ökosysteme) ein chaotisches Verhalten aufweisen, relativ hohe Prognoseunsicherheiten zu erwarten sind (vgl. DÖRNER 1989: 267; JESSEL & TOBIAS 2002: 13).

Diese Unterscheidung hat Konsequenzen für die Auswahl der Untersuchungsmethoden, die zur Anwendung kommen sollen. Bei Zielerreichungskontrollen muss „nur“ sichergestellt sein, dass die gewählten Methoden die Größen, die für die Messung des Zielerfüllungsgrades benötigt werden, in ausreichender Genauigkeit, Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit erfasst werden. Bei Wirkungskontrollen müssen darüber hinaus Informationen zu den durchgeführten Maßnahmen festgehalten werden. Erforderlich ist die Kenntnis derjenigen Charakteristika der Maßnahmen, die deren Wirksamkeit bestimmen. Das können, anhand der Pflegemahd von Niedermoorwiesen verdeutlicht, zum Beispiel der Zeitpunkt der Mahd,

die Größe der gemähten Fläche im Verhältnis zur Gesamtfläche, das eingesetzte Mähgerät und die Geschwindigkeit des Mähvorganges sowie das für die Mähgutbergung eingesetzte Gerät sein. Für beide Formen der Erfolgskontrolle ist es vorteilhaft, Zeitreihen über mehrere Jahre zu erheben, um Bestandstrends nachweisen zu können, die sich erst mittelfristig abzeichnen.

Um die festgestellten Entwicklungen von den Einflussfaktoren zu bereinigen, die auch ohne die durchgeführten Maßnahmen wirken würden, sind Referenzflächen in die Untersuchung einzubeziehen, auf denen die betrachteten Maßnahmen nicht durchgeführt werden. Für eine wissenschaftliche (statistische) Absicherung der Untersuchungen ist darüber hinaus erforderlich, eine ausreichende Zahl von Untersuchungs- und Referenzflächen einzubeziehen.

Was bedeutet das nun für die Aussagekraft der hier vorgestellten Untersuchungen bezüglich der Wirksamkeit der durchgeführten Pflegemaßnahmen? Dies soll schrittweise für die einzelnen, oben beschriebenen Aspekte dargestellt werden.

1) Waren die gewählten Methoden geeignet, die Vegetationsdynamik bzw. die Bestandentwicklung der faunistischen Zielarten in ausreichender Genauigkeit, Zuverlässigkeit und Empfindlichkeit zu erfassen?

Vegetation: Bei der Erfassung der Vegetationsveränderungen stellte sich als Problem heraus, dass die gewählten Dauerbeobachtungsflächen (5 x 5 m) vielfach nicht als repräsentativ für die Untersuchungsflächen gelten können. Gerade bei der angestrebten Differenzierung hinsichtlich der gemähten bzw. nicht gemähten Flächen zeigten die Probestellen in einigen Fällen andere Entwicklungen als der Rest der Fläche. Im Extremfall kam es zur Ausbreitung von Hochstauden und Verbuschen von Teilflächen, in denen die Dauerbeobachtungsquadrate lagen. Für eine Zielerreichungskontrolle ist daher zusätzlich eine Beobachtung der Entwicklung der gesamten Fläche notwendig. Diesem Umstand wurde insofern Rechnung getragen, als im Jahr 2000 auf der Basis von aktuellen Luftbildern für die einzelnen Flächen Vegetationsstrukturtypen flächig aufgenommen wurden und in ein GIS importiert wurden („Erstaufnahme“). Auf diese Weise soll in Zukunft zusätzlich die Vegetationsentwicklung der einzelnen Flächen untersucht werden.

In einem Fall konnte die mit Eisenrohren vermarkte Probestelle nicht mehr aufgefunden werden. Die Rohre waren vermutlich bei der Pflege irrtümlich entfernt worden.

Wiesenbrüter: Die Untersuchungen unterscheiden sich hinsichtlich der Intensität z.T. deutlich. Während 1980 und 1986 nur relativ wenige Begehungen erfolgten, wurden seit 1992 jährlich zumeist mehr als 20 Begehungen durchgeführt. Die Erfahrungen anderer Untersuchungen deuten dabei darauf hin, dass

zumindest die Bestände des Großen Brachvogels 1980 und 1986 vermutlich unterschätzt wurden.

Heuschrecken und Tagfalter: Die gewählte Methode, die Zahl der singenden Männchen (Heuschrecken) bzw. die Zahl der beobachteten Individuen (Tagfalter) als Maß für die Bestandsgröße heranzuziehen, ist unter bestimmten Voraussetzungen als ausreichend anzusehen. Vier wesentliche Bedingungen sind:

- Die Witterungsverhältnisse während der Aufnahme sind günstig, d.h. Temperaturen über 20 Grad Celsius, Windstärke unter 3 Beaufort, sonniges Wetter (vgl. STEFFNY et al. 1984: 437 und OPPERMAN 1987: 236). – Die Bedingungen wurden bei der Erfassung im Allgemeinen beachtet. Wenn die Bedingungen auf einzelnen Flächen nicht erfüllt wurden, wurde dies notiert und bei der Interpretation der Daten berücksichtigt. Im übrigen beeinflusst die Witterung die Qualität der Erhebung je nach Art in sehr unterschiedlicher Weise. Während beispielsweise die Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) den Gesang sehr schnell einstellen und der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) relativ schnell den Flug unterbricht, wenn die Sonne durch Wolken verdeckt wird, sind die Moorbläulinge (*Glaucopsyche nautithous* und *G. teleius*) auch dann noch gut nachzuweisen.
- Die Arten werden jeweils in etwa zum gleichen phänologischen Zeitpunkt und zwar möglichst zum phänologischen Höhepunkt erfasst. – Bei den Heuschrecken kann im Wesentlichen davon ausgegangen werden, dass dies gegeben ist. Lediglich bei den früh reifenden Arten wie Bunter Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) und Kleine Goldschrecke (*Euthystira brachyptera*) kann ein später Erfassungszeitpunkt Mitte oder Ende August in einzelnen Jahren zu Fehleinschätzungen führen.

Bei den Tagfaltern ist diese Bedingung dagegen nur zum Teil erfüllt. Um zu gewährleisten, dass die niedermoortypischen Arten zum phänologisch günstigsten Zeitpunkt erfasst wurden, wurden zum Teil auf ausgewählten Referenzflächen häufigere Kontrollbegehungen durchgeführt, auf denen die Arten relativ gut vertreten waren. Erst wenn die Individuenzahlen der zu erfassenden Art(en) nach Einschätzung der Bearbeiter erreicht waren (als Maßstab dienen die Individuenzahlen des Vorjahres und die phänologische Entwicklung der früher fliegenden Arten), wurden auch die übrigen Flächen begangen. Diese Vorgehensweise konnte aber nicht für alle Arten und alle Jahre durchgehalten werden.

Hinzu kommt, dass man mit dieser Vorgehensweise einzelflächenbezogene Unterschiede in der Phänologie nicht kompensieren kann. Entsprechende Unterschiede könnten im Gebiet durch unterschiedliche Insolation auftreten (Schattenwurf durch Gehölze). Die Zahl der Begehungen war aber zumindest bei den Tagfaltern relativ hoch, so dass die Wahrchein-

lichkeit, die Arten auf oder nahe dem phänologischen Höhepunkt erfasst zu haben, bei den meisten Arten sehr groß sein dürfte.

- Die Arten verhalten sich auffällig. – Dies ist für die Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) nur eingeschränkt und die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) nicht gegeben. Die letztgenannte Art wurde aus diesem Grund nicht systematisch erfasst. Bei einer gezielten Untersuchung mit einem Ultraschalldetektor im September 2000 an den alten Fundstellen konnte kein Nachweis dieser Art erbracht werden. Auch die Kurzflügelige Beißschrecke wurde im Jahr 2000 gezielt mit dem Detektor erfasst, in allen anderen Jahren nur mit dem bloßen Gehör. Insofern ist zu vermuten, dass die negative Bestandsentwicklung bei dieser Art eher noch dramatischer ist, als es die Zahlen ausdrücken.
- Es wird die gesamte, von der Art nutzbare Fläche begangen. – Diese Forderung kann mit der gewählten Schleifen-Transektmethode auf relativ kleinen Flächen, wie sie im Freisinger Moos vorliegen, annähernd erreicht werden. Ein systematischer Fehler könnte dadurch entstehen, dass adulte Falter zur Nahrungssuche die Reproduktionshabitate verlassen und blütenreichere Flächen wie angrenzende Extensivwiesen aufsuchen. Nach den Erfahrungen der Bearbeiter trifft dies für die oben besprochenen Arten im Untersuchungsraum aber nur in relativ geringem Umfang zu und kann daher vernachlässigt werden.

Alle Artengruppen: Die gewählten Erfassungsmethoden sind grundsätzlich geeignet, Vergleichbarkeit auch bei einem Bearbeiterwechsel zu gewährleisten (vgl. dazu beispielsweise die Forderungen von RIECKEN 1994: 57, WEY 1994: 195 und BÖCKER 1997: 15). Dennoch ist ein Bearbeiterwechsel immer auch eine Quelle von systematischen Fehlern. Beispiele sind Zähl-, bei höheren Individuendichten oder Deckungsgraden der Vegetation auch Schätzungenauigkeiten, die bei verschiedenen Bearbeitern konstant divergieren können. Da bei den Untersuchungen im Freisinger Moos ein solcher Bearbeiterwechsel bei allen Artengruppen, teilweise auch mehrfach auftrat, ist davon auszugehen, dass die Daten solche Fehler enthalten. Diese Fehler sind aber nach Einschätzung der Verfasser relativ gering anzusetzen, da alle Bearbeiter erfahren sind in der Bearbeitung der Artengruppen und der Anwendung der verwendeten Methoden. Bei den Wiesenbrütern bestand insofern eine besondere Situation, als dass mit dem Bearbeiterwechsel von 1986 auf 1992 gleichzeitig ein Methodenwechsel erfolgte (siehe oben), so dass die Daten von 1980 und 1986 mit den späteren Daten ohnehin nicht direkt vergleichbar sind. Bei der Interpretation wurde versucht, mögliche methodische Fehler dieser Art zu berücksichtigen.

2) Wurden ausreichend genaue Angaben zu den durchgeführten Maßnahmen festgehalten?

Diese Frage muss für die vorliegenden Untersuchungen eindeutig mit „Nein“ beantwortet werden. Informationen zur Pflege (v.a. Mahd) wurden für die streuwiesenartig genutzten Flächen nicht systematisch festgehalten. Notiert wurden primär Fälle, in denen die Maßnahmen auffällig von dem abwich, was die Bearbeiter mit den ausführenden Personen vereinbart hatten (z. B. Sommermahd auf der gesamten Fläche statt auf Teilflächen; Mulchen statt Abtransport des Mähgutes; Mahd oder Entbuschung von zu großen Teilflächen). Im Falle der Wiesenbrüter-Flächen war aufgrund der Größe des Gebietes ebenfalls eine – an sich wünschenswerte – genaue Erfassung von Bearbeitungszyklen und Mahdterminen auf den einzelnen Flächen nicht möglich.

Eine systematische Auswertung der erhobenen Daten für eine Wirkungskontrolle ist daher nicht möglich. Die oben gemachten Ausführungen, die in diese Richtung zielen, sind daher lediglich als Versuch einzustufen, „mögliche“ Erklärungen für die festgestellte Dynamik der Individuenzahlen anzubieten, bei denen zumindest methodische bereits eliminiert sind. Der Anspruch des abgesicherten Beleges für einen kausalen Zusammenhang kann und soll nicht erhoben werden.

3) Wurde beachtet, dass nur ein Einflussfaktor variiert werden darf bzw. wurden unbeeinflusste Referenzflächen in die Untersuchung einbezogen?

Bei den vorliegenden Untersuchungen handelt es sich nicht um ein naturwissenschaftlich angelegtes Freilandexperiment, sondern um eine pflegebegleitende, beobachtende Studie. Das heißt, dass gar nicht versucht wurde, andere Faktoren konstant zu halten, weil der erforderliche Dokumentations- und Kontrollaufwand dafür zu groß gewesen wäre. Außerdem war der Ansatz bei der Konzeption der Pflegemaßnahmen, möglichst frühzeitig ein optimales Pflege regime zu etablieren. Die Untersuchungen waren ja primär als Zielerreichungskontrolle konzipiert.

Bei der begleitenden Untersuchung von unbeeinflussten Referenzflächen taucht im Falle der Fragestellung „Sind die durchgeführten Pflegemaßnahmen auf verbrachten Extensivwiesen und in ehemaligen Torfstichen wirksam im Sinne der in Kap. 1.2 dargestellten Zielformulierung?“ ein grundsätzliches Problem auf. Entsprechende Referenzuntersuchungen sind zumindest über einen längeren Zeitraum kaum möglich, da die ungepflegten Flächen dann einer natürlichen Vegetationsentwicklung unterworfen wären, die ebenfalls zu negativen Bestandstrends bei vielen der niedermoortypischen Zielarten führen würde. Aus diesem Grund, aber auch aus naturschutzfachlichen Gründen (mögliche Extinktion der Arten durch fortschreitende Sukzession) wurden keine solchen Referenzflächen in der Pflegeplanung und der Erfolgs-

kontrolle vorgesehen. Die Flächen 2, 32, 4 und 23 hätten retrospektiv als „unfreiwillige“ Referenzflächen herangezogen werden können. Sie wurden aber in den meisten Jahren nicht systematisch begangen und können daher nur für einzelne Arten für Vergleichszwecke verwendet werden (z. B. Fläche 23 für *Glaucopsyche nautithous*).

Eine Interpretation ist jedoch möglich, indem Flächen mit unterschiedlichem Pflegeregime miteinander verglichen werden. Sind die Entwicklungstrends für bestimmte Arten bei einer bestimmten Pflegevariante konstant, und gibt es systematische Unterschiede zwischen den Entwicklungstrends bei den verschiedenen Pflegevarianten, deutet dies auf bessere und schlechtere Pflegevarianten hin. Aufgrund der oben beschriebenen Mängel bei der Dokumentation der Pflegemaßnahmen war eine entsprechende Auswertung bei den hier dokumentierten Daten nur sehr eingeschränkt möglich.

Für die Erfassung der Wiesenbrüter können als Referenzflächen in gewissem Umfang andere näher untersuchte Flächen im übrigen Bayern gelten. Entsprechende Daten sind den Bearbeitern bekannt und wurden in die Interpretation einbezogen. Zu beachten ist außerdem, dass bei der Erfassung der Wiesenbrüter nicht eine Zielerreichungskontrolle sondern ein landesweites Bestandsmonitoring angestrebt wurde.

Fazit

In der Gesamtbetrachtung ergibt sich folgendes Fazit für die Aussagekraft der Untersuchungen: Die Untersuchungen sind geeignet, langfristige Trends für die Zielerreichungskontrolle zu erfassen. Aussagen zur Wirkung von Pflegemaßnahmen können dagegen nur Hinweise auf mögliche Kausalbeziehungen geben. Abgesicherte Schlussfolgerungen sind auf der Grundlage der erhobenen Daten nicht möglich. Dies hängt vor allem an den fehlenden systematischen Aufzeichnungen zu den Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, aber auch an der nur phasenweise ausreichenden Untersuchungsintensität (1989, 1991 bis 1993, 1999, 2000 für die streuwiesenartig gepflegten Flächen; ab 1992 für die Wiesenbrüterflächen).

3.2 Zusammenfassende Interpretation der Untersuchungsergebnisse

Hinsichtlich Vegetation und Flora der untersuchten Flächen ist eindeutig zu erkennen, dass nur eine regelmäßige Pflege eine günstige Entwicklung bzw. Erhaltung gewährleistet.

Bei bereits eutrophierten Flächen, Eindringen von Schilf oder aufkommenden Hochstauden sollten – soweit nicht Erfordernisse des faunistischen Artenschutzes dagegensprechen – zumindest die entsprechenden Teilflächen im Sommer gemäht werden. Ebenso sind längere Pflegelücken unbedingt zu ver-

meiden, da bei fehlender Pflege der Vegetationsumbau bereits innerhalb weniger Jahre geschehen kann. Eine sinnvolle Ergänzung der Erfolgskontrolle wären Dauerbeobachtungsflächen im Bereich des Wirtschaftsgrünlandes (evtl. auch für Tagfalter).

Die Ergebnisse der Untersuchungen bei den Wiesenbrütern zeigen die hohe Bedeutung von Bewirtschaftungsverträgen, die bei günstiger Verteilung der Flächen Gelegeverluste (v. a. beim Großen Brachvogel) deutlich reduzieren können. Wichtig ist natürlich auch der Erhalt eines hohen Grünlandanteils.

Das Verschwinden von feuchtesensiblen Arten wie Bekassine und Wiesenpieper verdeutlicht die Problematik der erfolgten Grundwasserabsenkungen im gesamten Gebiet. Ohne lokale Wiedervernässungen ist eine Wiederansiedlung dieser Arten relativ unwahrscheinlich.

Die Absenkung des Grundwassers (z. T. auch durch radikale Räumung von Gräben) führte möglicherweise auch zum Verschwinden der Sumpfschrecke aus einer Fläche. Ebenso hat dies natürlich auch Auswirkung auf die Vegetationsentwicklung (z. B. über vermehrte Mineralisation).

Eine alljährliche, vollständige* Mahd der Flächen führt zum Rückgang von Brachearten (*Chrysochraon dispar*, *Conocephalus discolor*, *Euthystira brachyptera* und *Metrioptera brachyptera*; *Coenonympha hero* – vgl. BRÄU, in diesem Band – vermutlich auch *Erebia medusa* und *Brenthis ino*). Bei den Heuschreckenarten scheint insbesondere *Metrioptera brachyptera* davon betroffen zu sein. Eine Hochsommarmahd scheint für die beiden erstgenannten Heuschreckenarten eine günstigere oder doch mindestens gleichwertige Mahdvariante zu sein.

Andererseits kann auch ein zu weiter Mahdrhythmus zu negativen Veränderungen bei Vegetation und Fauna führen. Dies gilt insbesondere für wüchsige Pfeifengrasbestände und Extensivwiesenbrachen, wie sie im Untersuchungsraum nahezu ausschließlich vorliegen (vgl. dazu auch BRÄU, in diesem Band, Kap. 3) und auf Flächen, auf denen sich aggressiv ausbreitende Pflanzenarten wie Schilf und Wasserdost auftreten. Möglicherweise wird eine Ausbreitung der letztgenannten Pflanzenarten durch den Stickstoffeintrag aus der Luft beschleunigt. Eine zu seltene Mahd führt aber in der Regel auch auf frisch entbuschten Flächen zu einer zu schnellen Vegetationsentwicklung.

Bezüglich der Pflegeempfehlungen kann im Wesentlichen auf die Aussagen von BRÄU (in diesem Band) verwiesen werden, wobei im Freisinger Moos eine Turnus-Rotationsmahd (Mahd von jährlich maximal 50% der weitgehend intakten Pfeifengrasbestände und Kleinseggenriede) anzustreben wäre, um bei-

* „vollständig“ bezieht sich auf die durch die jeweilige Art besiedelte Lebensraumfläche!

spielsweise die Erhaltung der Kurzflügeligen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) und des Rundaugen-Mohrenfalters (*Erebia medusa*) sicherstellen zu können.

Die Biotopneuanlagen auf abgeschobenen Flächen zeigen eine positive Entwicklung, benötigen aber noch weitere Entwicklungszeit, um annähernd die Qualität der älteren, streuwiesenartigen Bestände zu erreichen. Die neuangelegten Flächen sind auch nach zum Teil bereits 10 Jahren noch weit davon entfernt, qualitativ mit den Beständen mit längerer Biotoptradition vergleichbar zu sein. Auf den entbuschten Flächen fällt die Bilanz unterschiedlich aus. Für einen raschen Erfolg der Entbuschung ist ausschlaggebend, dass die Flächen nach der Maßnahme regelmäßig und entsprechend der Vegetationsentwicklung differenziert gepflegt werden (Mahd von Bereichen mit Nährstoffzeigern und Hochstauden und Schilf jährlich im Sommer; Mahd von pfeifengrasähnlichen Beständen entsprechend der obigen Empfehlung).

Was die ursprüngliche Aufgabe der Erfolgskontrolle betrifft, die Überprüfung, ob die im Pflege- und Entwicklungskonzept formulierten Ziele erreicht werden, muss folgendes festgehalten werden: Wählt man als Effizienzmaß den Soll-Ist-Vergleich mit dem in Kap. 1.2 formulierten Ziel, kann das Ergebnis der bisherigen Pflegemaßnahmen keinesfalls als befriedigend bezeichnet werden. Eine Art ist seit Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ausgestorben, von der Sumpfschrecke ist ein Vorkommen erloschen. Diese Entwicklungen sind allerdings nicht auf die durchgeführten Maßnahmen zurückzuführen (vgl. aber Ausführungen unten). Der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopteryx telemachus*), das Braunkernauge (*Minois dryas*) und der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) zeigen langfristig abnehmende Tendenz oder nach einem Anstieg Anfang der Neunziger Jahre wieder deutlich geringere Bestandsgrößen. Die Biotopneuanlagen wurden bislang fast ausschließlich durch wenige, weiter verbreitete niedermoorartige Arten besiedelt; eine flächige Ausdehnung der Vorkommen der niedermoorartigen Arten mit hoher Schutzpriorität hat bislang nicht oder kaum stattgefunden. Diese Trends könnten nach Einschätzung der Verfasser bei konsequenter Umsetzung der oben genannten Pflegehinweise umgekehrt werden.

Mit dem Aussterben des Baldrian-Schneckenfalter (*Melitaea diamina*) liegt ein klassischer Fall von Extinktion vor, die durch Umweltstochastizität verursacht wurde. Allerdings gibt es auch einen anthropogenen Einflussfaktor, der mitverantwortlich dafür ist, dass das Unwetter eine so massive Wirkung ausüben konnte. Der Schwerpunkt des Hagelunwetters lag in einem relativ schmalen Streifen, der große Teile des Freisinger Moooses abdeckte. Eine solche katastrophale Wirkung können Umwelteinflüsse nur dann ausüben, wenn große Teile der Population oder Metapopulation oder der gesamte Bestand gleichzeitig

und in gleicher massiver Weise betroffen ist (vgl. dazu STELTER et al. 1996). Dies war hier der Fall und zwar unter anderem deshalb, weil die Populationen im Freisinger Moos großräumig isoliert liegen.

Die nächsten und inzwischen wohl letzten Vorkommen im nördlichen Teil der Münchner Ebene liegen im Viehlaßmoos, ca. 15 km Luftlinie entfernt. Wären weitere naturnahe Gebiete vergleichbarer Qualität und Größe wie im Freisinger Moos in der sich im Südwesten fortsetzenden Niedermoorzone vorhanden (z.B. in den Luftlinie ca. 3 bis 4 km entfernt liegenden Gewannen „Pfannenwiesen“ und „Oberes Mösl“), wäre eine natürliche Wiederbesiedlung des Freisinger Moooses denkbar. Eine Wiederbesiedlung aus dem Viehlaßmoos erscheint aufgrund der Entfernung dagegen extrem unwahrscheinlich. Die Extinktion des Baldrian-Schneckenfalters zeigt, dass es dringend erforderlich ist, entsprechende Trittsteine für den regionalen Biotopverbund zu schaffen bzw. zu optimieren.

3.3 Empfehlungen für die Durchführung von Erfolgskontrollen

Erfolgskontrollen im weiteren Sinn haben nicht nur im wissenschaftlichen Umfeld ihre Berechtigung sondern gerade auch in der praktischen Naturschutzarbeit. Insbesondere bei üblicherweise knappen finanziellen Mitteln und begrenzten personellen Kapazitäten (z.B. im Bereich der ehrenamtlichen Verbandstätigkeit) sollten diese so effektiv wie möglich eingesetzt werden. Sinnvoll konzipierte Erfolgskontrollen können hierzu einen wesentlichen Beitrag leisten und sollten daher bereits frühzeitig in die Planung und Umsetzung von Maßnahmen integriert werden. Dies setzt insbesondere auch die Bereitstellung entsprechender finanzieller und organisatorischer Möglichkeiten voraus.

Aus den Erfahrungen mit den Erfolgskontrollen im Freisinger Moos lassen sich die nachfolgend genannten Hinweise für zielführende Erfolgskontrollen in der praktischen Naturschutzarbeit ableiten. Die Aufstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Vergleichbare Vorschläge wurden bereits von anderen Autoren gemacht (vgl. RIECKEN 1994, REICH 1994, WEY 1994 und BÖCKER 1997: 273-275). Da einige der nachfolgend genannten Grundregeln aber bei einigen, den Verfassern bekannten Erfolgskontrollen und Dauerbeobachtungen nicht berücksichtigt wurden, erscheint eine Wiederholung angebracht.

Allgemeine Hinweise

- Frühzeitige Berücksichtigung: Erfolgskontrollen sind von Beginn der Maßnahmenplanung an mit vorzusehen und mit dem entsprechenden Mittelbedarf für die Mindestlaufzeit in der Kostenplanung zu berücksichtigen.
- Die Zielsetzung (vgl. Kap. 3.1) der Dauerbeobachtung bzw. Erfolgskontrollen sollte vor Beginn

der Untersuchungen möglichst klar definiert werden. Danach richtet sich im wesentlichen die Wahl der Methoden.

- Bei der Methodenwahl sind – neben den fachlichen Anforderungen (Nachvollziehbarkeit, Einsatz von Standardmethoden etc.) – auch die jeweiligen finanziellen, organisatorischen und personellen Möglichkeiten zu berücksichtigen. Die einmal gewählten Methoden sollten beibehalten werden und werden können. Im Zweifelsfall sollte weniger differenzierten Methoden (im Hinblick auf die Vegetation z.B. „BRAUN-BLANQUET“ statt „LONDO“ oder „KLAPP“) der Vorzug gegeben werden, wenn diese dafür mit höherer Wahrscheinlichkeit über die Jahre hinweg auch bei evtl. wechselnden Bearbeitern „durchgehalten“ werden können.
- Anzustreben ist auch eine möglichst hohe Bearbeiterkontinuität. Im Idealfall können die Erhebungen über Jahre hinweg von den gleichen Bearbeitern durchgeführt werden, wodurch die methodisch bedingten Ungenauigkeiten auf ein Mindestmaß reduziert werden können. Äußerst wichtig, insbesondere bei nicht möglicher Kontinuität der Bearbeiter, ist eine genaue Dokumentation der Methodik.
- Alle für die Interpretation von Bestandsverschiebungen relevanten, auf die zu untersuchenden Flächen und Bestände einwirkenden Faktoren sollten ebenfalls erfasst und dokumentiert werden. Dies betrifft insbesondere Pflegemaßnahmen (z.B. Art der Pflege, Zeitpunkt und Umstände der Durchführung wie Teilflächenmahd, Art der für die Mahd und die Mähgutbergung eingesetzten Geräte, Besonderheiten; Notizen und Eintragung in Luftbilder), aber auch andere Faktoren wie Witterungsverlauf, länger andauernde Überschwemmungsereignisse oder ähnliches. Wichtige Einflussgrößen sollten unbedingt auch in Jahren erhoben werden, in denen keine Bestandsaufnahmen erfolgen. Dies setzt i.d.R. einen zusätzlichen Aufwand durch kontinuierliche Flächenbeobachtung und -betreuung voraus. Hierfür sollten so weit möglich Synergieeffekte genutzt werden. In der Nähe der Untersuchungsflächen wohnende Bearbeiter tragen zur Reduzierung des Aufwands bei.
- Zusammenfassende und nachvollziehbare Dokumentation und Archivierung der Daten: Dies stellt v.a. organisatorische Anforderungen und ist mit entsprechenden vorbereitenden Arbeiten verbunden (Zeitaufwand!). Die Daten sollten zentral an einer Stelle aufbewahrt werden; eine evtl. erforderliche Weitergabe nur in Kopieform erfolgen. Die Datenhaltung und -analyse kann durch den Einsatz von EDV (v.a. auch GIS) erleichtert werden. Wesentliche Voraussetzung sind jedoch auch dann entsprechende Strukturen der Datenhaltung,

die die mögliche Kurzlebigkeit auch weit verbreiteter Formate berücksichtigen!

- Möglichst konstante Rahmenbedingungen: Die Anzahl der sich über die Jahre verändernden Faktoren / Eigenschaften sollten – je nach Zielsetzung der Arbeiten – im Interesse einer leichteren Interpretation der Daten möglichst gering gehalten werden. Werden z. B. auf Streuwiesen Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, die der Beobachtung von durch Veränderungen des Wasserhaushaltes ausgelösten Vegetationsentwicklungen dienen sollen, so wird die Interpretation unnötig erschwert, wenn die Probestellen nach der Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen verbrachen.

Einige speziellere Hinweise

- Insbesondere bei der Erhebung von Tagfaltern ist auch die Phänologie in den einzelnen Erhebungsjahren zu berücksichtigen. Dies kann z. B. über eine entsprechend hohe Begehungsanzahl oder zumindest über geeignete Referenztransekte, die häufiger begangen werden, sichergestellt werden. Dies gilt mit Einschränkungen auch für bestimmte Heuschreckenarten mit relativ früher oder später Entwicklung.
- Bei höheren Individuendichten von Tagfaltern und v.a. Heuschrecken oder bei größeren Flächen kann eine halbquantitative Erfassung über das Zählen der Individuen (Falter, singende Männchen) nicht mehr möglich sein. In diesen Fällen sind Schätzverfahren sinnvoll, wie sie in der einschlägigen Literatur beschrieben sind. Absolute Angaben haben gegenüber Dichteangaben den Vorteil, dass sie die Bestandsgröße auf der Fläche besser widerspiegeln. Dies gilt vor allem auf inhomogenen Flächen mit nennenswerter Vegetationsdynamik.
- Vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen sollten unbedingt dauerhaft vermarktet werden. Geeignet hierfür sind z.B. versenkbare Erdnägels (Vermessungsbedarf), die, so weit es die Bewirtschaftung zulässt, nach Möglichkeit zusätzlich oberirdisch gekennzeichnet werden sollten (z.B. Pflöcke). Ergänzende Karteneintragungen (möglichst aktuelle Luftbilder), nach Möglichkeit in Verbindung mit GPS-Messungen, sind obligatorisch. Zum Wiederauffinden der Flächen können Metallsuchgeräte und GPS-Empfänger mit ausreichend hoher Positionsgenauigkeit hilfreich sein.
- Zusätzlich zur Anlage von Dauerbeobachtungsflächen sind unbedingt auch Vegetationsveränderungen auf der Gesamtfläche zu erfassen, z. B. über eine Luftbilddauswertung. Gerade bei differenziert gepflegten Flächen sind Dauerbeobachtungsquadrate nicht unbedingt repräsentativ für die Gesamtfläche (vgl. BÖCKER 1997: 59-89 und 273-275).

Wie oben angedeutet, können Erfolgskontrollen einen wichtigen Beitrag für die praktische Naturschutzarbeit leisten. Im Hinblick auf die eigentliche Zielsetzung des Naturschutzes letztlich entscheidend und daher noch wichtiger ist jedoch die eigentliche Durchführung der Pflege oder Nutzung. Hierfür ist v. a. bei unterbrochener Nutzungstradition („reine Pflegeflächen“) neben einer ausreichenden Mittelausstattung eine entsprechend sorgfältige Begleitung und Durchführung der Pflegemaßnahmen notwendig. Andernfalls kann auch eine Erfolgskontrolle nur den Misserfolg von durchgeführten (oder eben nicht durchgeführten) Maßnahmen dokumentieren.

4. Literatur und Quellen

BECKMANN, Armin; Hildegunde ELTER, Klaus BURBACH, Sabine GRÜNBERG & Hans SCHWAIGER (2000):

Monitoring im Freisinger Moos 2000.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverband Freising, gefördert durch die Stiftung Bayerischer Naturschutzfond aus Zweckerlösen der Glücksspirale.

BÖCKER, Reinhard (Hrsg.) (1997):

Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moor-komplexes Wurzacher Ried.- Stuttgart: Ulmer.- (Agrarforschung in Baden-Württemberg; 28).

BRÄU, Markus; Andreas NUNNER, Herbert PRÖSE, Manfred COLLING & Hans SCHWAIGER (2001):

Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich.- Tierökologischer Beitrag zur Optimierung.- Unveröff. Gutachten der ifuplan GbR i. Auftr. des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Außenstelle Nordbayern. München.

BÜRO HAASE & SÖHMISCH (1989):

Umsetzung Arten- und Biotopschutzprogramm und Landschaftspflegekonzept. Landkreis Freising – Freisinger Moos.- Unveröff. Gutachten i. Auftr. des Landkreises Freising.

———— (1990):

Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogrammes Landkreis Freising - Freisinger Moos, Bericht Fauna.- Unveröff. Gutachten.

BURBACH, Klaus. (1995):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer in Südbayern.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

———— (1996):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm für die Vogel-Azurjungfer in Südbayern, Bericht 1996.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

———— (1997):

Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer, Helm-Azurjungfer, Mond-Azurjungfer, Bericht 1997.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

———— (1998):

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer, Mond-Azurjungfer, Bericht 1998.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

———— (1999):

Artenhilfsprogramm Vogel-Azurjungfer, Helm-Azurjungfer, Bericht 1999.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz.

DETZEL, P. (1998):

Die Heuschrecken Baden-Württembergs.- Ulmer Verlag, Stuttgart, 580 S.

DIERßEN, K. (1990):

Einführung in die Pflanzensoziologie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

DÖRNER, Dietrich (1989):

Die Logik des Misslingens – Strategisches Denken in komplexen Situationen.- Reinbeck: Rowohlt.

DOLEK, Matthias; S. RADLMAIR & Adi GEYER (1999):

Der Einfluss der Nutzung (Weide, Mahd, Brache) voralpiner Mooregebiete auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken).- Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 150.

EVERS, H. (1990):

Libellen an Gewässern des Freisinger Mooses.- Unveröff. Diplarb. an der FH Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft.

FORD, H. D. & E. B. FORD (1930):

Fluctuation in numbers and its influence on variation in *Melitaea aurinia* ROTT.- Trans. ent. Soc. Lond. 78, 345-351.

FRANZ, D. & M. KAMRAD-SCHMIDT (1986):

Brutbestand der Feuchtwiesenbrüter Großer Brachvogel, Rotschenkel, Uferschnepfe und Bekassine in Bayern 1986.- Unveröff. Abschlussbericht eines Kartierungsauftrages des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz an den Landesbund für Vogelschutz.

GRANT, M.C.; C. ORSMAN, J. EASTON, C. LODGE, M. SMITHS, G. THOMPSON, S. RODWELL & N. MOORE (1999):

Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland.- J. Appl. Ecol. 36: 59-74.

HAGEMEIJER, E.J.M. & M.J. BLAIR (Ed.) (1997):

The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.- T & A D Poyser, London.

INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998):

Die Heuschrecken Europas.- Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 460 S.

JESSEL, Beate & Kai TOBIAS (2002):

Ökologisch orientierte Planung.- Stuttgart: E. Ulmer. - (UTB; 2280).

KIPP, Manfred. (1999):

Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (*Numenius arquata*).- LÖBF-Mitt. 3/99: 47-49.

MALKUS, Jörg (1997):

Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd.- Articulata 12 (1), 1-18.

MARTI, Fridli & Hans Peter Beat STUTZ (1993):

Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz: Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept.- Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt Wald, Schnee und Landschaft. (Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald, Schnee Landschaft.; 336)

MARZELLI, M. (1994):

Ausbreitung von *Stethophyma grossum* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche.- Articulata 9 (1): 25 - 32.

OPPERMANN, Rainer (1987):

Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Natur und Landschaft 62 (6), 235-241.

- RANFTL, Helmut. (1981):
Brutbestand der Feuchtwiesenbrüter 1980 in Bayern.-
Schlussbericht zum Forschungsauftrag des Bayer. Landes-
amtes für Umweltschutz. Unveröff. Manuskript.
- REICH, Michael (1994):
Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten: Instrumente
für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?.- Schr.-R. f.
Landschaftspfl. u. Natursch. 40, 103-111.
- REITER, Claudia (1993):
Beobachtungen zur Autökologie von *Ischnura pumilio*
Charpentier, 1825 und *I. elegans* v.d.Linden, 1820 in der
Umgebung von Freising (Insecta: Odonata) - Unveröff. Di-
pl.arb. im Fach Zoologie der Ludwigs-Maximilian-Univ.
München, 72 S. + Anhang
- RIECKEN, Uwe (1994):
Fachliche Anforderungen an Effizienzkontrollen im tierö-
kologischen Bereich.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Na-
tursch. 40, 51-68.
- SCHWAIGER, Hans (2002):
Wiesenbrüterkartierung im Donaumoos, Freisinger Moos
und Unterem Isartal – Monitoringprogramm 2002.- Un-
veröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesam-
tes für Umweltschutz.
- SCHWAIGER, Hans; Armin BECKMANN, Klaus BUR-
BACH & Elmar WITTING (1999):
Monitoring im Freisinger Moos, Heuschrecken, Libellen
und Tagfalter.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regie-
rung von Oberbayern
- SCHWAIGER, Hans & Klaus BURBACH (2000):
Landesweite Wiesenbrüterkartierung in Bayern 1998.- Un-
veröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesam-
tes für Umweltschutz.
- SETTELE, Josef; FELDMANN, Reinart & REINHARD,
Rolf (Hrsg.), 2000:
Die Tagfalter Deutschlands.- Stuttgart: Ulmer.
- STEFFNY, Herbert; KRATOCHWIL, Anselm & WOLF,
Angelika (1984):
Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für
Schmetterlinge (*Rhopalocera*, *Hesperiidae*, *Zygaenidae*)
und Hummeln (*Apidae*, *Bombus*) im Naturschutzgebiet
Taubergießen (Oberrheinebene).- Natur und Landschaft 59
(11), 435-443.
- STELTER, Christian; SETTELE, Josef & WISSEL, Chri-
stian (1996):
Die Bedeutung von Störungen und Pflegemaßnahmen für
das Überdauern von Schmetterlingspopulationen im Kon-
text eines Modells.- Verh. Ges. Ökol. 26, 483-488.
- STETTMER, Christian; Birgit BINZENHÖFER, Patrick
GROS & Peter HARTMANN (2001):
Habitamanagement und Schutzmaßnahmen für die Amei-
senbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nau-
sithous*. Teil 2: Habitatansprüche, Gefährdung und Pflege.-
Natur und Landschaft 76 (8): 366-375.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT FREISING (2002):
www.bayern.de/www-fs/pegelonline-fs.htm
- WEIDEMANN, Hans-Josef (1995):
Tagfalter: Beobachten, bestimmen. 2., völlig neu bearb.
Auf.- Augsburg: Naturbuch.
- WEY, Hildegard (1994):
Effizienzkontrollen bei Naturschutzgroßprojekten des
Bundes - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 40, 187-
197.
- ZEHLIUS, Wolfgang (1991):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos - Fauna: Ergebnisse 1991.- Mskr.
- (1992):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos - Fauna: Ergebnisse 1992.- Mskr.
- (1993):
Faunistische Erfolgskontrolle Freisinger Moos – Giggen-
hauser Moos 1993.- Mskr.
- (1994):
Erfolgskontrolle der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
im Freisinger Moos – Fauna: Ergebnisse 1994.- Mskr.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Wolfgang Zehlius-Eckert
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der TU München-Weihenstephan
85350 Freising
email: zehlius@gmx.de

Hans Schwaiger
Büro Hadatsch & Schwaiger
Wippenhauser Str. 39
85354 Freising
email: hans.schwaiger@freisinger-moos.de

Armin Beckmann
Kleinbachern 1
85354 Freising
email: armin-beckmann@t-online.de

Zum Titelbild: Angestauter Graben in einem verheideten Hochmoor (Weidfilz bei Seeshaupt, Landkreis Weilheim-Schongau) nach 5 Jahren: *Calluna vulgaris* (Heidekraut) ist durch *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras) ersetzt; die Wasserfläche mit flutendem *Sphagnum cuspidatum* (Schmalblättriges Torfmoos) weitgehend zugewachsen; zu tief stehende Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und Spirken (*Pinus uncinata*) sind abgestorben. (vgl. Beitrag von BRAUN/SIUDA auf S. 171-186) (Foto: Wolfgang Braun)

Laufener Seminarbeiträge 1/03

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-69-3

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Die mit dem Verfasseramen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Herausgeber wieder. Die Verfasser sind verantwortlich für die Richtigkeit der in ihren Beiträgen mitgeteilten Tatbestände.

Die Zeitschrift und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der AutorInnen oder der Herausgeber unzulässig.

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL, Ref. 12) in Zusammenarbeit mit Dr. Christian Stettmer (ANL)

Satz: Christina Brüderl (ANL), Fa. Hans Bleicher, Laufen (Farbseiten)

Druck und Bindung: Lippl Druckservice GmbH, Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: [1_2003](#)

Autor(en)/Author(s): Zehlius-Eckert Wolfgang, Schwaiger Hans, Beckmann Armin

Artikel/Article: [Monitoring und Erfolgskontrolle im Freisinger Moos 147-170](#)