

Assoziationen von Heuschrecken (Saltatoria: Ensifera et Caelifera) trockener Offenlandbiotope Brandenburgs in Abhängigkeit von der natürlichen Sukzession



Raimund Klatt, Potsdam

Vorbemerkung

Die hier vorliegende Arbeit ist eine gekürzte Fassung meiner am 14.11.2003 an der Universität Potsdam verteidigten Dissertationsschrift mit gleichlautendem Titel. Es wird hier unter anderem auf den umfangreichen Anhang und einige Abbildungen verzichtet, um den Rahmen des Heftes nicht zu sprengen und die Druckkosten gering zu halten. Im Original farbige Abbildungen werden hier schwarz-weiß dargestellt.

Einige Erkenntnisse, die sich nach 2003 ergaben, sind eingearbeitet. Trotzdem lässt sich nicht vermeiden, dass der Beginn der Feldarbeiten schon 10 Jahre zurück liegt und die wesentlichen praktischen Arbeiten bereits 1998 abgeschlossen waren, wenn auch in den folgenden Jahren bis zur Fertigstellung weiter Daten gesammelt wurden.

Insofern soll diese Arbeit auch als Aufruf an die junge Forscher-Generation verstanden werden, die Ergebnisse im Feld kritisch zu überprüfen und die Untersuchungen fortzusetzen bzw. auf weitere Habitate zu erweitern. Sukzessionsforschung kann nur über viele Jahre betrieben werden, dies ist durch einen einzelnen Bearbeiter nicht zu leisten. Die Arbeit gibt jedoch einen Überblick zum Stand der Sukzessionsforschung an Heuschrecken im Land Brandenburg und kann sicher auch für andere Artengruppen Impulse liefern.

Die vollständige Dissertationsschrift ist in den einschlägigen Bibliotheken vorhanden und kann beim Autor auch als CD-Version bestellt werden.

Summary

Bush-crickets and Grasshopper Associations (Saltatoria: Ensifera et Caelifera) of dry open-land-biotopes of Brandenburg in dependence of the natural succession.

The aim of this work is to make data out of Bush-crickets and Grasshopper registrations stronger useable for landscape development. The protection of Grasshoppers and their living environments, are being scientifically reasoned and improved. Management measures are being suggested and discussed.

One of the pinpoints of open land work was located on the former Brandenburg Troop-Manoeuvre Sites (TÜP). These are qualified for their high species- and biotope variety. The main experiment sites on the Troop-Manoeuvre Sites were Döberitzer Heide and Jüterbog/West. Here in over three vegetation periods (1995-1997) there's been captured with ground traps to check the effect of succession by Bush-crickets and Grasshopper recurrences. By using this method the ground trap captures of 4295 individuals were analyzed.

There were capture-recapture experiments on *Spingonotus caeruleus* (1996, 1997, complementing observations 1998-2000) carried out, to examine the suitability of the species as a target species. For those causes there were 992 animals individually marked.

Experiments to different abiotic factors, especially the near ground temperature, as well as Plant-Sociology, vegetation structure and -coverage were being carried out accompanied.

For the demarcation of **indicator species** (in German: "Leitarten") and **recurrent groups**, Bush-crickets and Grasshoppers were mapped with the help of standardized sight- and hearing observations on **198** further by incident chosen areas. This mapping was complemented with data from other mappings out of literature. There was data of altogether **428** sites that went into the evaluation.

As a result deepening knowledge's to Ecology, endangerment and spreading of the species group could be won. There was the *Spingonotus caeruleus* (Blue Wing Sand Hopper) as an indicator species for sand open spaces as well as the *Chorthippus vagans* (Steppe Grasshopper) as an indicator species for woods that had been worked out. With the outcome of the results it is shown and discussed, that it doesn't make any scientifically sense with the up to date knowledge to find out more indicator species. Instead there should be characteristic species groups worked out for the improvement of nature protection and landscape development. This was achieved by using a never before used method on bush-crickets and Grasshoppers, finding out **recurrent groups**, for biotope types of the dry open land.

Bush-crickets and Grasshopper Associations as **recurrent groups** are being introduced under consideration of the different Phenology of the species for non-vegetation sand open spaces, for gapping and elder Silver-Grass Fields, for *Calluna-vulgaris*-Heaths and for dry young woods.

It is shown how succession has an effect on the composition of the Bush-crickets and Grasshopper Associations. Especially the characteristic species younger succession stages, like for instance *Spingonotus caeruleus* lose quickly their living environment. With increasing succession the structure of the recurrences are becoming more unequal. This is being proven by the dominance structure, the species diversity, the WAINSTEIN-Index as well as Ensifera/Califera-Index. It is shown that it's not enough to determine a comparison value, to prove changes in Grasshopper recurrences. Although for efficiency control of management measures such inspections are necessary.

But the in nature protection and landscape development available financial resources and the given time are not enough to carry out such large scale experiments. That's why efficiency controls must be carried out with selected target species. The selection of target species has to be carried out under consideration of certain objective aspects. With the examples of the species *Spingonotus caeruleus* and *Chorthippus vagans* the selection of target species is being introduced, as well as their suitability as target species is being proved, living-environment claims, spreading and survival ability of the Brandenburg population proven and discussed. Both species declare very tight claims to their living-environment. They have a stable population in the land of Brandenburg, although they live on the north border of their area. They fulfil all aspects to be selected to be selected as target species.

Bush-crickets and Grasshoppers are suited very well as Bio indicators because of their tight habitat claims. The knowledge's of the species group are so good, that they can be considered for the nature-protection-subject and landscape development. On one example out of Döberitzer Heide and Jüterbog/West it is shown, that with the evaluation with characteristic species there can be accomplished a more ecological sound result as with endangered species of the red list.

The protection of Bush-crickets and Grasshoppers can only be guaranteed with the protection of their living environments. Especially for species of younger succession stages it is necessary to keep those with proper management measures in their open character conserved. This works out specially with certain measures such as cutting out grass and scorching. These management measures are

being discussed as of their efficiency. It's been determined, that it doesn't make sense to use only one measure and an one sided promotion of one succession stage. It should rather count to keep up a mosaic of different succession stages. By doing this a high species variety and dynamic is being secured.

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit ist es, Daten aus Heuschreckenerfassungen (Saltatoria: Ensifera et Caelifera) stärker für die Landschaftsplanung nutzbar zu machen. Der Schutz von Heuschrecken und deren Lebensräumen wird wissenschaftlich begründet und verbessert, Managementmaßnahmen werden vorgeschlagen und diskutiert.

Ein Schwerpunkt der Freilandarbeit lag auf ehemaligen brandenburgischen Truppenübungsplätzen (TÜP). Diese zeichnen sich durch eine hohe Arten- und Biotopvielfalt aus. Hauptuntersuchungsflächen befanden sich auf den TÜP Döberitzer Heide und Jüterbog/West. Hier wurde über drei Vegetationsperioden (1995-1997) mit Bodenfallen gefangen und so die Wirkung der Sukzession auf Heuschreckenassoziationen überprüft. Dabei konnten Bodenfallenfänge von 4295 Individuen ausgewertet werden.

Es wurden Fang-Wiederfang-Untersuchungen an *Spingonotus caerulans* (1996, 1997, ergänzende Beobachtungen 1998-2000) durchgeführt, um die Eignung der Art als Zielart zu untersuchen. Dazu wurden 992 Tiere individuell markiert.

Untersuchungen zu verschiedenen abiotischen Faktoren, insbesondere die bodennahe Temperatur, sowie zur Pflanzensoziologie, Vegetationsstruktur und -deckung wurden begleitend durchgeführt.

Für die Abgrenzung von **Leitarten** und **Assoziationsgruppen** wurden Heuschrecken auf **198** weiteren zufällig ausgewählten Gebieten mithilfe von standardisierten Sicht- und Hörbeobachtungen kartiert. Diese Kartierung wurde durch Daten anderer Kartierer aus der Literatur ergänzt. Es flossen Daten von insgesamt **428** Flächen in die Auswertung ein.

Dabei konnten vertiefende Erkenntnisse zu Ökologie, Gefährdung und Verbreitung der Artengruppe in Brandenburg gewonnen werden. Es wurden *Sphingonotus caerulans* (Blaufügelige Sandschrecke) als Leitart für Sandoffenflächen und *Chorthippus vagans* (Steppengrashüpfer) als Leitart für Vorwälder herausgearbeitet. Anhand der Ergebnisse wird aufgezeigt und diskutiert, dass es wissenschaftlich nicht sinnvoll ist, beim derzeitigen Kenntnisstand weitere Leitarten zu ermitteln, sondern dass zur Verbesserung von Naturschutz- und Landschaftsplanung charakteristische Artengruppen herausgearbeitet werden müssen. Dies wurde mit einer für Heuschrecken zuvor noch nicht angewandten Methode, der Ermittlung von **Assoziationsgruppen**, für Biotoptypen des trockenen Offenlandes erreicht.

Es werden Heuschrecken-Assoziationen als **Assoziationsgruppen** unter Beachtung der unterschiedlichen Phänologie der Arten für vegetationslose Sandoffenflächen, für lückige und ältere Silbergrasfluren, für *Calluna-vulgaris*-Heiden und für trockene Vorwälder vorgestellt.

Es wird aufgezeigt, wie sich Sukzession auf die Zusammensetzung der Heuschrecken-Assoziationen auswirkt. Insbesondere die charakteristischen Arten junger Sukzessionsstadien, wie z.B. *Sphingonotus caerulans* verlieren schnell ihren Lebensraum. Mit zunehmender Sukzession werden die Assoziationen in ihrer Struktur unausgeglichener. Dies wird mit der Dominanzstruktur, der Artendiversität, dem WAINSTEIN-Index und dem Ensifera/Caelifera-Index belegt. Es wird gezeigt, dass die Ermittlung eines Vergleichswertes nicht ausreicht, Änderungen in Heuschrecken-Assoziationen nachzuweisen. Zur Effizienzkontrolle von Managementmaßnahmen sind solche Überprüfungen jedoch notwendig.

Die in der Naturschutz- und Landschaftsplanung zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel und die vorhandene Zeit reichen jedoch nicht aus, immer solche aufwendigen Untersuchungen durchzu-

führen. Effizienzkontrollen müssen deshalb anhand ausgewählter Zielarten durchgeführt werden. Die Auswahl von Zielarten muss sich nach bestimmten objektiven Kriterien richten. An den Beispielen der Arten *Sphingonotus caeruleus* und *Chorthippus vagans* wird die Auswahl von Zielarten vorgestellt, ihre Eignung als Zielarten nachgewiesen, Lebensraumansprüche, Verbreitung und Überlebensfähigkeit der Brandenburgischen Populationen festgestellt und diskutiert. Beide Arten stellen sehr enge Ansprüche an ihren Lebensraum. Sie haben im Land Brandenburg stabile Populationen, obwohl sie an der Nordgrenze ihrer Areale leben. Sie erfüllen alle Kriterien zur Auswahl als Zielarten.

Heuschrecken eignen sich aufgrund ihrer engen Habitatansprüche gut als Bioindikatoren. Die Kenntnisse über die Artengruppe sind so gut, dass man sie für die Naturschutzfach- und Landschaftsplanung heranziehen kann. An einem Beispiel aus der Döberitzer Heide und aus Jüterbog/West wird gezeigt, dass man mit der Bewertung anhand charakteristischer Artengruppen zu einem ökologisch fundierteren Ergebnis kommt als anhand von gefährdeten Arten der Roten Liste.

Der Schutz von Heuschrecken ist nur über den Schutz ihrer Lebensräume zu gewährleisten. Besonders für Arten junger Sukzessionsstadien ist es notwendig, diese durch geeignete Managementmaßnahmen in ihrem offenen Charakter zu erhalten. Dies gelingt insbesondere durch Maßnahmen wie Plaggen und Flämmen. Diese Managementmaßnahmen werden auf ihre Effizienz hin diskutiert. Es wird festgestellt, dass der Einsatz nur einer Maßnahme und die einseitige Förderung eines Sukzessionsstadiums nicht sinnvoll ist, sondern dass es gilt, ein Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien zu erhalten. Damit wird eine hohe Artenvielfalt und Dynamik gesichert.

1 Einleitung

Mit der Sicherung großer Flächen ehemaliger Truppenübungsplätze für den Naturschutz nach dem Abzug der sowjetischen Streitkräfte aus Deutschland Anfang der 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts ergab sich die Frage nach deren weiterer Verwendung. Einerseits gebietet die reiche Biotop- und Artenausstattung einen konservierenden Naturschutz: Durch gezieltes Biotopmanagement sind große Offenflächen als Heide- oder Sandoffenlandschaften zu erhalten. Andererseits bietet sich durch das Zulassen der natürlichen Sukzession auf großer Fläche die Möglichkeit einer ungestörten Entwicklung natürlicher Landschaften und Lebensräume.

Beide Möglichkeiten, konservierender Naturschutz und natürliche Sukzession, stehen sich dabei scheinbar gegenüber. Konservierender Naturschutz unterbindet die natürliche Sukzession. Andererseits gehen durch natürliche Sukzession wertvolle Offenlandschaften verloren. Der zu beschreitende Weg liegt also in der Mitte. Eine vollständige Pflege dieser Flächen ist nicht finanzierbar. Andererseits führt der Verzicht auf Pflegemaßnahmen zu einer Wertminderung dieser Gebiete.

Durchzuführende Pflegemaßnahmen müssen langfristig geplant werden, wobei ihr Erfolg überprüfbar bleiben muss. Auch das Wirken der Sukzession ist wissenschaftlich zu dokumentieren. In den vergangenen Jahren haben sich viele Bearbeiter unterschiedlicher Spezialisierungsrichtungen mit dem Monitoring von Sukzessionsflächen (z.B. UNSELT 1995, KLAPKAREK 1997) und der Beurteilung von Pflegemaßnahmen (z.B. VOSSEN 1997, TORNEDE & HARRACH 1998) beschäftigt. Die im Land Brandenburg angefertigten Examens-, Diplom- und Promotionsarbeiten über Sukzessionsflächen (s.a. WALLSCHLÄGER 1997) bilden eine gute Grundlage für die Landschaftspla-

nung, welche als eigenständige dreistufige Fachplanung der vorsorgenden Umweltpolitik in Brandenburg installiert wurde.

Nach der Etablierung der Landschaftsplanung als querschnittsorientierte Disziplin sowohl an den Universitäten als auch in den zuständigen Behörden der alten Bundesländer Anfang der 1980er Jahre wurde ein eklatanter Mangel in der Ausbildung und Arbeitsweise der Landschaftsplaner deutlich: Tierökologische und faunistische Fragestellungen wurden und werden auch heute noch weitgehend ausgeklammert. Beim Umgang mit faunistischen Daten herrschten verbreitet Ratlosigkeit und Dilettantismus (FLADE 1994). RIECKEN (1990) fand bei der Analyse von 100 Planungsvorhaben unterschiedlichen Typs heraus, dass nur etwa die Hälfte dieser Planungen einen zoologischen Fachbeitrag enthielt. Bei 34 % der Planungen mit zoologischem Fachbeitrag wurde nur eine Tiergruppe berücksichtigt, weitere 50 % behandelten zwei bis fünf Tiergruppen. Bei 95 % der zoologischen Fachbeiträge wurden Vögel untersucht, eine Zahl, die bei der dieser Artengruppe zurecht zugemessenen Bedeutung nicht verwundert. Erst an vierter Stelle mit 27 % der Beiträge steht die erste Wirbellosen-Gruppe, die Schmetterlinge. Bedenkt man, dass 64,3 % aller möglichen Arten Insekten sind und die Wirbeltiere mit 0,4 % die kleinste Artengruppe darstellen (SUCCOW 1997), wird deutlich, wie ungleich das Gewicht der Planungen verteilt ist.

Heuschrecken (Ensifera et Caelifera¹) sind typische Bewohner des Offenlandes. Aufgrund ihrer teilweise sehr engen Habitatbindung eignen sie sich hervorragend als Bioindikatoren in dieser Landschaftsform. So stand am Beginn dieser Arbeit das Ziel, Daten zur Heuschreckenfauna Brandenburgs zu erfassen und diese besser für die Landschaftsplanung nutzbar zu machen und somit auch einen besseren Schutz dieser Artengruppe zu ermöglichen.

Am Beginn der Untersuchungen zur Heuschreckenfauna war eine Inventarisierung der auf den Truppenübungsplätzen vorkommenden Arten notwendig. Die dabei ermittelte Artenliste ließ beträchtliche Unterschiede zu den bisherigen Kenntnissen der Heuschreckenfauna Brandenburgs erkennen. Aus diesem Grunde wurde mit mehreren Bearbeitern dieser Tiergruppe, die ihre Aktivitäten 1996 in einem Arbeitskreis Heuschrecken Brandenburgs bündelten, eine neue Checkliste und Rote Liste der Heuschrecken Brandenburgs (KLATT & BRAASCH et al. 1999) erarbeitet.

Es stellte sich heraus, dass die Kenntnisse zur Ökologie, zur Gefährdungssituation, besonders aber zur Verbreitung der Heuschrecken in Brandenburg sehr lückenhaft sind. Bis vor einigen Jahren gab es nur wenige Veröffentlichungen zu diesem Thema (PHILIPPI 1830, RAMME 1911, 1913, 1921 und 1936). KÖHLER (1988b) befasste sich mit Arealgrenzen der Heuschrecken der DDR, berührte also auch Brandenburg. KRAUSCH (1966) befasste sich mit den früheren Invasionen der Wanderheuschrecke (*Locusta migratoria*) in der Niederlausitz, SCHIEMENZ (1968) mit der Zikaden- und Heuschreckenfauna einiger Naturschutzgebiete in Brandenburg.

¹ zur systematischen Stellung der Artengruppe und der Verwendung des Begriffs „Heuschrecken“ s. INGRISCH & KÖHLER (1998a)

Die Gründung der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie 1988 gab entscheidende Impulse für die verstärkte Beschäftigung mit dieser Tiergruppe, welche nach der politischen Wende 1989 auch auf die neuen Bundesländer übergriff. In den vergangenen Jahren wurden in Brandenburg viele Arbeiten über Heuschrecken veröffentlicht. KLÄGE legte 1990 eine Arbeit über die Heuschreckenfauna der westlichen Niederlausitz vor. MATTHES (1997) stellt eine Reihe von orthopterologischen Arbeiten vor, die in verschiedenen Gebieten Brandenburgs durchgeführt wurden. Viele Qualifizierungsarbeiten befassen sich zunehmend auch mit der Nutzung von orthopterologischen Daten für die Landschaftsplanung.

Nach der Veröffentlichung des Leitartenkonzeptes für Vögel durch FLADE (1994) wird immer eindringlicher gefordert, auch für andere Tiergruppen solche Konzepte zu entwickeln. Leider kommt es dabei oft vor, dass entgegen der Definition der Leitart, die Leitarten von einigen Spezialisten festgelegt werden. Dabei wird vergessen, wie groß die Datenfülle war, die FLADE durch die umfangreiche Arbeit von Hobbyornithologen zur Verfügung hatte: Immerhin Daten von 2500 Untersuchungsflächen in Mittel- und Norddeutschland. Diese Vorleistung muss bei der Ermittlung von Leitarten der Wirbellosen erst erbracht werden.

Die Menge der Daten, die auf den Truppenübungsplätzen zu Heuschrecken gesammelt wurde, bot eine gute Grundlage dafür, die Untersuchungen auch auf Flächen außerhalb von Truppenübungsplätzen auszudehnen und somit Leitarten nicht nur für die bearbeiteten Hauptuntersuchungsgebiete, sondern für einen größeren geografischen Raum zu ermitteln. Dazu war es notwendig, Daten zu Ökologie und Verbreitung der Heuschrecken in Brandenburg zu sammeln. Die Daten zur Verbreitung flossen in die Projekte „Rote Liste und Artenliste der Heuschrecken Brandenburgs“ (KLATT & BRAASCH et al. 1999), „Vorläufiger Verbreitungatlas der Heuschrecken Brandenburgs“ (HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000) und „Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands“ (MAAS, DETZEL & STAUDT 2002) ein.

Die hier vorliegende Arbeit stellt die Zusammensetzung der Heuschrecken-Assoziationen von Biotoptypen des brandenburgischen Offenlandes und Untersuchungen zu deren Leitarten in den Mittelpunkt. Sie trägt damit dazu bei, eine wesentliche Forderung an die Naturschutzforschung zu erfüllen. Berücksichtigt werden auch ökologische, populationsbiologische und biogeografische Gesichtspunkte.

Da viele Heuschrecken Pionierarten sind und Offenland meist der natürlichen Sukzession unterliegt, müssen deren Wirkungen auf die Zusammensetzung der Assoziationen der Heuschrecken untersucht werden. Für die langfristige Planung im Offenland ist die Berücksichtigung von Sukzessionsprozessen unerlässlich. Deswegen ist ein großer Teil dieser Arbeit dem Thema „Heuschrecken und Sukzession“ gewidmet.

Dem Naturschutz stellt sich zunehmend die Aufgabe, seine Ziele zu artikulieren und zu begründen. Dazu werden Zielarten eingesetzt, da es nicht möglich ist, die Lebensraumansprüche aller heimischen Pflanzen- und Tierarten zu quantifizieren. Hiermit bekommt der Naturschutz ein Planungsinstrument in die Hand, mit welchem es mög-

lich ist, seine Forderungen gegenüber anderen Planungen (Verkehrsplanung, Bauleitplanung, Forstplanung) überzeugend darzustellen und durchzusetzen. Zielarten müssen auf das jeweilige Vorhaben abgestimmt sein und können nicht für das ganze Land festgelegt werden. Ihre Habitatsprüche und Populationsgrößen müssen jedoch genauestens untersucht werden. Dies wird für zwei ausgewählte Arten dargestellt.

Aus all diesen Angaben werden Aussagen über Schutzmöglichkeiten von Heuschrecken abgeleitet. Managementmaßnahmen für Offenlandschaften werden vorgeschlagen und diskutiert. Ein Leitbild für Heuschreckenlebensräume im trockenen Offenland Brandenburgs wird entwickelt.

Diese Aussagen dürfen nicht losgelöst von den politischen Rahmenbedingungen betrachtet werden. Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist erklärtes und seit der Unterzeichnung des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ der Vereinten Nationen 1992 in Rio de Janeiro auch unumstrittenes Ziel aller Naturschutzbemühungen. Daraus folgt jedoch, dass sowohl die Erhebung von Daten als auch deren wissenschaftliche Auswertung und die Berücksichtigung in der landschaftsplanerischen Praxis besonders der Wirbellosen erhöht werden muss.

Erklärte Ziele der Landesregierung Brandenburgs sind

- die Bestandsermittlung der im Land vorkommenden Tier- und Pflanzenarten und der von ihnen gebildeten Lebensgemeinschaften sowie die Bewertung ihres Gefährdungsgrades,
- die Ermittlung regionaler Indikatorarten für Veränderungen in typischen Lebensräumen und
- die Aufstellung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzepten und deren Umsetzung im Rahmen des Biotopmanagements (MUNR o. J.).

Aus diesem Grunde wurde 1993 von der Universität Potsdam in der Döberitzer Heide begonnen, auch Daten zu verschiedenen Wirbellosengruppen zu sammeln. 1995 begann dann ein dreijähriges Projekt zum Sukzessionsmonitoring in der Döberitzer Heide und auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Jüterbog/West. Im Mittelpunkt dieser Arbeiten standen Laufkäfer (Carabidae), Spinnen (Aranae), Hautflügler (Hymenoptera), Libellen (Odonata), Schmetterlinge (Lepidoptera) und Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) (s. WALLSCHLÄGER 1997). Die Untersuchungen zu den Heuschrecken wurden nach Projektabschluss, wenn auch mit verminderter Intensität, bis zum Jahr 2001 fortgeführt. Die Ergebnisse werden mit dieser Arbeit vorgestellt.

Insofern soll die vorliegende Arbeit das Wissen über die Heuschrecken Brandenburgs vertiefen und Daten aus Heuschreckenerfassungen stärker für die Landschaftsplanung nutzbar machen. Sie trägt dazu bei, den Schutz von Heuschrecken und deren Lebensräumen wissenschaftlich zu begründen und zu verbessern. Durch die Konversion im Land Brandenburg bietet sich für den Naturschutz und damit für den Heuschreckenschutz eine einmalige Chance.

2 Untersuchungsgebiet und Probeflächen

2.1 Ehemalige Truppenübungsplätze im Land Brandenburg

Unter den auf das Land Brandenburg übertragenen WGT-Liegenschaften² befinden sich 16 ehemalige Truppenübungsplätze (TÜP) mit einer Fläche von etwa 76.000 ha..

Nach dem Gesetz über die Verwertung der Liegenschaften der WGT³ sind diese Flächen neben der Deckung dringenden Wohnbedarfs, zur Anregung der Investitionstätigkeit im Land Brandenburg, zur Schaffung und Sicherung von Arbeitsplätzen und zur Förderung kommunaler und regionaler Entwicklung, auch zur Erhaltung siedlungsfreier Räume und Naturschutzflächen zu nutzen.

Der Militärbetrieb erhielt und schuf großräumige Landschaften mit dem Gepräge vorindustrieller Bewirtschaftung. Durch TÜP führen keine Fernstraßen, Eisenbahnlinien oder Energiefreileitungen. Viele der Plätze wurden schon vor der Einführung von Kunstdünger militärisch genutzt. Auf diesen Flächen wurden also kaum chemische Mittel zur Ertragssteigerung der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt. Meliorationen, Flurbereinigungen, Tourismus und Freizeitsport fanden nicht statt. Solche Bereiche fehlen heute weitgehend in unserer Kulturlandschaft. Es gibt hier keine anderen Flächenreserven dieser Qualität und Größe. Sie besitzen eine Schlüsselfunktion für die Erhaltung der Artenvielfalt in Mitteleuropa. Das Fehlen einer geregelten, so genannten „ordnungsgemäßen“ Land- und Forstwirtschaft und einer verkehrstechnischen Erschließung führten zur Bewahrung weitgehend naturnaher Landschaften. In der intensiv genutzten Kulturlandschaft stellen naturnahe Flächen Inseln mit „Restcharakter“ dar. Auf den TÜP ist es meist umgekehrt: Intensiv genutzte und gestörte Flächen sind Inseln in einem naturnahen Umfeld (DRL 1993). Es existieren große Flächen, die vollkommen aus jeglicher Nutzung herausgenommen wurden. Aber auch die teilweise intensive militärische Nutzung mit Entwaldung, Flächenbränden und mechanischer Bodenverwundung half, schützenswerte Lebensräume wie Sandoffenflächen und Sandheiden zu erhalten bzw. führte überhaupt erst zu deren Entstehen. Sand- und *Calluna-vulgaris*-Heiden kommen fast nur auf ehemaligen Truppenübungsplätzen vor. Damit haben diese Gebiete eine große Bedeutung im System „Natura 2000“ der Europäischen Union. Es existieren selbstständig funktionierende Systeme von Biotopen, deren Mehrzahl nach der FFH-Richtlinie⁴ geschützt ist.

Ein großer Teil der Übungsplätze wurde vor der Periode intensiver Landnutzung zu meist auf ertragsschwachen Standorten wie Sandern, Talsandgebieten, Dünen und Mooren eingerichtet. Daher gibt es auf den TÜP nährstoffarm gebliebene Landschaftsformen wie Flugsanddünen, Magerrasen, Heiden und Hutewälder. Über lange Zeiträume unterlagen viele Flächen - insbesondere in den Pufferzonen um die Gebiete mit besonders intensiver militärischer Nutzung - keinem direkten Eingriff des Menschen, sodass sich verschiedene Stadien unterschiedlicher Sukzession der Vegetation entwickeln konnten. Auf Teilflächen wurde die Sukzession durch unkontrol-

² WGT: Westgruppe der Truppen, vormals Gruppe der sowjetischen Streitkräfte in Deutschland

³ WGT-LVG vom 3. Juni 1994, §3 Abs. 2

⁴ Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU vom Juli 1992

lierte Brände oder durch Befahren mit Kettenfahrzeugen unterbrochen bzw. zurückgeworfen. So entstand ein unregelmäßiges, räumlich und zeitlich versetztes Mosaik von Sukzessionsstadien.

Von vielen seltenen oder sonst schon verschwundenen Tier- und Pflanzenarten, auch von einigen Heuschreckenarten, existieren auf TUP größere lokale Populationen oder sogar die letzten Vorkommen dieser Arten. Diese stellen wichtige Genreserven überregional gefährdeter Arten dar.

Es bietet sich die Möglichkeit, große Teile der ehemaligen TUP zu erhalten und deren weitere Nutzung Naturschutzziele unterzuordnen. Eine Nutzung der unversiegelten Flächen in der freien Landschaft (ausgenommen die Kasernenstandorte) für Gewerbe, Siedlungen, Industrie, Verkehr und Freizeit ist aus Sicht des Naturschutzes abzulehnen.

Der Schutz von Arten ist insbesondere durch den Schutz ihrer Lebensräume zu erreichen. Die Sicherung nur kleinflächiger naturnaher Landschaften oder isolierter Lebensstätten reicht für den Schutz bedrohter Arten nicht aus. Eine vorwiegend auf Ausgleich und Ersatz ausweichende Eingriffsregelung führt zum Verlust immer größerer Flächen, die jedoch für den Naturschutz unentbehrlich sind. Das Brandenburgische Naturschutzkonzept geht daher von einem ökosystemaren Ansatz aus, der das Gesamtgefüge von Natur und Gesellschaft im ganzen Lebensraum beachtet. Als Kernstück des Naturschutzes in Brandenburg wird ein Schutzgebietssystem errichtet, das repräsentative Ausschnitte aller brandenburgischen Landschaften, Naturräume und Lebensgemeinschaften umfasst. Es ist als ein Komplex miteinander verbindender Großschutzgebiete angelegt, das sich in ein überregionales europaweites Schutzgebietsnetz einfügt. Die Errichtung und Sicherung von Biotop-Verbundsystemen spielen bei der Umsetzung der Ziele des Naturschutzes in einem dicht besiedelten Land wie Deutschland eine wichtige Rolle. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen hält hierfür einen Flächenanteil von durchschnittlich mindestens 10 % für erforderlich, der in den verschiedenen Naturräumen zwischen 5 und 20 % schwanken kann (BMU 1994). Bisher beträgt der Anteil der Schutzgebiete in Deutschland weniger als 2 %. Die Mehrzahl der Schutzgebiete ist mehr oder weniger stark geschädigt und wird der ihnen zugedachten Schutzgebietsfunktion nicht gerecht (HAARMANN & PRETSCHER 1993).

Der Landesverband Brandenburg des Naturschutzbundes Deutschland erachtet für ein Schutzgebietskonzept einen Flächenumfang von 40 % der Landesfläche Brandenburgs für notwendig, um alle vorhandenen Naturraumtypen ausreichend zu repräsentieren (NABU Brandenburg, 1993). Bis zum Jahr 2002 wurden 9705 km² als Nationalpark, Naturpark oder Biosphärenreservat ausgewiesen. Dies sind etwa 30 % der Landesfläche. Mit diesem anspruchsvollen Konzept wird Brandenburg seiner internationalen Verantwortung für den Naturschutz gerecht.

Für das Erreichen dieses Zieles war es notwendig, große Flächen unter Schutz zu stellen. Durch die politischen Veränderungen in Europa bot sich die einmalige Chance, ehemals militärisch genutzte Flächen für den Naturschutz zu erhalten. Mit der

Ausweisung vieler Naturschutzgebiete, z. B. der NSG Ferbitzer Bruch, Döberitzer Heide, Jännersdorf, Reicherskreuzer Heide, und der Unterschutzstellung der ehemaligen großen Truppenübungsplätze um Jüterbog und Lieberose ist in Brandenburg und auch in den Nachbarländern Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt der richtige Weg eingeschlagen worden.

1989 wurden noch 6,8 % (ca. 200.000 ha) der Landesfläche Brandenburgs militärisch genutzt. Dies ist der höchste Anteil Militärfläche an der Landesfläche aller Bundesländer. In den alten Bundesländern betrug dieser Anteil durchschnittlich 1,6 %, in den neuen Bundesländern durchschnittlich 4,4 % (DRL 1993). Im Jahre 1995 wurden in Brandenburg noch 1,4 % der Landesfläche militärisch genutzt (IRS, 1995a). Damit stehen Gebiete, die über 5% der Landesfläche entsprechen, nun der zivilen Nutzung zur Verfügung.

Eine Übersicht über die 1989 und 1995 genutzte Militärfläche in den einzelnen brandenburgischen Landesteilen gibt die Abbildung 2-1.

In den Landkreisen Teltow-Fläming (TF) und Spree-Neiße (SPN), in denen deutlich mehr als 10 % der Fläche militärisch genutzt wurden, steht z. B. nun fast die gesamte Militärfläche für eine zivile Nutzung zur Verfügung.

Die Lage der TÜP in Brandenburg zeigt die Karte 1.

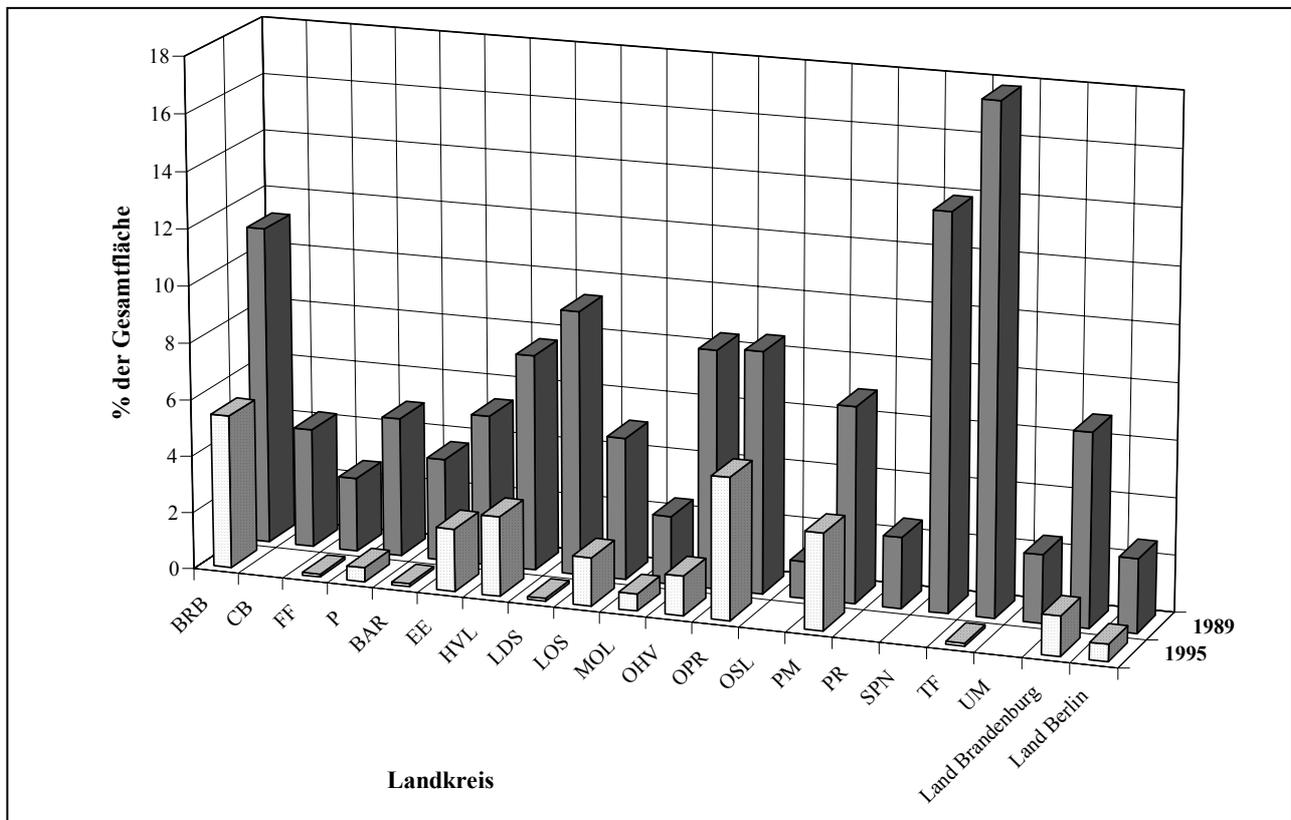


Abb. 2-1: Militärisch genutzte Fläche in Brandenburg und Berlin 1989 und 1995 (Datenquelle: IRS 1995a; Abkürzungen der Landkreise entsprechen den Kfz-Kennzeichen)

2.2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete befinden sich in der Mehrzahl im Land Brandenburg, aber auch in Mecklenburg-Vorpommern und in Sachsen-Anhalt. Sie wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt, denen sowohl wissenschaftliche als auch praktische Gesichtspunkte zugrunde liegen:

- **Ausreichende Repräsentation der Naturräume Brandenburgs**
Da sich die Verbreitung der Arten nicht an politischen Grenzen orientiert, wurden teilweise auch Untersuchungen in den Nachbarländern Brandenburgs vorgenommen. Da nicht alle Naturräume Brandenburgs mit gleicher Intensität bearbeitet werden konnten, wurde eine umfangreiche Literaturrecherche unter Einbeziehung von Daten aus unveröffentlichten Arbeiten (s. Literaturverzeichnis) durchgeführt.
- **Reichhaltige Biotopausstattung**
So konnten größere Datenmengen pro Untersuchungsgebiet erwartet und der Zeitaufwand gerechtfertigt werden.
- **Kontakte zu Ortskundigen**
Ehemals militärisch genutzte Gebiete sind auch mit Kartenmaterial oft sehr unübersichtlich.
- **Gewährleistung eines interdisziplinären Austauschs**
Dadurch ergibt sich die Möglichkeit der gemeinsamen Bearbeitung eines Gebiets durch Bearbeiter mehrerer Organismengruppen.
- **Auswahl durch externe Vorgaben**
Bei landschaftsplanerischen Gutachten orientiert sich die Auswahl der Beprobungsflächen auch an den Vorgaben der jeweiligen Auftraggeber.
- Eine untergeordnete Rolle spielte das Vorhandensein von Altdaten zur Heuschreckenfauna der Gebiete.

Die beiden erstgenannten und wichtigsten Kriterien sind auf Konversionsstandorten gegeben. Auf ehemaligen TÜP Brandenburgs finden sich fast alle Biotoptypen in einer überwiegend naturnahen Ausprägung. Aufgrund ihrer Verteilung über die verschiedenen geografischen Regionen repräsentieren sie das biologische Inventar verschiedener Naturräume. Deswegen kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse, die auf TÜP ermittelt wurden, auch auf andere Gebiete Brandenburgs übertragen werden können. Gerade für ein Leitartenkonzept ist es notwendig, Untersuchungsflächen mit möglichst vollständiger Artengruppe zu haben.

Daher boten die TÜP ein hervorragendes orthopterologisches und ökologisches Betätigungsfeld.

2.2.1 Hauptuntersuchungsgebiete

Die im folgenden beschriebenen Hauptuntersuchungsgebiete wurden von April 1995 bis Oktober 1997 durchgängig und 1998 stichprobenhaft bearbeitet. Die Lage der Flächen zeigen die Karten 1 bis 3.

2.2.1.1 Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch

Die Naturschutzgebiete „Döberitzer Heide“ und „Ferbitzer Bruch“ liegen westlich von Berlin und nördlich von Potsdam auf dem Gebiet der Kreise Potsdam-Mittelmark und Havelland des Landes Brandenburg. Sie nehmen eine Fläche von ca. 4700 ha ein. Beide NSG bilden eine Einheit und werden im Folgenden unter der Bezeichnung „Döberitzer Heide“ zusammengefasst. In der Nähe befinden sich die stark im Wachsen begriffenen Gemeinden Falkensee, Dallgow-Döberitz, Seeburg, Groß Glienicke und Fahrland. Das Gebiet gehört zum Naturraum „Platten und Niederungen der Mittleren Mark“. Zum großen Teil gehört es zur Nauener Platte; kleine Teile gehören zum Luchland, speziell zur Zehdenick-Spandauer Havelniederung. Es liegt im Bereich des Ostdeutschen Binnenlandklimas (s. Tab. 2-1). Es ist gekennzeichnet durch Endmoränen-Hügelgebiete mit stark wechselndem Substrat, die sich mit anderen glazialen Bildungen wie Grundmoränen, Sander- und Talsandflächen, Niederungen, Urstromtälern und Schmelzwasserrinnen abwechseln. Die Endmoränen sind mit quartären Lockersedimenten aus sandig-kiesigen bis sandig-lehmigen Ablagerungen von Geschiebesedimenten bedeckt. Die Böden setzen sich im Wesentlichen aus Geschiebesand und Kies in unterschiedlichen Anteilen zusammen. Weiterhin vorhandene lehmige Sandböden weisen Reste von Geschiebemergel aus dem Pleistozän auf.⁵ Es findet sich hier eine große trophie-, relief- und hydrologieabhängige Bandbreite der Moor- und Waldbiotope, aber auch z. T. kalkhaltige Trockenrasen, Zwergstrauchheiden, Glatthafer- und Pfeifengraswiesen. Besonders wertvolle Biotope alter Kulturlandschaften sind u.a. sich selbst verjüngende Lindenalleen und Huteeichenwälder. In Bezug auf die Reichhaltigkeit unterschiedlicher Formationen und Erscheinungstypen hat das Gebiet eine besondere Bedeutung unter den TÜP. Es ist hier ein einzigartiges Mosaik von Heide- und Sandflur-Sukzessionsstadien vorhanden. Pflanzengeografisch zeichnet sich die Döberitzer Heide durch eine Übergangstellung aus. Neben den geoökologisch typischen Pflanzen treten kontinentale, mediterrane, nordische und atlantische Florenelemente auf. Kontinentale und mediterrane Arten wie z.B. Steppen-Lieschgras (*Phleum phleoides*) und Astlose Graslilie (*Anthericum liliago*) finden sich vor allem in aufgelichteten und warmtrockenen Bereichen. Nordische Pflanzen wie die Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) bevorzugen kältebeeinflusste Moore. Sippen mit atlantischem Verbreitungsschwerpunkt wie der Vogelfuß (*Ornithopus perpusillus*) finden sich vor allem in sandigen Pionier- und Magerrasen ein.

⁵ s. Karte der Bodentypen in OEHLSCHLAEGER 1995

Das enge räumliche Nebeneinander belastungsfreier Frischwiesen-, Magerrasen-, Heide-, Reichmoor- und Armmoorgesellschaften ist überregional bedeutsam⁶.

Das NSG „Ferbitzer Bruch“ ist regional das größte intakte Niedermoorgebiet und hat aufgrund seiner Nähe zu Berlin und seinem niedrigen Trophiegrad eine große Bedeutung als Trinkwasser-Bevorratungsgebiet. Als komprimiertes Repräsentanzgebiet für die Biotopserien in der südlichsten norddeutschen Jungmoränenstaffel ist es gesamtstaatlich unverzichtbar. Die etwa 100-jährige kontinuierliche militärische Nutzung erzeugte eine herausragende Sukzessionsserie potenziell natürlicher Waldtypen.

Bereits 1713 hatte Friedrich Wilhelm I. Manöver auf der Döberitzer Hochfläche durchgeführt. Am 1. April 1895 weihte Wilhelm II. den Truppenübungsplatz Döberitz offiziell ein. Seitdem unterliegt das Gebiet mit einer kurzen Unterbrechung nach dem II. Weltkrieg kontinuierlich einer militärischen Nutzung. 1937 wurde der TUP um die Gemarkung Ferbitz erweitert und 1946 das Gelände als Bodenreformland vergeben, aber weiterhin, jetzt von der Roten Armee, militärisch genutzt. Die letzten Dorfbewohner verließen Döberitz 1957. 1991 beendete die WGT die militärische Nutzung. Seitdem wird nur noch ein etwa 500 ha großer Bereich von der Bundeswehr genutzt.

Auf die Belastung des Bodens auf ehemaligen militärischen Liegenschaften mit Schwermetallen durch Altlasten wird an vielen Stellen hingewiesen. BLUMENSTEIN et al. (1997, 1998) stellten in der Döberitzer Heide, insbesondere im Kiefbruch, erhöhte Schwermetall-Ionen-Konzentrationen und erhöhte Konzentrationen von Kohlenwasserstoffen fest.

SCHILITZ (1997) untersuchte die Schwermetall-Ionen-Konzentrationen auf der „Wüste“, einer etwa 50 ha großen Offenfläche in der Döberitzer Heide. Es fiel lediglich ein punktuell erhöhter Bleianteil auf. Dieser liegt zwischen 3,5 und 8,5 mg/kg Boden, kann aber auch bis zu 50 mg/kg Boden betragen. Diese erhöhten Werte werden im Bereich von Schießbahnen gemessen. Bei den Metallen Magnesium, Chrom, Kupfer, Cadmium, Nickel und Zink wurden keine herausragenden Werte festgestellt.

Das Gebiet wurde 1991 einstweilig als Naturschutzgebiet gesichert, nachdem Teile des Ferbitzer Bruchs schon Ende der 80er Jahre dem Übungsbetrieb aus Naturschutzgründen entzogen wurde. 1996 wurde das NSG „Ferbitzer Bruch“ und 1997 das NSG „Döberitzer Heide“ ausgewiesen. 1993 begann die Universität Potsdam mit Untersuchungen zur Sukzession in diesem Gebiet, die seit 1995 kontinuierlich durchgeführt werden. Aus diesem Jahr liegen auch die ersten Daten zu Heuschrecken vor. BRAASCH (1991) legte ein Gutachten zur Heuschreckenfauna des Ferbitzer Bruchs vor, welches trotz noch unvollständiger Artenliste die Bedeutung des Gebietes für die Artengruppe dokumentierte.

Zur Dokumentation der Wirkungen der Sukzession auf die Arthropodenfauna in diesem Gebiet wurden vier Untersuchungsflächen in verschiedenen Sukzessionsstadien

⁶ zur Biotopgliederung s. die Biotopkartierung von SCHOKNECHT 1992 (unveröff. Arbeitsmaterial); zur Flora und Vegetation s. OEHLISCHLAEGER 1995

angelegt, die über den gesamten Untersuchungszeitraum bearbeitet wurden. Sie lagen auf einem Transekt in der „Wüste“. Der Transekt begann auf einer Sandoffenfläche und endete im Vorwald. Die pflanzensoziologischen Aufnahmen dieser Flächen sind im Anhang der Originalarbeit (KLATT 2003) niedergelegt.

Sukzessionsstadium 1 - Fläche DH 1

Diese Fläche war ursprünglich eine reine Sandoffenfläche. Inzwischen ist sie pflanzensoziologisch als *Spergulo-Corynephorum typicum* anzusprechen. *Rumex acetosella* tritt in dieser Sub-Assoziation mit einer Stetigkeit von 4 (60 - 80 %) auf. Der Deckungsgrad der Vegetation vergrößerte sich in den Untersuchungsjahren 1995 bis 1997 von 5 auf bis zu 20 %. Auch kleine Kiefern (*Pinus sylvestris*) haben sich bereits angesiedelt.

Sukzessionsstadium 2 - Fläche DH 2

Diese Fläche, ursprünglich ein *Spergulo-Corynephorum typicum*, zeigt am Ende der Untersuchungsperiode sowohl die Begleiter des *Spergulo-Corynephorum agrostetosum* (*Hypochoeris radicata*, *Rumex acetosella*) als auch Arten der Ruderalfluren ohne erkennbaren synsystematischen Schwerpunkt (*Tanacetum vulgare*, *Echium vulgare*, *Oenothera biennis*) und Arten der Silikattrockenrasen (*Trifolium arvense*). Auch *Sarotamnus scoparius* wird mit zunehmender Stetigkeit angetroffen.

Sukzessionsstadium 3 - Fläche DH 3

Diese Fläche weist deutlich den Charakter einer Besenginsterheide (*Sarotamnus scoparius* dominiert) auf, wenngleich auch *Sarotamnus scoparius* direkt auf der Fläche der pflanzensoziologischen Aufnahme in geringerer Dichte vorkommt als in der unmittelbaren Umgebung. Pflanzensoziologisch zeigt sich außerdem das Bild stark ruderalisierter Silikattrockenrasen. Als Arten der Ruderalfluren, und zwar aus dem trockenheitsertragenden und magertoleranten Flügel (*Dauco-Melition*), sind *Tanacetum vulgare*, *Echium vulgare*, *Berteroa incana*, *Oenothera biennis*, *Daucus carota* und *Artemisia vulgaris* zu nennen, von den in Sandtrockenrasen vorkommenden Arten (*Diantho-Armerietum*) *Lotus corniculatus*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*, *Galium verum*, *Trifolium dubium*, *Hieracium pilosella*, *Trifolium arvense*, *Artemisia campestris* und *Jasione montana*. Diese Fläche ist von Norden durch den angrenzenden Vorwald beschattet.

Sukzessionsstadium 4 - Fläche DH 4

Auch hier findet man Arten der ruderalisierten Silikattrockenrasen, jedoch ist diese Untersuchungsfläche von Vorwald umgeben, der durch Stieleichen (*Quercus robur*) gebildet wird. Durch ihre vollständige Beschattung unterscheidet sie sich von den anderen Flächen.

2.2.1.2 Jüterbog/West

Der Raum Jüterbog-Zossen gehört zu den am stärksten militärisch genutzten Regionen Deutschlands. Die ehemaligen Truppenübungsplätze Jüterbog/Ost (Heidehof) und Jüterbog/West (Forst Zinna / Keilberg, Altes Lager), Wünsdorf, Kummersdorf und der Militärflugplatz Sperenberg nehmen 34.000 ha ein. Das sind 18 % der Fläche

des heutigen Kreises Teltow-Fläming. Damit ist dies der Landkreis mit der größten Konversionsfläche in Deutschland.

Diese Gebiete liegen ebenfalls im Naturraum „Platten und Niederungen der Mittleren Mark“. Der TÜP Jüterbog/West mit ca. 10.000 ha befindet sich zwischen Luckenwalde und Jüterbog am Südrand des Baruther Urstromtals und leitet zum Nordabfall des Niederen Flämings über. Er gehört zu den naturräumlichen Einheiten Baruther Tal und Luckenwalder Heide und grenzt an das Nördliche Fläming-Waldhügelland und die Östliche Fläminghochfläche. Er liegt im Bereich des Ostdeutschen Binnenlandklimas (s. Tab. 2-1). Tiefgründige, z.T. grundwasserbeeinflusste Sandgebiete und lehmige Alt-Grundmoränengebiete mit Sanddecke herrschen im Gebiet vor. Daneben gibt es vermoorte Talsand- und Auenniederungen. Der TÜP liegt im Stieleichen-Birkenwaldgebiet der Urstromtäler und in der subkontinentalen Traubeneichen-Waldregion. Bedeutende Restbestände von Traubeneichenwäldern sind vorhanden. Die Feuchtwaldtypen der Altmoränenregion zeigen entlang von Altmoränen-Quellbächen eine vollständige und intakte Zonierung. Das Reliktgebiet für natürliche Hangmoor- und Quellmoorwälder (Erlen-Birkenwälder) ist das bedeutendste im nordostdeutschen Altmoränengebiet.

Es handelt sich hier auch um das repräsentativste Binnendünen- und Binnen-Flugsandgebiet Deutschlands. Hier befindet sich die einzige noch aktive Wanderdüne im deutschen Binnenland. Die Sandoffenflächen sind bis zu 1 km² groß. Das Gebiet ist ein Mannigfaltigkeitszentrum für Binnendünenflora in Deutschland. Es finden sich hier Pionier- und Sukzessionsstadien in einzigartiger Vollständigkeit.

Neben dem ehemaligen TÜP Lieberose (s. Kap. 2.2.2.1) befindet sich hier das größte subkontinentale Zwergstrauchheide-Ökosystem Deutschlands. Das Gebiet zeigt also eine einmalig gedrängte Ausprägung nahezu des gesamten Biotopspektrums der nordostdeutschen Altmoräne. Das enge räumliche Nebeneinander verschiedener Vegetationskomplexe zeigt deutlich die große Dynamik der Gebietsentwicklung

Auch dieser TÜP wurde bereits vor dem I. Weltkrieg (seit 1864) als solcher genutzt, zuletzt von den sowjetischen Streitkräften.

Es wurden vier Untersuchungsflächen in verschiedenen Sukzessionsstadien angelegt.

Sukzessionsstadium 1 - Fläche JW 1

Hierbei handelt es sich um eine vegetationslose Sandoffenfläche. Einzelne Pflanzen von *Carex arenaria* und *Corynephorus canescens* in der näheren Umgebung der Untersuchungsfläche deuten die Tendenz zur silbergrasreichen Pionierflur an. Da die Sandoffenflächen wesentlich größer als in der Döberitzer Heide sind, schreitet die Sukzession langsamer voran.

Sukzessionsstadium 2 - Fläche JW 2

Bei dieser Fläche handelt es sich um ein *Spergulo-Corynephorum typicum*, die Initialphase der silbergrasreichen Pionierflur.

Sukzessionsstadium 3 - Fläche JW 3

Diese Fläche ist eine typische von *Calluna vulgaris* dominierte Zwergstrauchheide, der nur wenige niedrige Horstgräser wie *Festuca ovina*, *Avenella flexuosa* und *Danthonia decumbens* als Begleiter angehören, wobei jedoch keine als ausgeprägte Charakterart gilt.

Sukzessionsstadium 4 - Fläche JW 4

Diese Fläche liegt in einem Birken-Espen-Vorwald. Die pflanzensoziologische Einordnung ist problematisch: Zum einen treten hier die typischen Begleiter (*Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella*, *Hieracium pilosella*) des *Spergulo-Corynephorum agrostietosum*, (Straußgras-Silbergras-Rasen) auf, der als optimal entwickelter Silbergrasrasen gilt und Übergänge zu den Sand-Halbtrockenrasen zeigt. Zum anderen zeigen die auftretenden Flechten (*Cladonia uncialis*, *Cladonia gracilis*) das Vorhandensein des *Spergulo-Corynephorum cladonietosum* an. Über diese Subassoziation wird bei ELLENBERG (1996) erwähnt, dass sie oft nur wenige Quadratzentimeter bis Quadratmeter groß ist und eine Degenerationsphase der Silbergrasflur differenziert. Zum dritten weisen die anwesenden Bäume die deutliche Tendenz des Gebietes hin zur Bewaldung, wobei über ein Sandbirkenstadium ein Birken-Eichen-Wald erreicht wird, östlich der Elbe mit starkem Einfluss von *Pinus sylvestris*.

2.2.2 Weitere Untersuchungsgebiete

Die hier beschriebenen Gebiete wurden weniger intensiv nur über ein bis zwei Vegetationsperioden bearbeitet (s. a. Anhang).

2.2.2.1 Lieberose / Reicherskreuzer Heide

Die Lieberoser und Reicherskreuzer Heide in den Landkreisen Dahme-Spreewald, Spree-Neiße und Oder-Spree liegen im Naturraum Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet in den naturräumlichen Einheiten Leuthener Sandplatte, Liebroser Heide und Schlaubegebiet und Malxe-Spree-Niederung. Zusammen nehmen sie etwa eine Fläche von 27.000 ha ein. Damit ist das Gelände der zweitgrößte Truppenübungsplatz Deutschlands. Seit Mitte der 1950er Jahre wurde er von der Sowjetarmee als Artillerieschießplatz genutzt.

Das Gebiet liegt im Ostbrandenburgischen Trockenklima (s. Tab. 2-1). Hier befindet sich das größte subkontinentale Zwergstrauchheide-Ökosystem Deutschlands. Etwa 2200 ha trockene, silbergrasreiche *Calluna*-Heiden und das größte Flugsandfeld mit Jungdünenbildungen in Deutschland prägen neben verschiedenen Moortypen und Moor-Heide-Ökotonen das Gebiet.

Es zeigt sich ein typischer Großausschnitt der südlichsten deutschen Jungmoränenzone mit Sanderübergängen zum Baruther Urstromtal und der kompletten Abfolge der glazialen Serie.

2.2.2.2 Jännersdorf / Marienfließ

Dieser ehemalige, ca. 3.700 ha große Panzerschießplatz, der auch als Schieß- und Bombenabwurfplatz der Luftstreitkräfte genutzt wurde, liegt auf den Territorien der Landkreise Prignitz (Brandenburg) und Parchim (Mecklenburg-Vorpommern) im Naturraum Nordwestbrandenburgisches Platten- und Hügelland in der naturräumlichen Einheit Parchim-Meyenburger Sandflächen.

Das Klima ist atlantisch beeinflusst (s. Tab. 2-1). Im gesamten Gebiet finden sich Sandmagerrasen und Zwergstrauchheiden. In der Umgebung des Gebietes sind keine ähnlichen Flächen vorhanden. Dadurch hat das Gebiet eine herausragende Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz.

Der mecklenburgische Teil ist bereits als Naturschutzgebiet „Marienfließ“ ausgewiesen. Dieser Teil wurde als Modellprojekt vollständig von Munition beräumt, sodass hier intensive Pflegemaßnahmen durchgeführt werden können und dieses Teilgebiet auch für die Öffentlichkeit zugänglich ist.

2.2.2.3 Regionalflyghafen Eberswalde-Finow

Der ehemalige Militärflugplatz Finow (Kreis Barnim) wird heute als Regionalflyghafen genutzt. Das Gebiet liegt am Südrand der Mecklenburgisch-Brandenburgischen Seenplatte im Eberswalder Tal.

Die Flora ist sowohl subatlantisch als auch subkontinental beeinflusst. Im Gebiet finden sich ausgedehnte Zwergstrauchheiden und Trockenrasen neben stark mit Mineralölen belasteten Tümpeln.

2.2.2.4 Oranienbaum

Dieser ehemalige TÜP liegt bei Oranienbaum auf dem Gebiet der Kreise Anhalt-Zerbst und Wittenberg (Sachsen-Anhalt) im Naturraum Nordsächsisches Heideland in der Düben-Dahlener Heide. Er ist etwa 4100 ha groß (DRL 1993).

Das Gebiet zeichnet sich durch Eichen-Birken-Sukzessionswälder aus. Diese haben eine Modellfunktion für Managementplanungen im Schutzgebiets- und Stilllegungsbereich. Die vorhandenen *Calluna vulgaris*-Heiden sind teilweise schon stark verbuscht. Nur kleinflächig sind noch reine Silbergrasfluren vorhanden.

2.2.2.5 Stern-Buchholz

Dieser TÜP ist der einzige der untersuchten, welcher während der Untersuchung noch von der Bundeswehr genutzt wurde. Im Zusammenhang mit dem ehemals geplanten Bau der Magnetschwebbahn Transrapid sollte die militärische Nutzung dieses Platzes ebenfalls aufgegeben werden. Er liegt südlich von Schwerin (Mecklenburg-Vorpommern) im Naturraum Südwest-Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte.

Es finden sich hier Sandtrockenrasen und *Calluna vulgaris*-Heiden neben ausgedehnten Mischwäldern und Kiefernforsten. Durch den Übungsbetrieb kommt es unregelmäßig zu kleinflächigen Bränden, wodurch sich die *Calluna vulgaris*-Heiden verjüngen.

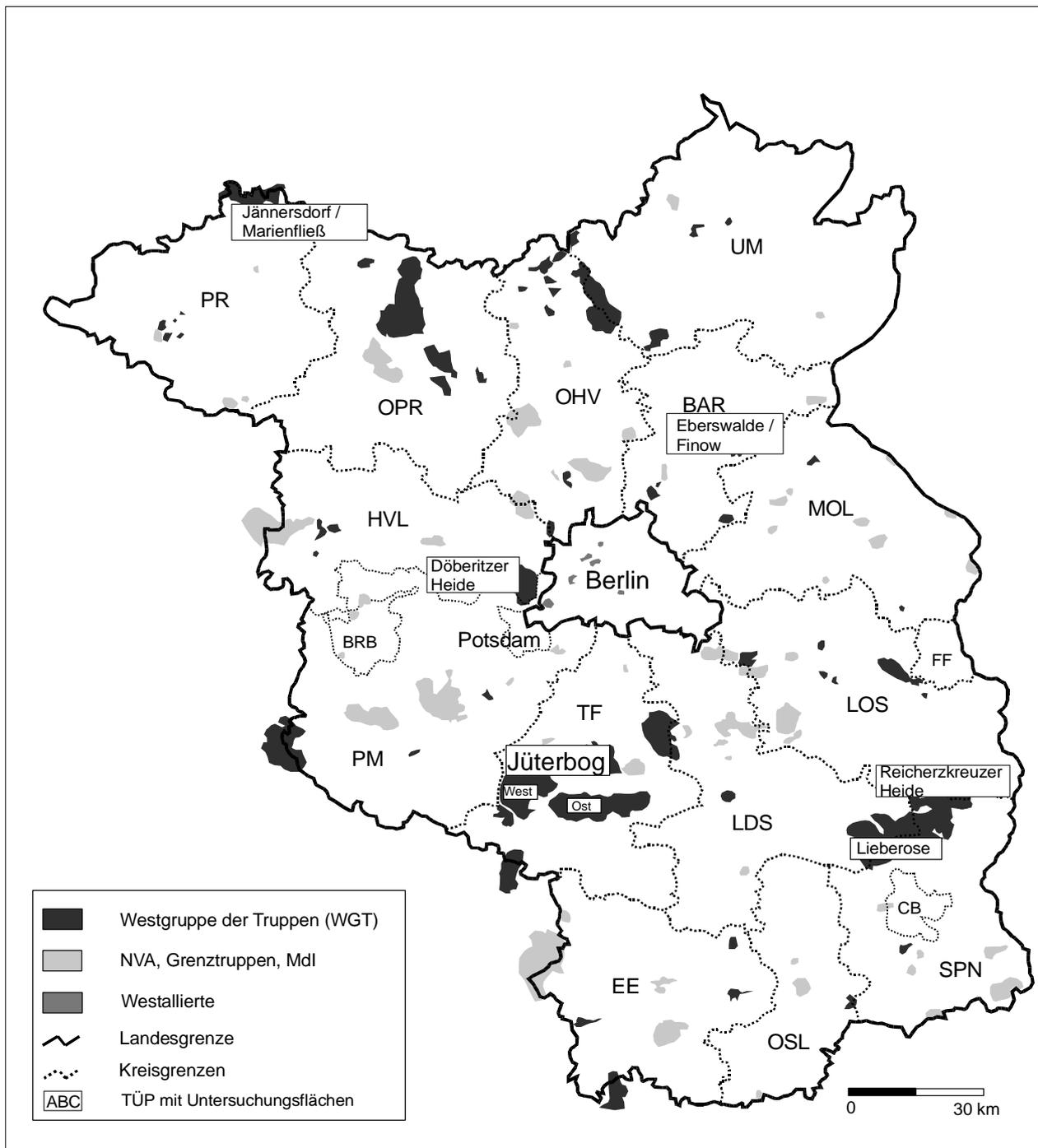
Untersuchungsgebiet	Jahresmitteltemperatur (°C)	Jahresniederschlag (mm)
Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch (2.2.1.1)	8,0-8,5	500-550
Jüterbog/West (2.2.1.2)	8,0-9,0	530-550
Lieberose / Reicherskreuzer Heide (2.2.2.1)	8,0-8,5	520-620
Jännersdorf / Marienließ (2.2.2.2)	7,5-8,0	570-620
Regionalflughafen Eberswalde/Finow (2.2.2.3)	8,0-8,5	540-620
Oranienbaum (2.2.2.4)	<8,5	>540
Stern-Buchholz (2.2.2.5)	8,25	625-650

Tab. 2-1: Klimatische Angaben zu den Untersuchungsgebieten (nach SCHULTZE 1955)

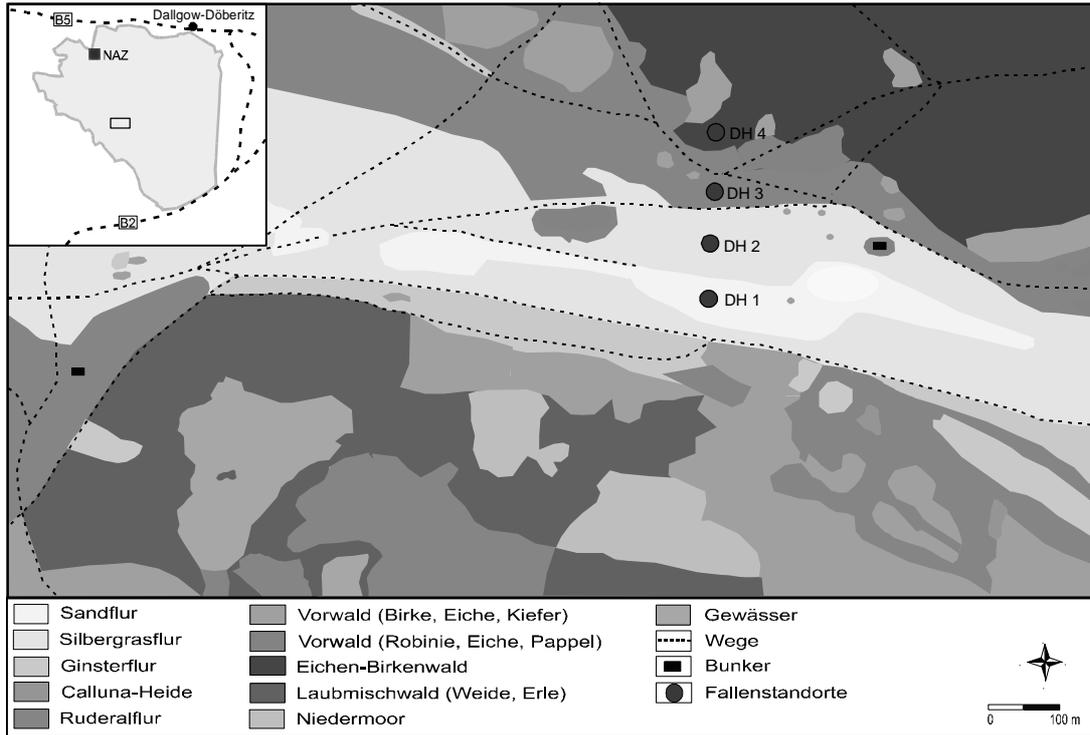
2.2.2.6 Beprobungsflächen außerhalb von TÜP

Diese Beprobungsflächen befinden sich in sehr unterschiedlichen Gebieten. Eine Zusammenstellung findet sich im Anhang. Sie liegen bei Rostock, Jülchendorf, Schwerin (Mecklenburg-Vorpommern), Lebus, Potsdam, Gülpe, Baitz, Wustermark, Tremmen, Finsterwalde (Brandenburg), Göhren, Rottleberode (Sachsen-Anhalt) und in der näheren Umgebung der oben beschriebenen TÜP.

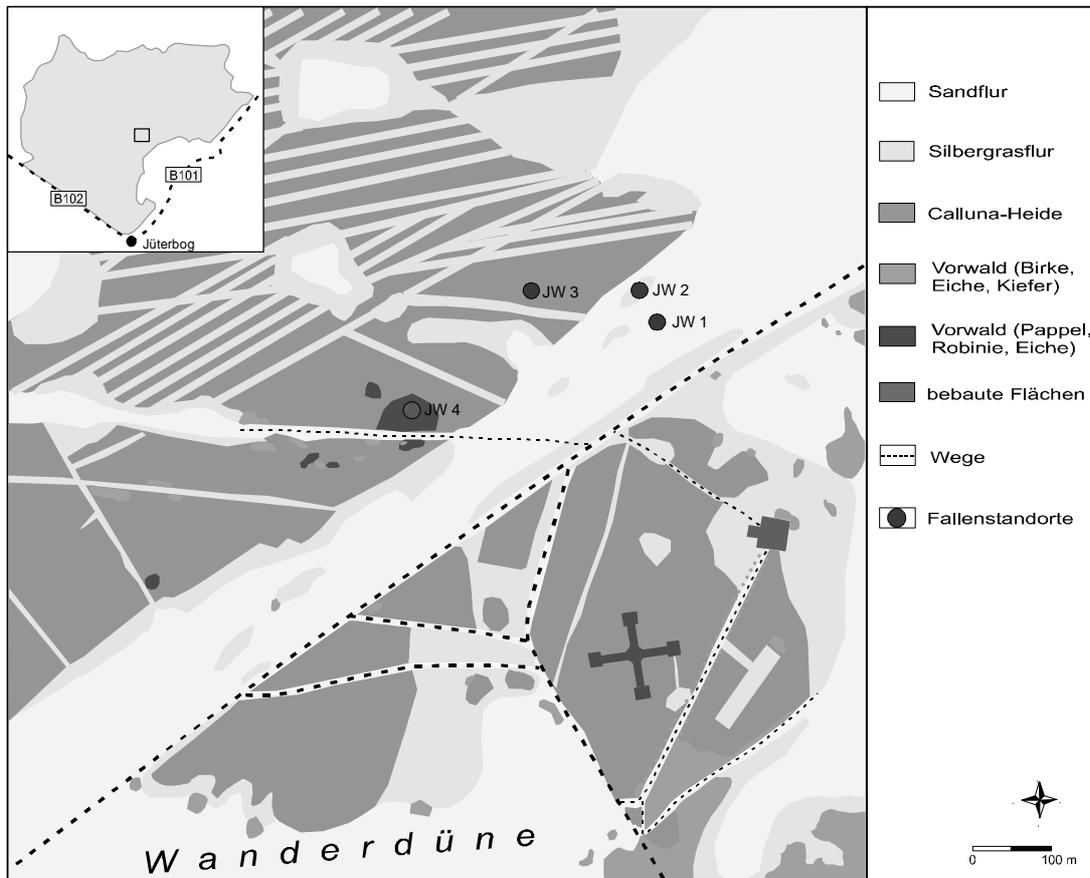
Von folgenden Gebieten wurden Literaturdaten neu ausgewertet: Spreewald (BORRIES 1993), Unteres Odertal (HAUPT 1997, WITTMANN 1997), Schlaubetal, Lieberose, Reicherskreuzer Heide (BROSE 1997), Märkische Schweiz (FARTMANN 1997), Lönnewitzer Heide, Jüterbog, (KLAPKAREK 1996, 1997), Niederlausitz (LANDECK & WIEDEMANN 1998), Tangersdorfer Heide, Naturpark Uckermärkische Seen (VOSSEN 1997); Literatur zu weiteren Gebieten s. Literaturverzeichnis.



Karte 1: Übersicht über ehemalige Truppenübungsplätze im Land Brandenburg
(Kartengrundlage: IRS 1995b)



Karte 2: Lage der Bodenfallenstandorte in der Döberitzer Heide



Karte 3: Lage der Bodenfallenstandorte in Jüterbog/West

3 Untersuchungsmethoden und Material

3.1 Ermittlung von Heuschrecken-Assoziationen und deren Leitarten

Zur Ermittlung charakteristischer Artengruppen und deren Leitarten wurde ein Kartierungsbogen entworfen (s. Anhang). Eine Kartierung von 160 Kontrollflächen (s. Anhang) erfolgte 1997. Hinzu kam eine Auswahl von Flächen aus der Literatur (s. Kap. 2.2.2.6) und aus der Datenbank zur Rasterkartierung der Heuschrecken Brandenburgs (Arbeitskreis Heuschrecken Brandenburgs, s. HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000). Es wurden insgesamt 428 Flächen in die Auswertung einbezogen. Kartierungen, die sich auf mehrere verschiedene Biotoptypen beziehen, wurden nicht ausgewertet. Flächen, bei denen unvollständig kartiert wurde, konnten ebenfalls nicht berücksichtigt werden, da anzunehmen war, dass nicht alle Arten erfasst wurden. Hier musste eine Ausnahme gemacht werden: In einigen Literaturarbeiten ist *Gryllus campestris* unterrepräsentiert. Diese früh im Jahr (Mai - Juni) rufende Art wird bei Erfassungen übersehen, die nur im Sommer stattfinden. Diese Arbeiten wurden trotzdem aufgenommen, die Ergebnisse zu *Gryllus campestris* müssen dementsprechend vorsichtig interpretiert werden.

Nach der Methode von DETZEL (1992) wurde jede Kontrollfläche mindestens dreimal pro Jahr begangen. Die Erfassung erfolgte nach optischen und akustischen Merkmalen. Zur Unterstützung wurde für die Erfassung in höheren Frequenzen singender Arten ein Bat-detector verwendet. Dabei nicht sicher zu bestimmende Arten wurden für die Determination gefangen und danach meist wieder freigelassen. Die Arten wurden dabei in folgende Abundanzklassen eingeteilt:

Abundanzklasse	Individuenanzahl / 100m ²
1	1 - 2
2	3 - 4
3	5 - 8
4	9 - 16
5	17 - 32
6	33 - 64
7	>64

Tabelle 3-1: Abundanzklassen zur quantitativen Erfassung der Arten.

Die Individuenanzahlen der Abundanzklassen wurden nach der folgenden Formel festgelegt: Höchste Individuenanzahl der Abundanzklasse = 2^n (n = Nummer der Abundanzklasse).

Eine Begehung erfolgte im Mai zur Erfassung der zu dieser Zeit aktiven Grillen (Gryllacridodea) und Dornschröcken (Tetrigidae). Die anderen Begehungen erfolgten in der Zeit von Mitte Juli bis Mitte September. Eine Begehung konnte nur bei möglichst warmem, sonnigem und windstillem Wetter erfolgen. Bei Bewölkung oder Regen sind Heuschrecken weniger aktiv und schwer zu finden. Bei starkem Wind werden leise rufende Arten überhört. So stehen für eine solche Kartierung meist nur

wenige Wochen im Jahr zur Verfügung. Aus diesem Grund werden für die Ermittlung der Leitarten der Heuschrecken-Assoziationen auch Daten aus der Literatur herangezogen. Diese werden allerdings im Zuge dieser Arbeit völlig neu ausgewertet. Für die Festlegung von Leitarten wird die Stetigkeit (s. 3.2) der Arten herangezogen. Leitarten sind Arten, die in einem Biotoptyp eine besonders hohe Stetigkeit aufweisen, in anderen dagegen niedrige Stetigkeiten.

Zur Ermittlung der Heuschreckenassoziationen selbst wurden nur die Daten aus der eigenen Kartierung berücksichtigt. So konnte sichergestellt werden, dass es keine methodischen Unterschiede bei der Kartierung gibt. Die Ergebnisse wurden dann mit Literaturdaten verglichen.

Zur Ermittlung charakteristischer Heuschreckengruppen eines Biotoptyps bzw. eines Sukzessionsstadiums wird zunächst die Signifikanz einer Affinität zweier Arten geprüft. Es werden dabei nur Proben berücksichtigt, in denen mindestens eine von beiden Arten vorkommt. Die Affinität wird mit folgender Formel (FAGER 1957) überprüft:

$$t = \left[\frac{(n_A + n_B)(2J - 1)}{2n_A \cdot n_B} - 1 \right] \cdot \sqrt{n_A + n_B - 1}$$

n_A = Zahl der Proben mit der Art A
 n_B = Zahl der Proben mit der Art B
 J = Zahl der Proben in denen die Arten A und B gemeinsam vorkommen

Signifikante Affinität zwischen zwei Arten auf dem 5%-Niveau liegt vor, wenn t mindestens den Wert 1,645 erreicht.

Für die Abgrenzung von **Assoziationsgruppen** bietet FAGER (1957, zit. in MÜHLENBERG 1993) die Möglichkeit der Aufstellung von „**recurrent groups**“. Eine solche Assoziationsgruppe ist eine regelmäßig wiederkehrende Artenzusammensetzung. MÜHLENBERG (1993) beschreibt das Vorgehen beim Aufstellen einer solchen Gruppe sehr ausführlich. Dieses Verfahren wurde in dieser Arbeit genau so angewendet.

Eine **Assoziationsgruppe** muss folgende Bedingungen erfüllen:

1. Alle möglichen Artenpaare innerhalb der Gruppe müssen signifikante Affinitäten haben.
2. Die Gruppe umfasst die größtmögliche Zahl von Arten.
3. Wenn mehrere Gruppen mit derselben Zahl von Gliedern möglich sind, werden diejenigen ausgewählt, welche die größte Zahl von Gruppen ohne gemeinsame Glieder ergeben.
4. Wenn zwei oder mehr Gruppen mit derselben Zahl von Arten und mit gemeinsamen Gliedern möglich sind, wird diejenige ausgewählt, welche als Einheit in der größten Zahl der Sammelproben vorkommt.

Arten, die nicht zur ermittelten **Assoziationsgruppe** gehören aber ausschließlich signifikante Affinitäten zu einzelnen Arten der **Assoziationsgruppe** haben, werden dieser assoziiert.

3.2 Untersuchungen zur Wirkung der Sukzession auf Heuschrecken

Sukzession, auch wenn sie in den Pionierstadien sehr schnell abläuft, findet als Ganzes über sehr lange Zeiträume statt. Untersuchungen zur Wirkung von Sukzession auf Tierartengruppen erfordern lange Untersuchungszeiträume. Die zur Verfügung stehende Zeit ist meist zu kurz. Aus diesem Grund kann die Sukzession nicht in allen Sukzessionsstadien über viele Jahre hinweg begleitet werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit musste deshalb modellhaft das räumliche Nebeneinander verschiedener Entwicklungsstadien untersucht werden. Für Untersuchungen zur Wirkung von Sukzession wurden Transekte durch verschiedene Sukzessionsstadien angelegt, die modellartig den Ablauf der Sukzession vermitteln. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf die Sukzession von Sandoffenflächen der ehemaligen Truppenübungsplätze Döberitzer Heide und Jüterbog/West (s. Kap. 2.2.1.1 und 2.2.1.2).

Der Sukzessionsablauf konnte über drei Vegetationsperioden verfolgt werden. Für die Untersuchung der verschiedenen Sukzessionsstadien wurde eine Methode angewandt, mit der in allen Sukzessionsstadien unter gleichen Bedingungen beprobt werden konnte.

Auf den Dauerbeprobungsflächen in der Döberitzer Heide und in Jüterbog/West waren von **April 1995 bis Juni 1998**, d. h. über drei vollständige Vegetationsperioden, **durchgängig** Bodenfallen ausgebracht. Auf jeder Fläche waren in jedem Sukzessionsstadium 5 Fallen eingerichtet. Diese BARBER-Fallen bestanden aus ebenerdig eingegrabenen 200g-Polyethylenbechern mit 0,5%iger Formalin-Lösung als Konservierungsflüssigkeit, versetzt mit 1 Tropfen Geschirrspülmittel zur Herabsetzung der Oberflächenspannung. Auf den Sandoffenflächen wurden die Becher zusätzlich in große Gläser gesetzt um deren Stabilität und Fängigkeit zu gewährleisten. Die Fallen wurden wöchentlich jeweils dienstags geleert. Die Fangergebnisse der fünf Fallen wurden zusammengefasst ausgewertet. Ausfälle gab es durch Zuwehen einzelner Fallen mit Sand, mutwillige Zerstörung und Überfahren von Fallen mit Fahrzeugen. Diese Ausfälle sind dokumentiert und wurden bei der Auswertung berücksichtigt. Die Fangergebnisse werden ohnehin nur über jeweils ein Jahr summiert ausgewertet, sodass die geringfügigen Ausfälle kaum einen Einfluss auf das Ergebnis haben.

Die Untersuchungen in den Dauerbeprobungsflächen wurden in Zusammenarbeit mit Bearbeitern anderer Tiergruppen (besonders BEIER, HINRICHSSEN) durchgeführt. So konnte die kontinuierliche Betreuung der Bodenfallen gewährleistet und nahezu das gesamte gefangene Tiermaterial bearbeitet werden. Die wenigen Heuschreckendaten von 1998 gingen in die Auswertung nicht mit ein.

Alle Fallen unterliegen bei korrekter Handhabung den gleichen Einflüssen. Es gehen allerdings nicht alle Arten in die Fallen. Arten, deren Grösse den Durchmesser der Fallen übersteigt (z. B. *Tettigonia viridissima* und *Decticus verrucivorus*), werden nur als Larven gefangen. Arten, die in höheren Vegetationsschichten leben (z. B. *Mecanema thalassinum*), werden nur gefangen, wenn sie sich ausnahmsweise am Boden

bewegen. Bei Arten, die sowohl am Boden als auch in höherer Vegetation leben (z. B. *Platycleis albopunctata*), ist die Wahrscheinlichkeit, gefangen zu werden in jüngeren Sukzessionsstadien größer als in älteren, da hier ein großer Teil der Tiere in höhere Vegetationsschichten ausweichen kann. Diesen Faktor kann man jedoch zur Verfolgung der Sukzession mit heranziehen.

Allgemein messen Bodenfallen die Aktivität von am Boden lebenden Tieren. Arten, die sich kaum bewegen, werden weniger häufig gefangen als solche mit höherer Mobilität. So werden auch Arten gefangen, die auf der jeweiligen Fläche nicht bodenständig sind, diese aber durchwandern.

Diese Einschränkungen gelten für alle Sukzessionsstadien gleichermaßen. So kann man die einzelnen Stadien untereinander vergleichen. Es können auch Veränderungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes registriert werden. Nebenher werden Phänologiedaten, Daten zu Geschlechterverhältnissen und -eingeschränkt- zu Populationsgrößen in Kombination mit anderen Methoden zugänglich.

Bei vielen Arten gelang es, auch deren Larven zu bestimmen. Bei den Arten der *Chorthippus-biguttulus*-Gruppe (*Ch. biguttulus*, *mollis* und *brunneus*), sowie *Chorthippus apricarius* (alle haben gewinkelte Halsschild-Seitenkiele) war eine genaue Zuordnung nicht möglich. Sie wurden deshalb als *Chorthippus spec.* zusammengefasst. Eine Unterscheidung der Larven von *Chorthippus albomarginatus*, *dorsatus*, *parallelus* und *montanus* (gerade Halsschild-Seitenkiele) ist ebenfalls nur schwer möglich. Es traten allerdings keine Larven dieser Arten in den Bodenfallen auf.

Den Auswertungen liegen Daten von **4295** in Bodenfallen gefangenen Individuen zugrunde.

Die Tabelle (3-2) zeigt die Individuenanzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen in den Untersuchungsjahren. Es wird deutlich, dass es durch den Fang mit Bodenfallen keinesfalls zur Verringerung der Populationsgrößen kommt.

Bei der Auswertung wurde vor allem Wert auf den Vergleich der einzelnen Sukzessionsstadien untereinander und deren Entwicklung gelegt. Hierzu kamen statistische Verfahren zur Anwendung. Diese sollen an dieser Stelle zusammengefasst vorgestellt werden; bei der Darstellung der Ergebnisse wird hierauf Bezug genommen.

Beprobungsfläche	1995	1996	1997	Σ
DH 1	32	29	127	
DH 2	197	212	353	
DH 3	141	100	197	
DH 4	241	154	156	
Σ	611	495	833	1939

Beprobungsfläche	1995	1996	1997	Σ
JW 1	39	102	8	
JW 2	223	406	562	
JW 3	112	145	368	
JW 4	142	71	178	
Σ	516	724	1116	2356
Gesamtsumme				4295

Tab. 3-2: Individuenanzahlen der Bodenfallenfänge der einzelnen Beprobungsflächen (Bezeichnung s. Kap. 2.2.1) in den Untersuchungsjahren

Ensifera/Caelifera-Index

Den sehr einfach zu berechnenden Ensifera/Caelifera (E/C)-Index schlugen KÖHLER & KOPETZ (1993) als Indikator für die Verbuschung von Kalktrockenrasen im mittleren Saaletal bei Jena vor. Mit zunehmender Verbuschung weichen Langfühlerschrecken (Ensifera) in größerer Zahl in höhere Vegetationsschichten aus als Kurzfühlerschrecken (Caelifera). Die Fänge auf offenen Trockenrasen können außerdem von *Gryllus campestris* dominiert werden, einer Art, die mit zunehmender Verbuschung sehr stark abnimmt. Insofern ist der Anteil der Ensifera in jüngeren Sukzessionsstadien höher als in älteren. Der E/C-Index, der Quotient aus den Summen der Fangzahlen der Ensifera und denen der Caelifera, nimmt demnach mit zunehmender Sukzession ab. Aufgrund jahreszeitlicher Schwankungen in der Artenzusammensetzung und um den Einfluss der Witterung gering zu halten, wird der E/C-Index immer über eine Vegetationsperiode summiert berechnet.

Dominanz, Repräsentanz, Stetigkeit

Die **Dominanz** bezeichnet die relative Menge einer Art in einer Gemeinschaft. Die Aufeinanderfolge von den häufigsten zu den seltensten Arten ist die Dominanzstruktur. Je nach prozentualem Anteil an der Gesamtindividuenmenge der Gemeinschaft unterscheidet man folgende Rangfolge (nach MÜHLENBERG 1993):

- eudominant >10 %
- dominant 5 - 10 %
- subdominant 2 - 5 %
- rezedent 1 - 2 %
- subrezedent <1 %

Die **Repräsentanz** gibt an, wie viel Prozent der Individuen einer Population sich in einem bestimmten Raum aufhalten.

Die **Stetigkeit** gibt an, in wie viel Prozent von gleichartigen Untersuchungsflächen die Art vorkommt. Dabei geht es nur um das Vorkommen, unabhängig davon, ob 1 oder 100 Individuen gezählt werden.

WAINSTEIN-Index

Der WAINSTEIN-Index (Ähnlichkeitsindex) dient zum Vergleich zweier Flächen nach deren Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur. Er ist das Produkt der JACCARD'schen und der RENKONEN'schen Zahl.

Die JACCARD'sche Zahl berechnet sich folgendermaßen:

$$J = \frac{G}{S_A + S_B - G}$$

Dabei ist G die Anzahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten, S_A die Anzahl der Arten im Gebiet A und S_B die Zahl der Arten im Gebiet B.

Die RENKONEN'sche Zahl als Maßzahl für die Übereinstimmung von zwei Artengemeinschaften in den Dominanzverhältnissen wird nach folgender Formel berechnet:

$$Re = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B}$$

Dabei ist $\min D_{A,B}$ die Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte der gemeinsamen Arten von zwei Standorten A und B.

Der WAINSTEIN-Index liegt zwischen 0 und 1. Er wird 1, wenn beide Gebiete genau die gleichen Arten mit gleichen Individuenanzahlen enthalten. Er ist um so größer, je ähnlicher sich zwei Gebiete sind.

Eine moderne Art, Ähnlichkeitsindices darzustellen, wird mit Clusteranalysen erreicht. Diese sollen hier nicht beschrieben werden. Für Clusteranalysen gibt es verschiedene Computerprogramme. Für die vorliegende Arbeit wurde das Statistikprogramm Winstat verwendet.

Diversitäts-Index

Flächen lassen sich auch durch ihre Diversität miteinander vergleichen. Für die Berechnung der Artendiversität gibt es verschiedene Indices. Der bekannteste ist der SHANNON-WEAVER-Index (H_s). Er ist durch folgende Formel recht einfach zu berechnen und ist statistischen Tests zugänglich:

p_i ist dabei die relative Häufigkeit der Art i (= prozentuale Häufigkeit, Dominanz dividiert durch 100), s die Artenanzahl.

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Der maximal erreichbare Diversitätswert H_{\max} ist gleich dem natürlichen Logarithmus der Artenanzahl. Der Quotient aus H_s und H_{\max} wird als Evenness bezeichnet und dient als weiteres Vergleichsmaß. Sie wird auch als „Ausbildungsgrad der Diversität“ bezeichnet.

Nach MÜHLENBERG (1993) ist für Bodenfallenfänge der BRILLOUIN-Index (H_B) anzuwenden, da die Fallen selektiv wirken, d.h. Arten einer Taxozönose unterschiedlich erfassen. Die Formel zur Berechnung lautet:

$$H_B = \frac{2,302385}{N} (\log_{10} N! - \sum \log_{10} n_i !)$$

Hierbei ist N die Gesamtzahl der Individuen und n_i die Individuenanzahl der Art i .

Da $\log_{10} n!$ wegen der zu hohen Zahlen nicht mehr ausgerechnet werden kann, wird zur Berechnung von $\log_{10} n!$ auf die STERLING-Annäherung zurückgegriffen:

$$\log_{10} n! \approx (n+0,5)\log_{10} n - 0,434294482 n + 0,39909$$

Auf den BRILLOUIN-Index kann keine parametrische Statistik angewandt werden. Deshalb wurden für den Vergleich der Sukzessionsstadien beide Diversitätswerte herangezogen.

Botanische Untersuchungen fanden schwerpunktmäßig im Monat Juli statt. Es wurden jährlich pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt (s. Originalarbeit, KLATT 2003). Weiterhin wurde der Deckungsgrad der Pflanzen eingeschätzt. Zur Messung der horizontalen Vegetationsstruktur wurden Berührungspunkte der Vegetation mit einem 1 m langen Stab in 10cm Höhe bis zur Obergrenze der Vegetation gezählt, jeweils in 10 cm Abstand.

Weiterhin wurden Bodenproben entnommen und diese im Labor der Universität Potsdam auf Bodennährstoffe (Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel, Phosphor) hin untersucht. Die pH-Werte und die Korngrößenfraktionen wurden ermittelt.

Die bodennahe Oberflächentemperatur wurde mit automatischen Temperaturloggern gemessen. Diese lagen unmittelbar am Fallenstandort und ermittelten einmal pro Stunde alle gleichzeitig einen Wert. Auf jeder Fläche lag ein Logger am Boden in der Vegetation. Auf den Sandoffenflächen lag der Logger frei auf dem Boden. Die Daten wurden am Computer abgelesen und anschließend ausgewertet.

Die Temperaturlogger waren 1996 und 1997 ganzjährig im Einsatz. Es wurde also nicht nur während der Lebensmonate der Heuschrecken gemessen, sondern es waren auch Aussagen über die Wintermonate möglich.

3.3 Untersuchungen zur Auswahl und zum Einsatz von Zielarten

Die Untersuchungen zur Eignung von *Sphingonotus caerulans* als Zielart junger Sukzessionsstadien wurden in der Döberitzer Heide auf einer lückigen Silbergrasflur (*Spergulo-Corynephorum typicum*) durchgeführt. Die Deckung der Vegetation betrug 0 bis 10 %. Der Anteil des vegetationslosen Bereiches lag bei etwa 5 %. Die Vegetation und deren Struktur entspricht den Bodenfallenstandorten DH 1 und DH 2. Die untersuchte Fläche ist etwa 6 ha groß.

Die Untersuchungsfläche in Jüterbog/West befindet sich in der Nähe der letzten Wanderdüne im deutschen Binnenland (BEUTLER 1993a). Aufgrund der enormen Flächengrößen der Sandoffenflächen und Silbergrasfluren konnte als Untersuchungsfläche nur ein geringer Teil (1,6 ha) davon bearbeitet werden. Auch hier betrug der Deckungsgrad der Vegetation 0 bis 10 %, die vegetationslosen Bereiche nehmen jedoch etwa 50 % der Fläche ein. Die Vegetation und deren Struktur entspricht den Bodenfallenstandorten JW 1 und JW 2.

Durch Fang-Wiederfang-Untersuchungen konnten Aussagen zur Habitatbindung einzelner Arten (besonders *Sphingonotus caerulans*; s. KLATT & SCHILITZ 1997) gewon-

nen werden. Auch zur Feststellung von Populationsgrößen wird zunehmend die Fang-Wiederfang-Methode angewandt (s. a. WALTER 1994, KOLB & FISCHER 1994, ZÖLLER 1995).

Zur Feststellung der Populationsgrößen von *Sphingonotus caerulans* und zu Untersuchungen über das Geschlechterverhältnis und die Lebensdauer der Art wurde deshalb auf diese Methode zurückgegriffen.

Die Tiere wurden in Jüterbog/West mit Lackmalstiften mit einem Punkt-Code (BUCHWEITZ & WALTER 1992, SCHILITZ 1997) in 6 verschiedenen Farben auf dem Pronotum individuell markiert und mehrmals wiedergefangen. Dies rechtfertigt die Anwendung der JOLLY-Methode, mit der nicht nur die Populationsgröße, sondern auch der Verlust an Tieren durch Sterbefälle oder Ein- und Auswanderungen und somit die Überlebensrate geschätzt werden kann. Die Berechnung stellt MÜHLENBERG (1993) ausführlich vor.

Es wurde vom 2. August bis zum 22. Oktober 1996 markiert. Beobachtet wurde hier bis zu dem Zeitpunkt, da keine Tiere mehr festgestellt werden konnten. Es konnten **992** Tiere markiert werden. Es gab insgesamt **1617** Fangereignisse.

Der Markierungsort und die Wiederfangorte wurden im Gelände mit Stöckern gekennzeichnet. So war es möglich, die zurückgelegte Strecke zwischen Markierungsort und Wiederfangort zu messen, um auf Mobilitätsleistungen schließen zu können. Die Registrierung dieser Orte auf einer Karte war nicht möglich, da sich keine markanten Geländepunkte fanden.

In der Döberitzer Heide wurde 1996 und 1997 jeweils am 21.8. markiert und am 22.8. einmal wiedergefangen. Danach wurde die Fläche jeweils nur noch stichprobenartig abgesucht. Hier wurde nicht individuell markiert. Die Populationsgrößen-schätzung erfolgt mit dem LINCOLN-Index. Dieser kann nur als grobe Schätzung betrachtet werden, da für seine Verwendung eine geschlossene Population vorhanden sein muss.

Dabei ergibt sich die geschätzte Zahl der Individuen der Gesamtpopulation (N) aus dem Produkt der Gesamtzahl der markierten Tiere nach dem 1. Fang (m) und der Gesamtzahl der gefangenen Tiere am 2. Fangtag (c), dividiert durch die Zahl der markiert wiedergefangenen Tiere (r): $N = m \cdot c / r$

Aufgrund der Größe der besiedelten Gebiete handelt es sich nicht um abgeschlossene Beprobungsflächen, d.h. Tiere können ständig aus- und einwandern. Es handelt sich also um „offene Populationen“ (s. SETTELE et al. 1998). Die Größen der Untersuchungsflächen orientierten sich am zu vertretenden Zeitaufwand. An jedem Untersuchungstag musste die gesamte Untersuchungsfläche bearbeitet werden können.

Die Fläche in der Döberitzer Heide ist an drei Seiten jedoch durch Sukzessionsstadien begrenzt, in denen die Art nicht vorkommt. Im Südosten ist ein Individuenaustausch möglich.

Die Fläche in Jüterbog ist dagegen nur an einer Seite durch einen schmalen, von der Art nicht besiedelten *Calluna*-Streifen begrenzt.

Zur Beschreibung der Berechnungsmethoden sei auf die Literatur verwiesen: BEGON 1979, MÜHLENBERG 1993 und SETTELE et al. 1998.

Chorthippus vagans ist eine weitere Art, die auf ihre Eignung als Zielart hin untersucht wurde. Die Untersuchungen beschränken sich auf die Analyse der Habitatpräferenzen und die Feststellung der gegenwärtigen Verbreitung. Es lassen sich so keine ausreichenden Aussagen über Populationsgrößen treffen. Umfangreiche Untersuchungen dazu, wie sie für *Sphingonotus caeruleus* möglich waren, konnten in der zur Verfügung stehenden Zeit nicht durchgeführt werden.

3.4 Methodendiskussion

Bodenfallen erfassen nur sich am Boden bewegende Arthropoden. Ab einer bestimmten Größe gehen die Tiere nicht mehr in die Fallen. Bodenfallen arbeiten also selektiv. Aus diesem Grunde werden von verschiedenen Bearbeitern weitere Methoden empfohlen, die hier jedoch nicht angewendet wurden, so z. B. das standardisierte Keschern, das Isolationsquadrat oder das Auszählen von Individuen.

Auf einer Sandoffenfläche ist der Einsatz eines Keschers nahezu wirkungslos, es sei denn zum gezielten Fang einzelner Tiere. Die Individuenanzahlen sind hier geringer als in den anderen Stadien. Die wenigen Tiere haben durch die fehlende Vegetation die Möglichkeit zu flüchten. In verbuschter Vegetation ist der Einsatz eines Keschers ebenfalls kaum möglich.

Ein Isolationsquadrat muss zügig in die Vegetation gestellt oder geworfen werden. Auch dies ist in verbuschter Vegetation nur eingeschränkt möglich. Sie ist höher als ein normales Isolationsquadrat, sodass Tiere entweichen können. Auf einer Sandoffenfläche ist aufgrund der geringeren Populationsgrößen nur selten ein Fang erfolgreich.

Das Zählen der Tiere beim mäandernden Begehen der Untersuchungsflächen ist auf den jüngeren Sukzessionsstadien eine gute Methode. Werden jedoch bei dichter Vegetation die Arten- und Individuenanzahlen größer, ist ein genaues Zählen nicht möglich. Die Mäander-Transektmethode ist zwar mit geringem Zeitaufwand durchzuführen, jedoch muss für eine genaue Auswertung durch Fang-Wiederauffang-Methoden ein Korrekturfaktor ermittelt werden (GOTTSCHALK 1997). Dieser kann in jedem Sukzessionsstadium und für jede Art einen anderen Wert aufweisen. Insofern ist die Ermittlung dieses Korrekturfaktors für eine alle Arten und Sukzessionsstadien betreffende Fragestellung zu zeitaufwendig.

Die von KÖHLER (1987a) weiterhin vorgeschlagenen Methoden Biozönometer und Dauerelektormethode wurden für Halbtrockenrasen entwickelt und sind auf den untersuchten Sukzessionsflächen ebenfalls nur eingeschränkt einsetzbar. So werden zur Verfolgung von Sukzessionsabläufen Bodenfallen eingesetzt (s. z.B. KOPETZ & KÖHLER 1991).

Fang-Wiederfang-Untersuchungen, die in der vorliegenden Arbeit zur Feststellung der Eignung von *Sphingonotus caerulans* als Zielart durchgeführt wurden, sind sehr arbeits- und zeitaufwendig. Nur durch diese ist es jedoch möglich, Aussagen über Mobilität und Lebensdauer der untersuchten Tiere zu machen. Außerdem konnten durch Notierung der Fundpunkte Daten für die Ermittlung der Habitatbindung gewonnen werden.

Zur Schätzung von Populationsgrößen gibt es auch wesentlich weniger aufwendige Verfahren. Diese stellen jedoch meist Momentaufnahmen eines Tages dar, sind stärker subjektiv beeinflusst und mit größeren Fehlern versehen. Gängige Verfahren zur relativen Erfassung der Populationsgrößen von Tieren liefern lediglich Anzahlen gesehener oder gefangener Tiere, die selbst bei auffälligen Arten nur unbekannte Anteile an den Gesamtpopulationen darstellen (SETTELE et al. 1998). Diese Verfahren müssen zunächst durch Fang-Wiederfang-Untersuchungen geeicht werden, wie es z.B. GOTTSCHALK (1997) für *Platycleis albopunctata* vorgestellt hat.

Zur Ermittlung der **Leitarten** und der **Assoziationsgruppen** ist nur von Belang, ob eine Art vorkommt oder nicht. Hier spielen also genaue quantitative Verfahren keine Rolle. Deswegen wurden hier die Flächen begangen und Lautäußerungen und Sichtbeobachtungen notiert. Um die Bodenständigkeit und -für andere landschaftsplanerische Aussagen- die ungefähre Dominanz der einzelnen Arten einschätzen zu können, wurden Abundanzklassen eingeführt. Diese stellen nur eine grobe Schätzung dar und sind mit Fehlern behaftet. Vergleiche von solchen Daten sind nur möglich, wenn die Bedingungen gleich sind. Insbesondere hängen solche Schätzungen vom Bearbeiter ab. Der Bearbeiter wechselte hier nicht. Bei den aus der Literatur hinzugezogenen Daten wurde die Häufigkeit der einzelnen Arten nicht berücksichtigt. Weiterhin spielt das Wetter bei der Erfassung eine Rolle. Hier war darauf zu achten, dass nur bei optimalen Bedingungen kartiert wurde (sonnig, warm, trocken, windstill). Solche Wetterlagen gibt es allerdings nicht oft, sodass die Anzahl der Flächen begrenzt ist, die pro Jahr bearbeitet werden können.

4 Heuschrecken-Assoziationen trockener Offenland-Biotope

4.1 Heuschreckenarten Brandenburgs

Von den 54 in Brandenburg nachgewiesenen einheimischen Arten sind 19 in den Kategorien 0 bis 3 der Roten Liste der Heuschrecken Brandenburgs (KLATT & BRAASCH et al. 1999) eingestuft worden, bei drei Arten ist zudem eine Gefährdung anzunehmen; dies sind insgesamt über 40% der in Brandenburg bodenständigen Arten. Weitere sieben Arten stehen auf der Vorwarnliste. Lediglich 22 Arten sind nach dem heutigen Wissensstand nicht gefährdet (s. Abb. 4-1).

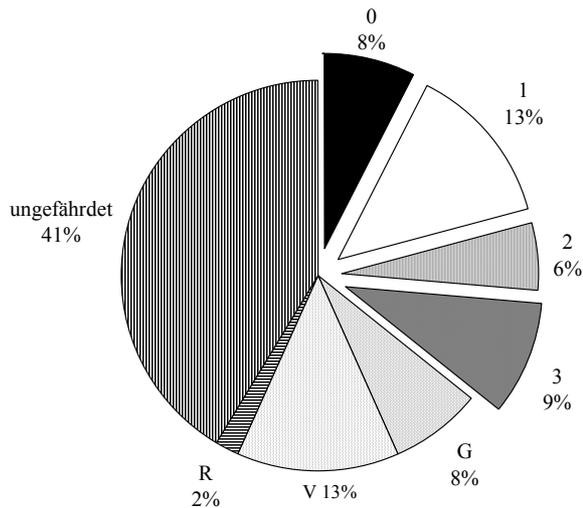


Abb. 4-1: Verteilung der Arten auf die Gefährdungskategorien (zu deren Definition s. Anhang) der Roten Liste Brandenburgs

Heuschrecken stellen teilweise sehr spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum vor allem bezüglich der Feuchtigkeit, Temperatur, Vegetationsstruktur und Eiablagesubstrate. Stenöke Arten werden durch Beeinträchtigung ihrer Lebensräume besonders stark geschädigt und sind somit stärker bedroht als euryöke Arten.

Heuschrecken haben über mehrere Jahrhunderte von der Schaffung einer weitgehend offenen Kulturlandschaft durch den Menschen profitiert. Seit dem 13. Jahrhundert, dem Beginn größerer Rodungen, konnten die licht- und wärmeliebenden Arten in Brandenburg ihre Areale durch ein Zurückdrängen und Auflichten der ausgedehnten Wälder und durch die extensiv betriebene Landwirtschaft mit Dreifelderwirtschaft und Beweidung erheblich erweitern.

Diese Entwicklung wurde insbesondere im 20. Jahrhundert mit der Einführung der industrialisierten Wald- und Landbewirtschaftung, dem flächendeckenden Biozid-Einsatz, Versiegelungen und Zerschneidungen durch Verkehrswegebau umgekehrt, sodass nunmehr die Vernichtung und Nutzungsintensivierung der Heuschreckenlebensräume die Hauptursache für die Gefährdung der Artengruppe darstellt.

Eine Besonderheit Brandenburgs, die wesentlichen Einfluss auf die Heuschreckenfauna des Landes hat, ist im Vorhandensein der großflächigen Truppenübungsplätze und Bergbaufolgelandschaften zu sehen. So ist von allen bisher nachgewiesenen Heuschreckenarten des Landes fast die Hälfte an xerotherme Offenlandschaften gebunden; darunter sind allein 16 Arten der Gefährdungskategorien 0 bis 3. Drei der vier Wiederentdeckungen von verschollenen Arten gelangen in diesen Sekundärbiotopen, nachdem diese Gebiete für die Entomologen wieder zugänglich waren.

Der Verlust dieser Sekundärlebensräume durch Nutzungsänderung oder ungebremste Sukzessionsvorgänge nach Nutzungsaufgabe führt zu einer stärkeren Bedrohung der Artengruppe.

Es finden sich jedoch auch Arten der Feuchtgebiete wie *Chorthippus montanus* auf der Roten Liste, da auch diese Lebensräume vielerorts negativen Beeinträchtigungen unterworfen sind.

Eine besondere Bedeutung hat Brandenburg in Bezug auf das Vorkommen von *Platycleis montana* und *Tettigonia caudata*, da ein Aussterben dieser Arten in Brandenburg erhebliche Folgen für die bundesdeutsche Population hätte. Beide Arten erreichen in Brandenburg ihre westliche Verbreitungsgrenze und haben ihren deutschen Verbreitungsschwerpunkt in Brandenburg. Von den deutschlandweit stark gefährdeten Arten *Sphingonotus caerulans* und *Gryllothalpa gryllothalpa* gibt es noch große überlebensfähige Populationen in Brandenburg. Einige der deutschlandweit gefährdeten Arten werden in Brandenburg als ungefährdet eingestuft, wie z. B. *Dec-ticus verrucivorus* und *Oedipoda caerulescens*. Der Erhalt dieser Vorkommen hat demnach auch überregionale Bedeutung.

Eine Übersicht mit genauen Angaben zu Ökologie, Rote-Liste-Status und Verbreitung der in Brandenburg vorkommenden Arten befindet sich im Anhang. Ausführliche Informationen hierüber finden sich in KLATT & BRAASCH et al. (1999) und HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER (2000). Informationen über die deutschlandweite Verbreitung und Gefährdung finden sich bei MAAS, DETZEL & STAUDT (2002).

4.2 Heuschrecken-Assoziationen

4.2.1 Begriff Assoziation

Die Assoziation - ein ursprünglich aus der Vegetationskunde stammender Begriff - ist gekennzeichnet durch ihre Artenzusammensetzung, vor allem durch bestimmte, ihr allein oder vorzugsweise eigene Charakterarten oder durch mehr oder weniger zahlreiche Differenzialarten.

Heuschrecken sind seit jeher als Erfassungseinheit behandelt worden. Dies hat nicht allein systematische, sondern vor allem ökologische Gründe. Werden Heuschrecken biotopgebunden untersucht, ergibt sich von selbst eine zusammenfassende Darstellung als Assoziation, Zönose oder Gemeinschaft. Das gemeinsame Vorkommen von Heuschreckenarten in einem Biotop oder Biotoptyp ergibt sich daraus, dass die einzelnen Arten gemäß ihren ökologischen Ansprüchen mehr oder weniger beziehungslos nebeneinander existieren. Deshalb schlagen SCHMIDT & BAUMGARTEN (1974) für eine solche Gruppierung in Anlehnung an den etwas anders gearteten pflanzensoziologischen Sachverhalt die Bezeichnung "Assoziation" anstelle des für sozial lebende Tiere reservierten Begriffes "Gemeinschaft" vor. Weitere Ausführungen hierzu mit einer Zusammenstellung der Literatur geben INGRISCH & KÖHLER (1998a). WALLASCHKEK (1995, 1996) hat Möglichkeiten und Grenzen einer Strukturanalyse am Beispiel von Heuschrecken-Assoziationen in anhaltinischen Xerothermstandorten aufgezeigt.

Eng verbunden mit dem Begriff der Assoziation ist die "Affinität". Sie charakterisiert das gemeinsame Vorkommen von zwei oder mehr Arten in einem Bestand. Sie kann

nach verschiedenen mathematischen Verfahren berechnet werden und ist somit eine objektive Größe für das Herausarbeiten von Assoziationen (s. a. Kap. 3.1 und 4.3).

4.2.2 Stetigkeit und Leitarten

Eine hohe Artenvielfalt wurde in der Vergangenheit oft als ein positives Qualitätskriterium bei der Bewertung eines Gebietes angesehen. In naturnahen Biotopen, wie z.B. Hochmooren, herrscht jedoch eine geringe Vielfalt von Arten. Diese sind hoch spezialisiert. Wird das Hochmoor entwässert, verschwinden diese spezialisierten Arten. Andere Arten dringen ein, die Artenvielfalt steigt. Das vormals naturnahe Moor hat damit allerdings stark an ökologischem Wert eingebüßt.

KLEINERT (1992) setzt sich kritisch mit dem Begriff der Artenvielfalt eines Gebietes am Beispiel der Heuschrecken auseinander. Sie empfiehlt, statt der „Artenvielfalt“ künftig die „Artenfülle“ für die Bewertung eines Gebietes heranzuziehen. Die Artenfülle ergibt sich dabei aus dem Verhältnis der vorhandenen zur möglichen Artenzahl eines Gebietes. Eine erfolgreiche Anwendung dieses Kriteriums setzt voraus, dass das potentielle Artenspektrum bekannt ist bzw. ermittelt werden kann. Dies ist in den meisten Fällen nicht gegeben. KLEINERT (1992) gibt deshalb das Vorkommen von Heuschreckenarten in bestimmten Biotoptypen an, damit die Artenfülle berechnet werden kann. In dieser Zusammenstellung findet man allerdings auch Arten, die in Brandenburg nicht vorkommen. Auch innerhalb Brandenburgs sind Arten unterschiedlich verbreitet. Selbst innerhalb eines Biotoptyps gibt es Unterschiede. So spielt beispielsweise der Deckungsgrad einer Silbergrasflur bei der Zusammensetzung der Artengemeinschaft eine Rolle (s. folgende Abschnitte in diesem Kapitel).

Es ist wichtig, typische Artenkombinationen von Biotoptypen und deren Änderungen in räumlicher und zeitlicher Sicht zu kennen, wenn man das Kriterium der „Artenfülle“ zur Bewertung eines Gebietes heranziehen will. Kennt man die typische Artenkombination eines Biotoptyps in einem bestimmten Gebiet, so kann man Aussagen über die Vollständigkeit der Artengemeinschaft treffen. Die Aussage der Vollständigkeit einer Artengemeinschaft ist deutlich aussagekräftiger einzuschätzen als Aussagen wie: „...hohe Anzahl von Arten der Roten Liste“, „...hohe Anzahl gefährdeter Arten“, „...besonders hohe Artenvielfalt“. Sie ist aber auch besser als kaum nachvollziehbare Punktbewertungsmodelle oder schwer verständliche Clusteranalysen. Sie ist ein gutes Mittel für den Landschaftsplaner, seine Argumente auch gegenüber fachfremden Personen zu verdeutlichen. Dies wird bisher tatsächlich oft nur mithilfe der Roten Listen getan, die sich an politischen und nicht an naturräumlichen Grenzen orientieren⁷. Zudem muss ein Gebiet auch bewertet werden, wenn keine Arten der Roten Liste vorkommen. Ist dies der Fall, so muss ein Gebiet nicht zwangsweise „wertlos“ sein. Es gibt Arten, die in einem Bundesland sehr stark gefährdet sind, in Deutschland aber noch gute Bestände haben und umgekehrt.

⁷ MAAS, DETZEL & STAUDT (2002) legten eine Rote Liste der Heuschrecken Deutschlands vor, die sich auch an naturräumlichen Grenzen orientiert.

Diese Probleme gibt es auch bei anderen Artengruppen. Aus diesen Gründen schlug FLADE (1994) ein Leitartensystem für Vögel vor. Er definiert den Begriff „Leitart“ folgendermaßen: **„Leitarten sind Arten, die in einem Landschaftstyp oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen.“** BROSE (1997) hat dieses Modell für Heuschrecken angewendet und Leitartengruppen für Flächen in Südostbrandenburg ermittelt. FARTMANN (1997b) hat Leitartengruppen für verschiedene Trockenrasen der Märkischen Schweiz aufgestellt. Diese Leitartengruppen können allerdings nicht auf andere Landesteile übertragen werden, da Artenzusammensetzungen bestimmter Biotoptypen sich ändern, bzw. einige als Leitarten eingestufte Arten in anderen Landesteilen fehlen.

Ermittelt man Leitarten, so muss immer klar definiert sein, auf welchen geografischen Raum man sich bezieht. Der Begriff der Leitart ist kein autökologischer Begriff. Eine Leitart muss nicht in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet eine solche sein. Es gibt Arten, die in Brandenburg trockenes Offenland bevorzugen, wie *Chorthippus pullus* und in den Alpen auf die Kiesbänke der Alpenflüsse beschränkt sind.

Die folgenden Diagramme (Abb. 4.2) zeigen die Stetigkeiten von ausgewählten Heuschreckenarten in verschiedenen Biotoptypen.

Es wurden 4 Biotoptypen ausgewählt: Sandoffenflächen, silbergrasreiche Pionierfluren, Zwergstrauchheiden und trockene Vorwälder. Grasnelkenfluren, kontinentale Steppenrasen, Schafschwingelrasen und andere Trockenrasen wurden für diese Darstellung als „andere Trockenrasen“ zusammengefasst. Andere Biotope des trockenen Offenlandes, wie Landreitgrasfluren und ebenso Feuchtbiotope, sind nicht dargestellt. Weiterhin ist die Gesamtstetigkeit der Arten angegeben.

Aus den Diagrammen der Abbildung 4-2 lassen sich nach der oben stehenden Definition mindestens zwei, jedoch höchstens fünf Leitarten ableiten:

Sphingonotus caerulans erreicht eine Stetigkeit von 95,2 % auf Sandoffenflächen. Auf Silbergrasfluren hat sie noch eine solche von 62,5 %. Die Stetigkeiten auf den anderen Flächen liegen unter 10 % bzw. sind 0. Die Art ist also eine Leitart für Sandoffenflächen. Möglicherweise kann sie auch als Leitart der Silbergrasfluren angesehen werden, da sie auch hier eine hohe Stetigkeit hat.

Chorthippus vagans hat in Vorwäldern eine Stetigkeit von 58,3 %, in Zwergstrauchheiden von 15,9 %, in den anderen Flächen hat er eine solche von unter 10 % bzw. 0. Er ist also eine Leitart der trockenen Vorwälder. In deren Nähe sind meist Zwergstrauchheiden, deshalb hat er dort auch eine höhere Stetigkeit. In einer Zwergstrauchheide ohne Bäume kommt diese Art jedoch nicht vor.

Omocestus haemorrhoidalis hat in Zwergstrauchheiden eine Stetigkeit von 53,6 %, in Vorwäldern von 20,8 %. Man könnte die Art als Leitart der Zwergstrauchheiden ansehen, jedoch hat sie auch in den „anderen Trockenrasen“ eine Stetigkeit von 40,8 %.

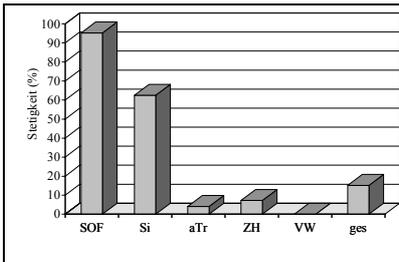


Abb. 4-2a: *Sphingonotus caeruleans*

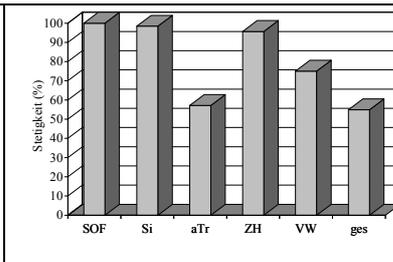


Abb. 4-2b: *Mymeleotettix maculatus*

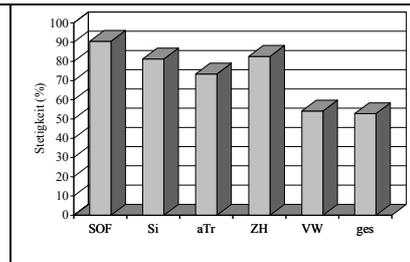


Abb. 4-2c: *Platycleis albopunctata*

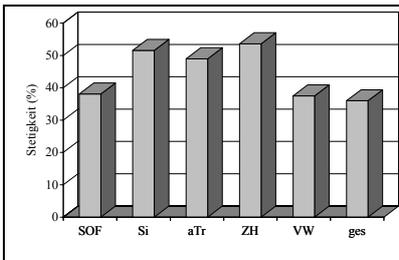


Abb. 4-2d: *Oedipoda caeruleans*

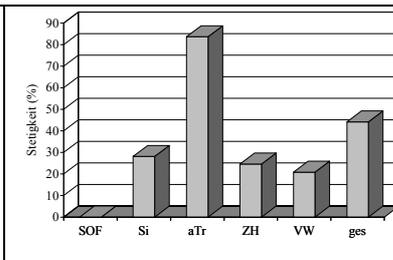


Abb. 4-2e: *Chorthippus biguttulus*

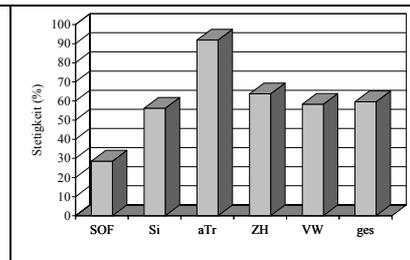


Abb. 4-2f: *Chorthippus brunneus*

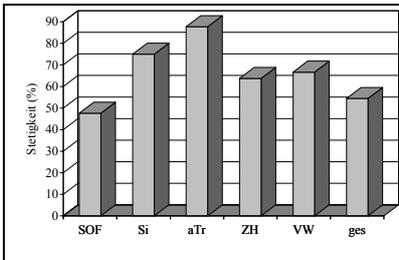


Abb. 4-2g: *Chorthippus mollis*

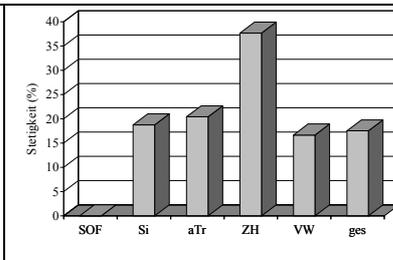


Abb. 4-2h: *Gryllus campestris*

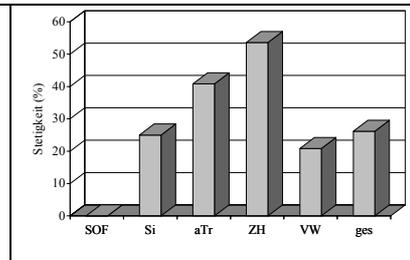


Abb. 4-2i: *Omocestus haemorrhoidalis*

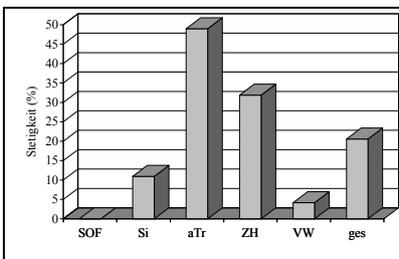


Abb. 4-2k: *Decticus verrucivorus*

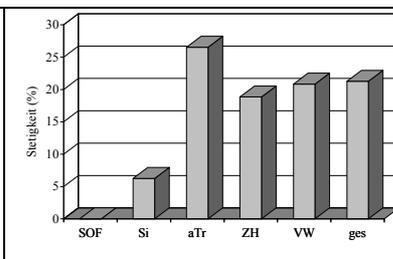


Abb. 4-2l: *Conocephalus discolor*

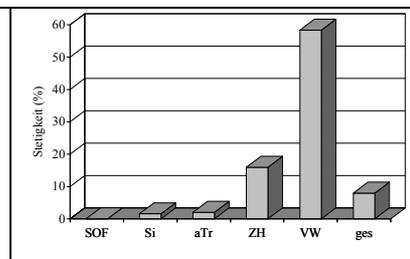


Abb. 4-2m: *Chorthippus vagans*

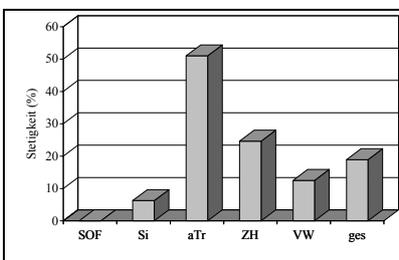


Abb. 4-2n: *Metrioptera bicolor*

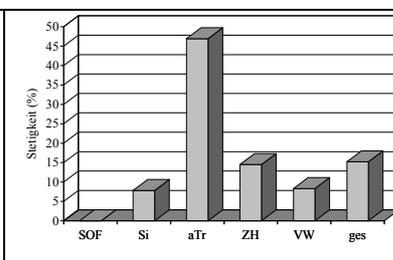


Abb. 4-2o: *Stenobothrus lineatus*

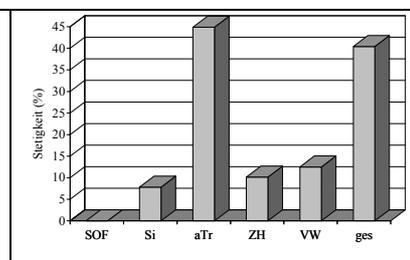


Abb. 4-2p: *Metrioptera roeselii*

Abb. 4-2: Stetigkeiten ausgewählter Heuschreckenarten in verschiedenen Biotoptypen (eigene und Literaturdaten). Abkürzungen: SOF - Sandoffenfläche; Si - Silbergrasreiche Pionierflur; aTr – andere Trockenrasen, ZH - Zwergstrauchheide, VW - trockener Vorwald, ges. - Gesamtstetigkeit

Gryllus campestris hat in Zwergstrauchheiden eine höhere Stetigkeit als in den anderen untersuchten Biotoptypen. Da die Art jedoch auch in anderen Biotoptypen - z.B. im Park Sanssouci in Potsdam - vorkommt, kann sie definitionsgemäß nicht als Leitart gelten.

Stenobothrus lineatus hat in den „anderen Trockenrasen“ eine Stetigkeit von 46 %, in den anderen Biotoptypen von 15 % oder weniger. Er könnte also in den unter „andere Trockenrasen“ zusammengefassten Biotoptypen als Leitart eine Rolle spielen.

Die weiteren dargestellten Arten haben in keinem Biotoptyp höhere Stetigkeiten als in anderen. Viele der untersuchten Arten zeigen hohe Stetigkeiten in der Sammelgruppe „andere Trockenrasen“. Diese muss man aber differenzieren, wenn man Leitarten festlegen will. Wenn man mehrere Biotoptypen zusammenfasst, steigt natürlich auch die Stetigkeit der untersuchten Tierart.

Bei der hier dargestellten Ermittlung von Leitarten der Heuschrecken des trockenen Offenlandes ergeben sich folgende Schwierigkeiten:

1. Die Stetigkeit einer Art in einem bestimmten Biotoptyp hängt davon ab, welche Biotoptypen untersucht wurden. Bei einigen Arten kann es dazu kommen, dass sie zwar eine deutliche Bevorzugung eines der untersuchten Biotoptypen zeigen, dass sie aber eigentlich Leitart in einem nicht untersuchten Biotoptyp sind.
2. Die Genauigkeit der Aussage, ob eine Art eine Leitart ist oder nicht, hängt von der Anzahl der untersuchten Probeflächen eines Biotoptyps ab. So stehen beispielsweise hinter den in Abb. 4-2 dargestellten Untersuchungen 69 Aufnahmeflächen in Zwergstrauchheiden nur 24 Aufnahmeflächen in Vorwäldern gegenüber.
3. Die Stetigkeit einer Art hängt auch von ihrem Erfassungsgrad ab. Ein Beispiel ist die von vielen Kartierern übersehene *Gryllus campestris*, da diese zu einer Zeit singt, in der selten Heuschrecken kartiert werden. In den eigenen Erfassungen erreicht die Art in den ihr zusagenden Biotoptypen Stetigkeiten zwischen 40 und 60 %.
4. Es lassen sich nicht für jeden Biotoptyp Leitarten finden. So gibt es im gezeigten Beispiel (Abb. 4-2) für Zwergstrauchheiden nur unsichere Leitarten.
5. Wenn, dann gibt es meist nur eine Leitart. Die beiden „sicheren“ Leitarten *Sphingonotus caeruleus* und *Chorthippus vagans* sind nicht im gesamten Land Brandenburg verbreitet. Ein Biotoptyp, der außerhalb des Verbreitungsgebiets liegt, wäre nicht bewertbar. FARTMANN (1997) hat in 9 von 10 untersuchten Strukturtypen von Trockenrasen in der Märkischen Schweiz *Chorthippus mollis* als Leitart ermittelt. Er stellt fest: „bedingt durch die geringe Artenzahl gibt es für einige Strukturtypen nur jeweils eine Heuschreckenart, die eine Abgrenzung erlaubt“. Zu dieser Abgrenzung kann er allerdings nicht die von ihm ermittelten Leitarten heranziehen, sondern nutzt dazu Differenzial-Arten. Dies sind Arten, „die bestimmte Habitatqualitäten einer Struktureinheit anzeigen aber auch in anderen Strukturtypen vorkommen“. FARTMANN hat hier allerdings der Definition einer Leitart widersprochen, denn eine Leitart sollte nur in einem oder wenigen Landschaftstypen

mit hoher Stetigkeit vorkommen. Er charakterisiert *Ch. mollis* dann auch als Leitart aller Trockenrasen seines Untersuchungsgebiets. Er zeigt, dass mit der Leitartdefinition von FLADE (1994) kaum landschaftsplanerische Aussagen für die Artengruppe der Heuschrecken zu treffen sind. Es müssen charakteristische Artengruppen bzw. Charakter- (Differenzial-)arten ermittelt werden.

6. BROSE (1997) und FARTMANN (1997) stellten Leitartengruppen für eng begrenzte Gebiete auf. Ihre Ergebnisse lassen sich nicht ohne Weiteres auf andere Landesteile übertragen. BROSE hat z.B. für die Sandheiden Südostbrandenburgs u.a. *Calliptamus italicus* als Leitart ermittelt. Will man ein Leitartensystem für die Heuschrecken des trockenen Offenlandes Brandenburgs ermitteln, so ist diese Art ungeeignet, da sie nur in Südostbrandenburg vorkommt.

Aus diesen Gründen ist es notwendig, nicht nur Leitarten für Biotoptypen zu ermitteln, sondern charakteristische Heuschrecken-Assoziationen. Diese werden im Folgenden (Kap. 4.3) für trockene Offenlandbiotope Brandenburgs vorgestellt. Dies erweitert das Leitartenkonzept. Nach der Definition ist eine Leitart nur eine solche, wenn sie in einem bestimmten Biotoptyp eine signifikant höhere Stetigkeit hat als in anderen. Dadurch würden viele, für einen Biotoptyp typische Arten der Bewertung nicht mehr zugänglich sein. Die Aufstellung von Leitarten ist jedoch ein wichtiges Instrument zur Charakterisierung von Heuschreckenlebensräumen und zur Abgrenzung von Heuschrecken-Assoziationen.

4.2.3 Sukzessionsstadien und Artenzusammensetzung

Ein hilfreiches Mittel, Assoziationen von Tierarten darzustellen, ist das Aufstellen von „**Assoziationsgruppen**“. Eine **Assoziationsgruppe** beinhaltet die typische Artenkombination eines bestimmten Lebensraumes. Sie enthält nicht alle Arten, die in einem Lebensraum vorkommen können, sondern nur Arten, die mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit immer gemeinsam in diesem Lebensraum auftreten (s. 3.1).

Bei der Untersuchung der Wirkung von Sukzession auf Heuschrecken-Assoziationen ist zunächst zu ermitteln, welche Arten in den einzelnen Sukzessionsstadien vorkommen. Das Vorkommen einer Heuschreckenart in einem bestimmten Habitat richtet sich nicht primär nach den vorkommenden Pflanzenarten, sondern nach der Raumstruktur, der Vegetation und den damit verbundenen abiotischen Faktoren und dem Vorhandensein eines geeigneten Eiablagesubstrates. Weiterhin spielt für die Wahl des Habitats die Feuchtigkeit eine entscheidende Rolle. Die Tiere müssen morphologisch und ethologisch an die Strukturen angepasst sein. Sie sind nicht an einen bestimmten Faktor angepasst, sondern immer an eine Kombination von mehreren. Viele Arbeiten haben sich mit der Abhängigkeit der Heuschrecken von bestimmten Faktoren beschäftigt. INGRISCH & KÖHLER (1998a) haben diese zusammengefasst dargestellt. So lässt sich für jede Art die Bindung an einen bestimmten Lebensraum begründen. Diese Bindung ist jedoch nicht im gesamten Areal der Art gleich.

Da die Bindung einer Heuschreckenart an einen Biotop bzw. eine Pflanzengesellschaft vor allem auf deren mikroklimatischen Gegebenheiten beruht, ändert sich diese

Bindung mit dem Klima. Die Kongruenz einer Heuschreckenart bzw. -assoziation zu einem Biotoptyp bzw. einer Pflanzengesellschaft ist regional begrenzt. Je gröber ein Biotoptyp gewählt wird und je lokaler die Bindung an diesen untersucht wird, desto wahrscheinlicher ist eine Bindung an diesen Biotoptyp. Daraus resultieren unterschiedliche Aussagen verschiedener Bearbeiter zur Habitatbindung einzelner Arten (Diskussion und weiterführende Literatur s. INGRISCH & KÖHLER 1998a).

Bei der Landschafts- und Naturschutzplanung und der Bewertung von Gebieten muss diesem Umstand Rechnung getragen werden.

So kommen bei zunehmendem atlantischen Einfluss des Klimas im Nordwesten Brandenburgs Arten, die als hygrophil oder mesophil bekannt sind, auch auf trockenen Standorten vor, während dies weiter östlich bzw. südlich nicht der Fall ist. *Metrioptera roeselii* ist eine typische mesophile Art. In der Prignitz und in Mecklenburg kommt diese Art auch auf *Calluna-vulgaris*-Flächen vor. In anderen Naturräumen Brandenburgs meidet sie solche Flächen. Der ebenfalls mesophile *Chorthippus albomarginatus* kommt in der Prignitz auch auf Trockenrasen vor, in den anderen Naturräumen findet man hier nur nicht bodenständige Einzeltiere. Arten wie *Metrioptera brachyptera*, *Tettigonia cantans* und *Omocestus viridulus* sind in Brandenburg sehr sporadisch verbreitet, während sie im Nordwestdeutschen Tiefland (Niedersachsen, Schleswig-Holstein), in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt häufiger vorkommen. *Omocestus viridulus* ist z. B. eine an kühles und feuchtes Klima angepasste Art. Sie wird deswegen nach Nordwesten hin häufiger und kommt auch in höheren Lagen der Mittelgebirge vor.

Durch Sukzession verändern sich die Lebensräume der Arten. An spezielle Habitate gebundene Arten gewinnen oder verlieren dadurch ihnen zusagende Flächen.

In der Abbildung 4-3 ist die unterschiedliche Besiedlung der einzelnen Sukzessionsstadien dargestellt.

Jedes Sukzessionsstadium beherbergt eine charakteristische Heuschreckengemeinschaft. Es gibt wenige Arten, wie z. B. *Myrmeleotettix maculatus*, die in allen Sukzessionsstadien vorkommen. Die Vorkommen von *Sphingonotus caerulans* oder *Chorthippus vagans* dagegen sind auf wenige Sukzessionsstadien beschränkt. Während *Sphingonotus caerulans* nur auf Sandoffenflächen und lückigen Silbergrasfluren vorkommt, wird *Chorthippus vagans* in Brandenburg an trockenen Waldrändern und in lichten Kiefernforsten nachgewiesen. Auf dem TÜP Jüterbog/West kommt er am Rand von Birkengruppen vor (Fläche JB 4), meidet jedoch die anderen Stadien. Obwohl der deutsche Name Steppengrashüpfer dies nicht vermuten lässt, ist die Art in Brandenburg ein Anzeiger für fortgeschrittene Sukzession. Weiterhin kommen *Metrioptera bicolor*, *Conocephalus discolor*, *Chorthippus apricarius* und *Omocestus haemorrhoidalis* hauptsächlich in älteren Sukzessionsstadien vor.

Art	Sand-offen-fläche	Silbergras-flur Deckung <10%	Silbergras-flur Deckung >10%	Calluna/ Sarotham-nus (Geni-sta)/ Calama-grostis	Vorwald (z.B. Pinus/ Betula/ Quercus)
<i>Sphingonotus caeruleus</i>					
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>					
<i>Platycleis albopunctata</i>					
<i>Gryllus campestris</i>					
<i>Chorthippus brunneus</i>					
<i>Chorthippus mollis</i>					
<i>Chorthippus biguttulus</i>					
<i>Oedipoda caerulea</i>					
<i>Tetrix tenuicornis</i>					
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>					
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>					
<i>Decticus verruucivorus</i>					
<i>Metrioptera bicolor</i>					
<i>Conocephalus discolor</i>					
<i>Tettigonia viridissima</i>					
<i>Stenobothrus lineatus</i>					
<i>Chorthippus vagans</i>					
<i>Nemobius sylvestris</i>					

Legende:  nur Einzeltiere  Art ist bodenständig

Abb.4-3: Lebensräume ausgewählter Heuschreckenarten auf Sandstandorten im Naturraum Platten und Niederungen der Mittleren Mark. Die verschiedenen Entwicklungsmöglichkeiten nach der silbergrasreichen Pionierflur wurden hier zusammengefasst. Die einzelnen Vegetationseinheiten (z. B. *Calamagrostis epigejos*) beherbergen deutlich weniger Arten.

4.2.4 Regionale Verbreitung

Weiterhin wird die Zusammensetzung einer Heuschrecken-Assoziation durch die unterschiedliche Verbreitung der einzelnen Arten beeinflusst. In Brandenburg wird dies besonders deutlich, da viele Arten hier ihre Verbreitungsgrenzen haben (s. a. HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000 und Tab. 4-1). Die Artenzahl der Heuschrecken nimmt mit zunehmender Kontinentalität des Klimas von Nordwesten nach Südosten zu.

Die Aussagen zur Habitatbindung von Heuschrecken müssen also auch deren Verbreitung und die Änderung ihrer Habitatansprüche innerhalb des Landes beinhalten (s. Artenliste der Heuschrecken Brandenburgs, im Anhang).

westliche Verbreitungsgrenze	östliche Verbreitungsgrenze	nördliche Verbreitungsgrenze
<i>Platycleis montana</i>	<i>Tetrix ceperoi</i>	<i>Calliptamus italicus</i>
<i>Tettigonia caudata</i>		<i>Euthystrira brachyptera</i>
		<i>Nemobius sylvestris</i>
		<i>Sphingonotus caeruleus</i>
		<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>

Tab. 4-1: Verbreitungsgrenzen von Heuschreckenarten in Brandenburg (Auswahl)

4.2.5 Phänologie

Besonders wichtig für Erhebung und Auswertung von Daten zur Heuschreckenfauna ist die Kenntnis der Phänologie der Arten. Für die Ermittlung einer **Assoziationsgruppe** (s. Kap. 3.1) ist es unerlässlich, alle möglichen Arten zu erfassen. Wird zu einer Zeit kartiert, in der die Art nicht auftritt, führt dies zu erheblichen Fehlern. Deswegen wird im Folgenden (Abb. 4.4, S. 41) eine Übersicht zur Phänologie der Heuschreckenarten Brandenburgs gegeben. Der Schwerpunkt ihrer Ermittlung lag im Naturraum Platten und Niederungen der Mittleren Mark. In den anderen Naturräumen Brandenburgs und besonders in anderen Bundesländern kann es aufgrund sich verändernder Klimaverhältnisse auch zu Änderungen in der Phänologie kommen. Es wurden selbst ermittelte Werte aus den Untersuchungsjahren und Angaben von FARTMANN (1997b) herangezogen. Für einzelne Arten existieren keine Angaben zum Auftreten der Larven. Dies liegt meist daran, dass die Larven nur schwer zu bestimmen sind. In Jahren mit extremen Witterungsverhältnissen kann es durchaus vorkommen, dass einzelne Arten früher oder später auftreten als hier angegeben.

Beispielhaft sollen nun an der Art *Myrmeleotettix maculatus* einige Phänomene verdeutlicht werden, die mit der Phänologie der Heuschrecken verbunden sind. In der Abbildung 4-5 ist die mit Bodenfallen ermittelte Populationskurve der Art dargestellt.

Die idealisierte Kurve des gleitenden Durchschnitts in Abb. 4-5 (S. 42) stellt eine angenäherte Gauß'sche Glockenkurve dar: Die Individuenzahl nimmt bis zu einem bestimmten Wert zu und nimmt nach einer bestimmten Zeit genauso wieder ab. Dabei ist die Phänologie unabhängig von der Gesamtindividuenanzahl eines Jahres. Der Verlauf ist bei geringerer Populationsgröße ähnlich wie bei hoher. Dies zeigt Abbildung 4-6 (S. 42).

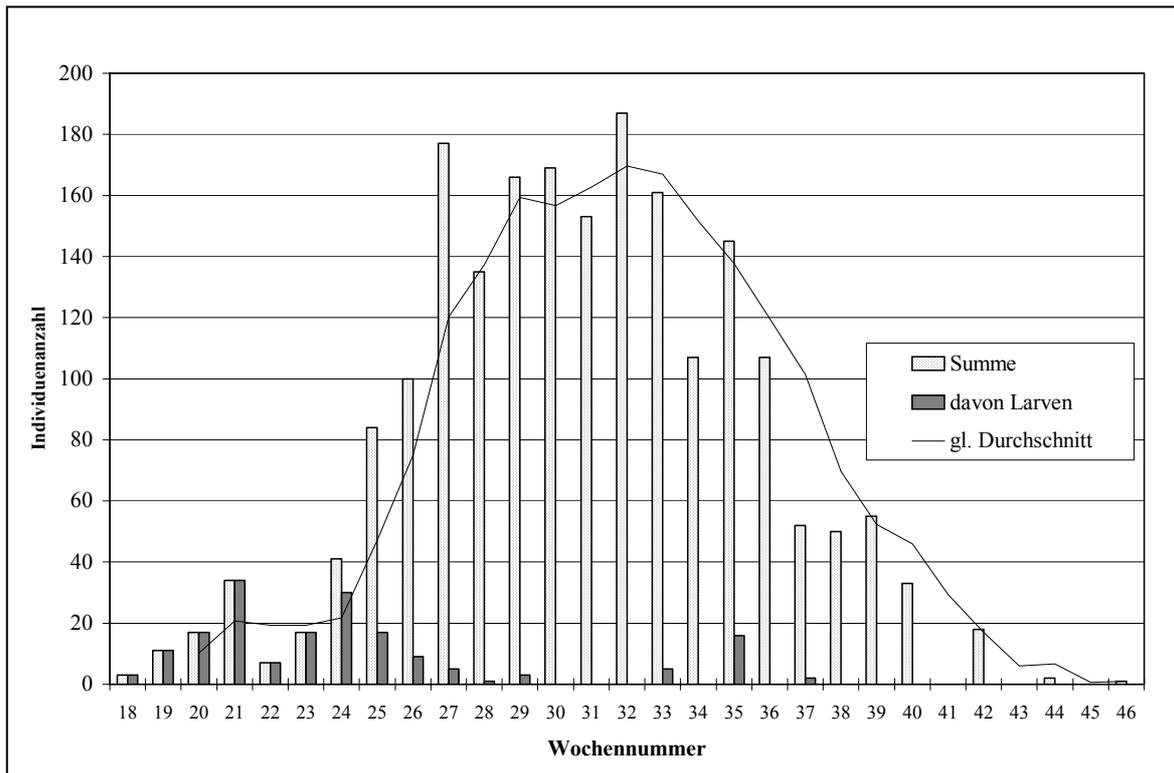


Abb. 4-5: Populationskurve von *Myrmeleotettix maculatus* in der Döberitzer Heide und in Jüterbog/West 1995-1997- dargestellt als Individuensummen pro Fangwoche (Bodenfallen). Der gleitende Durchschnitt gibt einen idealisierten Verlauf wieder. Wochennummern s. Anhang

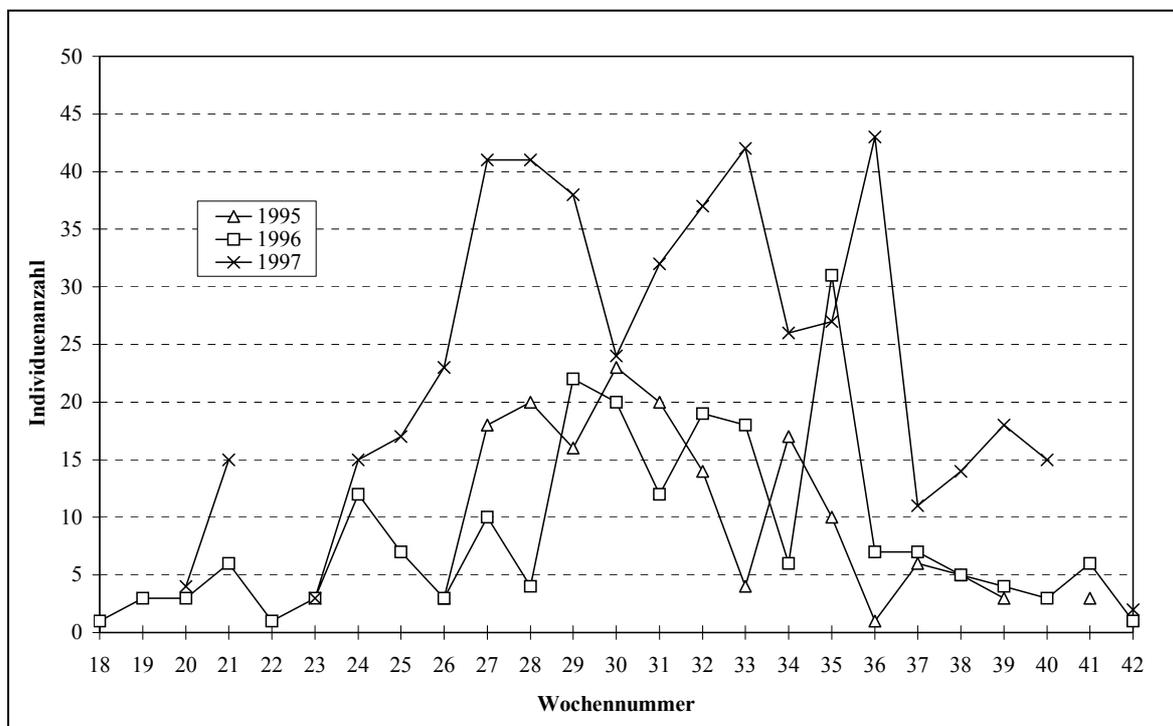


Abb. 4-6: Populationskurve von *Myrmeleotettix maculatus* in der Döberitzer Heide und in Jüterbog/West - dargestellt als Individuensummen pro Fangwoche und Jahr (Bodenfallen). Wochennummern s. Anhang

Die Phänologie ist jedoch nicht in jedem Biotoptyp gleich. Dies verdeutlicht die Abbildung 4-7.

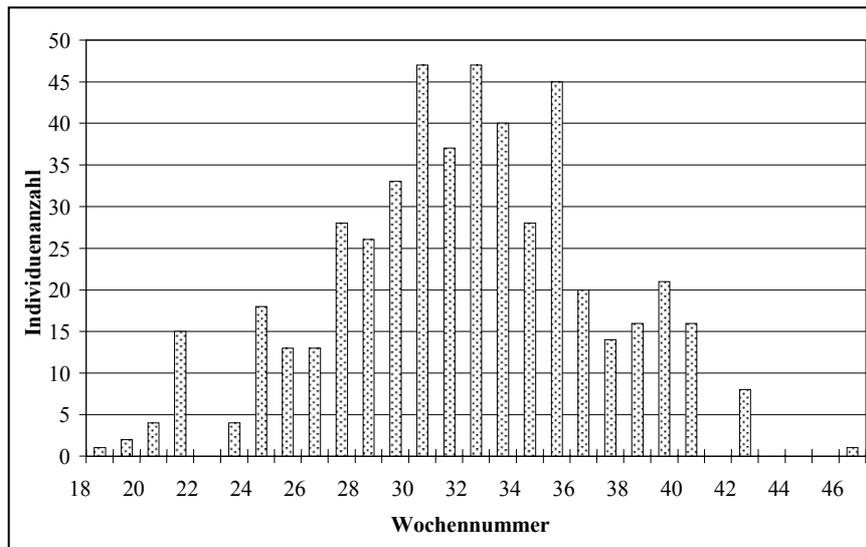


Abb. 4-7a: Populationskurve von *Myrmeleotettix maculatus* auf der Fläche DH 2 - dargestellt als Individuenanzahl pro Fangwoche (Bodenfallen)

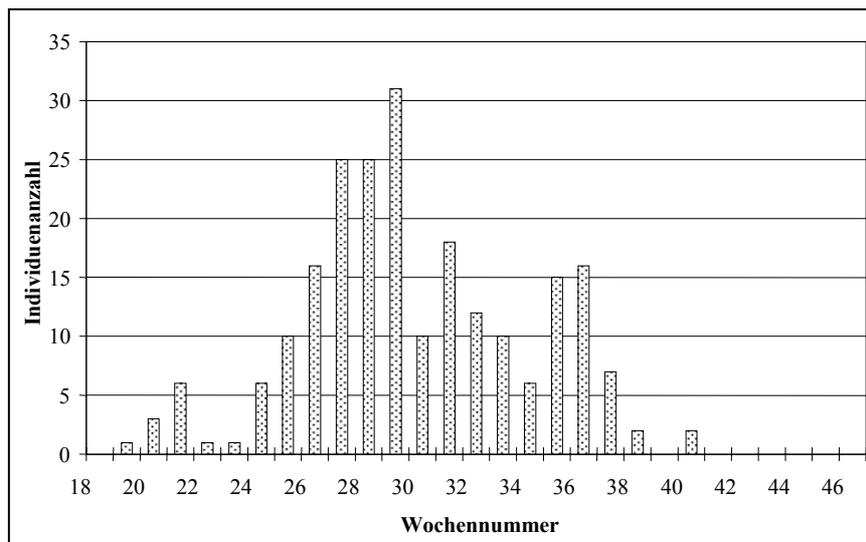


Abb. 4-7b: Populationskurve von *Myrmeleotettix maculatus* auf der Fläche DH 3 - dargestellt als Individuenanzahl pro Fangwoche (Bodenfallen)

Während auf der Fläche DH 2 erst ab der 36. Woche (1.-4. September) ein Rückgang einsetzt, ist dieser auf der Fläche DH 3 schon ab der 30. Woche (21.-24. Juli) zu verzeichnen. Die letzten Tiere wurden auf der Fläche DH 3 in der 40. Woche nachgewiesen, auf der Fläche DH 2 erst 5 Wochen später. Ähnliche Ergebnisse wurden in Jüterbog/West für Silbergrasflur und *Calluna-vulgaris*-Heide ermittelt (hier nicht dargestellt).

Es ist also offensichtlich so, dass nach dem Populationsanstieg im Frühsommer der Populationsdruck in den höheren Sukzessionsstadien größer ist und die Art in die offeneren Gebiete ausweicht. Mit abnehmenden Temperaturen sind die offeneren Be-

reiche energetisch die sinnvolleren Aufenthaltsorte, da hier eine größere Wärmemenge aufgenommen werden kann.

Die Phänologie der Geschlechter ist durch unterschiedliche Sexilität ebenfalls ungleich.

Zu Beginn der Entwicklung sind deutlich mehr Männchen vorhanden als Weibchen ($M/W \gg 1$). Im Herbst ändert sich das Geschlechterverhältnis zu Gunsten der Weibchen ($M/W \leq 1$) (Abb. 4-8).

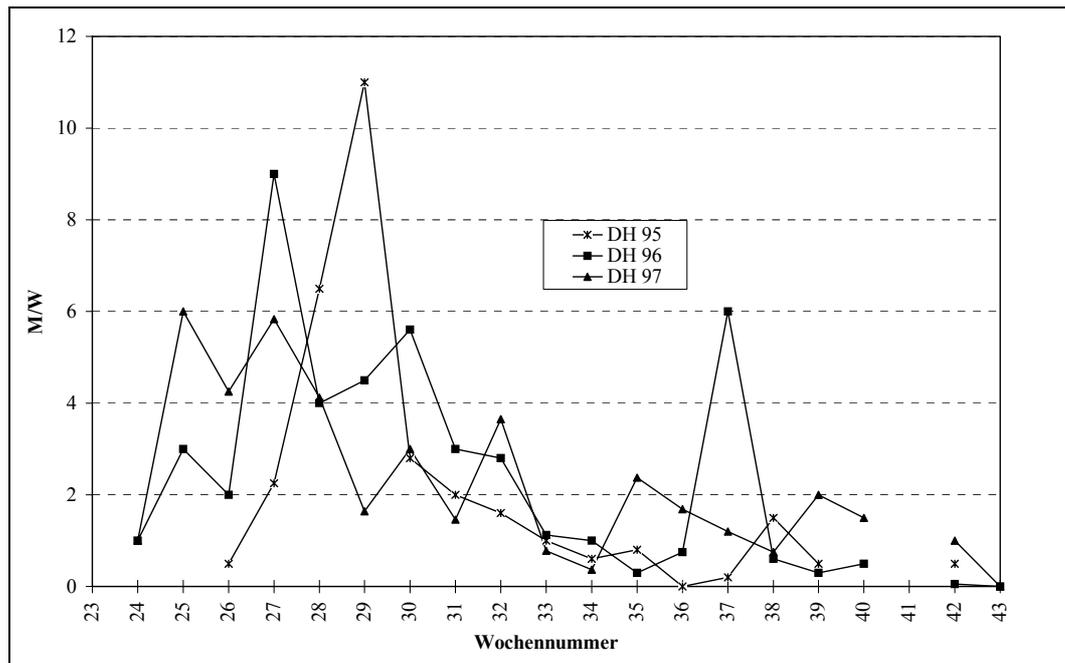


Abb. 4-8: Populationskurven von *Myrmeleotettix maculatus*. Dargestellt ist das Geschlechterverhältnis (Individuenanzahl Männchen : Individuenanzahl Weibchen M/W) in der Döberitzer Heide

4.3 Heuschrecken-Assoziationen der einzelnen Biotoptypen

Bevor auf die einzelnen Biotoptypen eingegangen wird, soll ein Modell einer Heuschreckengesellschaft dargestellt werden. Es soll verdeutlicht werden, wie die Darstellung einer **Assoziationsgruppe** zu lesen ist. Dazu wird zunächst ein einfaches Modell mit den Arten A bis K besprochen. Danach wird ein Beispiel dargestellt.

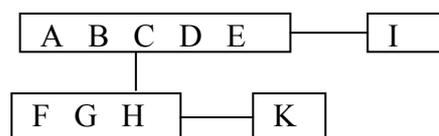


Abb. 4-9: Modell einer **Assoziationsgruppe** mit den Arten A bis K

Im Modell (Abb. 4-9) haben die Arten A, B, C, D und E signifikante Affinitäten zueinander (s. Kap. 3.1). Es gibt eine zweite Gruppe, der Arten F, G und H. Diese haben alle signifikante Affinitäten zueinander und zu mindestens einer der Arten A-E. Die Art I hat signifikante Affinität zu einer oder mehreren Arten der Gruppe

ABCDE, die Art K hat signifikante Affinitäten zu einer oder zwei Arten der Gruppe FGH (s. hierzu auch MÜHLENBERG 1993).

In folgendem Beispiel wurden Heuschreckendaten aus einer 1996 durchgeführten Erfassung von 45 sehr unterschiedlichen Probestellen einer Affinitätsprobe unterzogen. Es handelt sich bei diesen Flächen um zufällig ausgewählte Flächen, die vom Biotoptyp und damit auch von der Artenzusammensetzung der Heuschrecken sehr unterschiedlich waren.

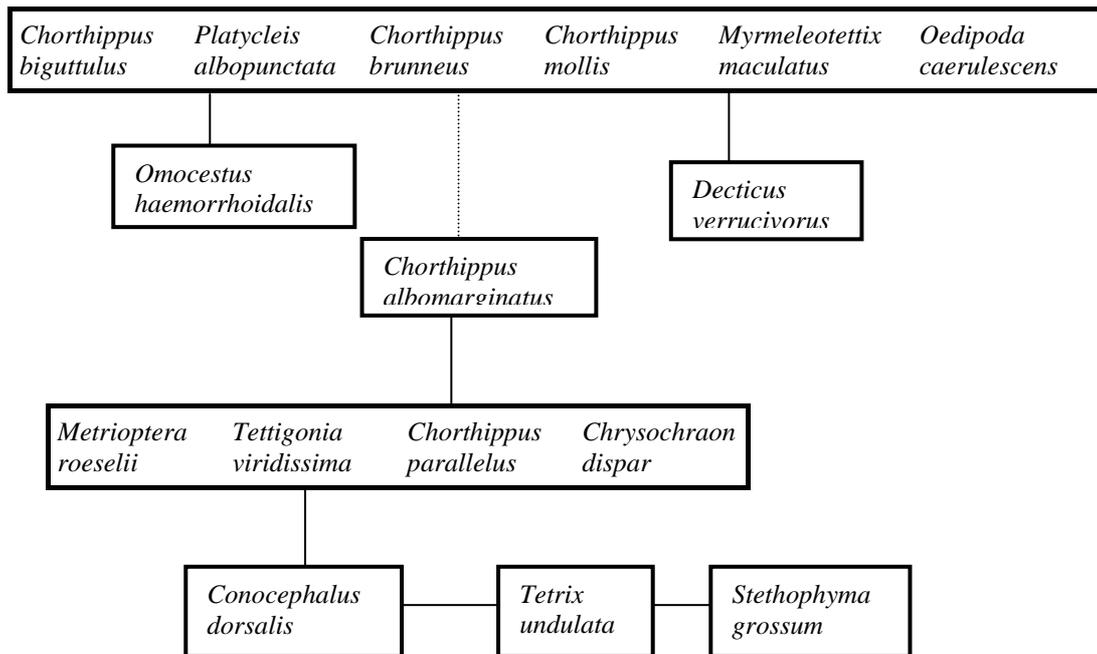


Abb. 4-10: Modell einer Heuschreckengemeinschaft nach Affinitätsprobe von 45 Beprobungsflächen

Die Arten *Chorthippus biguttulus*, *Platycleis albopunctata*, *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus mollis*, *Myrmeleotettix maculatus* und *Oedipoda caerulescens* haben alle zueinander signifikante Affinitäten. *Omocestus haemorrhoidalis* hat signifikante Affinitäten zu den Arten *Chorthippus biguttulus*, *Platycleis albopunctata* und *Chorthippus mollis*, also nur zu Arten der **Assoziationsgruppe**, jedoch nicht zu allen. Er wird dieser deshalb assoziiert. *Decticus verrucivorus* hat signifikante Affinitäten zu den Arten *Chorthippus biguttulus* und *Platycleis albopunctata* und wird deshalb ebenfalls zur **Assoziationsgruppe** assoziiert. Er gehört jedoch nicht mit *Omocestus haemorrhoidalis* in eine Gruppe, da beide untereinander keine signifikante Affinität haben. Er gehört auch nicht zur **Assoziationsgruppe** direkt, da er nur zu zweien ihrer Glieder signifikante Affinitäten hat.

Es gibt eine zweite Gruppe von Arten mit signifikanten Affinitäten zueinander: *Metrioptera roeselii*, *Chorthippus parallelus*, *Tettigonia viridissima* und *Chrysochraon dispar*. Sie haben keinerlei Affinitäten zur ersten **Assoziationsgruppe**. Sie werden dieser deshalb nicht assoziiert, sondern bilden eine neue Gruppe. *Chorthippus albomarginatus* hat signifikante Affinitäten zu *Metrioptera roeselii*, *Tettigonia viridissi-*

ma und *Chorthippus parallelus*. Er wird also zu dieser Gruppe assoziiert. Weiterhin hat er eine signifikante Affinität zu *Chorthippus brunneus*, einer Art der anderen **Assoziationsgruppe**. Er könnte also auch zu dieser **Assoziationsgruppe** assoziiert werden, hat jedoch noch andere Affinitäten. Deswegen ist diese Affinität als gestrichelte Linie dargestellt. *Chorthippus albomarginatus* bildet also ein Bindeglied zwischen den beiden Gruppen. *Conocephalus dorsalis* hat eine signifikante Affinität zu *Metrioptera roeselii* und *Tettigonia viridissima*. Sie wird zu dieser Gruppe assoziiert. *Tetrix undulata* hat eine signifikante Affinität zu *Conocephalus dorsalis*, nicht jedoch zu den anderen Mitgliedern der **Assoziationsgruppe**. Sie bildet also mit *Conocephalus dorsalis* keine neue Gruppe sondern wird zu ihr assoziiert. *Stethophyma grossum* hat nur zu *Tetrix undulata* eine signifikante Affinität.

Nach der Affinitätsprobe von 45 unterschiedlichen, zufällig ausgewählten Probeflächen ergibt sich nun die Frage: Handelt es sich bei dem entstandenen Bild der **Assoziationsgruppe** nur um reine Statistik oder lässt sich hier auch ein ökologischer Zusammenhang finden, hält dieses Modell also auch einer Überprüfung stand ?

Bei der oberen **Assoziationsgruppe** mit ihren beiden assoziierten Arten handelt es sich ausnahmslos um xerophile Arten. Das „Bindeglied“ zur zweiten **Assoziationsgruppe**, *Chorthippus albomarginatus*, ist mesophil, wird aber gelegentlich, insbesondere im Norden des Landes, auch auf trockenen Flächen angetroffen. Die zweite **Assoziationsgruppe** besteht aus mesophilen Arten, wobei *Chrysochraon dispar* auch als leicht hygrophil gilt. Die anderen drei Arten sind alle hygrophil. Bei dieser Affinitätsprobe von völlig unterschiedlichen zufällig ausgewählten Beprobungsflächen entsteht also ein ökologisch durchaus sinnvolles Bild.

In einem weiteren Schritt wurden nun 1997 vom Biotoptyp her gleichartige Flächen kartiert und Affinitätsproben unterzogen. Eine danach erhaltene **Assoziationsgruppe** sollte für diesen Biotoptyp charakteristisch sein.

Für die Ermittlung der **Assoziationsgruppen** wurden nur selbst erhobene Daten eines Jahres (1997) herangezogen. So haben jährliche Schwankungen keinen Einfluss auf das Ergebnis und es ist sichergestellt, dass immer dieselbe Methode angewendet wurde.

4.3.1 Vegetationslose Sandoffenflächen

Sandoffenflächen, die keine Vegetation bzw. nur einige verstreute Silbergrasbüschel aufweisen, bieten nur sehr wenigen Heuschreckenarten Lebensraum. Zum einen fehlt es an Nahrung, zum anderen an Versteckmöglichkeiten und Eiablagesubstraten. Nicht nur die Artenanzahl ist hier sehr gering, die Arten treten auch nur in wenigen Individuen auf.

Auf Sandoffenflächen kann man im Wesentlichen 3 Heuschreckenarten antreffen:

<i>Sphingonotus caeruleus</i>	<i>Platycleis albopunctata</i>	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>
-------------------------------	--------------------------------	---------------------------------

Abb. 4-11: **Assoziationsgruppe** der vegetationslosen Sandoffenflächen (n=32; n: Anzahl der berücksichtigten Probeflächen)

Diese bilden auch die **Assoziationsgruppe**. Es können dieser Gruppe keine weiteren Arten assoziiert werden. Die weiteren, auf Sandoffenflächen nachgewiesenen Arten, haben ihre Lebensräume hauptsächlich in benachbarten Silbergrasfluren oder Zwergstrauchheiden und werden eher zufällig auf der Sandoffenfläche angetroffen.

4.3.2 Silbergrasfluren

Für Silbergrasfluren wurde folgende **Assoziationsgruppe** ermittelt:

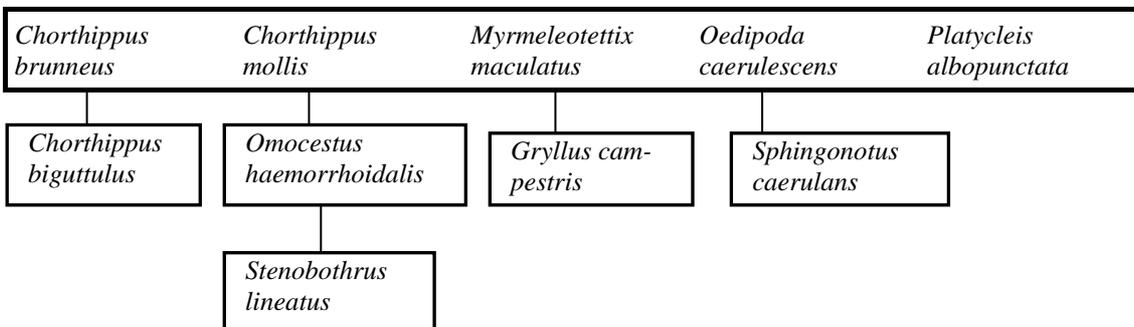


Abb. 4-12: **Assoziationsgruppe** der Silbergrasfluren (n=54)

Silbergrasfluren unterliegen sehr starker Sukzession. Dieses Sukzessionsstadium existiert meist nur wenige Jahre. So unterliegt eine Silbergrasflur und damit auch deren Heuschrecken-Assoziation einer starken Veränderung. Anhand der **Assoziationsgruppen** lassen sich Silbergrasfluren in junge und alte Silbergrasfluren einteilen. Silbergrasfluren mit weniger als 10 % Deckungsgrad der Vegetation unterscheiden sich von Silbergrasfluren mit einer Deckung von mehr als 10 % durch das unterschiedliche Auftreten zweier Heuschreckenarten:

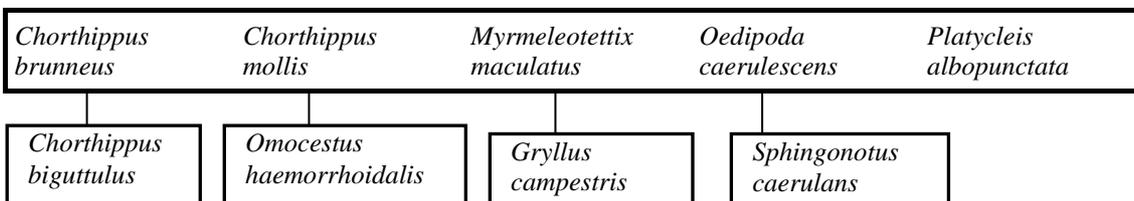


Abb. 4-13: **Assoziationsgruppe** der Silbergrasfluren mit einer Deckung der Vegetation unter 10 % (n=32)

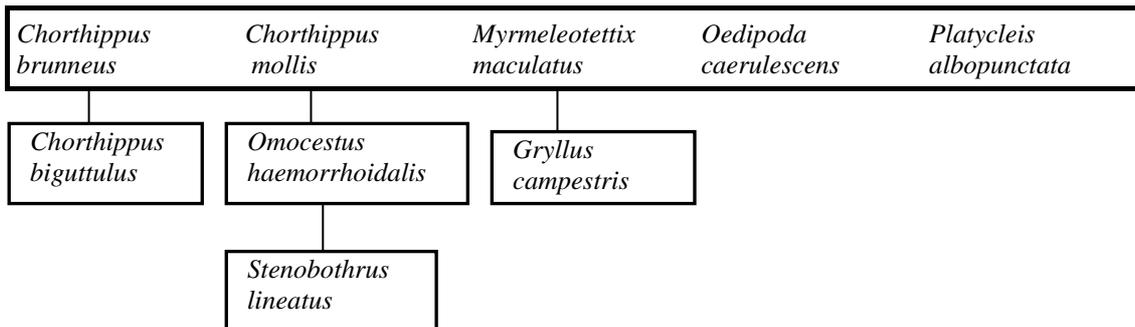


Abb. 4-14: **Assoziationsgruppe** der Silbergrasfluren mit einer Deckung der Vegetation über 10 % (n=22)

Sphingonotus caerulans tritt bei einer Deckung der Vegetation über 10 % nicht mehr bodenständig auf. *Stenobothrus lineatus* braucht dichte Horstgräser zur Eiablage, tritt also erst bei höherer Vegetationsdeckung auf. Die jüngeren und älteren Silbergrasfluren werden also von der gleichen **Assoziationsgruppe** besiedelt, unterscheiden sich jedoch in den zur **Assoziationsgruppe** assoziierten Arten.

Zu den "anderen Trockenrasen" liegen nicht ausreichend eigene Daten vor. Es sei deswegen auf die Arbeit von FARTMANN (1997b) verwiesen. Die häufigste Art *Myrmeleotettix maculatus* tritt auf kontinentalen Steppenrasen, auf kalkhaltigen Böden und auf einige Trockenrasen in Mecklenburg-Vorpommern nicht auf.

4.3.3 *Calluna-vulgaris*-Heiden

Für *Calluna-vulgaris*-Heiden wurde folgende **Assoziationsgruppe** ermittelt:

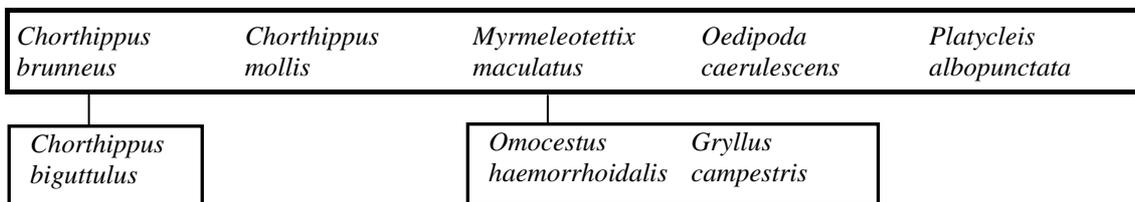


Abb. 4-15: **Assoziationsgruppe** der *Calluna-vulgaris*-Heiden (n=43)

Es zeigt sich, dass die **Assoziationsgruppe** sich gegenüber den Silbergrasfluren nicht ändert. Als assoziierte zweite **Assoziationsgruppe** treten *Omocestus haemorrhoidalis* und *Gryllus campestris* auf. Weiterhin ist *Chorthippus biguttulus* assoziiert. Die beiden anderen Arten der Silbergrasfluren *Sphingonotus caerulans* und *Stenobothrus lineatus* haben keine signifikanten Affinitäten zur **Assoziationsgruppe** der *Calluna-vulgaris*-Heiden.

4.3.4 Trockene Vorwälder

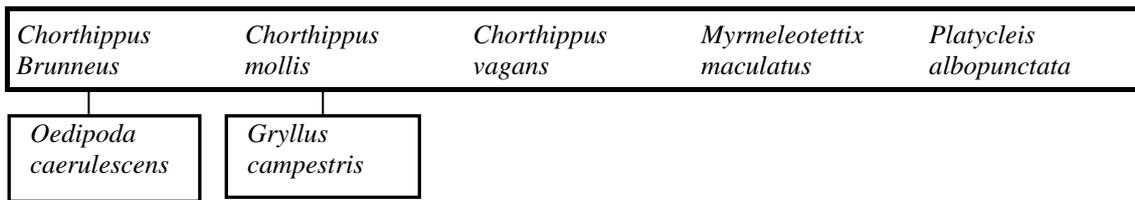


Abb. 4-16: Assoziationsgruppe der trockenen Vorwälder (n= 20)

Hier ist auffällig, dass zur **Assoziationsgruppe** eine Art hinzukommt, die in den anderen Biotoptypen keine Rolle gespielt hat: *Chorthippus vagans*. Dieser ist auch Leitart für die trockenen Vorwälder (s. Kap. 4.2.). Dafür fällt *Oedipoda caerulescens* aus der **Assoziationsgruppe** heraus, sie wird zur assoziierten Art. *Chorthippus biguttulus* und *Omocestus haemorrhoidalis* haben keine signifikanten Affinitäten mehr zur **Assoziationsgruppe**.

4 Feuchtflächen

Es gibt in Brandenburg nur wenige Heuschreckenarten, die nur auf Feuchtflächen vorkommen (s. Abb. 4-17). 21 Arten (36 %) sind ausgesprochen xerophil. Weitere 6 Arten (10 %) sind xerophil und kommen teilweise auch auf mesophilen Standorten vor. 34 Arten (52 %) sind mehr oder weniger mesophil bzw. bevorzugen keinen Feuchtebereich. Nur 5 Arten (9 %) sind ausgesprochen hygrophil und 2 Arten (3 %) sind hygrophil, kommen aber auch auf mesophilen Standorten vor.

Entscheidend für den Aufenthaltsort ist dabei nicht so sehr die Feuchtevalenz der Alttiere sondern der Feuchtigkeitsbedarf der Eier (s. INGRISCH & KÖHLER 1998a). Bei einigen Arten ist sogar nur das Vorhandensein eines geeigneten Eiablageortes entscheidend, die Feuchtigkeit spielt keine Rolle. So wird *Conocephalus discolor* in der Literatur oft als hygrophile oder hygro- bis mesophile Art angegeben (BELLMANN 1993, WALLASCHEK 1995). Sie kommt jedoch auch auf Trockenrasen, Zwergstrauch- und Besenginsterheiden, also trockenen Standorten vor. Als Eiablage substrat nutzt sie vor allem markhaltige Stengel von Seggen. Diese findet man meist auf feuchten Flächen. *Carex arenaria* (Sand-Segge) kommt auf Trockenstandorten vor, ein Eiablage substrat ist also vorhanden.

Es gibt also nur wenige Arten, deren Eiern die Winter-Feuchte auf trockenen und mesophilen Standorten nicht ausreicht und die deshalb auf Moore, Verlandungszonen, Gewässerufer und Feuchtwiesen beschränkt sind.

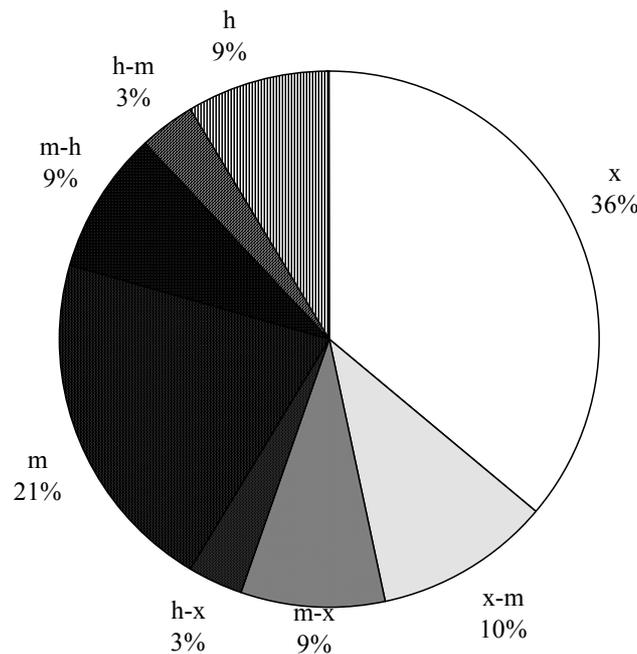


Abb. 4-17: Feuchtevalenz der Heuschreckenarten Brandenburgs (s. Anhang: Artenliste der Heuschrecken Brandenburgs).

Legende: x: xerophil; m: mesophil; h: hygrophil und Übergänge, bevorzugte Valenz wird dabei zuerst genannt

Auf Feuchtfleichen, die ja oft sehr kleinflächig sind, kommen an den Rändern auch die mesophilen Arten vor. Mesophile Arten erreichen hier sogar sehr hohe Stetigkeiten. Inmitten von Feuchtfleichen gibt es auch kleine trockene Bereiche. So kommen in Mooren teilweise auch xerophile Arten wie z. B. *Stenobothrus lineatus* vor. Aus diesem Grund ist es nicht leicht, eine charakteristische Artenkombination für Feuchtfleichen zu finden. Auch gibt es noch zu wenig untersuchte Flächen, um z. B. zwischen einem Moor und einer Feuchtwiese unterscheiden zu können.

Im Diagramm der Abb. 4-18 ist die Stetigkeit von Heuschrecken auf Feuchtfleichen dargestellt (eigene und Literaturdaten). Zum Vergleich ist die Gesamtstetigkeit der Arten angegeben.

Es ist klar ersichtlich, dass mesophile Arten, wie *Metrioptera roeselii* oder *Chorthippus albomarginatus*, hier hohe Stetigkeiten erreichen. Erst an 4. Stelle steht eine ausgesprochen hygrophile Art: *Stethophyma grossum*. Sie erreicht eine Stetigkeit von 56 %. Im Gegensatz aber zu den mesophilen Arten hat sie eine sehr geringe Gesamtstetigkeit (12 %), ist also auf Feuchtfleichen beschränkt. Dies trifft auch auf *Conocephalus dorsalis*, *Tetrix subbulata*, und *Chorthippus montanus* zu. Bei einer weiteren hygrophilen Heuschreckenart (*Tetrix undulata*) ist die Stetigkeit in diesen Untersuchungen zu gering, um eindeutige Aussagen treffen zu können.

Es lässt sich keine spezifische Artenkombination feststellen. Eine Artengemeinschaft der Feuchtfleichen wird immer aus mesophilen Arten und den genannten hygrophilen

Arten bestehen. Diese hygrophilen Arten haben allerdings eine enge Bindung an die Feuchtigkeit. Sie haben in feuchten Biotopen hohe Stetigkeiten, in anderen geringe. *Stethophyma grossum*, *Conocephalus dorsalis*, *Tetrix subbulata*, *Chorthippus montanus* und wahrscheinlich auch *Tetrix undulata* sind also Leitarten von Feuchtflächen.

Eine **Assoziationsgruppe** wird hier nicht aufgestellt, da die Datengrundlage dafür noch nicht ausreicht.

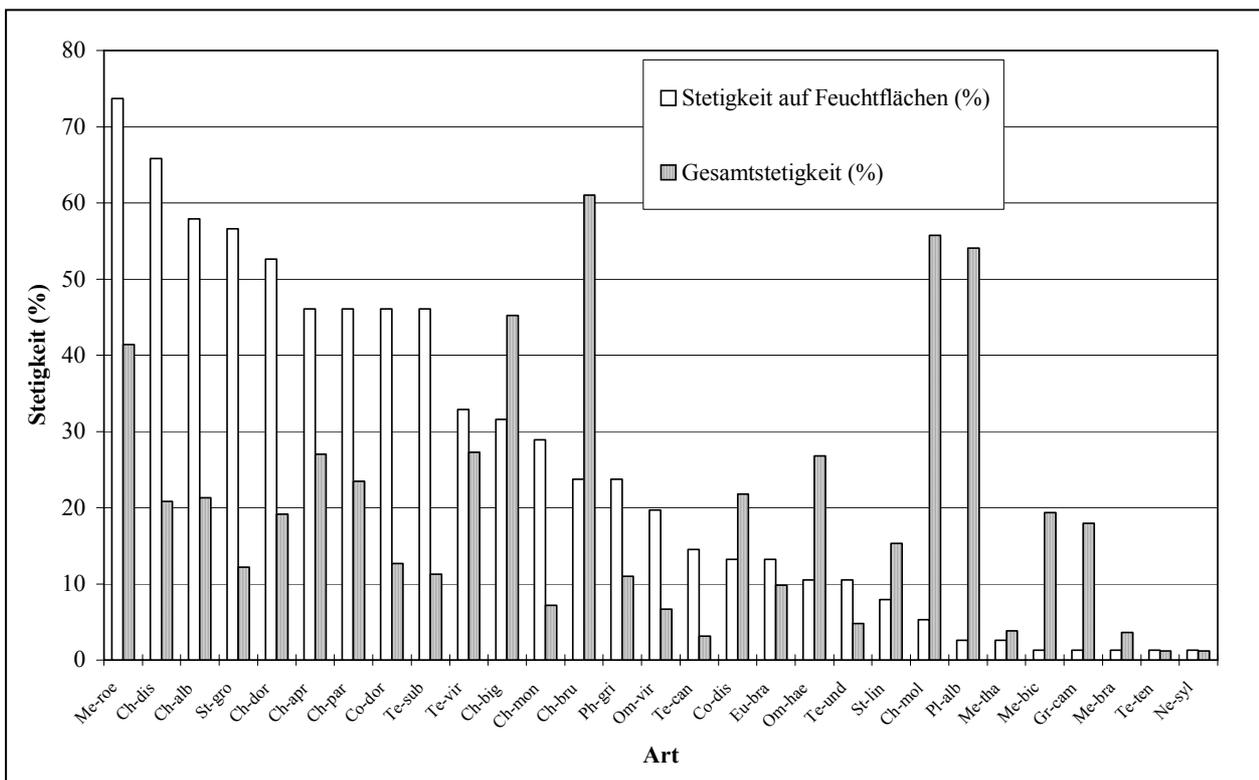


Abb. 4-18: Stetigkeit von Heuschreckenarten auf Feuchtflächen und Gesamtstetigkeit (Artabkürzungen s. Anhang)

5 Ablauf der Sukzession und Veränderungen in den Heuschrecken-Assoziationen im brandenburgischen Offenland am Beispiel zweier ehemaliger Truppenübungsplätze

5.1 Vorbemerkungen

Heuschrecken sind in unserer Fauna zumeist Bewohner von Offenlandschaften. In Mitteleuropa sind diese Offenlandschaften zum größten Teil erst durch die Tätigkeit des Menschen entstanden. Ohne seine weitere Tätigkeit wirkt Sukzession, d. h. auf den Offenflächen entwickeln sich Pflanzenformationen, die den jeweiligen lokalen und naturräumlichen Bedingungen entsprechen.

Diese Pflanzenformationen entwickeln sich in bestimmten zeitlich aufeinander folgenden Sukzessionsstadien. Dieses zeitliche Nacheinander darf nicht mit dem räumlichen Nebeneinander, der Zonierung verwechselt werden. Dieses bietet nur Hinweise über den möglichen Verlauf der Sukzession. Es gibt unterschiedliche Formen der Sukzession. Primäre Sukzession liegt beispielsweise bei der Besiedlung neu entstan-

dener Flächen vor. Von sekundärer Sukzession spricht man bei der Wiederherstellung des ehemaligen Zustandes nach Eingriffen von außen, z. B. Brand, Überschwemmung, Beweidung. Bei dem Geschehen auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen handelt es sich also um eine sekundäre Sukzession.

Durch Sukzession verändert sich die Vegetationsstruktur sehr stark. Damit verändern sich auch die mikroklimatischen Bedingungen. Diese Faktoren sind neben dem Eiablagesubstrat für Heuschrecken von entscheidender Bedeutung. Bei der Planung im Offenland muss stets berücksichtigt werden, wie sich die jeweiligen Gebiete im Verlaufe der Sukzession entwickeln. Sukzession läuft gerade in jungen Sukzessionsstadien sehr schnell ab. Im Folgenden soll nun geklärt werden, ob und wie sich die Sukzession auf Heuschrecken-Assoziationen auswirkt.

Diese Auswirkungen sind auch von klimatischen und naturräumlichen Faktoren abhängig. Deswegen sind die Aussagen nur bedingt auf andere Gebiete Deutschlands übertragbar. Unterschiede gibt es auch innerhalb Brandenburgs. Die Wirkung der Sukzession wurde besonders im Naturraum „Platten und Niederungen der Mittleren Mark“ untersucht. Auf Veränderungen, die sich in anderen Naturräumen ergeben, wird eingegangen.

5.2 Ablauf der Sukzession auf den Dauerbeprobungsflächen

Hier soll dargestellt werden, wie sich die einzelnen Sukzessionsstadien der Dauerbeprobungsflächen (Döberitzer Heide und Jüterbog/West) in Vegetation und Boden unterscheiden. Zur Dokumentation der Wirkungen der Sukzession auf die Heuschreckenfauna in diesen Gebieten wurden je vier Untersuchungsflächen in aufeinander folgenden Sukzessionsstadien angelegt.

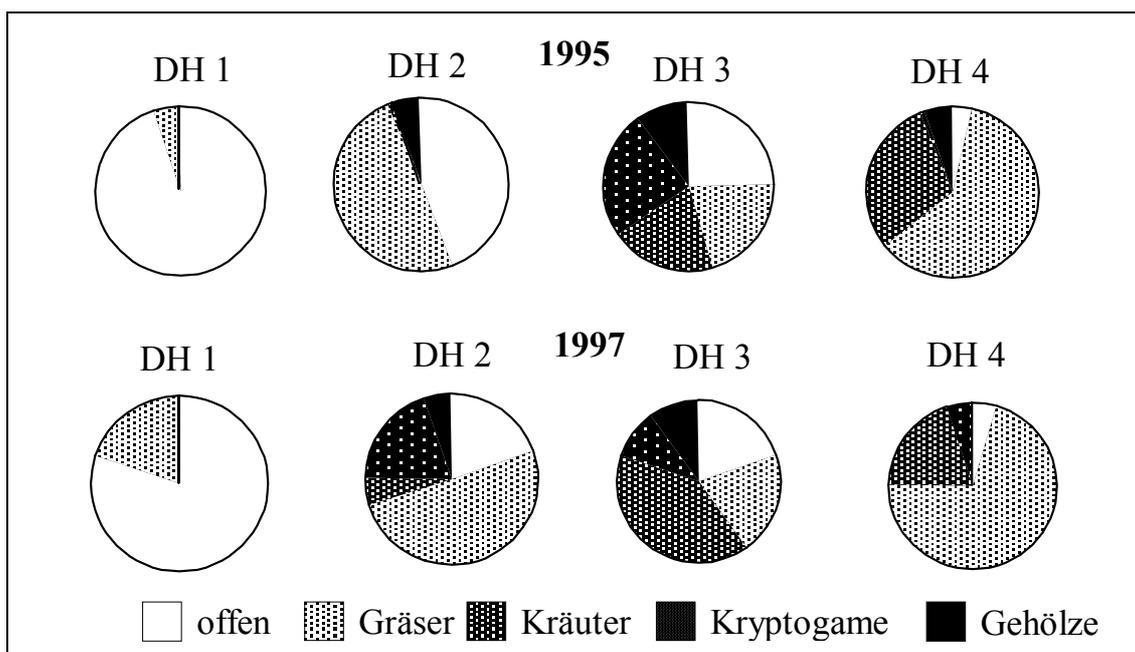


Abb. 5-1: Deckung der Vegetation auf den Probestellen in der Döberitzer Heide 1995 und 1997.

5.2.1 Döberitzer Heide

Abbildung 5-1 (S. 52) verdeutlicht die Unterschiede in der Deckung der Vegetation der einzelnen Flächen. Dargestellt sind Aufnahmen aus den Jahren 1995 und 1997.

Es zeigen sich einerseits die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen, andererseits ist die Zunahme des Deckungsgrades der Vegetation von 1995 bis 1997 auf den Stadien DH 1 und DH 2 abzulesen. Bei den höheren Sukzessionsstadien sind hingegen nur geringe Veränderungen feststellbar.

Nicht nur der Deckungsgrad der Sukzession nimmt zu, sondern auch deren Dichte. Dies zeigen die Untersuchungen zur vertikalen Vegetationsstruktur (Abbildung 5-2).

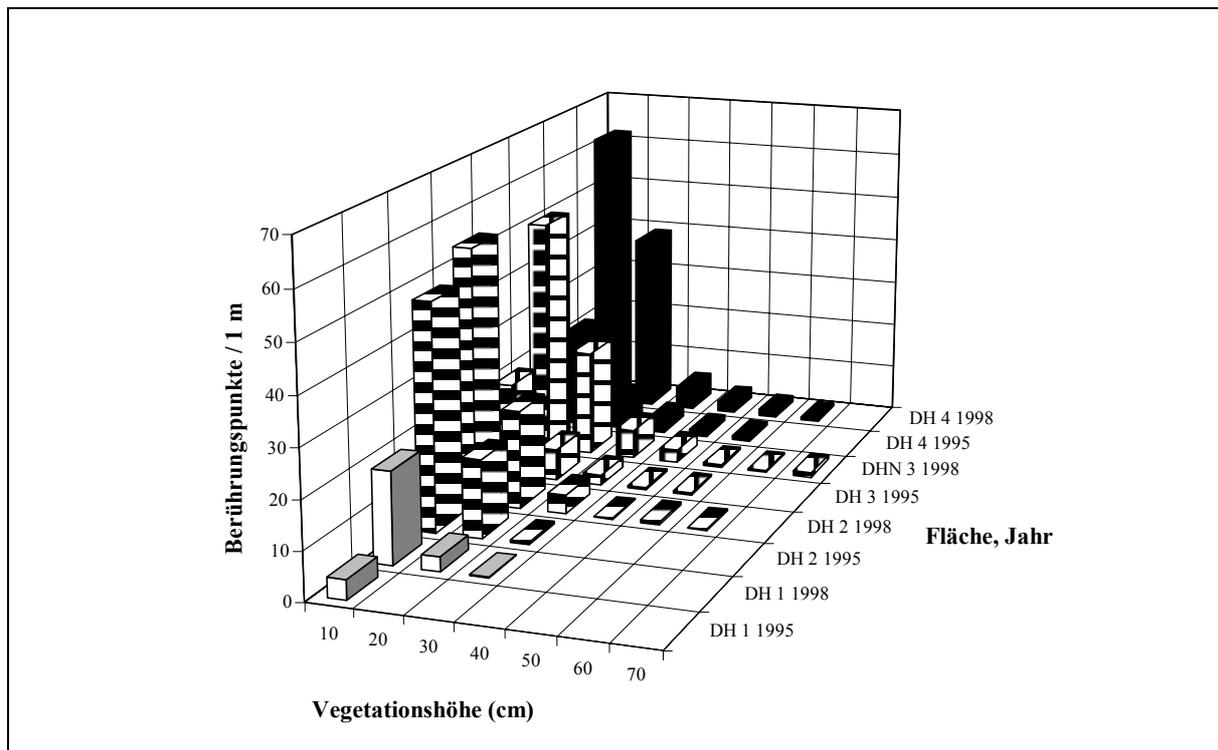


Abb. 5-2: Vergleich der vertikalen Vegetationsstruktur auf den Flächen der Döberitzer Heide 1995 und 1998

Es ist festzustellen, dass auf allen Sukzessionsstadien die Berührungspunkte je Meter zugenommen haben, also die Vegetation dichter geworden ist.

Bodenuntersuchungen belegen ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Sukzessionsstadien. Diese zeigen sich besonders beim Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt; ältere Sukzessionsstadien, also Stadien mit dichter Vegetation, zeigen höhere Gehalte an diesen Nährstoffen als jüngere Stadien. (Werte s. originalarbeit, KLATT 2003).

Die Flächen unterschieden sich kaum im pH-Wert; dieser lag zwischen 3,17 und 4,47⁸. Der Boden besteht hauptsächlich aus Mittelsand (39 bis 52 %; Mittelwert:

⁸ gemessen mit 50 ml 1 M KCl auf 20 g Boden

43,7 %) und Feinsand (32 bis 50 %; Mittelwert 40,1 %). Der Anteil von Grobsand liegt bei maximal 17 % (Mittelwert: 7,4 %), der von Kies bei maximal 5,5 % (Mittelwert: 1,9 %). Die Werte für Schluff und Ton liegen bei durchschnittlich 7 %, der Maximalwert bei 14 % (s. a. Abb. 5-7).

Die wichtigsten Eigenschaften dieses Bodentyps sind der relativ niedrige pH-Wert, geringe Nährstoffreserven und ein geringes Nährstoffbindungsvermögen. Die groben Poren bewirken eine gute Durchlüftung. Das Wasserspeichervermögen ist reduziert und die Nährstoffauswaschung gefördert.

5.2.2 Jüterbog/West

Abbildung 5-4 verdeutlicht die Unterschiede in der Deckung der Vegetation der einzelnen Flächen. Dargestellt sind Aufnahmen aus den Jahren 1995 und 1997.

Die Abbildung 5-5 zeigt horizontale Vegetationsstruktur. Veränderungen zwischen 1996 und 1998 sind zwar deutlich zu sehen, doch sind diese nicht so stark wie in der Döberitzer Heide (s. Abb. 5-2).

Im Gegensatz zur Döberitzer Heide gibt es kaum merkliche Veränderungen. Lediglich das Auftauchen erster Kräuter auf JW 2 und einzelner Gräser (*Corynephorus canescens* und *Carex arenaria*) auf JW 1 (s. Abb. 5-4) zeigen den Beginn der Sukzession dieser Fläche an.

Die Sukzession ist hier jedoch noch nicht so stark fortgeschritten wie auf der vergleichbaren Fläche DH 1 in der Döberitzer Heide.

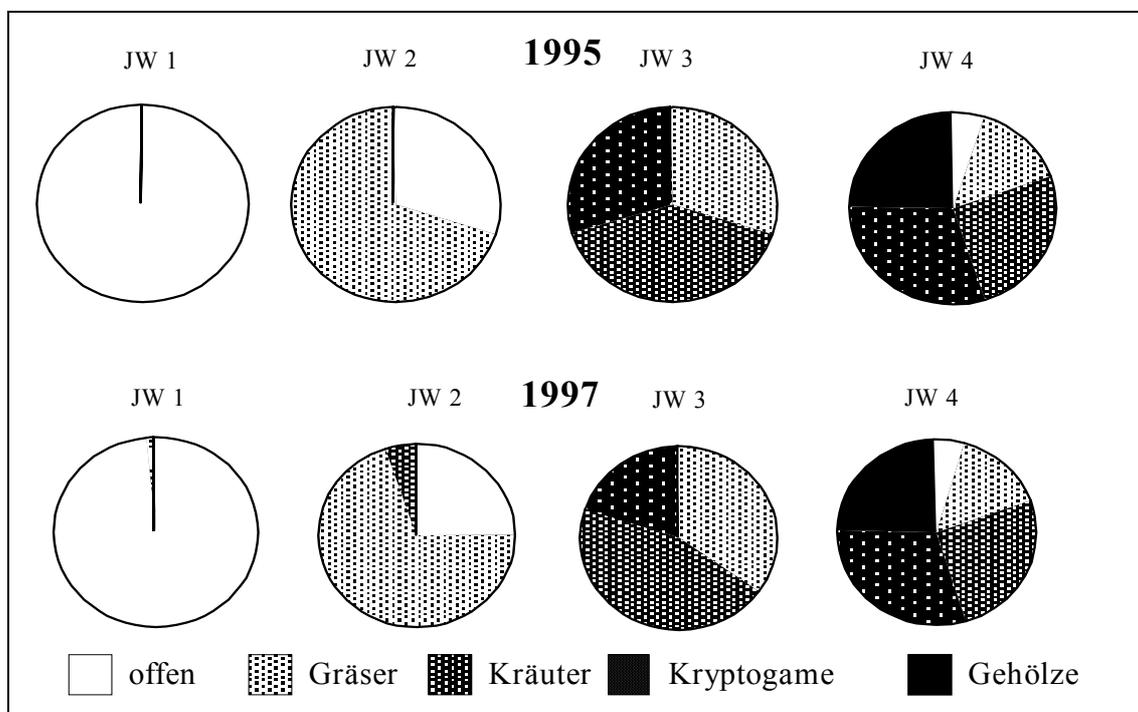


Abb. 5-3: Deckung der Vegetation auf den Probeflächen in Jüterbog/West. Aufnahmen von 1995 und 1997.

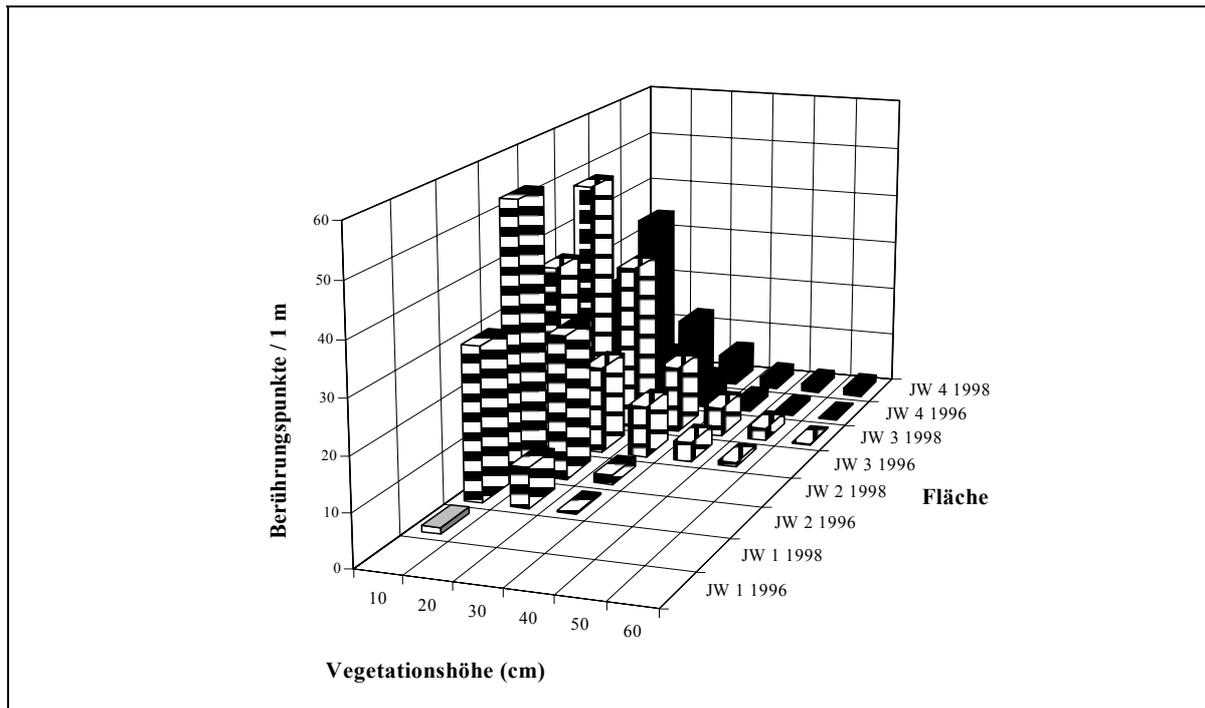


Abb. 5-4: Vergleich der vertikalen Vegetationsstruktur auf den Flächen in Jüterbog/West 1996 und 1998

Deutlich zeigen sich auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen, welche sich in Bodenuntersuchungen (besonders beim Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt, s. Abb. 5-5) widerspiegeln.

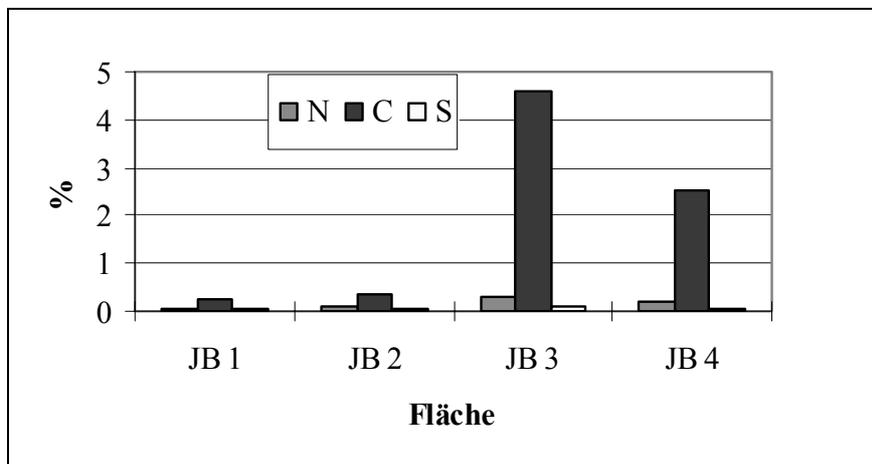


Abb. 5-5: Die Bodennährstoffe Stickstoff, Kohlenstoff und Schwefel auf den Beprobungsflächen in Jüterbog/West.

Die pH-Werte der jüngeren Sukzessionsstadien (JW 1 und JW 2) lagen zwischen 4,04 und 4,26, die der älteren (JW 3 und JW 4) zwischen 3,07 und 3,58⁹. Der Boden besteht hauptsächlich aus Mittelsand (39 bis 56 %; Mittelwert: 50,3 %) und Feinsand (30 bis 59 %; Mittelwert 38,0 %). Der Anteil von Grobsand liegt bei maximal 9,6 %

⁹ gemessen mit 50 ml 1 M KCl auf 20 g Boden

(Mittelwert: 7,1 %), der von Kies bei maximal 2,5 % (Mittelwert: 0,8 %). Die Werte für Schluff und Ton liegen bei durchschnittlich 3,9 %, der Maximalwert bei 7,3 % (s.a. Abb. 5-6).

In der Abb. 5-6 sind Korngrößenfraktionen der beiden Untersuchungsgebiete einem weiteren gegenübergestellt. Sie zeigt, dass sich beide Gebiete bezüglich der Zusammensetzung des Bodens ähneln und sich deutlich von der auf dem TÜP Lieberose unterscheiden.

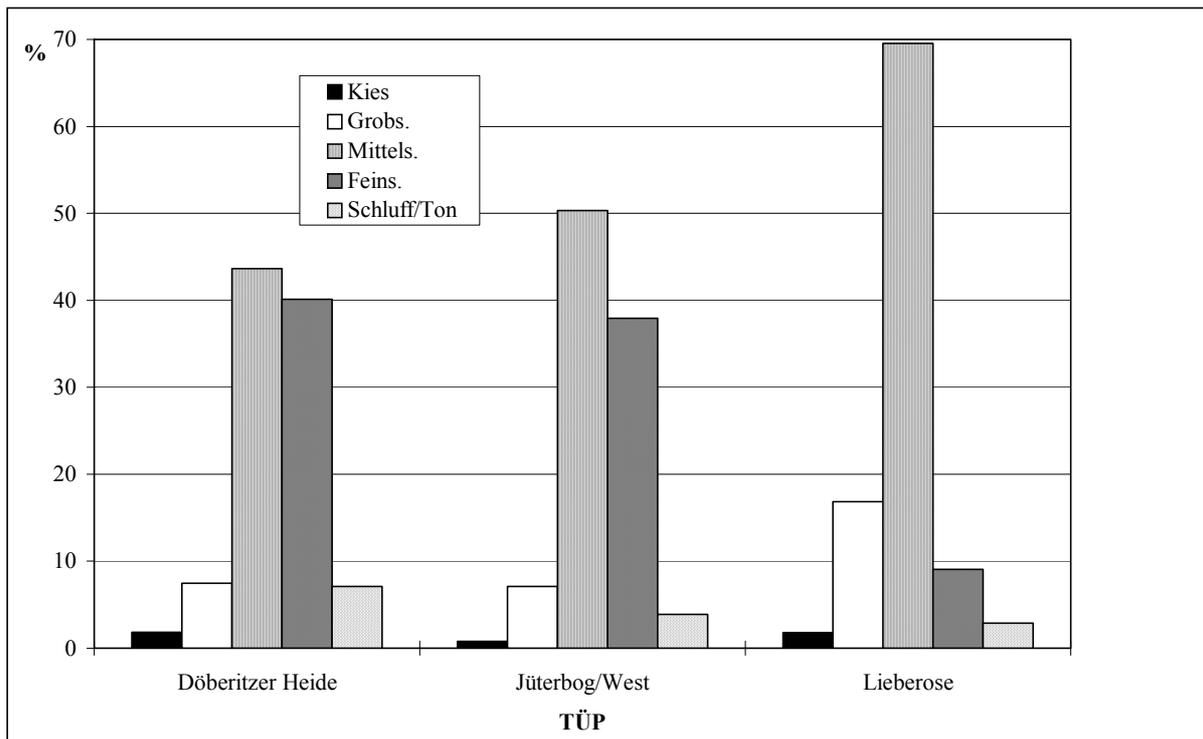


Abb. 5-6: Korngrößenfraktionen auf den Dauerbeprobungsflächen

5.3 Mikroklima und Sukzession

Entscheidend für die Habitatwahl von Heuschrecken ist das Mikroklima (s. z. B. INGRISCH & KÖHLER 1998). Es ist von der Witterung aber auch von Vegetations- und Reliefstrukturen abhängig. In diesem Kapitel soll einerseits gezeigt werden, dass sich einzelne Sukzessionsstadien im Mikroklima deutlich unterscheiden. Andererseits ist aber auch der Nachweis zu führen, dass sich die Untersuchungsjahre klimatisch nicht allzu stark voneinander unterscheiden, um einen Einfluss klimatischer Besonderheiten (wie z.B. besonders kalte Winter oder kühle, verregnete Sommer) auszuschließen. Für die Ermittlung der bodennahen Oberflächentemperatur standen 1996 und 1997 automatische Temperaturlogger zur Verfügung (s. Kap. 3.2). Die Datenmenge (pro Tag und Beprobungsfläche 24 Datensätze !) kann hier nur beispielhaft präsentiert werden.

Anhand von Phänologie-Daten der Heuschrecken (Tab. 5-1, S. 58) kann gezeigt werden, wie ihr Leben vom Faktor Temperatur abhängt. Dargestellt ist das erste Auftreten von Larven, das erste und letzte Auftreten von Imagines und der letzte und erste

Frost. Hierbei ist zu bemerken, dass Frost nicht auf allen Beprobungsflächen eines Gebietes herrschen muss. Dargestellt ist nur die Nummer der Kalenderwoche (s. Anhang) des jeweiligen Falles. Dies hängt damit zusammen, dass die Fallen, die zur Ermittlung der Werte herangezogen wurden, nur einmal pro Woche kontrolliert wurden. Zufallsbeobachtungen von Tieren wurden dabei nicht berücksichtigt, da nicht sichergestellt werden konnte, diese Zufallsbeobachtung auch in den Vergleichsjahren zu machen.

In den beiden Jahren, wo letzter und erster Frost des Jahres ermittelt werden konnten (1996, 1997) traten die ersten Larven 1996 nicht vor dem letzten Frost auf, meist jedoch unmittelbar danach (s. z. B. *Myrmeleotettix maculatus* und *Platycleis albopunctata*). 1997 traten *Myrmeleotettix maculatus* und in Jüterbog *Platycleis albopunctata* ausnahmsweise schon vor dem letzten Frost auf. Dieser war jedoch am 25.5. außergewöhnlich spät. Er wurde in der Döberitzer Heide und in Jüterbog nur auf je einer Beprobungsfläche mit $-0,1$ °C gemessen. Der letzte starke Frost lag genau 1 Monat zurück.

Mit Ausnahme von *Chorthippus biguttulus* und *Myrmeleotettix maculatus* überleben Heuschrecken den ersten Frost maximal um 2 Wochen. Die meisten der aufgeführten Arten traten schon vorher nicht mehr auf, viele unmittelbar nach dem ersten Frost letztmalig. Für die Jahre 1995 bis 1997 lässt sich feststellen, dass es keine großen Unterschiede in der Phänologie der Arten gibt. Auch Auftreten von erstem und letztem Frost unterscheiden sich nicht wesentlich. Insofern liegt hier ein Indiz vor, dass die Jahre 1996 und 1997 sich in diesen Parametern ähneln und Unterschiede im Auftreten von Heuschrecken andere als klimatische Ursachen haben müssen. Anzumerken ist, dass der erste (und auch der letzte) Frost nicht auf allen Sukzessionsstadien herrschen muss, es also Ausweichmöglichkeiten gibt. Temperaturunterschiede zwischen den einzelnen Stadien werden im folgenden Text besprochen. Hierzu wird zunächst der Tagesgang der Temperatur an einem zufällig ausgewählten Tag dargestellt (s. Abb. 5-7, S. 60).

Am Tagesgang der Temperatur ist zu erkennen, dass sich bei tiefen Temperaturen die Flächen nur wenig voneinander unterscheiden. Bei Sonnenschein liegen die Werte der Flächen DH 1, DH 4, JW 1 und JW 2 deutlich über den jeweils anderen. An bewölkten Tagen (nicht als Diagramm dargestellt) sind die Werte auf allen Beprobungsflächen eines Untersuchungsgebietes ähnlich. Die höheren Werte der Flächen DH 1 sowie JW 1 und JW 2 sind leicht zu erklären: Sie sind der Sonneneinstrahlung ausgesetzt, die Vegetation spendet keinen Schatten. Durch seine geringe Wärmekapazität kann sich Sandboden relativ schnell erwärmen, aber auch schnell Wärme abgeben. Nahe der Oberfläche können sich dadurch warme Luftschichten bilden. Auf den Flächen DH 2, DH 3, JW 3 und JW 4 lagen die Temperaturlogger in dichter Vegetation, z. B. in einem *Calluna*-Busch. Dadurch sind sie nicht so stark der Sonneneinstrahlung ausgesetzt, ihre Umgebung erwärmt sich nicht so stark.

Phänologiedaten Döberitzer Heide				Jüterbog			
	Auftreten in Woche Nr.				Auftreten in Woche Nr.		
erste Larven	1995	1996	1997	erste Larven	1995	1996	1997
<i>Gryllus campestris</i>	28		31	<i>Gryllus campestris</i>	27	33	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>		18	20	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	22	18	19
<i>Oedipoda caerulescens</i>	26	25		<i>Oedipoda caerulescens</i>			
<i>Platycleis albopunctata</i>	22	18	23	<i>Platycleis albopunctata</i>	22	17	19
<i>Sphingonotus caerulans</i>	24	29	24	<i>Sphingonotus caerulans</i>	22	24	24
letzte Larven	1995	1996	1997	letzte Larven	1995	1996	1997
<i>Gryllus campestris</i>	44	40	34	<i>Gryllus campestris</i>	42	36	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	28	37	33	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	30	37	35
<i>Oedipoda caerulescens</i>		28		<i>Oedipoda caerulescens</i>			
<i>Platycleis albopunctata</i>	28	26	29	<i>Platycleis albopunctata</i>	31	31	29
<i>Sphingonotus caerulans</i>	30	31	29	<i>Sphingonotus caerulans</i>	30	31	
erste Adulti	1995	1996	1997	erste Adulti	1995	1996	1997
<i>Chorthippus biguttulus</i>	32	35	31	<i>Chorthippus biguttulus</i>	30	35	32
<i>Chorthippus brunneus</i>	29	31	27	<i>Chorthippus brunneus</i>	31	31	31
<i>Chorthippus mollis</i>	28	31	33	<i>Chorthippus mollis</i>	31	33	31
<i>Gryllus campestris</i>	22			<i>Chorthippus vagans</i>	32	33	29
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	26	24	24	<i>Gryllus campestris</i>	22	22	22
<i>Oedipoda caerulescens</i>	30	29	32	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	26	25	24
<i>Platycleis albopunctata</i>	28	31	28	<i>Oedipoda caerulescens</i>	29		34
<i>Sphingonotus caerulans</i>	30	31	31	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	28	29	29
				<i>Platycleis albopunctata</i>	28	29	27
				<i>Sphingonotus caerulans</i>	31	29	
letzte Adulti	1995	1996	1997	letzte Adulti	1995	1996	1997
<i>Chorthippus biguttulus</i>	44	46	48	<i>Chorthippus biguttulus</i>	44	46	44
<i>Chorthippus brunneus</i>	37	40	39	<i>Chorthippus brunneus</i>	33	37	44
<i>Chorthippus mollis</i>	42	42	44	<i>Chorthippus mollis</i>	42	42	42
<i>Gryllus campestris</i>	39			<i>Chorthippus vagans</i>	38	42	35
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	42	46	44	<i>Gryllus campestris</i>	27	23	24
<i>Oedipoda caerulescens</i>	37	42	36	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	44	42	44
<i>Platycleis albopunctata</i>	38	40	39	<i>Oedipoda caerulescens</i>	40		36
<i>Sphingonotus caerulans</i>	44	42	38	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	44	42	40
				<i>Platycleis albopunctata</i>	38	39	40
				<i>Sphingonotus caerulans</i>	42	44	40
	1995	1996	1997		1995	1996	1997
letzter Frost (Frühjahr)	???	17	22	letzter Frost (Frühjahr)	???	17	22
erster Frost (Herbst)	???	42	43	erster Frost (Herbst)	???	42	43

Tab. 5-1: Phänologiedaten (Auftreten in Woche Nr. ...) ausgewählter Heuschreckenarten; letzter und erster Frost (???: nicht ermittelt; freie Felder: zu geringes Datenmaterial)

Erstaunlich sind die hohen Temperaturwerte der Fläche DH 4. Auch hier sind die Werte nur bei Sonnenschein hoch, bei Bewölkung und nachts werden hier die niedrigsten Temperaturen gemessen. Teilweise stieg die Temperatur mittags auf 60°C an. Der Logger auf der Fläche DH 4 war nicht der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt. Er lag in dichter Vegetation. Die Fläche ist von hohen Bäumen umstanden, also beschattet. Auf der Südseite, also in Richtung der jüngeren Sukzessionsstadien, ist allerdings eine kleine Freifläche, sodass um die Mittagszeit die Fläche besonnt ist. Aufgrund des Baumwachses weht hier ein schwächerer Wind als auf den anderen Flächen. Außerdem liegt die Fläche in einer leichten Senke. Hier ist also wenig Luftaustausch möglich, sodass sich die Luft sehr stark aufheizen kann. Geht die Sonneneinstrahlung zurück, so werden rasch wieder „normale“ Temperaturwerte gemessen.

Es ist zu erkennen, dass in der Döberitzer Heide (Abb. 5-8a, S. 61), sich die Tagesdurchschnittstemperaturen der Fläche DH 1 deutlich von den anderen Flächen unterscheidet. In Jüterbog (Abb. 5-8b, S. 61) unterscheiden sich die Flächen JW 1 und JW 2 deutlich von den Flächen JW 3 und JW 4. Bei Sonnenschein werden die offenen Flächen stärker erwärmt. An kühleren Tagen (z. B. 20.7.) sind die Tagesdurchschnittstemperaturen der Flächen gleich.

Zwischen den einzelnen Sukzessionsstadien bestehen also Unterschiede in der bodennahen Oberflächentemperatur. In der Döberitzer Heide unterscheidet sich die Fläche DH 1 darin im Juli 1997 hochsignifikant (t-Test: $\alpha < 0,001$) von den anderen drei Flächen. Die Fläche DH 2 unterscheidet sich außerdem noch signifikant von der Fläche DH 4 ($\alpha < 0,05$). Die Tagesdurchschnittstemperaturen der Flächen DH 2 und DH 3 sind nicht signifikant verschieden. Die Fläche DH 3 unterscheidet sich außer von DH 1 noch signifikant von DH 4 ($\alpha < 0,01$).

In Jüterbog/West unterscheiden sich die Tagesdurchschnittstemperaturen der beiden offenen Flächen (JW 1 und JW 2) von den Flächen JW 3 und JW 4 mit höherer Vegetationsdeckung. Dieser Unterschied ist jeweils hochsignifikant ($\alpha < 0,001$). Die Flächen JW 1 und JW 2, sowie JW 3 und JW 4 unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Die Unterschiede von einer Fläche zur nächsten können zum gleichen Zeitpunkt 20 K und mehr betragen. So ist es z. B. möglich, dass auf einer Fläche Frost herrscht, auf einer anderen, nur etwa 100m entfernten Fläche dagegen nicht.

Unterschiede in den Klimafaktoren Wind und Niederschlag können aufgrund nicht vorhandener Messwerte nicht bewiesen werden. Es soll hier aber kurz auf diese Faktoren eingegangen werden.

Wind wirkt am stärksten auf den Sandoffenflächen. Hier treten teilweise starke Sandstürme auf, die obere Bodenschicht kann abgetragen werden, einzelne Pflanzen werden überweht. Wird die Pflanzendecke dichter, ist ein Abtragen der oberen Bodenschicht nicht mehr möglich. Noch dichtere Vegetation bedingt einen stärkeren Windschutz.

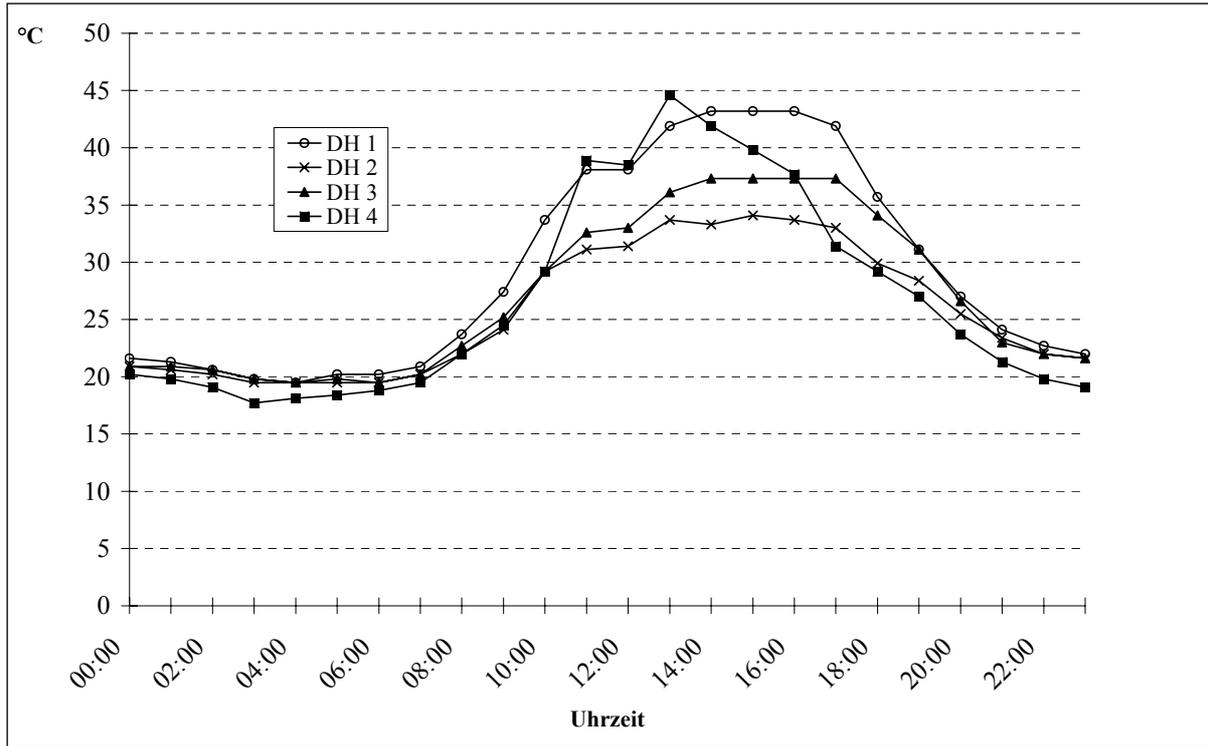


Abb. 5-7a: Tagesgang der Temperatur am 24.8.1997 in der Döberitzer Heide

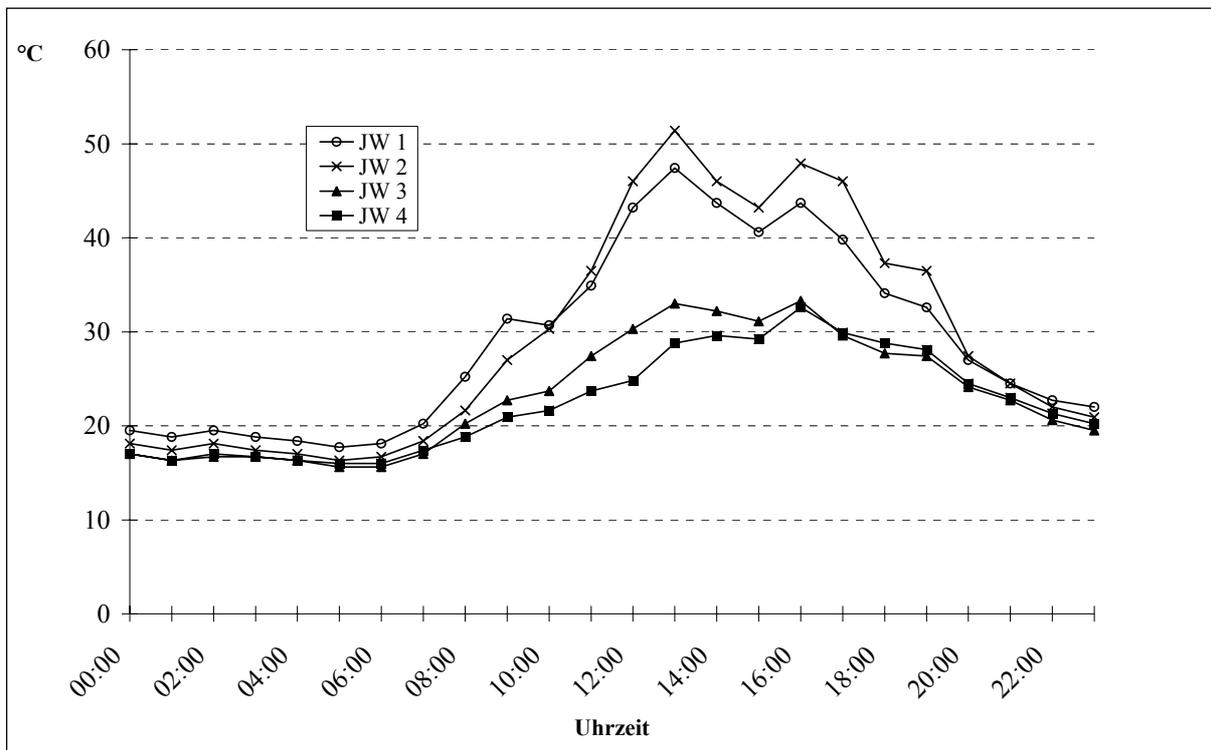


Abb. 5-7b: Tagesgang der Temperatur am 24.8.1997 in Jüterbog/West

In den folgenden Abbildungen wird beispielhaft der Temperaturverlauf beider Standorte in einem Monat dargestellt. Ausgewählt wurde der Monat Juli 1997. Dargestellt sind Tagesmitteltemperaturen (24 Messungen pro Tag).

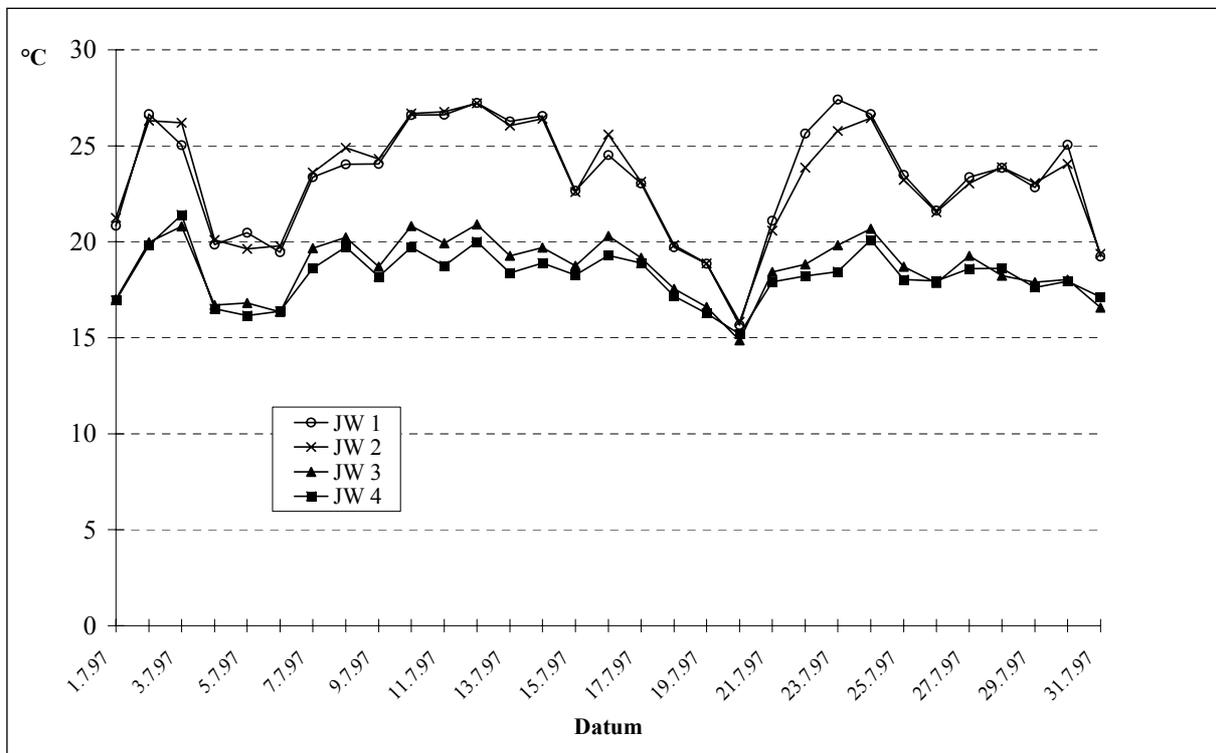


Abb. 5-8a: Tagesdurchschnittstemperaturen in der Döberitzer Heide Juli 1997

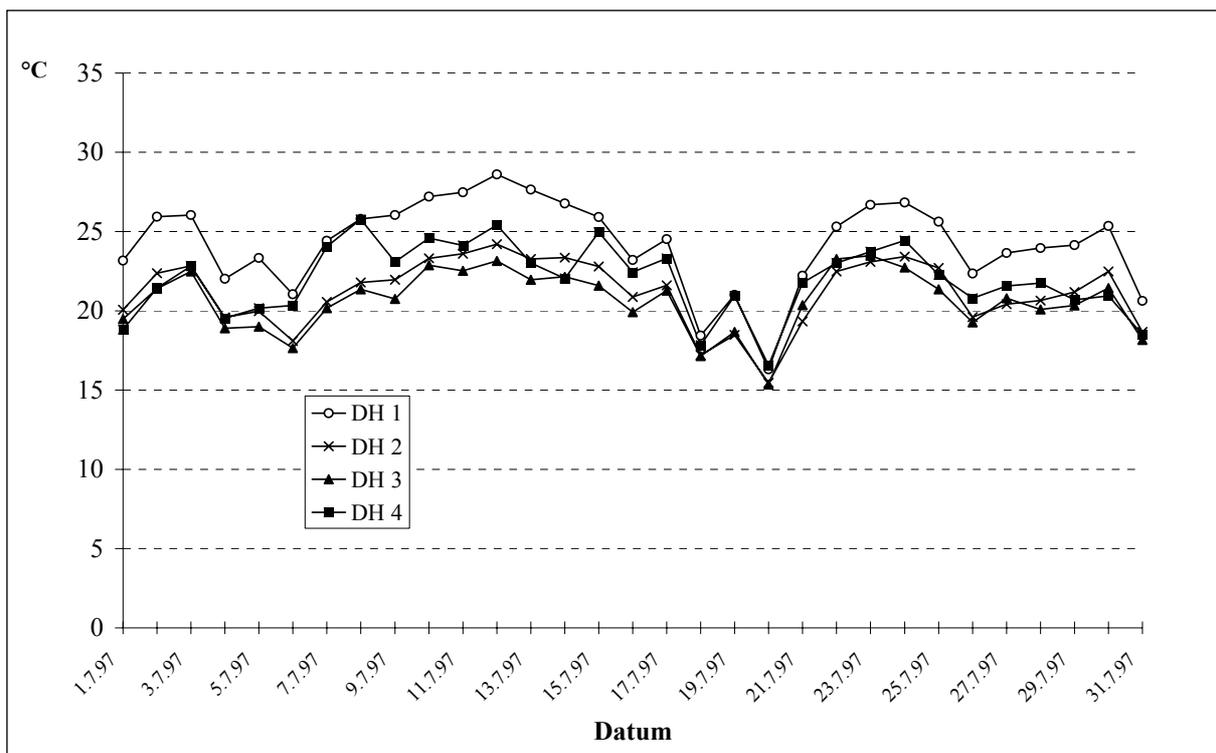


Abb. 5-8b: Tagesdurchschnittstemperaturen in Jüterbog/West Juli 1997

Niederschlag wirkt ebenfalls auf vegetationsfreien Flächen am stärksten. Die Niederschläge können aber auch sofort im Boden versickern, somit sind vegetationsfreie Flächen schneller wieder trocken als dichte Bestände.

Nun könnte auch unterschiedliches Wetter in den Untersuchungsjahren die Ergebnisse beeinflussen. Dieses kann allerdings nur für die Jahre 1996 und 1997 verglichen werden. Die Tabelle 5-1 mit den Phänologiedaten der Heuschrecken zeigte schon weitestgehende Übereinstimmung im Auftreten des letzten und ersten Frostes. Auch die Phänologie der einzelnen Arten glich sich in diesen Jahren. Anhand der Monatsmitteltemperaturen (Abb. 5-9) der Untersuchungsjahre 1996 und 1997 soll gezeigt werden, dass diese sich zwar in einzelnen Monaten unterscheiden können, es sich aber insgesamt ein ähnliches Bild beider Untersuchungsjahre ergibt. Exemplarisch werden die ermittelten Monatsdurchschnittstemperaturen der Fläche DH 2 der Döberitzer Heide gezeigt. Sie sind nicht vergleichbar mit den Temperaturen, die eine Wetterstation misst, da diese ihre Werte anders ermittelt. Aus diesem Grund wird hier auch auf einen Vergleich mit langjährigen Mittelwerten verzichtet.

Folgende Unterschiede fallen auf: Der Winter dauerte 1996 länger, der Sommer war kälter, der Herbst wärmer als 1997. Die Phänologie der Heuschrecken hat dies insbesondere in bezug auf das letzte Auftreten wärmeliebender Arten (z. B. *Oedipoda caerulea* und *Sphingonotus caeruleus*) beeinflusst (s. Tab. 5-1). In den anderen Parametern und bei anderen Arten gibt es nur geringe Unterschiede.

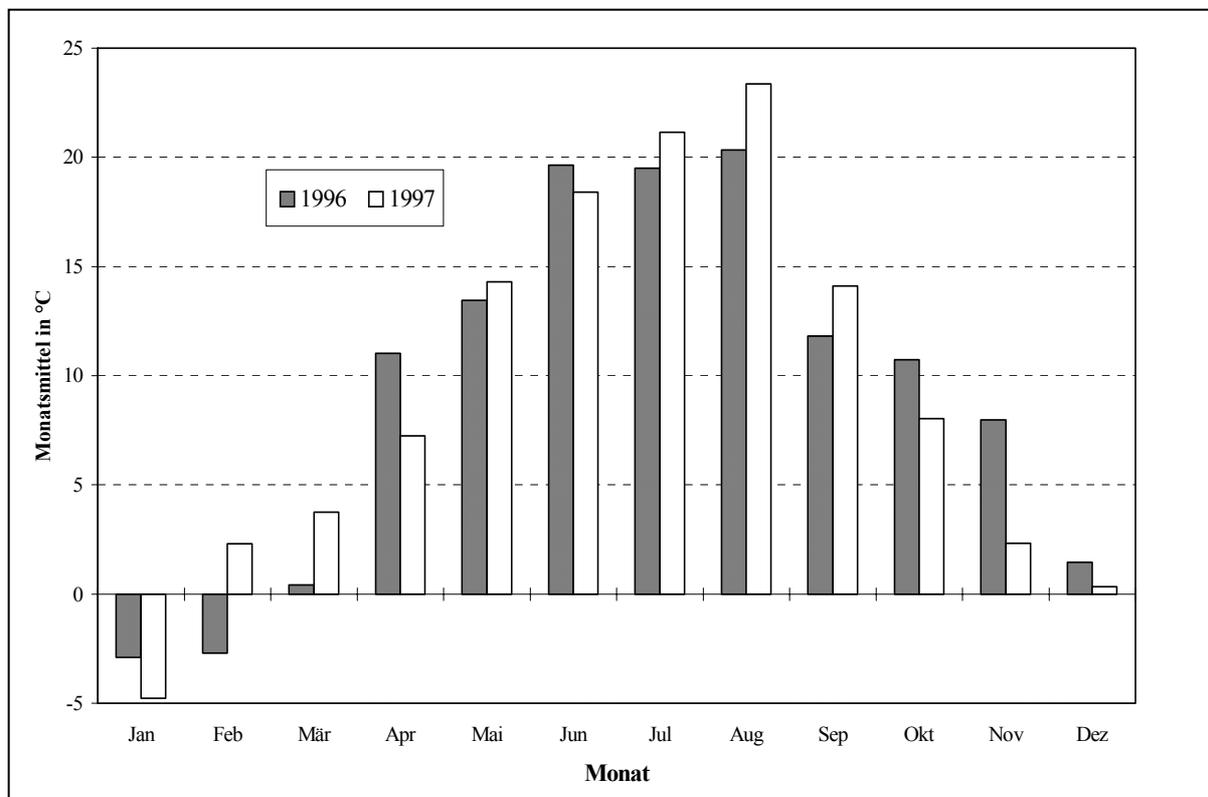


Abb. 5-9: Monatsdurchschnittstemperaturen auf der Fläche DH 2 (Döberitzer Heide) für 1996 und 1997

5 Veränderungen in Heuschrecken-Assoziationen durch Sukzession

Es ist zu klären, wie sich Heuschreckengemeinschaften im Verlaufe der Sukzession verändern und ob sich Sukzession überhaupt mit Hilfe von Daten aus Heuschrecken-erfassungen verfolgen lässt. Daraus sollen Schutzmaßnahmen für gefährdete Heuschrecken abgeleitet und begründet werden.

Die Dominanzstruktur einer Heuschreckengemeinschaft ändert sich von Jahr zu Jahr. Dies liegt daran, dass die Arten in verschiedenen Jahren unterschiedliche Populationsdichten haben. Die Populationsschwankungen hängen in Mitteleuropa hauptsächlich von klimatischen Faktoren ab. Die Arten werden jedoch unterschiedlich beeinflusst. Während eine Art positiv von einem Faktor beeinflusst wird, kann eine andere gleichzeitig negativ oder auch gar nicht von diesem Faktor beeinflusst werden. Außerdem gibt es weitere Faktoren, die die Größe einer Population beeinflussen, wie Feinddruck, Nahrung und die Populationsgrößen anderer Heuschreckenarten. In Mittel- und Westeuropa schwanken nach INGRISCH & KÖHLER (1998a) die jährlichen Populationsgrößen über mehrere Generationen zwischen den 1-2fachen bei Oedipodinae, dem 2-10fachen bei Gomphocerinae, und können bei Tettigoniidae und Gryllidae das 50-100fache erreichen. Eine Zusammenstellung über Fluktuationfaktoren einzelner Arten findet sich bei INGRISCH & KÖHLER (1998a). Folgendes Diagramm zeigt die Populationsschwankungen von vier häufigen Arten in den drei Untersuchungsjahren. Dargestellt sind die Summen der Bodenfallenfänge der Döberitzer Heide und Jüterbog/West.

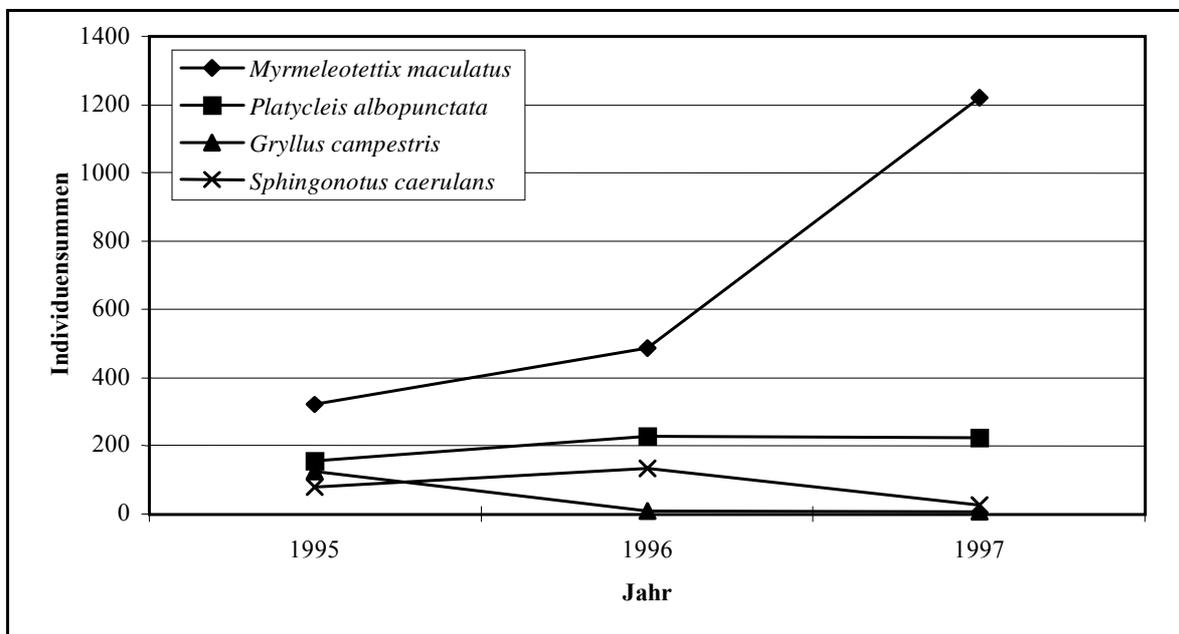


Abb. 5-10: Individuenanzahlen ausgewählter Arten in Bodenfallen (Summen Döberitzer Heide und Jüterbog/West)

Die Individuenanzahlen von *Myrmeleotettix maculatus* in den Bodenfallen sind von 1995 bis 1997 etwa um das Vierfache gestiegen. Bei *Platycleis albopunctata* sind sie annähernd gleich geblieben. *Sphingonotus caeruleus* nahm 1996 gegenüber 1995

leicht zu, 1997 wieder auffallend ab. Der Bestand von *Gryllus campestris* ist nach dem kalten Winter 1995/96 fast völlig zusammengebrochen und hat sich 1997 noch nicht ganz erholt. Es gab zwar 1997 wieder deutlich mehr stridulierende Männchen dieser Art; die Aktivität war jedoch geringer als 1995, sodass sich an den Fangzahlen der Bodenfallen eine Bestandserholung noch nicht ablesen lässt. Diese Schwankungen gleichen den von INGRISCH & KÖHLER (1998a) ermittelten Fluktuationsfaktoren (*Myrmeleotettix maculatus*: 2,5; *Gryllus campestris* 18-50).

In Mitteleuropa ist alle 4 bis 5 Generationen mit einem Populationsmaximum zu rechnen. Dies entspricht etwa den Gradationsrhythmen der Arten in Sibirien (UVA-ROV 1977).

Aus diesen Gründen ist es nicht möglich, allein aus der Veränderung der Dominanz der Arten eines Sukzessionsstadiums Rückschlüsse auf die Wirkung der Sukzession auf die Heuschreckengemeinschaft zu ziehen. Deswegen wurde in aufeinander folgenden Sukzessionsstadien untersucht. So kann modellhaft der Ablauf der Sukzession in einem Jahr verfolgt werden. Die Ergebnisse des ersten Sukzessionsstadiums 1995 können aber nicht einfach mit denen der Folgejahre verglichen werden. Es ist jedoch möglich, die verstärkte Annäherung dieses Stadiums an die folgenden Stadien zu untersuchen.

Die Phänologie von Heuschreckenarten ist nicht in jedem Sukzessionsstadium gleich. Dadurch müssen bei der Untersuchung der Folgen von Sukzession für die Zusammensetzung von Heuschreckengemeinschaften immer vollständige Vegetationsperioden betrachtet werden (s. Kap. 4.2.5).

Die Sukzession läuft in den jungen Stadien schneller ab als in älteren (s. Kap. 5.2). Deswegen lässt sie sich hier in einer dreijährigen Untersuchung besser verfolgen, als die Sukzession der älteren Stadien. Bei den folgenden Ausführungen liegt das Hauptaugenmerk auf den jungen Sukzessionsstadien.

Die Diagramme der Abb. 5-11 und 5-12 zeigen die Dominanzstruktur der beiden jüngeren Sukzessionsstadien. Die Dominanzstruktur wird von 1995 zu 1997 immer un- ausgeglichener, was auf den starken Anstieg der Populationsgröße von *Myrmeleotettix maculatus* zurückzuführen ist. In der Döberitzer Heide werden sich die Flächen DH 1 und DH 2 im Verlaufe der Untersuchung immer ähnlicher. Bei den Flächen JW 1 und JW 2 in Jüterbog ist dies nicht der Fall. Da hier die Sandoffenflächen wesentlich größer sind als in der Döberitzer Heide, läuft die Sukzession wesentlich langsamer ab. Bei den Flächen 3 und 4, den höheren Sukzessionsstadien, ist eine solche Angleichung ebenfalls nicht zu bemerken.

In Abb. 5-13 ist anhand der Substratbindung der Heuschreckenarten deutlich zu sehen, dass in der Döberitzer Heide die arenicolen Arten deutlich ab- und die graminicolen Arten zunehmen. Letztere nehmen nicht nur auf den jungen Sukzessionsstadien zu, sondern auch auf den älteren (DH 3).

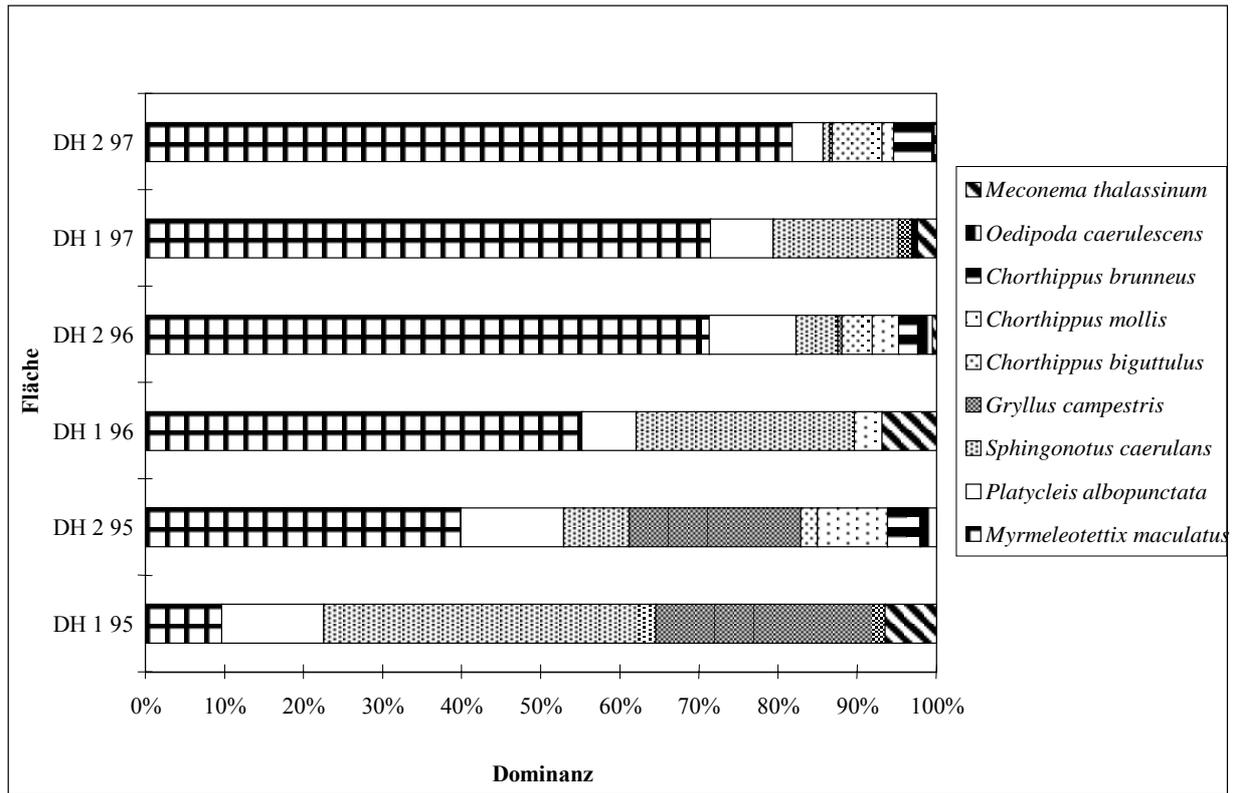


Abb. 5-11: Dominanzstruktur Bodenfallen Döberitzer Heide; DH 1 und DH 2; 1995-97

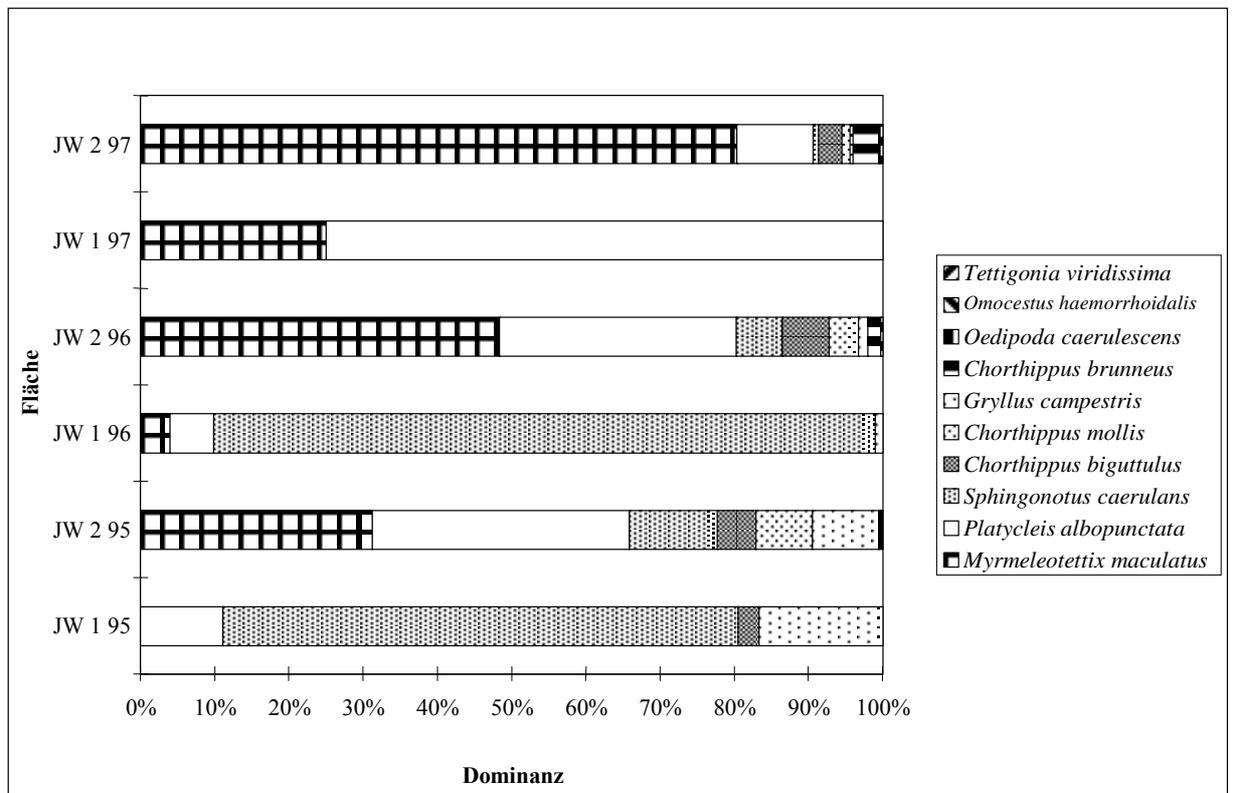


Abb. 5-12: Dominanzstruktur Jüterbog/West; Bodenfallen JW 1 und JW 2; 1995-97

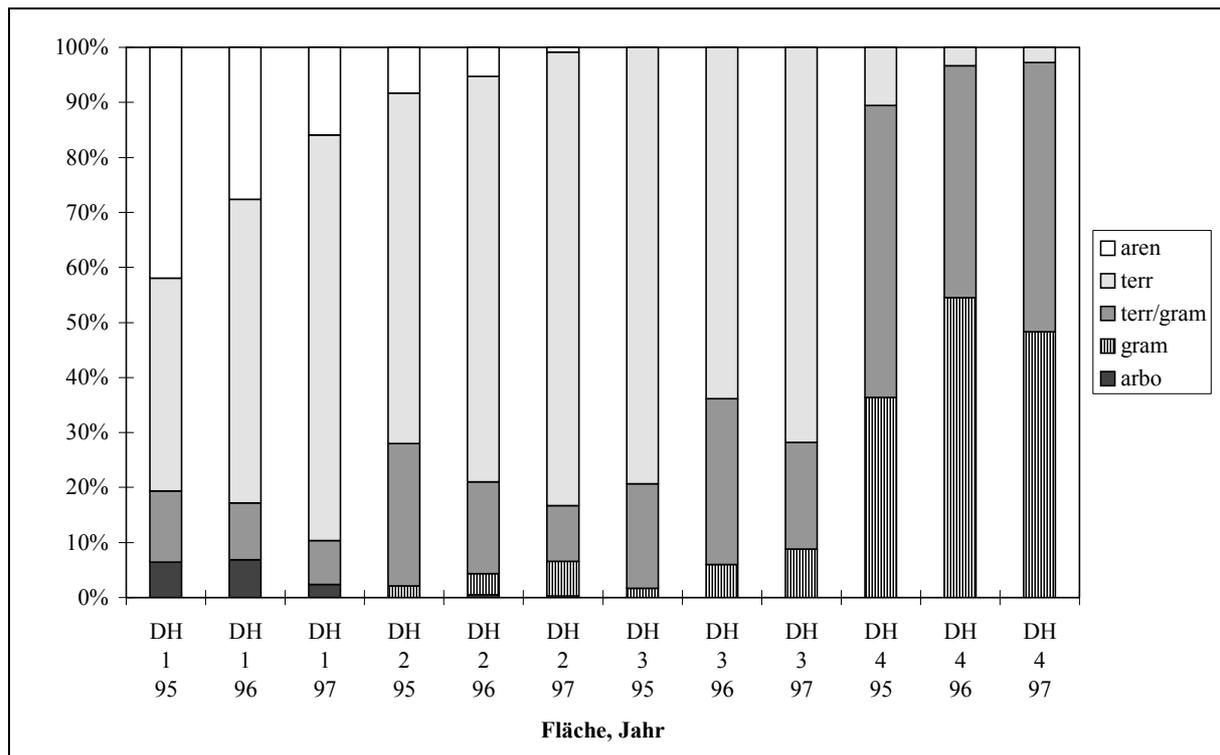


Abb. 5-13: Substratbindung der Heuschreckenarten in der Döberitzer Heide 1995-97 (Abkürzungen: aren=arenicol, terr=terricol, gram=graminicol, arbo=aboricol)

Die Abbildungen 5-14 und 5-15 stellen die Diversitäts- und Evennesswerte (nach SHANNON-WEAVER)¹⁰ für die beiden Untersuchungsgebiete dar. Es wurde jeweils auch der BRILLOIN-Index berechnet. Da sich jedoch ähnliche Ergebnisse zeigten, ist eine Darstellung dieser Werte nicht notwendig. Ein Vergleich der Diversitätswerte ist dadurch nur innerhalb dieser Untersuchung möglich, nicht jedoch ein Vergleich mit Untersuchungen anderen Stichprobenumfangs oder gar anderer Erfassungsmethoden. Da es hier darauf ankommt, die untersuchten Flächen miteinander zu vergleichen, reicht die Darstellung eines Indexes.

¹⁰ Die Dominanzstruktur einer Artengemeinschaft kann auch mit Hilfe der Diversität beschrieben werden. Hierbei wird sowohl die Artenzahl als auch die Individuenverteilung unter den Arten berücksichtigt (zur Berechnung s. Kap. 3.2 und MÜHLENBERG 1993). Der SHANNON-WEAVER-Index (H_s) nimmt den geringsten Wert (0) an, wenn alle Individuen auf der untersuchten Fläche einer Art angehören. Er nimmt einen Maximalwert (H_{max}) an, wenn alle Arten der Gemeinschaft gleich häufig sind. Bei einem Vergleich verschiedener Flächen läßt der Diversitätsindex nicht allein erkennen, ob sein Wert aufgrund einer hohen Artenzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenanzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist. Daher wird der ermittelte Wert in Relation zum maximal möglichen Diversitätswert gesetzt. Diese Relation, die Evenness, wird als Vergleichsmaß herangezogen. Sie liegt zwischen 0 und 1. Bei hoher Gleichverteilung der Individuen auf die vorhandenen Arten nähert sich H_s dem Wert von H_{max} an, der Quotient strebt gegen 1. Ein hoher Evenness-Wert weist also auf eine gleichmäßige Verteilung der Individuen hin.

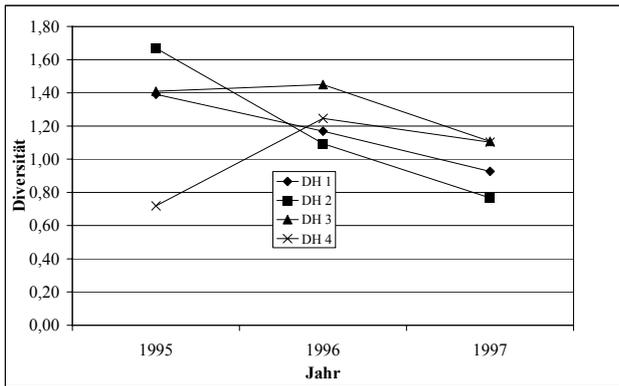


Abb. 5-14a: Diversität in der Döberitzer Heide

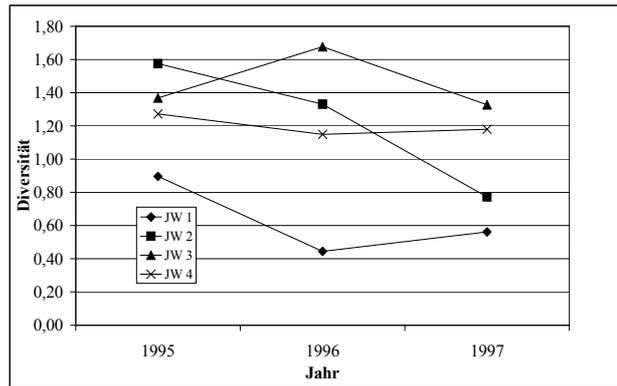


Abb. 5-14b: Diversität in Jüterbog/West

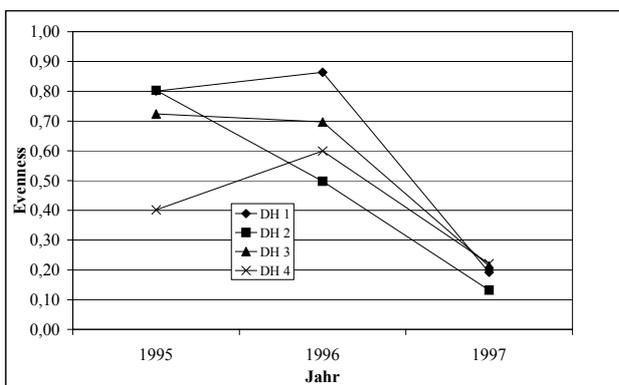


Abb. 5-15a: Evenness in der Döberitzer Heide

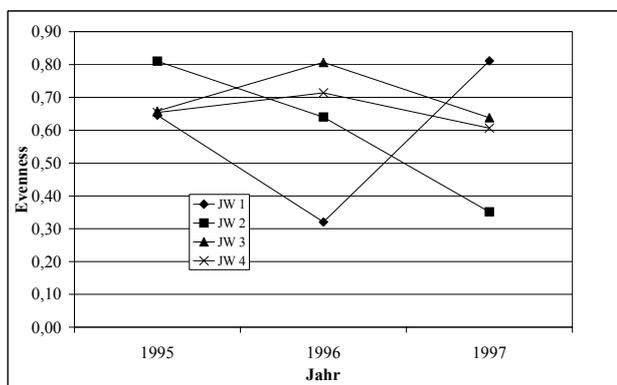


Abb. 5-15b: Evenness in Jüterbog/West

Auf den jungen Sukzessionsstadien DH 1, DH 2 und JW 2 sind die Diversitätswerte von 1995 bis 1997 gesunken; bei den Flächen 2 sogar auf die Hälfte des Ausgangswertes. Auf den Flächen 3 nahm der Wert zunächst zu, von 1996 zu 1997 jedoch wieder ab. Auf der Sandoffenfläche in Jüterbog (JW 1) nahm er zunächst ab, dann wieder zu. Auf der Fläche DH 4 nahm er zu, während er auf der Fläche JW 4 annähernd gleich blieb.

Die 1997 im Vergleich zu den Vorjahren gesunkenen Evenness-Werte der Flächen DH 1 bis DH 3 und JW 2 zeigen die zunehmende Unausgeglichenheit der Artengemeinschaften an. Die Diversitäts- und Evennesswerte nahmen überall dort stark ab, wo der bevorzugte Lebensraum von *Myrmeleotettix maculatus* ist. Ihre Änderung ist also vor allem auf den Populationsanstieg dieser Art zurückzuführen.

In der Döberitzer Heide werden die Diversitäts- und Evennesswerte der Flächen einander ähnlicher. Besonders deutlich kommt dies bei der Evenness (Abb. 5-15a) zum Ausdruck. In Jüterbog/West ist eine solche Entwicklung nicht festzustellen. Ob dies durch das stärkere Wirken der Sukzession in der Döberitzer Heide zustande kommt, muss mit Hilfe anderer Verfahren untermauert werden.

Im Folgenden sollen die Flächen mit Hilfe des WAINSTEIN-Indexes verglichen werden. Hierbei wird nicht nur die Dominanz, sondern auch das gleichzeitige Vorhan-

densein von Arten berücksichtigt. (Vollständige Wertetabellen s. Originalarbeit, KLATT 2003)

Vom ersten Sukzessionsstadium (Flächen DH 1 und JW 1) zum letzten hin nehmen die Werte ab, da die Flächen sich immer unähnlicher werden. Eine Ausnahme stellt das Jahr 1997 in Jüterbog/West dar. Bei der Fläche JW 1 nehmen die Werte leicht zu. Allerdings wurden auf dieser Fläche 1997 nur 8 Tiere gefangen. *Sphingonotus caeruleans*, als Larve sonst in hoher Anzahl auf dieser Sandoffenfläche vertreten, wurde 1997 nicht in den Bodenfallen dieser Fläche gefangen. Dies liegt möglicherweise daran, dass durch die dauerhafte Fängigkeit der Fallen in unmittelbarer Nähe dieser keine Eier mehr abgelegt wurden, und so keine Tiere mehr gefangen wurden.

In der Döberitzer Heide steigt im Verlaufe der Untersuchung der WAINSTEIN-Index der Fläche DH 1 verglichen mit den Nachbarflächen DH 2 und DH 3, d. h. sie wird diesen Flächen ähnlicher. Dies ist ein Hinweis dafür, dass sich durch die ablaufende Sukzession die Vegetation und damit der Lebensraum der Heuschrecken auf dieser Fläche derart verändert hat, dass sich die Zusammensetzung der Arten und die Struktur der Artengemeinschaft in Richtung der Struktur von Artengemeinschaften älterer Sukzessionsstadien ändert. In Jüterbog/West ist dies nicht der Fall. Hier verringern sich die Werte JW 1/JW 2 leicht und die Werte für JW 1/JW 3 steigen nur 1997 leicht an (s. Abb. 5-16).

Das folgende Diagramm verdeutlicht die Unterschiede zwischen beiden Standorten.

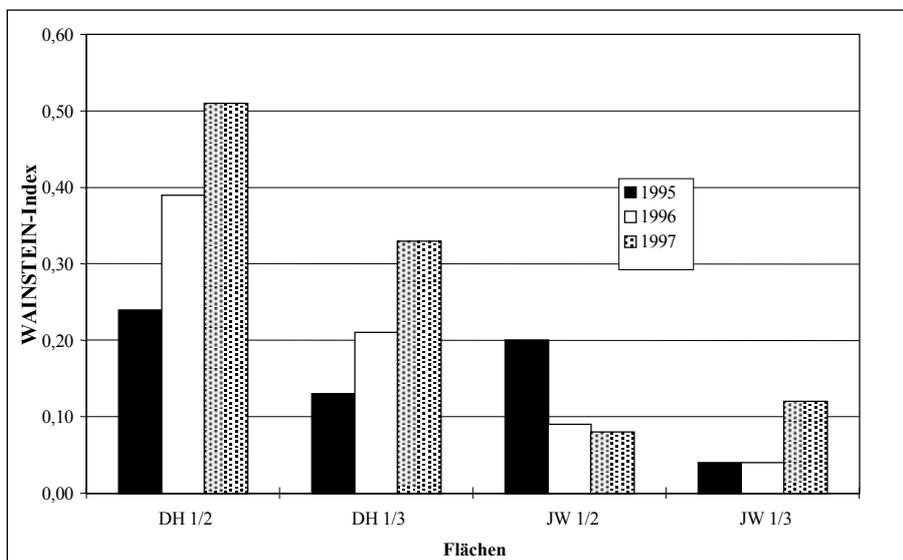


Abb. 5-16:
WAINSTEIN-Index der jungen Sukzessionsstadien. Dargestellt ist jeweils der Vergleich des ersten Sukzessionsstadiums mit dem zweiten bzw. dritten. (Bodenfallen Döberitzer Heide und Jüterbog/West).

Die Sandoffenflächen in Jüterbog/West sind mit bis zu 1 km² wesentlich größer als in der Döberitzer Heide. Der Nährstoffeintrag ist geringer, das Klima etwas trockener, sodass die Sukzession hier wesentlich langsamer abläuft als in der Döberitzer Heide. Hier ändert sich auch die Heuschreckengemeinschaft weniger. Also ist der Anstieg des WAINSTEIN-Indexes in der Döberitzer Heide ein Indiz dafür, dass die Veränderungen in der Heuschreckengemeinschaft tatsächlich auf Sukzession zurückzuführen sind.

Es wurde eine Clusterung der Indizes vorgenommen, deren Ergebnis in den Abb. 5-17 und 5-18 dargestellt ist.

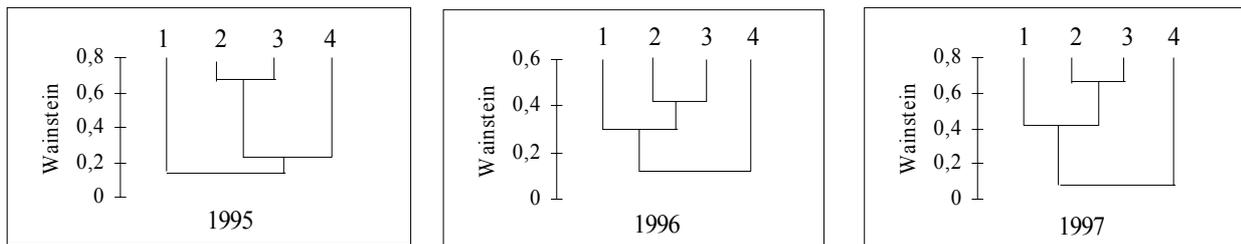


Abb. 5-17a-c: Clusterung WAINSTEIN-Index in der Döberitzer Heide (Bodenfallen, Zahlen 1-4 bezeichnen die Flächennummern DH 1 - DH4)

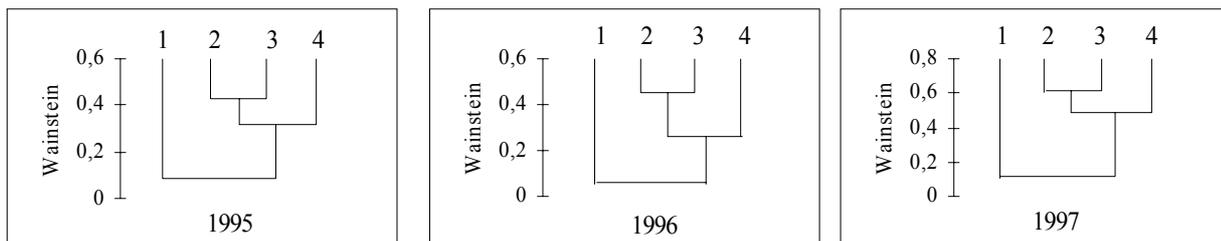


Abb. 5-18a-c: Clusterung WAINSTEIN-Index in Jüterbog/West (Bodenfallen, Zahlen 1-4 bezeichnen die Flächennummern JW 1 - JW4)

Während 1995 die Fläche DH 4 den Flächen DH 2 und 3 ähnlicher war als die Fläche DH 1 diesen beiden Flächen, so ändert sich dies 1996. Noch ein Jahr später steigt die Ähnlichkeit von DH 1 zu DH 2 nochmals um den Wert 0,1 (= 10 %).

In Jüterbog/West bleiben die Verhältnisse dagegen annähernd gleich. Die Ähnlichkeit der Fläche JW 1 zu den anderen Flächen beträgt in allen Untersuchungsjahren nur etwa 10 %.

Da der WAINSTEIN-Index ein Produkt aus JACCARDscher Zahl und RENKONENScher Zahl ist, können Unterschiede in der Artenzusammensetzung durch Ähnlichkeiten in den Dominanzverhältnissen (und umgekehrt) „verwischt“ werden. In den hier untersuchten Fällen ergab sich eine solche Konstellation nie. Sowohl JACCARDsche als auch RENKONENSche Zahl zeigten dieselben Tendenzen. Deswegen wird hier auf eine separate Darstellung dieser Werte verzichtet.

Der Vergleich von Flächen verschiedener Jahre ist aufgrund der eingangs besprochenen Populationsschwankungen der Arten nicht ohne Einschränkungen möglich. Es zeigt sich jedoch, dass in der Döberitzer Heide z. B. die Fläche DH 1 1997 verglichen mit DH 2 1996 einen höheren WAINSTEIN-Index aufweist, als verglichen mit DH 2 1997. 1996 war die Fläche DH 2 noch in einem jüngeren Abschnitt der Sukzession als 1997. Dies ist ebenfalls ein Indiz dafür, dass sich die Zusammensetzung der Artengemeinschaft der Fläche DH 1 in Richtung der Zusammensetzung auf der Fläche DH 2 entwickelt.

Eine gute Möglichkeit, Heuschrecken als Indikatoren für fortschreitende Sukzession heranzuziehen, ist der E/C-Index (KÖHLER & KOPETZ 1993). In der Abb. 5-19a ist dieser Index für das Untersuchungsgebiet Döberitzer Heide dargestellt.

Vom jüngsten zum ältesten Stadium sinkt der E/C-Index, d. h. der Anteil der Ensifera geht zurück. Innerhalb der Sukzessionsstadien 1 und 2 sinkt der Index auch von 1995 bis 1997, während er beim Sukzessionsstadium 3 erst sinkt und dann wieder leicht steigt. Beim Sukzessionsstadium 4 sinkt der ohnehin schon geringe Wert, jedoch nicht so stark, wie auf den Flächen 1 und 2. Der starke Unterschied zwischen 1995 und 1996 ist durch den Zusammenbruch der Population von *Gryllus campestris* infolge des starken Winters zu erklären. Auf den Flächen DH 1 und DH 2 kann man also am Sinken des E/C-Indexes ablesen, dass die Sukzession sich hier stärker als auf den anderen Flächen auf die Heuschreckenfauna auswirkt. Allerdings sinken die E/C-Werte auch deshalb, weil im Verlaufe der Untersuchung die Population von *Myrmeleotettix maculatus* sehr stark zugenommen hat (s. Abb. 5-10).

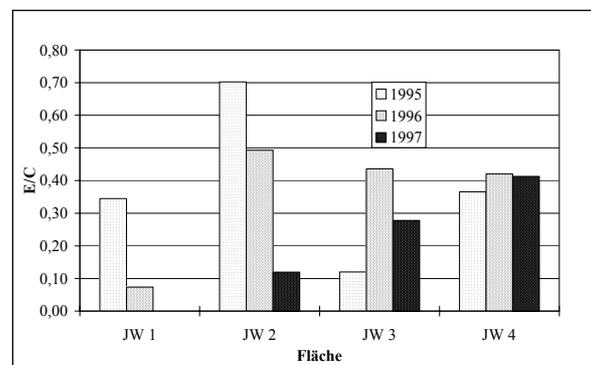
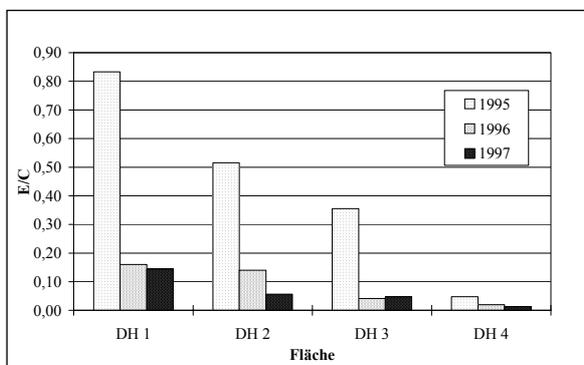


Abb. 5-19a: Ensifera/Caelifera-Index der Bodenfallen in der Döberitzer Heide

Abb. 5-19b: Ensifera/Caelifera-Index der Bodenfallen in Jüterbog/West

Die Abbildung 5-19b stellt den E/C-Index der Bodenfallen in Jüterbog/West dar. Der Verlauf ist in Jüterbog/West anders als in der Döberitzer Heide: Der E/C-Wert steigt von JW 1 nach JW 2 an, wird nach JW 3 kleiner und ist auf der Fläche JW 4 wieder größer. Zwischen den Bäumen auf dieser Fläche existieren noch größere Freiflächen als auf der Fläche JW 3 zwischen den einzelnen *Calluna*-Büschen. Also ist diese Fläche teilweise schwächer verbuscht als JW 3; somit sollte auch ihr E/C-Index höher sein. Auf der Fläche JW 1 wurde der E/C-Index sehr stark durch Larven von *Sphingonotus caerulans* bestimmt, welche 1997 auf der Fläche nicht mehr gefangen wurden. Die Entwicklung des E/C-Indexes in den drei Untersuchungsjahren zeigt aber deutlich, dass die Wirkungen der Sukzession auf die Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaft auch hier in den jüngeren Sukzessionsstadien am größten ist. Auch hier hat allerdings der Populationsanstieg von *Myrmeleotettix maculatus* einen starken Einfluss.

Da die bisher aufgeführten Darstellungen teilweise sehr stark durch die sich ändernde Dominanz von *Myrmeleotettix maculatus* beeinflusst werden, sind in der Abbildung 5-20 die Fangzahlen für eine nicht zu den Saltatoria zählende Art, den Sandohrwurm

Labidura riparia (Orthoptera: Dermaptera) dargestellt. Dieser Kosmopolit, der deutschlandweit als gefährdet gilt (INGRISCH & KÖHLER 1998b), kommt nur auf Sandoffenflächen vor. In den älteren Sukzessionsstadien (Flächen 3 und 4) wurde er nicht nachgewiesen.

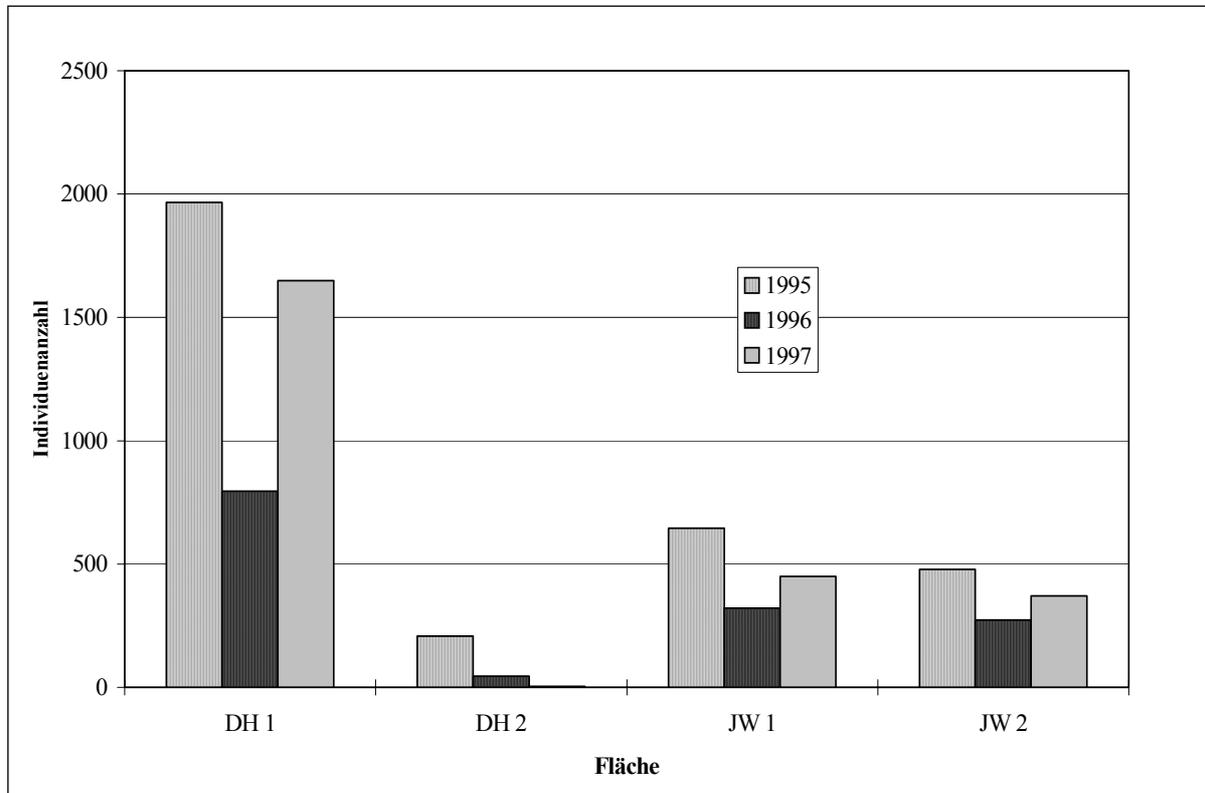


Abb. 5-20: *Labidura riparia* in Bodenfallen in der Döberitzer Heide und in Jüterbog/West 1995-1997

Die Entwicklung der Fangzahlen in der Döberitzer Heide ist sehr verschieden von der in Jüterbog/West. Während auf der Fläche DH 1 und auf den beiden Flächen in Jüterbog natürliche Populationsschwankungen auftraten, ist die Art auf der Fläche DH 2 fast verschwunden. Dies ist ein weiterer Hinweis dafür, dass die Sukzession in der Döberitzer Heide schneller abläuft als in Jüterbog/West.

Aus dem bisher Gesagten ist zu erkennen, dass die Ermittlung eines Vergleichswertes nicht ausreicht, um die Wirkung der Sukzession auf Heuschreckengemeinschaften zu dokumentieren. Vielmehr müssen mehrere Werte herangezogen werden, die ein Gesamtbild ergeben.

Aufgrund der unterschiedlich starken Populationsschwankungen der einzelnen Arten und deren Einfluss auf die Vergleichswerte ist es nur eingeschränkt möglich, in einigen Jahren (5 bis 10) diese Untersuchung ein Jahr lang zu wiederholen und daraus Rückschlüsse auf die Wirkung der Sukzession zu ziehen, wie es UNSOLT (1995) vorgeschlagen hat.

Zur Effizienzkontrolle von Managementmaßnahmen ist es jedoch notwendig, die Wirkung dieser Maßnahmen nach einigen Jahren zu überprüfen. Die zur Verfügung

stehenden finanziellen Mittel und die vorhandene Zeit reichen jedoch nicht aus, immer solche aufwändigen Untersuchungen durchzuführen, die über mehrere Vegetationsperioden laufen müssen.

Deswegen müssen solche Effizienzkontrollen anhand ausgewählter Zielarten durchgeführt werden. Deren Habitatansprüche, Populationsgrößen und deren Schwankungen müssen bekannt sein. Dazu sind umfassende Untersuchungen notwendig. Ist diese Arbeit jedoch geleistet, so können sowohl bei der Effizienzkontrolle als auch bei der Planung von Maßnahmen Geld und Zeit gespart und trotzdem gut verwertbare Ergebnisse erwartet werden.

Die Auswahl der Zielarten muss sich nach bestimmten objektiven Kriterien richten. Im Folgenden soll dies am Beispiel von *Sphingonotus caeruleus* und *Chorthippus vagans* dargestellt werden. Die Bestimmung von Leitarten und Artenassoziationen (s. Kap. 4) ermöglicht die Auswahl von Zielarten.

6 Auswahl und Einsatz von Zielarten

6.1 Grundsätzliches

Dem Naturschutz stellt sich zunehmend die Aufgabe, seine Ziele zu artikulieren und zu beschreiben. Das wichtigste Ziel ist die Erhaltung der Vielfältigkeit der autochthonen Pflanzen- und Tierwelt. Da es nicht immer möglich und praktisch nicht realisierbar ist, die Gesamtheit der Arten und ihre Lebensraumansprüche zu erfassen, werden zur Beschreibung von Lebensräumen und deren Entwicklung zunehmend Zielarten eingesetzt. Die Ansprüche der Zielarten werden ermittelt und ihre Lebensräume gesichert. Zielarten dienen stellvertretend für die Gesamtausstattung als Wegweiser für Planungen in Naturschutz und Landschaft. Managementmaßnahmen lassen sich anhand von Zielarten planen und überprüfen. Mit Hilfe von Zielartenkollektiven wird es dem Naturschutz möglich, seine Forderungen in der Konkurrenz mit anderen Landnutzungsansprüchen zu quantifizieren (s. a. VOGEL et al. 1996).

Der Begriff Zielart wird in der Literatur inzwischen unterschiedlich gehandhabt (s. z. B. KRATOCHWIL 1989, RECK et al. 1991, RECK 1993, VOGEL et al. 1996). Deshalb wird der Begriff hier nach folgender Definition (in Anlehnung an VOGEL et al. 1996) gebraucht:

„Zielarten sind ausgewählte Arten, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzziele oder Managementmaßnahmen dienen. Die von ihnen bewohnten Lebensräume sollen so entwickelt werden, dass die Zielarten darin eine langfristige Überlebenschance erhalten.“

Um dem verstärkten kommunalen und kommerziellen Nutzungsdruck auf die ehemaligen TÜP zu begegnen, sind nachvollziehbare Konzepte gefordert. Der Schutz von anthropogen bedingten Sandoffenflächen steht vielen anderen Interessen gegenüber und muss ausreichend begründet und verständlich gemacht werden. Im Gegensatz zu Landnutzungsansprüchen wie Land- und Forstwirtschaft oder Straßenbau besitzt der Naturschutz in Deutschland kein eigenes rechtsverbindliches Planungselement. Das

Zielartenkonzept wurde ursprünglich in den USA entwickelt (minimum viable population = MVP; kleinste überlebensfähige Population und population viability analysis = PVA; Populationsgefährdungsanalyse) und von HOVESTADT et al. (1991) an die deutschen Verhältnisse angepasst und weiterentwickelt. Damit das Zielartenkonzept jedoch nicht nur ein konzeptioneller Ansatz bleibt, muss es auch in der Praxis angewandt werden. Die Zielarten dürfen nicht durch „Zurufen“ von einigen Spezialisten ausgewählt werden.

Die Eignung einer Art als Zielart, ihre Lebensraumansprüche, ihre Verbreitung und ihre Beziehungen zu anderen Arten müssen festgestellt werden. Eine Art, die eng an die Sandoffenflächen und deren junge Sukzessionsstadien gebunden ist, wird Arten, die auch in anderen Biotoptypen vorkommen, bei der Auswahl als Zielart solcher Flächen vorgezogen.

Die Auswahl einer Art als Zielart richtet sich jedoch nicht nur nach deren Habitatbindung. Der Begriff „Zielart“ ist also keinesfalls mit „Leitart“ (s. FLADE 1994 und Kap. 4.2.2) gleichzusetzen. Um überhaupt eine Art als Zielart auszuwählen, muss zunächst das Ziel der jeweiligen Maßnahme formuliert werden. Ist es das Ziel, Sandoffenflächen der natürlichen Sukzession zu überlassen und natürliche Waldbildung zu fördern, so ist es nicht sinnvoll, eine Art als Zielart zu wählen, die an Sandoffenflächen gebunden ist. Ist es jedoch das Ziel, auf ausgewählten Flächen durch geeignete Pflegemaßnahmen die Sukzession zu unterdrücken und Sandoffenflächen zu erhalten, so ist die Wahl einer an diese Sukzessionsstadien gebundenen Art durchaus anzustreben. Eine Zielart ist also eine „politische“, teilweise durch subjektive Einflüsse gewählte Art. Während Leitarten anhand objektiver Kriterien herausgearbeitet werden, werden Zielarten ausgewählt. Hierbei ist der Planer an politische Vorgaben gebunden. Nur selten wird er es sein, der festlegt, was mit einer Fläche geschieht.

Plant man Maßnahmen auf einer Fläche so, dass diese der gewählten Zielart und der mit ihr verwandten Arten gerecht werden, können andere Artengruppen dadurch benachteiligt werden. Hier muss eine Abwägung vorgenommen werden. Auch sollten sich Maßnahmen nicht an nur einer Zielart orientieren, sondern an Zielartenkollektiven, die sich aus Zielarten mehrerer taxonomischer Einheiten zusammensetzen.

Allerdings sollten aus einer taxonomischen Einheit nicht zu viele Arten gewählt werden. Oft kommt es vor, dass in Pflege- und Entwicklungsplanungen für Trockenrasen alle xerophilen Arten als Zielarten gewählt werden. Das sind dann meist über die Hälfte der vorkommenden Arten. Dies läuft dem Zielartenkonzept zuwider. In einem solchen Fall kann die Auswahl von Zielarten unterbleiben; zumal nicht alle xerophilen Arten an das gleiche Habitat gebunden sein müssen. So kommt die xerophile *Myrmeleotettix maculatus* zwar auf Sandoffenflächen und besonders dominierend auf Silbergrasfluren vor, ist aber auch in anderen Sukzessionsstadien und anderen trockenen Biotopen, wie Kiefernforsten, heimisch. Eine Auswahl dieser Art als Zielart ist also nicht möglich.

Damit die Auswahl einer Art als Zielart nicht zu stark subjektiv beeinflusst ist, sollte sich die Auswahl an allgemein anerkannten und nachvollziehbaren Kriterien orientie-

ren. Die Festlegung einer Art als Zielart erfolgt allgemein nach den Kriterien von HOVESTADT et al. (1991) und VOGEL et al. (1996), die hier kommentiert dargestellt werden:

Die höchste Priorität haben demnach Arten mit dem höchsten überregionalen Gefährdungsgrad. Gibt es keine überregional gefährdeten Arten, so ist auf Arten mit regionaler oder lokaler Gefährdung zurückzugreifen. Dieses Kriterium gilt jedoch nicht in den Fällen, in denen eine bestimmte Managementmaßnahme überprüft werden soll. Hier sind dafür geeignete Arten vorzuziehen.

Arten, die in Mitteleuropa ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, sind hier am besten zu schützen. Für diese Arten haben wir eine besondere Verantwortung, im Gegensatz zu Arten, die bei uns am Rande ihres Verbreitungsgebietes leben. Zudem sollte es sich um Arten handeln, die in unserem geografischen Einflussbereich leben (bei Vögeln: keine Fernzieher).

Bei Heuschrecken ist dieses Kriterium nur selten anwendbar. Es gibt keine Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa haben. Viele Arten leben bei uns an ihrer Verbreitungsgrenze (s. Tab. 4-1). Zumindest sollten Zielarten Arten sein, die bodenständig sind, von denen also im betreffenden Gebiet sich fortpflanzende Populationen vorkommen.

Die ausgewählten Arten sollten im betreffenden Gebiet eine wirkliche Überlebenschance haben. Eine Population, die nur noch aus wenigen Individuen besteht, ist als Zielart ungeeignet. Vor der Festlegung einer Art als Zielart ist also deren Populationsgröße zu bestimmen und die Überlebenswahrscheinlichkeit abzuschätzen. Hierzu gehört auch ein relativ ausgeglichenes Geschlechterverhältnis. Eine Population, die hauptsächlich aus einem Geschlecht besteht, ist nur durch Zuwanderung von außen überlebensfähig, mit Ausnahme sich parthenogenetisch vermehrender Arten. Auch muss die Mobilität der Art untersucht werden, um zu überprüfen, ob sie zum Genaustausch mit anderen Populationen fähig ist.

Die Arten sollten populär sein, um eine entsprechend förderliche Öffentlichkeitsarbeit entwickeln zu können. Ein möglichst großer Teil der Bevölkerung sollte die Arten kennen (z.B. Weißstorch). Für solche populären Arten lassen sich Naturschutzziele besser und mit breiterer Unterstützung der Bevölkerung durchsetzen. Leider gibt es kaum in diesem Sinne populäre Heuschreckenarten. Heuschrecken sind den meisten Menschen nur dann bekannt, wenn sie Schäden an ihren Kulturpflanzen anrichten (in Mitteleuropa *Gryllothalpa gryllothalpa*). Zumindest unter Biologen sind solche Arten bekannt, die durch ihre Größe oder Färbung auffallen.

Arten, die bekannt sind, werden auch von Bearbeitern, die keine Spezialisten sind, im Gelände gefunden. Es sollte sich nicht um Arten handeln, die leicht zu verwechseln sind. Mit Hilfe dieser populären Arten lassen sich auch Arten mit gleicher Habitatbindung schützen, die schwer zu bestimmen sind oder versteckt leben und so oft übersehen werden.

Zielarten sollten einen hohen „Mitnahmeeffekt“ haben, d. h. von ihrem Schutz profitiert eine große Zahl weiterer Arten. Der Mitnahmeeffekt ist bei Arten mit hohem Raumbedarf am höchsten.

Arten, deren Hauptgefährdung in der Veränderung des Lebensraumes und nicht z. B. in direkter Verfolgung liegt sind zu bevorzugen, damit auch andere Arten davon profitieren können.

Die Kosten für die Sicherung der Population sind zu bedenken.

Die Habitatvoraussetzungen für die Art müssen vorhanden sein.

Um zu überprüfen, ob für eine Art diese Kriterien zutreffen, müssen also folgende Fragen geklärt werden:

- die aktuelle Verbreitung,
- die Gefährdungssituation,
- die Habitatansprüche,
- die Vergesellschaftung mit anderen Arten,
- die Populationsgröße, die Mobilität und damit die Überlebensfähigkeit sowie
- die Popularität und der Mitnahmeeffekt.

6.2 *Sphingonotus caerulans* als Zielart junger Sukzessionsstadien

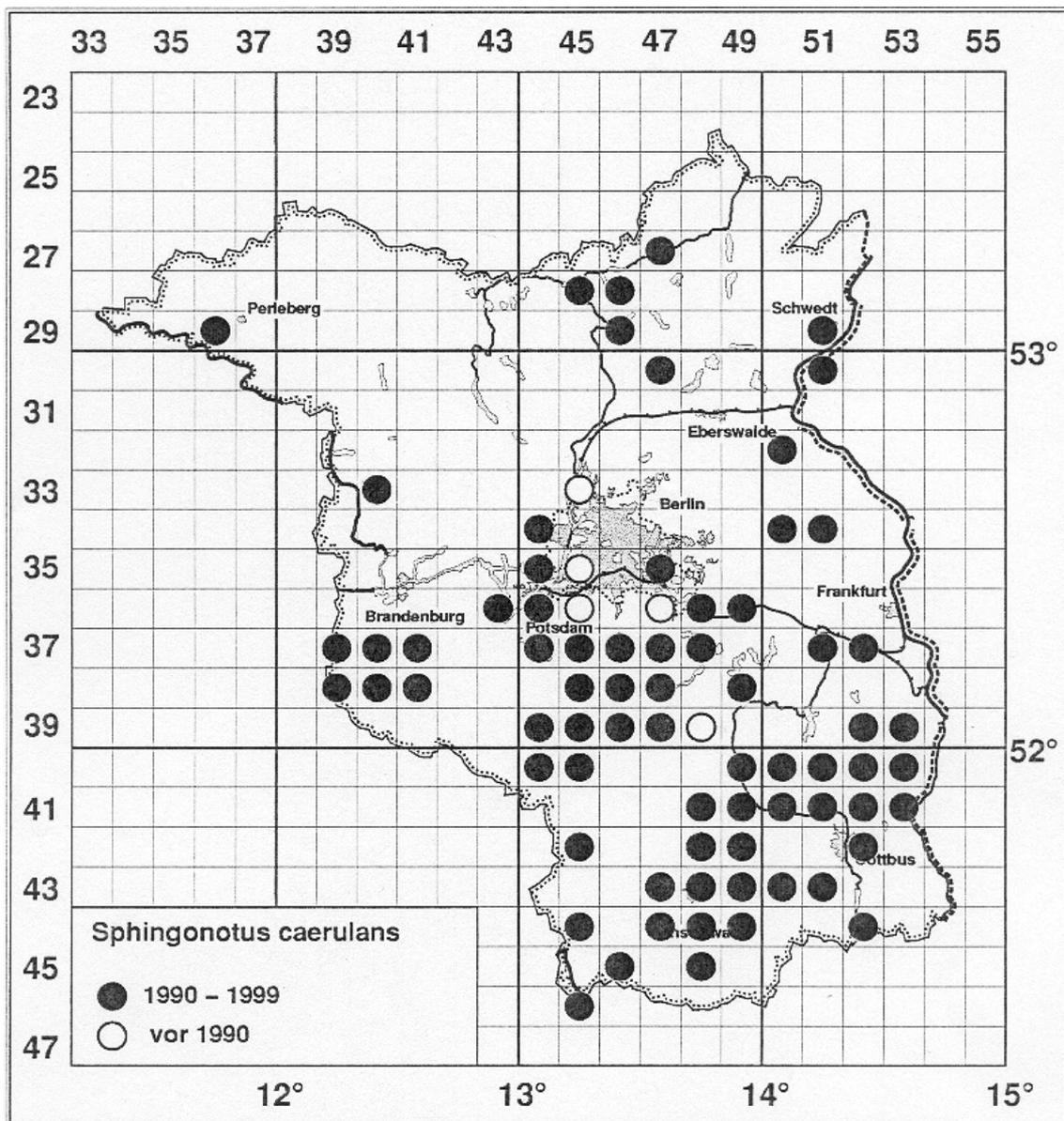
Sphingonotus caerulans, die Blauflügelige Sandschrecke ist eine seltene Art, deren nördliche Arealgrenze durch Deutschland verläuft. Die von ihr besiedelten Habitate sind meist Sekundärlebensräume und stehen oft nur kurzzeitig zur Verfügung. Primärhabitats wie Binnendünen und Sandrasen sind durch Aufforstung und Sukzession bedroht. Andere Primärhabitats, wie Schotterflächen der Flüsse sind fast überall verschwunden.

6.2.1 Verbreitung und Gefährdung von *Sphingonotus caerulans* in Brandenburg

Obwohl die Art sehr auffällig ist und nicht verwechselt werden kann, war über ihre Verbreitung in Brandenburg bisher nur wenig bekannt. Die Anzahl der besiedelten TK-25-Raster Brandenburgs (n=246) ist von 29 im Jahr 1996 auf 72 im Jahr 2000 (HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000) gestiegen, was auf den größeren Durchforschungsgrad und die Bündelung der Aktivitäten der märkischen Orthoptologen zurückzuführen ist. Im Zuge einer landesweiten Rasterkartierung der Heuschrecken, die der Arbeitskreis Heuschrecken Brandenburgs durchführte, wurden die potentiellen Lebensstätten der Art kontrolliert, um einen vollständigen Überblick über die Verbreitung von *Sphingonotus caerulans* zu geben. Zu deren Feststellung wurde eine Umfrage unter in Brandenburg tätigen Entomologen durchgeführt. Weiterhin wurde Literatur ausgewertet (KLÄGE 1990, LANDECK 1995, VOSSEN & PIPER 1996, BROSE 1997, HAUPT 1997, KLATT & SCHILITZ 1997, SCHILITZ 1997) und die Sammlung des Naturkundemuseums Berlin durchgesehen.

Die Abb. 6-1 zeigt die heutige Verbreitung von *Sphingonotus caerulans* in Brandenburg. Dargestellt sind besetzte TK-25-Raster. Besetzt ist ein Raster, wenn mindestens 1 Tier nachgewiesen wurde. Die Karte gibt also keine Auskunft darüber, ob es sich um große Populationen oder um Einzeltiere handelt.

Die Art kommt fast ausschließlich auf vom Menschen stark beeinflussten Flächen vor, so auf Übungsflächen der ehemaligen Truppenübungsplätze und in der Tagebaufolgelandschaft der Niederlausitz. Auf Sandoffenflächen und in Silbergrasfluren ist sie eine der dominierenden Arten. Sie ist Leitart der Sandoffenflächen und gehört hier zur **Assoziationsgruppe**. Auf Silbergrasfluren mit einer Vegetationsdeckung unter 10 % ist sie der **Assoziationsgruppe** assoziiert (s. Kap. 4.3.2., Abb. 4-12).



Anzahl belegte Raster: 1990 - 1999: 72 vor 1990: 5

Abb. 6-1: Verbreitung von *Sphingonotus caerulans* in Brandenburg (verändert nach HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000); Raster: TK 25; Nachweise vor 1990 sind nur dargestellt, wenn danach kein Nachweis mehr erfolgte

Nach Norden hin wird die Art seltener. Nördlich Berlins sind außer in der Kleinen Schorfheide (ehemaliger TÜP) lediglich fünf vereinzelte Vorkommen bekannt. In Mecklenburg-Vorpommern wird die Art nicht als bodenständiger Faunenbestandteil eingestuft (WRANIK et al. 1996). Die Art lebt in Brandenburg an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze.

Außerhalb von TÜP und Tagebaufolgelandschaft sind nur sehr wenige aktuelle Fundpunkte bekannt. Zudem wurden, im Gegensatz zu den TÜP- und Tagebauflächen, meist nur Einzeltiere gemeldet. Nur LANDECK (mdl.) stellte die Art in größerer Anzahl auch in Kiesgruben und auf Großbaustellen in der Niederlausitz fest.

Auf TÜP und in der Tagebaufolgelandschaft kommt die Art jedoch noch recht häufig und in großer Anzahl vor, was auch die hier vorliegende Untersuchung zeigt.

Die Art ist in der BRD „stark gefährdet“. Sie ist durch die Bundes-Artenschutzverordnung geschützt. Mit Ausnahme des Nordwestens Deutschlands (westl. Niedersachsen, nördl. Rheinland-Pfalz, nördl. Hessen und Schleswig-Holstein) und Mecklenburg-Vorpommerns sind Vorkommen aus ganz Deutschland bekannt. In den meisten Bundesländern kommt sie jedoch nur lokal vor und ist außer im südlichen Brandenburg, südlichen Sachsen-Anhalt und nördlichen Sachsen sowie der Oberrheinebene nirgends großflächig verbreitet (MAAS, DETZEL & STAUDT 2002).

Die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts war in Deutschland von einer langen Phase der Arealregression geprägt. Seit etwa 10 Jahren lässt sich eine vor allem westwärts gerichtete Expansion beobachten (DETZEL 2001). Sie wurde wahrscheinlich von starken Vermehrungen in den Brandenburgischen und Mitteldeutschen Vorkommensschwerpunkten ausgelöst.

Sphingonotus caerulans steht in allen Bundesländern auf der Roten Liste (außer Mecklenburg-Vorpommern, da kein bodenständiger Faunenbestandteil). Nach der Roten Liste der Heuschrecken Brandenburgs (KLATT & BRAASCH et al. 1999) ist sie in Brandenburg „gefährdet“. Die Art ist durch den Rückgang von Sandoffenflächen durch Nutzungsaufgabe, natürliche Sukzession, Aufforstung und Bebauung bedroht. Ihre Vorkommen sollten deshalb weiterhin beobachtet werden.

6.2.2 Habitatbindung und Vergesellschaftung

BROSE (1997) hat die *Sphingonotus caerulans* zusammen mit *Oedipoda caerulescens* als Leitart (Definition nach FLADE 1994) für Pionierfluren eingestuft. BELLMANN (1993) charakterisiert die Art als typischen Bewohner „vegetationsarmer, trockener Sand- und Kiesflächen“. Auch seiner Meinung nach kommt sie oft vergesellschaftet mit *Oedipoda caerulescens* vor. POLLER & HÖSER (1993) stellten hingegen in der Bergbaufolgelandschaft Sachsens und Thüringens fest, dass im Verlauf der Sukzession *Oedipoda caerulescens* von *S. caerulans* abgelöst wird. Während *Oe. caerulescens* bei einer Vegetationsdeckung von 1 – 10 % festgestellt wurde, trat *S. caerulans* erst bei 10 % Deckung auf und löste die andere Art ab.

Auf den beiden untersuchten TÜP ist jedoch das Gegenteil der Fall. So trat *Sphingonotus caeruleus* nur in den Sukzessionsstadien „Sandoffenfläche“ und „Silbergrasflur“ auf, während *Oedipoda caerulescens* auf der Sandoffenfläche nicht nachgewiesen wurde, jedoch in allen anderen Sukzessionsstadien („Silbergrasflur“, „Ginsterheide“, „Callunaheide“ und „Vorwald“, s. Kap. 4.3). Auch auf den Silbergrasfluren kamen beide Arten nur sehr selten gemeinsam vor: *S. caeruleus* bevorzugt lückige Silbergrasfluren mit offenen Sandflächen, während *Oe. caerulescens* in den Silbergrasfluren dichtere Bereiche mit ausgeprägter Moosschicht bevorzugt, ihren Vorkommensschwerpunkt jedoch auf älteren Sukzessionsstadien hat. Über ähnliche Ergebnisse berichtet KLAUS (1995).

Sphingonotus caeruleus nutzt Sandoffenflächen offenbar zur Eiablage. Hier wurden in Bodenfallen etwa fünfmal mehr Larven gefangen als in den Silbergrasfluren. Das Verhältnis Männchen:Weibchen in Bodenfallen beträgt auf den Sandoffenflächen 1:7, in Silbergrasfluren jedoch 1:1,25.

Silbergrasfluren, in deren Nähe keine Sandoffenflächen vorhanden sind, werden nicht von *Sphingonotus caeruleus* besiedelt; ebenso fehlt die Art auf kleinen Sandoffenflächen (<1 ha), die isoliert in der Landschaft vorkommen. Auf diesen Flächen dringt *Oedipoda caerulescens* auch in Habitats vor, die sonst von *Sphingonotus caeruleus* genutzt werden. Stete Begleiter von *Sphingonotus caeruleus* sind *Myrmeleottetix maculatus* und *Platyceles albopunctata* (s. Kap. 4.3.1 und 4.3.2), nicht jedoch, wie gelegentlich in der Literatur angegeben, *Oedipoda caerulescens*. Beide Arten treffen eher zufällig zusammen und können nicht als „miteinander vergesellschaftet“ bezeichnet werden. Eher kann, wie bei POLLER & HÖSER (1993), eine Konkurrenz beider Arten vermutet werden.

Sphingonotus caeruleus bevorzugt also deutlich die jungen Sukzessionsstadien, welche durch fortschreitende Sukzession immer mehr abnehmen. Sie kann als Leitart für Sandoffenflächen und junge Silbergrasfluren angesehen werden (s. Kap. 4; weitere Angaben zur Habitatbindung s. WALLASCHEK 1996, KLATT 1996, KLATT & SCHILITZ 1997, SCHILITZ 1997). Da längst nicht auf allen ehemaligen TÜP die jungen Sukzessionsstadien erhalten werden können, ist die Art durch den Rückgang ihrer Lebensräume, nicht jedoch durch direkte Verfolgung gefährdet. Die Habitatvoraussetzungen sind derzeit im Land Brandenburg noch ausreichend gegeben. Diese beiden wichtigen Voraussetzungen für eine Einstufung als Zielart sind also erfüllt.

6.2.3 Populationsgröße, Geschlechterverhältnis und Lebensdauer

Weiterhin musste die Frage geklärt werden, ob von der Art noch überlebensfähige Populationen existieren. Darüber geben die Ergebnisse der Markierungsversuche Auskunft. Diese wurden auf den Dauerbeprobungsflächen Jüterbog/West und Döberitzer Heide durchgeführt.

Für die Genauigkeit der Schätzung der Größe einer Population mit der JOLLY-Methode bzw. dem LINCOLN-INDEX (s. Kap. 3.3) ist die Wiederfangrate ein sehr wichtiger Faktor. Diese hängt von folgenden Einflüssen ab: Ein- und Auswanderun-

gen, Geburts- und Sterbeprozesse, Auffindbarkeit und Fluchtverhalten der Tiere im Gelände.

Die Wiederfangrate der Männchen betrug in Jüterbog/West 42 %, die der Weibchen 44 % und lag insgesamt bei 43,3 %. Jedes Tier wurde durchschnittlich 1,8-mal wiedergefangen. Die höchste Anzahl von Wiederfängen eines Tieres betrug 10. Das Geschlechterverhältnis war leicht zu Gunsten der Weibchen verschoben: Männchen:Weibchen = 1:1,3. Bei den wiedergefangenen Tieren betrug das Geschlechterverhältnis 1:1,37, war also dem der markierten Tiere fast gleich. Die Männchen wurden weder häufiger noch seltener wiedergefangen als die Weibchen. Die Abbildung 6-2 zeigt die prozentuale Wiederfanghäufigkeit von Männchen und Weibchen.

Zwischen Männchen und Weibchen gibt es hierbei kaum Unterschiede. Die Tiere jedoch, die 8 bzw. 10-mal wiedergefangen wurden, waren Weibchen.

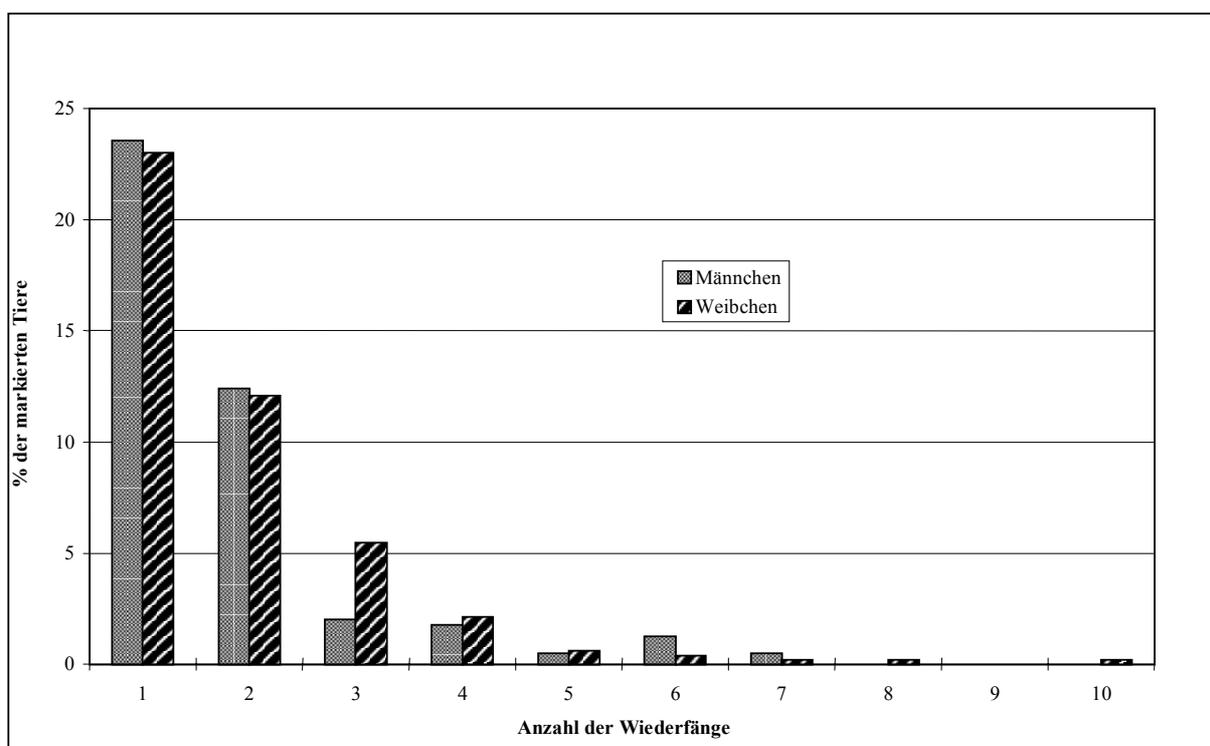


Abb.: 6-2: Prozentuale Wiederfanghäufigkeit (Anteil an den markierten Tieren) der Männchen und Weibchen von *Sphingonotus caeruleus* auf dem TUP Jüterbog/West.

ZÖLLER (1995) ermittelte für *Oedipoda germanica* eine Wiederfangrate von 87 % für Männchen und 81 % für Weibchen. Allerdings wurde hier auf kleinerer Fläche (2,1 ha) und mit deutlich weniger markierten Individuen (269) gearbeitet. Ähnliche Untersuchungen zu *Platycleis albopunctata* (WALTER 1994), einer Art, die ebenfalls auf den Sandoffenflächen und jüngeren Sukzessionsstadien der TUP vorkommt, ergaben eine Wiederfangrate von 45 %. BUCHWEITZ (1993) ermittelte für Männchen von *Psophus stridulus* eine Wiederfangrate von 71 % und für Weibchen von 59 %.

Die geringere Wiederfangrate in Jüterbog resultiert zum einen aus der Größe der Untersuchungsfläche, zum anderen aus deren willkürlicher Abgrenzung. Die Untersuchungsfläche konnte nur ein sehr kleiner Teil des von der Art besiedelten Gebietes sein. Die Sandoffenflächen und jungen Sukzessionsstadien haben auf diesem TÜP eine Größe von mehreren Quadratkilometern. Die Größe der Untersuchungsfläche musste so gewählt werden, dass sie mit vertretbarem Aufwand an jeden Untersuchungstag vollständig bearbeitet werden konnte. Daher war eine ständige Ein- und Auswanderung von Tieren von und nach allen Seiten möglich. Die Tiere saßen oft in größeren Gruppen (bis zu 10 Tiere) dicht zusammen. Dann war es nicht möglich, aller Tiere habhaft zu werden.

Ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis kann Hinweise auf die Überlebensfähigkeit der Population geben. Populationen, deren Geschlechterverhältnis sehr stark zu Gunsten des einen Geschlechts verschoben ist, haben eine geringere Überlebenschance, da es zunehmend unverpaarte Tiere gibt.

Bis Mitte September wurden mehr Weibchen als Männchen gefangen. Danach änderte sich das Geschlechterverhältnis (s. Abb. 6-3). Gegen Ende der Untersuchung kehrte sich das Geschlechterverhältnis nochmals um; es wurden wieder deutlich mehr Weibchen als Männchen gefangen. Zuletzt wurden nur noch Weibchen beobachtet. Einzelne Weibchen leben offenbar unter ungünstiger werdenden Witterungsbedingungen länger als Männchen.

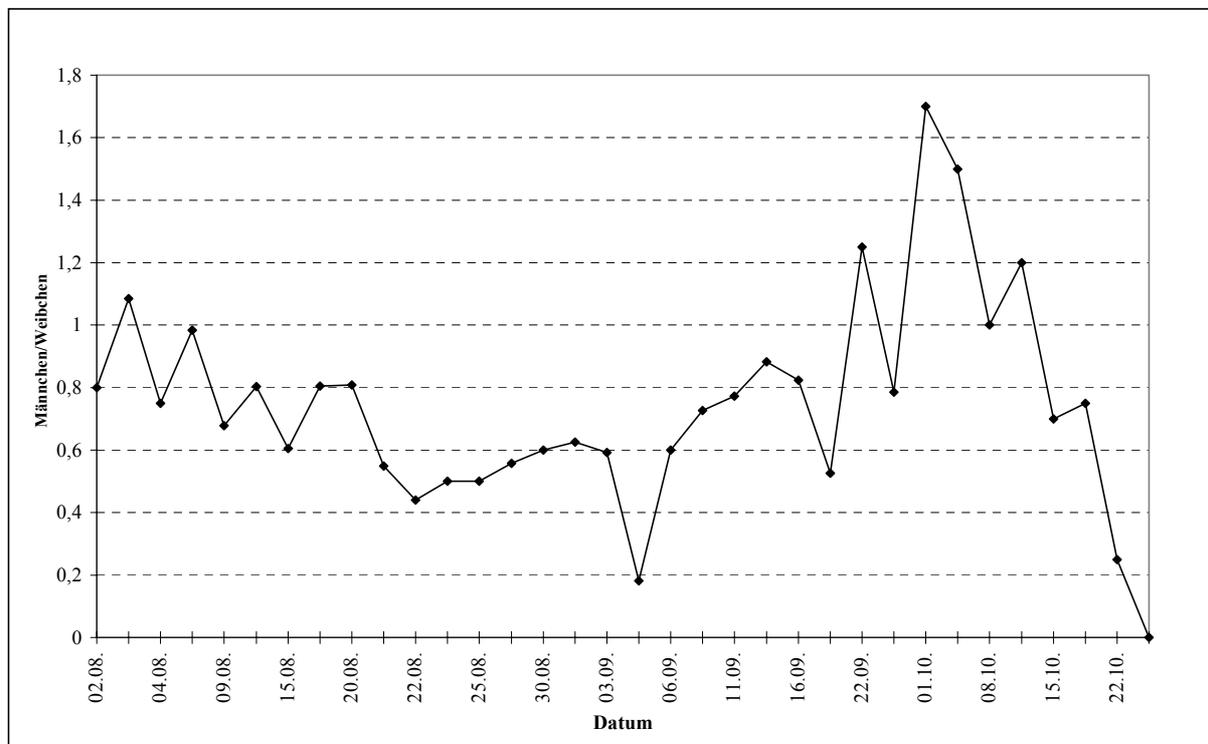


Abb. 6-3: Entwicklung des Geschlechterverhältnisses, dargestellt als Quotient der Anzahl der gefangenen Männchen und der der Weibchen.

Möglicherweise ist auch bei dieser Art, ähnlich wie es ZÖLLER (1995) für *Oedipoda germanica* vermutet hat, die Mortalität der Mehrzahl der Weibchen bei kühlerer und feuchterer Witterung höher als die der Männchen.

Insgesamt kann das Geschlechterverhältnis als ausgeglichen betrachtet werden. Nach diesem Kriterium ist die Population also überlebensfähig.

Für die Genauigkeit der Populationsgrößenschätzung ist sicherzustellen, dass die Tiere durch die Markierungen nicht beeinträchtigt werden. Verschiedene Indizien weisen darauf hin, dass diese Bedingung erfüllt ist. So wurden markierte Tiere angetroffen, die sich schon bis zu fünf mal in Menschenhand befanden und mit unmarkierten kopulierten. Auch kopulierten Tiere, die schon 38 Tage zuvor markiert wurden. Dies trifft für beide Geschlechter gleichermaßen zu, egal welcher Partner markiert war. Auch kopulierten markierte Tiere untereinander. Die Markierungen störten also nicht bei der Partnerwahl und bei der Fortpflanzung.

Vorstellbar wäre, dass markierte Tiere durch die recht auffällige Markierung besser von Feinden erbeutet werden können. Es wurde mit sechs unterschiedlichen Farben gefangen, bei denen sich allerdings keine Unterschiede feststellen ließen. Lediglich Tiere mit roter Markierung wurden häufiger wiedergefangen. Dies liegt jedoch daran, dass Rot die erste verwendete Farbe war und so zum Wiederfangen die meiste Zeit vorhanden war. Grabwespen (*Specidae*), die bei der Nahrungssuche auf Farben (bes. gelb und weiß) reagieren, suchen Nektar. Für Ihren Nachwuchs tragen sie u. a. auch Heuschrecken ein. Der Auslöser des Beuteverhaltens ist dann jedoch die Bewegung der Opfer, nicht deren Färbung. Weitere Feinde der Imagines sind Dickkopffliegen (*Conopidae*), die ebenfalls auf die Bewegung reagieren (zu Feinden der Heuschrecken s. INGRISCH & KÖHLER 1998). Größere Ansammlungen von Vögeln wurden auf diesen Flächen nicht beobachtet. Die Imaginalzeit von *Sphingonotus caerulans* liegt zudem außerhalb der Brutzeit der Vögel. Es konnten also keine Beeinträchtigungen durch die Markierungen festgestellt werden.

Die Markierungen mit den verwendeten Lackstiften waren auch bei mehrmals und nach mehreren Wochen wiedergefangenen Tieren sehr haltbar, Punktverluste kamen nicht vor. Ein Verlust der Markierung als Grund für das Nicht-Wiedergefangen kann ausgeschlossen werden. Die freigelassenen Tiere mischten sich vollständig in die Population, eine weitere wichtige Voraussetzung für die Anwendbarkeit der JOLLY-Methode (s. Kap. 3.3).

Es ist jedoch durchaus denkbar, dass markierte Tiere vom Bearbeiter leichter entdeckt werden als unmarkierte.

Das auf beiden Untersuchungsgebieten früheste ermittelte Schlupfdatum war der 30.5. Gewöhnlich schlüpfen die ersten Tiere in der ersten Juni-Woche. Das erste erwachsene Tier wurde an einem 21. Juli festgestellt. Ab Ende August traten keine Larven mehr auf. Am 28. Oktober 1996 (zwei Tage nach dem ersten Frost) gelang die letzte Beobachtung von einem lebenden Exemplar. Die höchste ermittelte Auf-

enthaltendauer eines Adultus betrug 71 Tage. Die Abb. 6-4 zeigt die ermittelte Aufenthaltsdauer der wiedergefangenen Individuen.

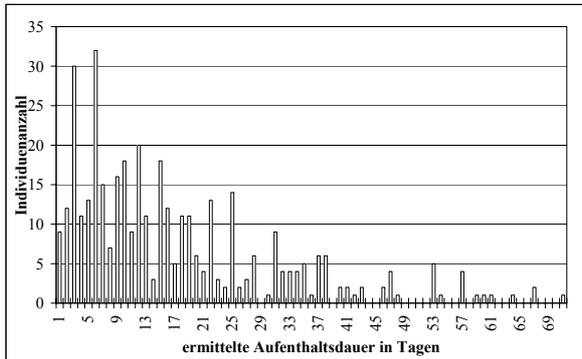


Abb. 6-4a: Ermittelte Aufenthaltsdauer in Tagen der wiedergefangenen Individuen von *Sphingonotus caeruleus* auf dem TÜP Jüterbog/West

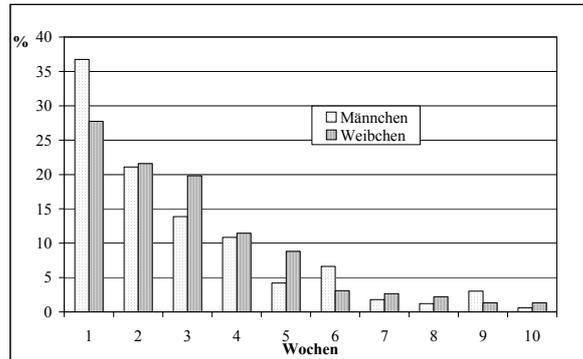


Abb. 6-4b: Ermittelte Aufenthaltsdauer der Männchen und Weibchen von *Sphingonotus caeruleus* auf dem TÜP Jüterbog/West. Dargestellt als prozentualer Anteil aller wiedergefangenen Tiere in Wochen.

Man kann hierbei nicht generell von der Lebensdauer sprechen, es sei denn, man hat das betreffende Tier frisch geschlüpft markiert und es ist beim letzten Fang verstorben. Außerdem wird nicht die Lebensdauer des Individuums gemessen, sondern nur die des Adultus. Die Tiere können vor dem ersten Fang in die Fläche eingewandert sein bzw. diese nach dem letzten Fang verlassen haben. So ermittelt man also die Aufenthaltsdauer der Adulti auf der Fläche und nicht die Lebensdauer eines Tieres. Abb. 6-4b zeigt, dass es kaum geschlechtsspezifische Unterschiede in der Aufenthaltsdauer gibt.

Einzelne Tiere nutzten die Fläche fast über den gesamten Untersuchungszeitraum (dieser betrug 82 Tage). Mehr als 10 % der Tiere konnten 4 Wochen lang auf der Fläche festgestellt werden. Das Geschlechterverhältnis ist ausgeglichen. Es ergaben sich also aus diesen Gesichtspunkten heraus keine Anzeichen für eine instabile oder gestörte Population.

Mit der JOLLY-Methode lässt sich die Populationsgröße schätzen. an, Reife- und Sterbeprozesse sowie Aus- und Einwanderungen werden berücksichtigt (s. Kap. 3.3). Die Tiere müssen dazu in einer aufeinanderfolgenden Serie mehrfach gefangen und markiert werden.

Abbildung 6-5 zeigt die Populationsgrößenschätzung nach JOLLY an den einzelnen Tagen.

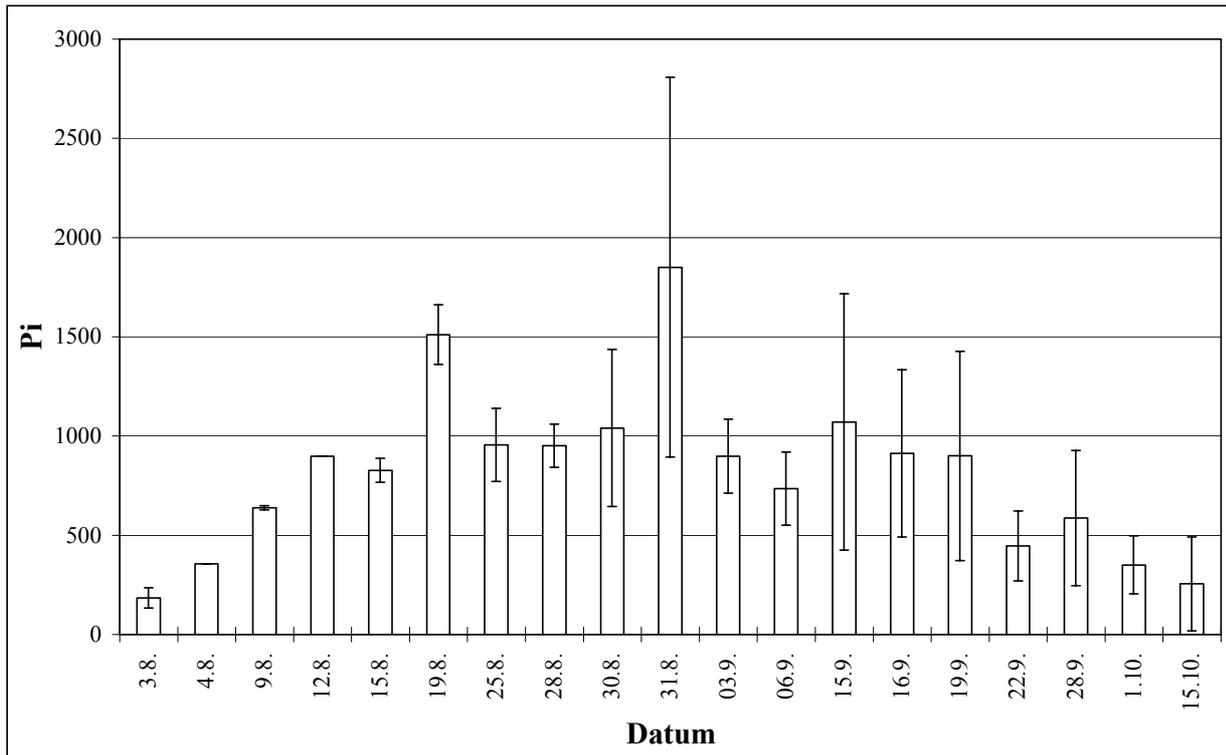


Abb. 6-5: Populationsgrößenschätzung P_i (nach JOLLY) mit Standardabweichung (nach BEGON 1979) von *Sphingonotus caeruleans* auf dem TÜP Jüterbog/West 1996

Mit der Imaginalhäutung weiterer Tiere vergrößert sich die Anzahl der Adulti, die ermittelte Populationsgröße steigt. Zum Ende der Untersuchungsperiode verringert sich die Populationsgröße durch Sterbeprozesse.¹¹

Es ergibt sich eine maximale Populationsgröße von 1850 Tieren. Das sind rund 115 Tiere/1000 m². Der Mittelwert beträgt 809 (= 50 Tiere/1000 m²), der Median 899 (= 56 Tiere/1000 m²). Die Überlebensrate (Abb. 6-6) schwankt um den Wert 1 (= 100%) und nimmt mit fortschreitender Jahreszeit ab. Ihr Mittelwert beträgt 1,005. Nach diesem Wert ist also die Wahrscheinlichkeit des Überlebens der Population sehr groß. Die Zu- und Abgänge durch Immigration, Emigration, Geburt und Tod sind etwa gleich (Abb. 6-7). Auch dieser Wert nimmt zum Ende der Lebensphase der Art hin ab. Die Werte sind in Tab. 6-1 zusammengestellt.

¹¹ Das Ergebnis der Populationsschätzung ist u. a. abhängig von der Anzahl der gefangenen Tiere. Die beiden beteiligten Bearbeiter haben nicht gleich viele Tiere gefangen. Dies liegt an der unterschiedlichen Erfahrung und den unterschiedlichen Fähigkeiten, die Tiere im Gelände aufzuspüren und zu fangen. Oft sitzen z. B. 10 Tiere zusammen. Dann ist es schwer, aller Tiere habhaft zu werden. Es werden immer 2 aufeinanderfolgende Tage bei der Berechnung berücksichtigt. Der Wechsel der Bearbeiter ergab große Sprünge sowohl in der ermittelten Populationsgröße als auch in der Überlebensrate und der Anzahl der Zu- bzw. Abgänge. Nach 3 Fangtagen des neuen Bearbeiters hatten sich die Werte wieder „normalisiert“. Trotz geringerer Fangzahlen des zweiten Bearbeiters sind die Werte für die Populationsschätzungen mit denen vor dem Wechsel vergleichbar. In KLATT & SCHILITZ (1997) sind die Werte für die Populationsschätzung vollständig dargestellt. In der vorliegenden Arbeit (Abb. 6-5 bis 6-7) werden jedoch die 3 Fangtage um den Bearbeiterwechsel herum nicht berücksichtigt.

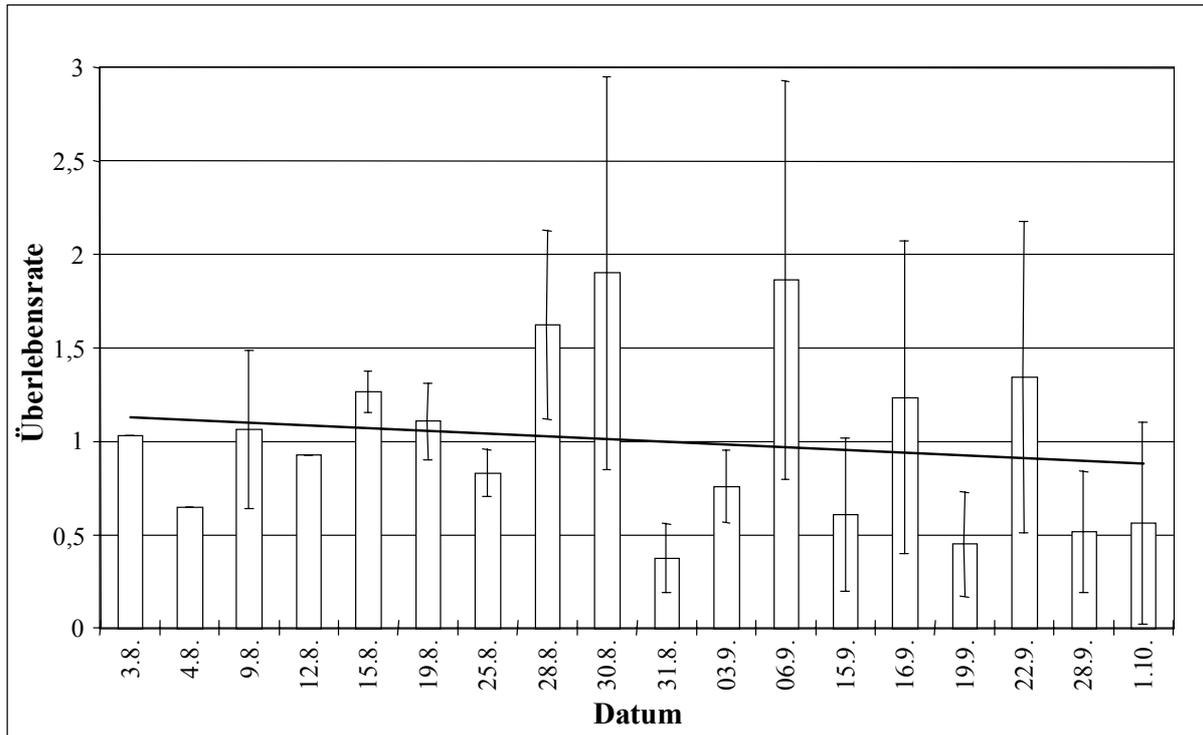


Abb.6-6: Überlebensrate der Population am Tag i (nach JOLLY) mit Standardabweichung (nach BEGON 1979) von *Spingonotus caerulans* auf dem TUP Jüterbog/West. Durchgezogene Linie: Lineare Trendlinie.

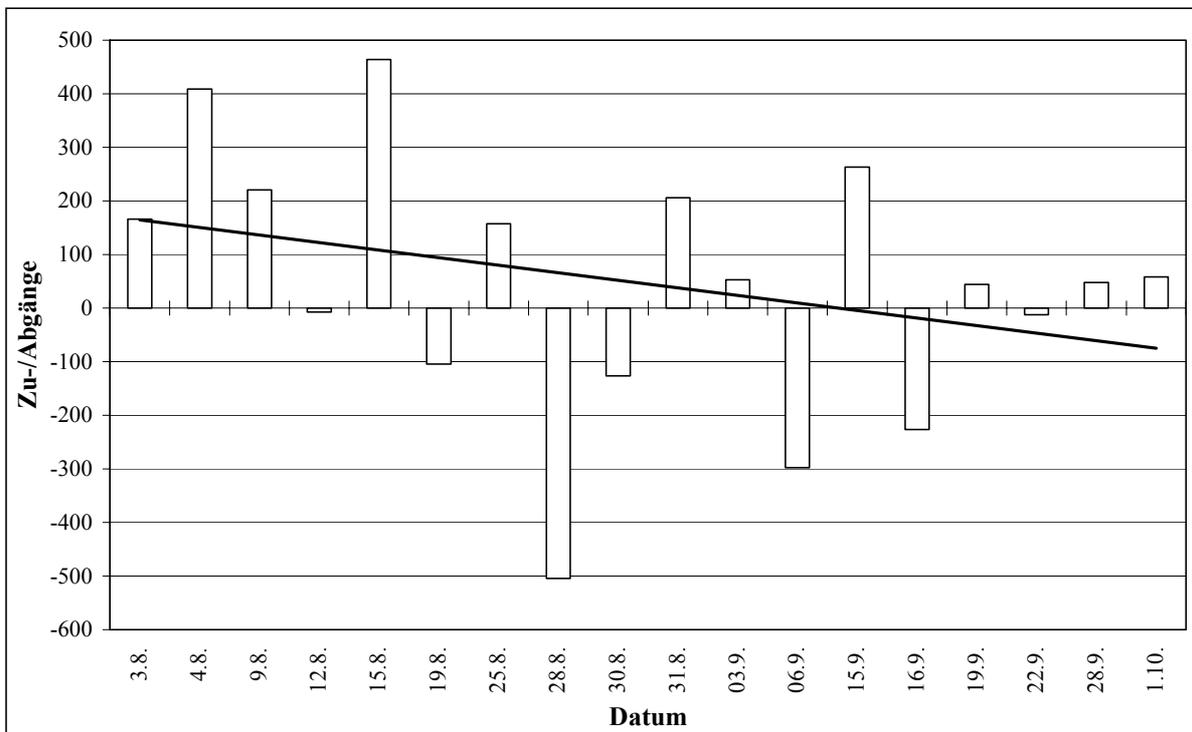


Abb. 6-7: Zu- und Abgänge der Population von *Spingonotus caerulans* auf dem TUP Jüterbog/West zwischen den Tagen i und $i+1$ (nach Jolly). Durchgezogene Linie: Lineare Trendlinie.

In der Döberitzer Heide wurde in zwei Untersuchungs Jahren jeweils einmal wieder gefangen. Die Wiederfangraten betragen dort 7,8 % bzw. 9,7 %, das Geschlechterverhältnis lag bei 1:1. Es wurden am zweiten Tag sehr viele unmarkierte Tiere gefangen, was den Schluss nahe legt, dass viele Tiere übersehen werden oder in die Fläche einwandern. Ein- und Auswanderung war jedoch nur nach bzw. von einer Seite auf einer Breite von 150 m möglich. In Tab. 6-1 sind die Ergebnisse zusammengestellt.

Da auf diesem TÜP die Sukzession schon weiter fortgeschritten ist und die Sandofenflächen zunehmend kleiner werden, ist hier die Populationsdichte geringer. 1997 wurden 2,4 ha der Untersuchungsfläche kurz vor Untersuchungsbeginn durch den Naturschutz-Förderverein Döberitzer Heide e. V. geplaggt. Auf dieser Fläche wurden nur zufällig Einzeltiere festgestellt. Spätere Kontrollen ergaben, dass die geplaggte Fläche schnell wiederbesiedelt wurde.

	DH 1996	DH 1997	JW 1996
bearbeitete Fläche (m ²)	60.000	60.000, davon 24.000 geplaggt	16.000
markierte Tiere (ges.)	255	158	992
Wiederfangrate (%)	7,8	9,7	43,3
Minimum-Maximum	645-979	345-541	184-1850
Minimum-Maximum / 1000 m ²	11-16	6-9	11-115
Mittelwert / 1000 m ²	13	7	50
♂:♀	1:1	1:1,5	1:1,3
Mittelwert der Überlebensrate	-	-	1,005
Mittelwert Zu- und Abgänge	-	-	44,9
höchste Lebensdauer (d)	51	(nicht ermittelt)	71
letzte Beobachtung	12.10.		28.10.

Tab. 6-1: Ergebnisse der Fang-Wiederfang-Untersuchungen in der Döberitzer Heide (DH) und in Jüterbog/West (JW). Zu beachten ist die unterschiedliche Berechnungsgrundlage für die Populationszahlen (DH: LINCOLN, JW: JOLLY).

In der Literatur finden sich nur wenige Angaben zu Populationsgrößen von *Sphingonotus caeruleus*: HORN (1980, zit. in KLAUS 1995) z.B. gibt für Baden-Württemberg drei Individuen (Ind.)/1000 m² an, MARTI (1989) ermittelte für Bouches-du-Rhone (Südfrankreich) 60 Ind./1000 m². In jüngster Zeit wurden weitere Untersuchungen zum Thema durchgeführt (DETZEL mdl., LANGNER 1990, LUTZ 1996). KÖCK (1997, mdl.) berichtete über Untersuchungen in der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands, bei denen ähnliche Populationsgrößen wie auf den beiden untersuchten TÜP ermittelt wurden.

Sphingonotus caeruleus kommt also am Rande ihres Verbreitungsgebietes noch in großen Populationen vor. Teilweise erreichen ihre Individuenanzahlen Werte wie im Hauptverbreitungsgebiet der Art. In den beiden untersuchten Gebieten konnten nur kleine Ausschnitte der Flächen, die als Habitat in Frage kommen, bearbeitet werden. So kann davon ausgegangen werden, dass die zum Überleben der Populationen notwendige Größe noch nicht unterschritten ist.

In der Döberitzer Heide ist von 1996 zu 1997 ein leichter Populationsrückgang zu verzeichnen. Stichprobenhafte Kontrollen in den Jahren 2000 und 2001 ergaben, dass sich dieser Trend mit der zunehmenden Sukzession fortsetzt und die notwendige Populationsgröße wahrscheinlich schon unterschritten ist. Bei einer Nachsuche im August 2001 konnten nur zwei Tiere auf der Untersuchungsfläche nachgewiesen werden. Hier besteht dringender Handlungsbedarf.

6.2.4 Mobilität

Einen wichtigen Faktor für das Überleben einer Art stellt die Fähigkeit dar, größere Entfernungen zurückzulegen. Da in Jüterbog die Tiere individuell markiert waren, konnten Aussagen dazu erwartet werden, wie hoch die Mobilität von *Sphingonotus caeruleus* ist. Die Abbildungen 6-8a und 6-8b zeigen die ermittelten Mobilitätsleistungen.

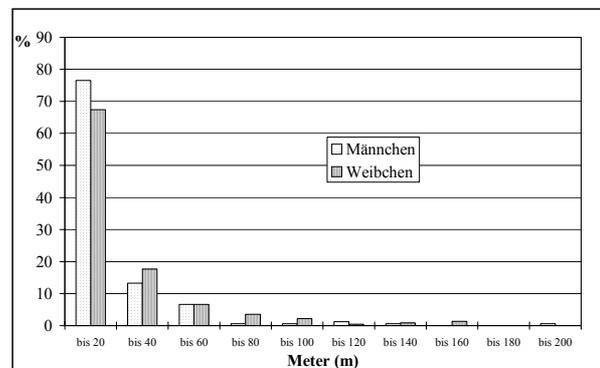
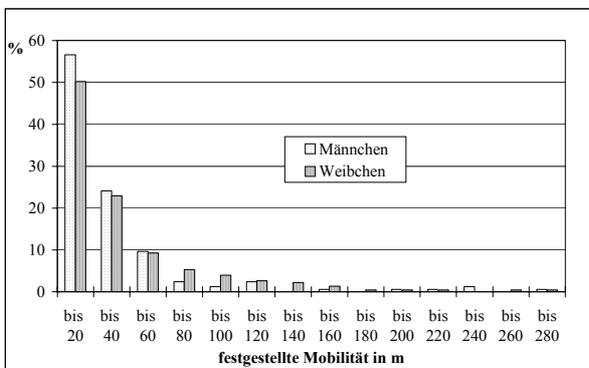


Abb. 6-8a: Festgestellte Mobilitätsleistungen der Männchen und Weibchen von *Sphingonotus caeruleus* auf dem TUP Jüterbog/West 1996

Abb. 6-8b: Durchschnittliche Aktionsdistanzen zwischen zwei Fängen.

Etwas mehr als die Hälfte der Tiere hatte einen Aktionsradius unter 20 m. Viele Tiere wurden mehrmals direkt am Markierungsort gefunden. Die relativ geringe Anzahl mehrmaliger Wiederfänge könnte den hohen Anteil von Tieren mit einem solchen Aktionsradius bedingen. In Abb. 6-8b ist daher die zwischen zwei Fängen durchschnittlich zurückgelegte Entfernung dargestellt. Derselbe Kurvenverlauf ergibt sich, wenn man nur einmal wiedergefangene Tiere darstellt bzw. wenn man nur Tiere darstellt, die mehrmals wiedergefangen wurden. 76,5 % der Männchen und 67 % der Weibchen legten zwischen zwei Fängen weniger als 20 m zurück. Der weitaus größere Teil der Population hat einen geringen Aktionsradius, während ein kleiner Teil sehr mobil ist.

Aufgrund der willkürlichen Abgrenzung der Fläche kann nichts über maximale Mobilitätsleistungen der Art ausgesagt werden, da Tiere, die die Untersuchungsfläche verlassen haben, nur zufällig entdeckt werden. Die größte ermittelte zurückgelegte Entfernung betrug 273 m. Dies scheint recht wenig zu sein. Tiere jedoch, die einen großen Aktionsradius haben, können die Untersuchungsfläche verlassen und werden

nicht wieder registriert. Einzelne Tiere konnten nach einem Fang lange Zeit (mehr als 20 Tage) nicht kontrolliert werden, wurden dann aber wiedergefangen. Ein Tier wurde sogar nach 33 Tagen 1 m vom Markierungsort entfernt gefangen. Möglicherweise sind diese Tiere auf die Fläche zurückgekehrt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass es bei *Sphingonotus caerulans* unterschiedliche Mobilitätsmuster gibt, ähnlich wie es ZÖLLER (1995) bei *Oedipoda germanica* beschrieben hat. Die ermittelte Verteilung der Aktionsdistanzen ist typisch für viele Heuschreckenarten. Eine ähnliche Verteilung stellte z.B. KÖHLER (1996) für *Stenobothrus lineatus* fest. Einzelne Individuen sind in der Lage, längere Strecken zurückzulegen und somit zum Genaustausch beizutragen oder neue Lebensräume zu erreichen.

Nach MAAS, DETZEL & STAUDT (2002) besitzt *Sphingonotus caerulans* von den einheimischen Feldheuschrecken die beste Flugfähigkeit. Selbst Baumreihen bis 20 m Höhe können überwunden werden. Die Verdriftung der Eier ist über das Wasser und durch Materialtransporte (Ausbreitung entlang von Bahnlagen) möglich. Die Art hat also gute Möglichkeiten sich auszubreiten und neu entstehende Lebensräume aufzusuchen.

6.2.5 Popularität und „Mitnahmeeffekt“

Die Art ist im Gelände ohne Schwierigkeiten zu bestimmen. Aufgrund der blauen Hinterflügel kann sie nur mit *Oedipoda caerulescens* verwechselt werden, was nach kurzer Einführung auszuschließen ist.

Sie ist zumindest unter Biologen gut bekannt, also „populär“.

Wird die Art erhalten, so profitieren dadurch auch nicht so bekannte bzw. schwerer bestimmbare, aber an denselben Biotop gebundene Arten, wie *Labidura riparia* (Sandohrwurm), *Cicindela hybrida* (Dünen-Sandlaufkäfer), *Amara quenseli* (Quensels Kamelläufer), die Grabwespe *Cabro peltarius* oder der Blatthornkäfer *Psammodyus sulcicollis*. Umgekehrt dürften diese Arten bei Verschwinden von *Sphingonotus caerulans* ebenfalls gefährdet sein.

6.2.6 Schlussfolgerungen für den Einsatz als Zielart

Die Art *Sphingonotus caerulans* eignet sich hervorragend als Zielart junger Sukzessionsstadien (Sandoffenflächen und lückige Silbergrasfluren). Sie ist ausschließlich durch Rückgang ihres Lebensraumes gefährdet. Die Art ist populär und zeichnet sich durch einen hohen „Mitnahmeeffekt“ aus. Ihre aktuelle Verbreitung in Brandenburg, ihre Habitatansprüche und ihre Vergesellschaftung mit anderen Arten sind bekannt. Die Populationen sind zur Zeit noch ausreichend groß; sie erreichen die Populationsgrößen der Art im Zentrum des europäischen Verbreitungsgebietes. Die Art ist mobil, ein Genaustausch ist somit möglich.

Die eingangs angeführten Kriterien zur Auswahl von Zielarten werden ausnahmslos erfüllt.

Die Populationen können in den Vorkommensschwerpunkten im Fläming, in der Niederlausitz und in Südostbrandenburg derzeit noch als stabil angesehen werden. Zur Erhaltung der Art müssten junge Sukzessionsstadien, besonders in der Döberitzer Heide, durch geeignete Pflegemaßnahmen erhalten werden (zu Zielen und Zielkonflikten bei der Offenhaltung der Kulturlandschaft s. LÖBF 1995 und Kap. 7). Hierzu reichen Beweidung oder Mahd nicht aus, vielmehr müssen gezielt Sandoffenflächen offen gehalten werden. Die Offenhaltung von Teilbereichen muss der Öffentlichkeit in geeigneter Weise nahegebracht werden. *Sphingonotus caerulans* kann dazu einen kleinen Beitrag leisten. In Jüterbog sind Pflegemaßnahmen derzeit noch nicht notwendig, da die Offenflächen noch sehr groß sind und die Sukzession hier nur sehr langsam voranschreitet.

6.3 Chorthippus vagans als Zielart der Vorwaldstadien

Eine der in Norddeutschland besonders seltenen Heuschreckenarten ist *Chorthippus vagans*, der Steppengrashüpfer. Er gilt deutschlandweit als „gefährdet“, im Nordostdeutschen Tiefland als „stark gefährdet“ (MAAS, DETZEL & STAUDT 2002).

Im Folgenden sollen nun das Habitatspektrum und die Verbreitung von *Chorthippus vagans* in Norddeutschland dargestellt und Schlussfolgerungen für den Einsatz als Zielart der Vorwaldstadien gezogen werden. Die Untersuchungen zum Habitat der Art erstrecken sich über verschiedene Schwerpunktgebiete in Norddeutschland. Dabei werden die Gebiete Mittel- und Südostbrandenburg, die Binnendünen auf der Halbinsel Altwarp und das mecklenburgische Elbtal intensiver betrachtet. Aus den Untersuchungen ergeben sich auch Hinweise auf die Nachweismethodik innerhalb der wissenschaftlichen und gutachterlichen Tätigkeit, die zu weiteren Funden und damit einem breiteren Fundament beim Schutz der Art führen könnten.

6.3.1 Verbreitung

Durch eine Reihe von Beobachtungen aus den letzten Jahren, z. T. aus faunistischen und wissenschaftlichen Erhebungen (z.B. HOLST 1986, BROSE 1997), aber auch aus Naturschutzprojekten (z.B. L.E.G.U.A.N. GmbH 1993b) bzw. Erfassungen aus verschiedenen Eingriffsplanungen (z.B. L.E.G.U.A.N. GmbH 1993a, LANAG 1995), sowie der Tätigkeit des Arbeitskreises „Heuschrecken Brandenburgs“ (HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000) ergibt sich ein aktuelles Verbreitungsbild für die Art. Durch das in den letzten Jahren sprunghaft gestiegene Interesse ist ein starker Erkenntniszuwachs zu verzeichnen. Eine Übersicht über die Verbreitung in Norddeutschland geben BROSE, PESCHEL & KLATT (1999).

In Brandenburg ist die Art sehr lokal in verschiedenen Landesteilen verbreitet. Verbreitungsschwerpunkte liegen nach bisherigen Erkenntnissen südlich Berlins und in Südostbrandenburg. Weitere Vorkommen sind aus der Prignitz (Elbtalaue), der Uckermark und der südwestlichen Niederlausitz bekannt. *Chorthippus vagans* kommt in Brandenburg in sehr lichten Brandheidewäldern auf ehemaligen TÜP, in Übergangsbereichen zwischen Heiden und Wäldern sowie an sonnenexponierten vegetationsarmen Wegrändern in trockenen Kiefernforsten vor.

Die Verbreitung der Art in Brandenburg zeigt Abb. 6-9. Von 246 TK-25-Rastern sind nach HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER (2000) 24 Raster besetzt.

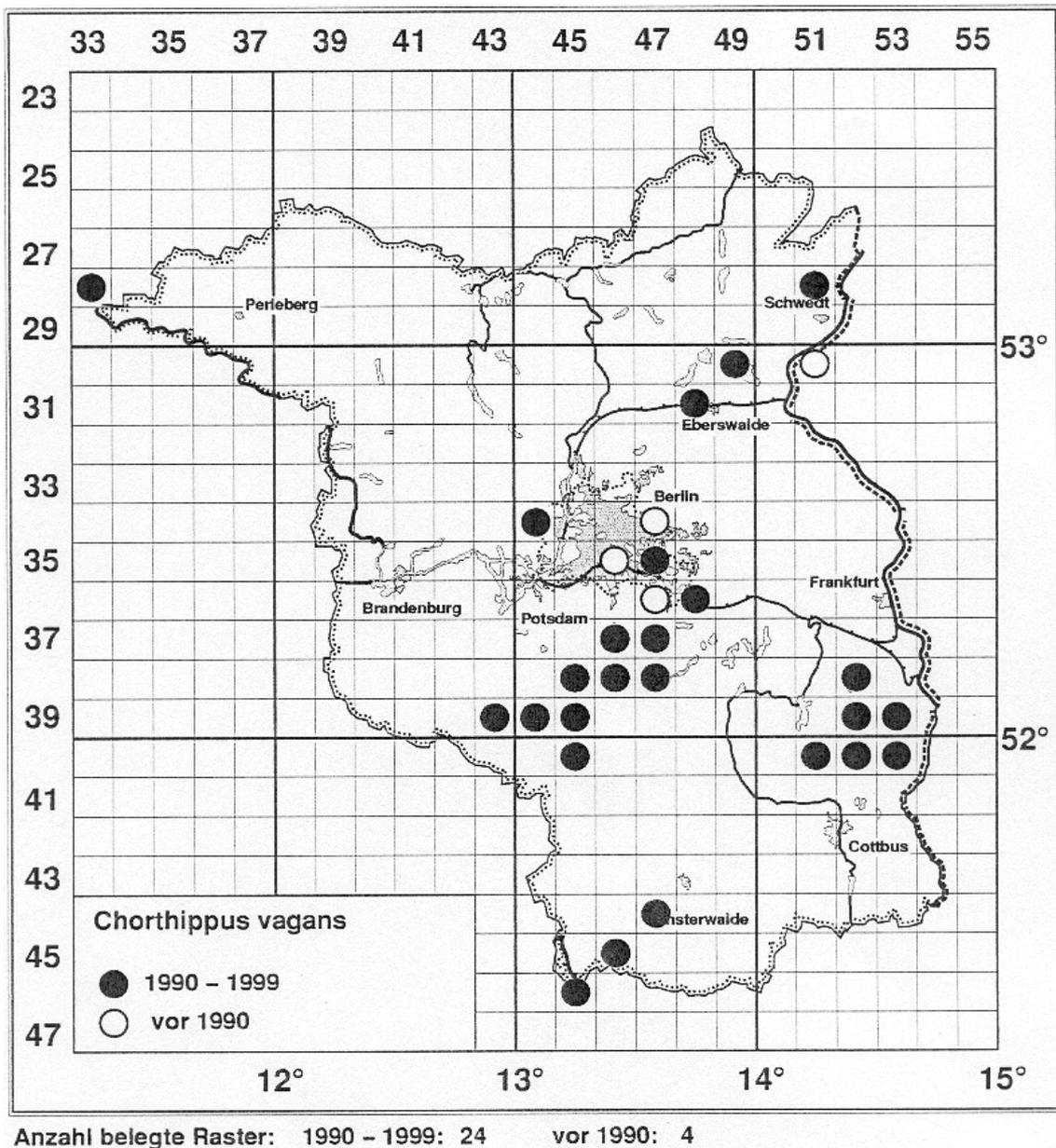


Abb. 6-9: Verbreitung von *Chorthippus vagans* in Brandenburg (verändert nach HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER 2000)
 Raster: TK 25; Nachweise vor 1990 sind nur dargestellt, wenn danach kein Nachweis mehr erfolgte.

Im Südosten des Landes zeichnet sich eine Häufung der Fundpunkte in der Umgebung der Städte Beeskow und Eisenhüttenstadt ab. Große Populationen konnten auf den ehemaligen TÜP Reicherskreuzer Heide (BROSE 1997) und Lieberoser Heide (BEUTLER 1996, mdl.; eigene Untersuchungen) nachgewiesen werden. Weitere, zumeist kleine Populationen wurden bei Doberburg, Dammendorf, Lieberose und im NSG Kleine Göhlenze gefunden. In Mittelbrandenburg gibt es große Vorkommen auf dem Gelände der ehemaligen TÜP im Landkreis Teltow-

Fläming, südlich von Berlin (SCHMITZ & HÖHNEN 1994b, MÖLLER, briefl., eigene Untersuchungen). Ein weiteres relativ isoliertes Vorkommen wird aus Südbrandenburg vom TÜP Hohenleipisch gemeldet (LANDECK 1998, mdl.). Auf dem ehemaligen TÜP Döberitzer Heide gibt es eine sehr kleine und sehr lokal begrenzte Population der Art (eigene Untersuchungen).

In den anderen Landesteilen kommt die Art nur sehr vereinzelt vor. Meist handelt es sich bei diesen Nachweisen um Einzeltiere. Der Anstieg der Nachweise nach 1992 rechtfertigte die Einstufung in die neue Rote Liste der Heuschrecken Brandenburgs (KLATT & BRAASCH et al. 1999) als „stark gefährdet“ (vorher nach BEUTLER, 1992 „vom Aussterben bedroht“).

Für Norddeutschland lässt sich die Verbreitung folgendermaßen zusammenfassen: Die nördliche Grenze des geschlossenen Verbreitungsgebietes verläuft derzeit etwa entlang der Linie des Breitengrades 52°30' und die westliche etwa bei 10°30'. Somit fehlt die Art in Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen und dem nordwestlichen Niedersachsen. Im nördlichen Teil des Verbreitungsgebietes ist *Chorthippus vagans* beschränkt auf Niederungen, Flusstäler und Küstengebiete. Im kontinental geprägten Klima Brandenburgs wird die Art zunehmend häufiger.

6.3.2 Habitatbindung

Chorthippus vagans wird als extrem xerophil charakterisiert (SCHIEMENZ 1969). Als Lebensraum werden auf der einen Seite Binnendünen in der Oberrheinebene, entlang der Elbe und in Nordostdeutschland angegeben, die teilweise licht mit Kiefern bewachsen sind (ZACHER 1917, HARZ 1960, DETZEL 1991, L.E.G.U.A.N. GmbH 1993b, RÖBBELEN et al. 1993). Auf der anderen Seite gelten lichte Wälder sowie deren Lichtungen und Ränder allgemein als Habitate (ZACHER 1917, HARZ 1960, SCHIEMENZ 1969, MESCHÉDE 1994, SCHREIBER 1996). INGRISCH (1987) fand die Art sowohl auf offenen Bodenstellen als auch im hohen Trockenrasen, immer aber in der Nähe von Bäumen. Die höchsten Abundanzen wurden auf Lichtungen im Kiefernwald erzielt. Primärstandorte finden sich u. a. auf Felsheiden des Schwarzwaldes, die von lockerem Eichen-Kiefernwald umgeben sind (TREIBER 1989 zit. nach DETZEL 1991). Vereinzelt werden als Habitat auch Steppen, Ödländer, Heiden und Trockenrasen genannt (ZACHER 1917, SCHIEMENZ 1969, DETZEL 1991).

Im Folgenden werden beispielhaft zwei wichtige Verbreitungsgebiete von *Chorthippus vagans* in Norddeutschland beschrieben (näheres s. BROSE, PESCHEL & KLATT 1999).

6.3.2.1 Raum Jüterbog-Zossen

SCHMITZ & HÖHNEN (1994) trafen *Chorthippus vagans* vor allem regelmäßig im Bereich der *Calluna vulgaris*-Heiden am Fuß von Birken oder sonstigen Gehölzen oder auch an naturnah ausgeprägten Waldrändern, die an Heidekrautstandorte grenzten, an. Eigene Untersuchungen zur Sukzession (1995-1997) zeigten, dass die Art im Bereich der Birken-Vorwälder zu den dominanten Arten (nach MÜHLENBERG 1993) ge-

hört. Die Art ist Leitart der trockenen Vorwälder (s. Kap. 4.2). Sie ist Mitglied der **Assoziationsgruppe** der trockenen Vorwälder (s. Kap. 4.3.4). Sie ist hier nach *Myrmeleotettix maculatus* und *Platycleis albopunctata* die dritthäufigste Art. Außer in Zwergstrauchheiden kommt der Steppengrashüpfer in anderen untersuchten Habitaten des trockenen Offenlandes nicht vor. Bei den Zwergstrauchheiden meidet er die reinen *Calluna-vulagris*-Bestände ohne Bäume. In *Calluna*-Heiden mit Birkenaufwuchs konnte er jedoch mit hoher Stetigkeit angetroffen werden. *Chorthippus vagans* wurde nie im Inneren der Birken-Vorwaldstadien, sondern immer an deren Rändern, meist auf wenig bewachsenem Boden, angetroffen. Innerhalb von Kiefernwaldsukzessionen wurde die Art, sobald kleine, schütter bewachsene Stellen vorhanden waren, auch im Inneren nachgewiesen. Die Vegetationsdeckung betrug hier 80 %. Die Vegetation zwischen den Kiefern war selten höher als 30 cm. Die Bäume waren nicht höher als 2 m. Bei höher werdenden Bäumen findet man die Art nur noch an den Waldrändern.

Bei allen Vorkommen ließ sich feststellen, dass neben Gehölzaufwuchs immer vegetationsfreie oder nur mit Moos (z. B. *Polytrichum piliferum*) bewachsene Stellen vorhanden waren. Aufgrund der in diesem Gebiet vorhandenen Flächengröße der Habitate, die *Chorthippus vagans* besiedelt, kann eingeschätzt werden, dass es sich hier um eine große überlebensfähige Population dieser Art handelt. Die auf den nicht mehr genutzten Übungsplätzen fortschreitende Sukzession begünstigt die Art zunächst. Aufforstung bzw. naturnahe Waldentwicklung drängen die Art aber wieder an die Ränder der jeweiligen Flächen.

6.3.2.2 Südostbrandenburg

Der untersuchte Naturraum, das „Ostbrandenburgische Heide- und Seengebiet“, liegt im Einflussgebiet des ostdeutschen Binnenklimas (SCHOLZ 1962). Charakteristisch für diese Klimabedingungen sind kalte, trockene Winter und warme Sommer. So liegen beispielsweise die Durchschnittstemperaturen im Juli um 0,5 bis 1 °C höher als die Vergleichswerte anderer Wetterstationen in Brandenburg. Das Untersuchungsgebiet kann folglich für Brandenburg als ausgesprochenes Wärmegebiet gelten.

Auf der Reicherskreuzer Heide wurde *Chorthippus vagans* ausschließlich in Zwergstrauch-Kiefernwäldern, deren Vorwaldstadien und in Besenginsterheiden gefunden. Es konnten keine bodenständigen Populationen in den ebenfalls untersuchten Sandheiden (*Calluna vulgaris*), Trockenrasen, Landreitgrasflächen (*Calamagrostis epigejos*) und offenen Sandflächen nachgewiesen werden.

Alle besiedelten Flächen zeichneten sich demnach durch einen hohen Deckungsanteil von Bäumen oder hohen Sträuchern (höher als 70 cm) aus. Besiedelt wurden in den Biotopen sowohl Lichtungen als auch die Randbereiche im Übergang zu den angrenzenden Offenlandbiotopen. Die Habitate zeichneten sich durch eine hohe Deckung der Moosschicht aus, die zwischen 22 und 60 % lag. Es wurden dabei Dichten zwischen drei und fünfzehn Tieren auf 100 m² erreicht. Bei einer statistischen Analyse der Habitatparameter konnte nachgewiesen werden, dass die Abundanzen mit zuneh-

mender Deckung sowohl der Baum- und Strauchschicht als auch der Mooschicht steigen (BROSE 1997).

Ähnliche Verhältnisse bestehen auf dem benachbarten TÜP Lieberoser Heide. Zusätzlich werden dort auch Lichtungen in ca. 35 Jahre alten Kiefern- und Kiefern-Birkenwäldern besiedelt (BEUTLER 1996, mdl.), die sich durch einen Unterwuchs aus Moos und Gräsern auszeichnen.

Die weiteren Vorkommen in Südostbrandenburg liegen alle im Randbereich von Kiefernforsten. Im Falle des NSGs Kleine Göhlenze handelt es sich um den südexponierten Saum des Kiefernforstes an der Badestelle eines mesotroph-sauren Waldsees. Außerdem werden weitere Kiefernforstränder auf Sandboden südlich von Lieberose, bei Doberburg und bei Dammendorf besiedelt. Sie sind alle südwest-, süd- oder südostexponiert und weisen eine sehr schütterere Vegetation auf. Diese wird durch Gräser, meist *Festuca ovina* agg. (Schafschwingel) und *Agrostis capillaris* (Rot-Straußgras), dominiert. Die Deckung der Mooschicht beträgt an einigen Stellen über 20 %, liegt in der Regel aber darunter. Die Abundanzen von *Chorthippus vagans* bewegen sich in diesen Biotopen zwischen zwei und sieben Individuen pro 100 m² (BROSE, PESCHEL & KLATT 1999).

6.3.2.3 Habitatbindung und Verbreitung in Norddeutschland

Fasst man die vorliegenden Habitatbeschreibungen zusammen, so lässt sich für Norddeutschland ein relativ deutliches Bild zeichnen. Bei einem Vergleich der besiedelten Lebensräume in den Untersuchungsgebieten ergeben sich einige Unterschiede.

In Mittel- und Südostbrandenburg werden lichte Wälder, *Calluna vulgaris*-Heiden mit Birkenaufwuchs, Besenginsterheiden, Vorwaldstadien und die Ränder von Kiefernforsten besiedelt. Die Habitate sind weder aufgrund ihrer Lage noch aufgrund der Vegetation oder der Raumstruktur besonders selten. Im Gegenteil ist gerade der Lebensraumtyp Kiefernforstrand in diesen Naturräumen häufig. Lediglich der Umstand, dass hauptsächlich südexponierte Biotope besiedelt werden, deutet auf eine leichte Thermophilie der Art hin, die allerdings durch die Besiedlung der lichten Wälder relativiert wird. Es werden jedoch längst nicht alle vorhandenen Habitate besiedelt.

In anderen Gebieten Norddeutschlands ist *Chorthippus vagans* beschränkt auf relativ wenige, klimatisch begünstigte Standorte in Niederungen, Flusstälern oder an der Küste. Vor allem die Binnendünenstandorte sind aufgrund ihrer Exposition besonders thermisch begünstigt.

Die Häufung der Fundpunkte im südöstlichen Brandenburg gibt Anlass zu der Vermutung, dass sich in diesem Raum ein relativ geschlossenes Verbreitungsgebiet befindet. Bei den anderen Nachweisen im Elbtal und an der Ostseeküste dürfte es sich um isolierte Arealvorposten handeln.

Insgesamt lassen sich bei dem derzeitigen Kenntnisstand drei Gründe für die tatsächliche bzw. scheinbare Seltenheit der Art anführen:

1. *Chorthippus vagans* ist aufgrund seiner Habitatansprüche limitiert und wird wegen der latenten bzw. direkten Bedrohung dieser Lebensräume durch Sukzession, Zerstörung, Nährstoffeintrag, Umnutzung und dergleichen auch nie flächig vorhanden sein. Dies gilt vor allem für die Bereiche außerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes.
2. Es wird häufig nicht an allen potentiell möglichen Standorten gesucht. Obwohl, wie vorher gezeigt wurde, durch etliche Autoren immer wieder auf den Aspekt der Besiedlung von lichten Kiefernwäldern hingewiesen wird und somit dieser Tatbestand auch bekannt sein sollte, findet sich doch regelmäßig in Gutachten aber auch wissenschaftlichen Arbeiten die Angabe, dass es sich um eine Art ausschließlich der xerothermen Trockenrasen handelt. Insofern liegt die Vermutung nahe, dass lichte Kiefernwälder und deren Ränder unterkartiert sind. Eine Beachtung dieser Biotope im südlichen und südöstlichen Brandenburg sollte zu weiteren Nachweisen führen.
3. Kleine Vorkommen sind fast nur akustisch nachweisbar. Nach eigenen Beobachtungen produziert *Chorthippus vagans* in solchen Beständen erheblich seltener Gesänge als in größeren. Dies ist erklärbar durch eine geringere Konkurrenz durch weitere Männchen. Es gibt Bestände, in denen die Männchen nur während der heißesten Zeit des Tages zwischen 12.30 Uhr und 15.00 Uhr stridulieren. Ist man während dieser Zeit nicht vor Ort, entgeht einem zwangsläufig auch der Nachweis und es wird hier auch nicht weiter nach der Art gesucht.

Sollte unter Berücksichtigung der genannten Gründe weiter gesucht werden, so ist davon auszugehen, dass sich weitere Nachweise einstellen.

6 Schlussfolgerungen für den Einsatz als Zielart

Chorthippus vagans ist zwar nicht so auffällig und populär wie *Sphingonotus caeruleans*, aber auch er ist optisch und akustisch leicht zu bestimmen. Verwechslungen sind nur mit *Chorthippus apricarius* möglich.

Die Populationen sind in Brandenburg stabil. Die Verbreitung, die Gefährdung, die Habitatansprüche und die Vergesellschaftung mit anderen Arten sind bekannt.

Über den Mitnahmeeffekt können hier keine zoologischen Aussagen gemacht werden. Immerhin kommen in den Habitaten der Art gefährdete Pflanzengesellschaften vor (s. Habitatbeschreibungen in diesem Kap.).

Die unter 6.1. genannten Kriterien zur Auswahl als Zielart werden also größtenteils erfüllt.

Flächen, die aufgeforstet werden, sind meist nicht licht und genügen somit nicht den Ansprüchen der Art. Die Aufforstung solcher Vorwälder, die meist mit der Beseitigung der Vorwälder einhergeht, verdrängt die Art. Dort, wo sie vorkommt, müssen die Strukturen für die stark gefährdete Art erhalten bleiben.

7 Schlussfolgerungen für Naturschutz und Landschaftsplanung

Aufgrund ihrer starken Habitatbindung ist ein Schutz gefährdeter Heuschrecken prioritär über den Schutz, die Pflege und Entwicklung bedrohter Heuschreckenlebensräume zu erreichen.

Daher sollte umgehend eine Konzeption zur langfristigen Sicherung der letzten Biotope der vom Aussterben bedrohten Arten entwickelt werden. Dies ist deshalb dringlich, weil die Lebensräume der vom Aussterben bedrohten Heuschreckenarten in der Regel auch gleichzeitig Lebensräume für zahlreiche hochgradig gefährdete Arten aus anderen Organismengruppen bilden.

Für die besonders sensiblen xerophilen Heuschreckenarten ist ein Erhalt großer Teile der angesprochenen Sekundärlebensräume durch eine kontinuierliche Offenhaltung kontinentaler Steppenrasen, pontischer Hänge, von Dünenzügen, Ginster- und *Calluna*-Heiden durch optimale Mahdtermine, Entbuschung und Verhinderung von Aufforstung oder anderen Nutzungen unerlässlich.

Der Erhalt von Feuchtlebensräumen, die Renaturierung von Fließgewässern und Au-landschaften und die extensive Bewirtschaftung von Feuchtgebieten begünstigen hygrophile Arten.

Zukünftig sollte bei der Raum- und Landschaftsplanung und bei der Aufstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen der Gruppe der Heuschrecken vermehrt Beachtung geschenkt werden.

Ohne die Durchführung der genannten und weiterer Schutzmaßnahmen muss befürchtet werden, dass sich die Situation der Heuschreckenfauna im Land Brandenburg verschlechtert.

7.1 Heuschrecken in der Naturschutzfach- und Landschaftsplanung

Heuschrecken eignen sich gut als Bioindikatoren, da viele Arten sehr enge Habitatansprüche haben. Diese Artengruppe ist besonders für die Beurteilung waldfreier Flächen, z. B. für Wiesen, Dämme, Hecken- und Saumstrukturen, geeignet.

Das Vorhandensein oder Fehlen bestimmter, für einen Biotoptyp typischer Arten kann zu dessen Bewertung herangezogen werden. Da diese Artengruppe empfindlich auf Veränderungen einzelner Parameter im Umfeld ihres Lebensraumes reagiert, eignet sie sich zur Dokumentation der Auswirkungen von Eingriffen (DETZEL 1992).

Die Artenanzahl ist mit 54 rezenten Arten in Brandenburg und etwa 80 Arten in Deutschland überschaubar. Heuschrecken sind relativ leicht zu bestimmen, insbesondere durch ihre artspezifischen Gesänge. So kann man sich leicht in die Artengruppe einarbeiten.

Die Biologie der Arten ist sehr gut bekannt (Feinde, Nahrung, Habitatansprüche, Eiablagsubstrate ...). Eine zusammenfassende Darstellung geben INGRISCH & KÖHLER (1998a).

Die Verbreitung der Arten in Brandenburg ist durch HÖHNEN, KLATT, MACHATZI, MÖLLER (2000) und ihre Gefährdung und deren Ursachen in der Roten Liste (KLATT et al. 1999) dokumentiert. Die Phänologie der Arten, charakteristische Artenassoziationen von Offenlandbiotopen Brandenburgs, mögliche Leitarten (Kap. 4), die Wirkung der Sukzession auf Artenszusammensetzungen (Kap. 5) und Untersuchungen zu Zielarten (Kap. 6) sind Gegenstand der vorliegenden Arbeit. Die Kenntnisse über die Artengruppe sind also sehr gut, sodass man sie für die Naturschutzfach- und Landschaftsplanung heranziehen kann.

Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden. Dabei wird gleichzeitig gezeigt, wie die Erkenntnisse dieser Arbeit für eine ökologisch fundierte Planung genutzt werden können. Es werden dazu zwei Heideflächen (*Calluna vulgaris*) gegenübergestellt, von denen 1997 je 100 m² kartiert wurden. Die eine befindet sich in der Döberitzer Heide, die zweite befindet sich in Jüterbog/West. Sie ist insgesamt wesentlich größer als die Heide in der Döberitzer Heide. Die Deckung der Vegetation betrug in beiden Fällen 100 %, wobei *Calluna vulgaris* 60 % bedeckt, 40 % sind mit Moos und einzelnen Silbergrasbüscheln (*Corynephorus canescens*) bedeckt. Die folgende Tabelle zeigt das Ergebnis der Kartierungen.

Heidefläche in der Döberitzer Heide		Heidefläche in Jüterbog/West	
Arten	Abundanzklasse	Arten	Abundanzklasse
<i>Platycleis albopunctata</i>	1	<i>Platycleis albopunctata</i>	6
<i>Metrioptera bicolor</i>	3	<i>Gryllus campestris</i>	2
<i>Oedipoda caerulescens</i>	1	<i>Oedipoda caerulescens</i>	2
<i>Stenobothrus lineatus</i>	1	<i>Sphingonotus caerulans</i>	1
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	4	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	4
<i>Chorthippus biguttus</i>	2	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	7
<i>Chorthippus brunneus</i>	1	<i>Chorthippus biguttus</i>	4
<i>Chorthippus mollis</i>	2	<i>Chorthippus brunneus</i>	3
		<i>Chorthippus mollis</i>	3

Tab. 7-1: Ergebnisse der Kartierungen zweier Heideflächen 1997; Abundanzklassen s. Kap. 3.1

Zieht man zur Bewertung die Rote Liste der Heuschrecken Brandenburgs (KLATT et al. 1999) heran, so finden sich auf der Heidefläche in der Döberitzer Heide mit *M. bicolor* und *St. lineatus* zwei gefährdete Arten, auf der Heidefläche in Jüterbog/West mit *Sp. caerulans* nur eine. Nach dieser Betrachtung wäre die Fläche auf der Döberitzer Heide die wertvollere.

Bezieht man jedoch die typischen Arten-Assoziationen mit ein, ergibt sich ein anderes Bild:

Es sind auf beiden Flächen alle Arten der **Assoziationsgruppe** vorhanden (s. Kap. 4.3.3). Auf der Fläche der Döberitzer Heide fehlt jedoch die zweite - der ersten assoziierte - **Assoziationsgruppe**, die von den Arten *G. campestris* und *O. haemorrhoidalis* gebildet wird. Drei Arten der **Assoziationsgruppe** kommen nur als Einzeltiere vor. Die Bodenständigkeit von Einzeltieren muss aufgrund der Mobilität von Heuschrecken immer angezweifelt werden. Von einer weiteren Art der **Assoziationsgruppe** wurden maximal vier Individuen/100 m² gezählt. Nur eine Art (*M. maculatus*) dominiert die Artengemeinschaft. Weiterhin kommt *M. bicolor* mit einem guten Bestand (5-8 Individuen/100 m²) vor. Diese gehört jedoch nicht zur typischen Artenkombination der *Calluna-vulgaris*-Heiden, sondern zeigt eher deren Vergrasung an.

In Jüterbog/West können bis auf *Sp. caeruleans* alle Arten als bodenständig angesehen werden. *Sp. caeruleans* kommt auf den angrenzenden Sandoffenflächen vor. Die Artengemeinschaft ist vollständig (s. Kap. 4.3.3). *M. maculatus* macht zwar auch hier einen großen Teil der Individuen aus, aber auch andere Arten haben hohe Bestände.

Obwohl also auf der betreffenden Heidefläche in Jüterbog/West keine gefährdeten Arten (die gefährdete *Sp. caeruleans* ist hier nicht bodenständig) vorkommen, kann diese Fläche aus Sicht der Heuschreckenfauna als die ökologisch stabilere angesehen werden. Für die Heuschrecken ist sie zum Zeitpunkt der Kartierung die wertvollere. Pflegemaßnahmen sind hier im Moment noch nicht notwendig.

Die Fläche auf der Döberitzer Heide wird von einer untypischen, arten- und individuenärmeren Heuschreckenfauna bewohnt. Hier müssen dringend Pflegemaßnahmen zur Regeneration der Heide ergriffen werden.

An diesem Beispiel konnte also eindeutig gezeigt werden, dass die Bewertung anhand charakteristischer Artengruppen zu einem ökologisch fundierterem Ergebnis kommt, als die Bewertung anhand von gefährdeten Arten der Roten Liste.

7.2 Leitbilder

Mit „Naturschutz“ werden sehr unterschiedliche Vorstellungen verbunden. Jeder Mensch hat auch eigene Vorstellungen von Schönheit und so gibt es im Naturschutz teilweise sehr gegenteilige Auffassungen, was geschützt werden soll. Ein Problem des Umganges mit ehemaligen TÜP lässt sich in der Kontroverse „Offenhaltung oder natürliche Sukzession“ zusammenfassen. Es gibt Vertreter, die eher zum einen und andere, die eher zum anderen Extrem stehen. Wiederum gibt es Naturschützer, die ganz andere Ziele verfolgen. Zu bedenken ist, dass es an Naturgütern immer auch Interessen gibt, die nichts mit eigentlichem (konservierendem) Naturschutz zu tun haben, wie Bergbau, Tourismus, Straßenbau oder Waldbau.

Wenn in einem Gebiet Naturschutz betrieben werden soll, so muss klar dargestellt werden, mit welchen Zielen Naturschutz zu betreiben ist. Bei einem Kesselmoor von

einigen hundert Quadratmetern Größe lassen sich diese Ziele leicht formulieren und vertreten. Ziel wird es hier sein, das Moor in seinem Zustand und damit die in ihm lebende Flora und Fauna zu schützen. Meist ist ein Schutz auch leicht durchsetzbar, da es kaum andere Interessentengruppen gibt. Wenn in der Gegend z. B. der Bau einer Straße geplant ist, so wird der Eingreifer in seinem eigenen Interesse versuchen, das Moor möglichst weiträumig zu umgehen.

Bei so großflächigen Gebieten wie TÜP oder der Bergbaufolgelandschaft ist dies nicht der Fall. Hier treffen viele Vorstellungen über die künftige Nutzung zusammen. Der Naturschutz muss seine Ziele formulieren und begründen. Oft wird Naturschutz als Schutz der Pflanzen- und Tierwelt verstanden, wohingegen unter Umweltschutz der Schutz anderer Naturgüter wie Luft, Wasser und Boden verstanden wird. Zunehmend setzt sich jedoch die Auffassung durch, dass die Aufgabe des Naturschutzes den Schutz aller biotischen, abiotischen und ästhetischen Naturgüter umfasst (WIEGLEB 1995).

Die Ziele des Naturschutzes, welche als Umweltqualitätsziele, Leitlinien oder Leitbilder formuliert werden, sollten so weit wie möglich ökologisch begründet sein. Die Ziele müssen sich in das juristische, politische, soziale und ökonomische System der Gesellschaft einfügen und sind im demokratischen Diskurs zu entwickeln. Die Entwicklung ökologisch begründeter Leitbilder des Naturschutzes ist inzwischen ein eigenständiger Forschungszeitweig. Aus der Vielzahl von Schutzgütern in einem so komplexen Gebilde wie einer Landschaft ergibt sich, dass an jedem Ort eine Vielzahl von konkurrierenden Naturschutzzielen existiert. Es kommt darauf an, diese Ziele gegeneinander abzuwägen und zu einem gemeinsamen Leitbild zu kommen (WIEGLEB 1995, BLUMRICH et al. 1995).

Für die Leitbildentwicklung für einen großen Raum, z. B. für das Naturschutzgebiet „Döberitzer Heide“ reicht es nicht allein aus, nur die Kontroverse „Offenhaltung oder natürliche Sukzession“ zu klären. Es gibt viele weitere berechtigte Ansprüche, so z. B. von Jägern, Reitern, Wanderern, umliegenden Gemeinden.

Bei der Leitbildformulierung ist für die Abschätzung künftiger Potenziale (Soll-Zustand) zunächst der Ist-Zustand zu klären. Dies ist für die großen TüP wie die Döberitzer Heide, Jüterbog und Lieberose geschehen (z.B. durch den Förderverein Döberitzer Heide e.V. oder s. WALLSCHLÄGER 1997). Für die Heuschrecken werden mit dieser Arbeit die Ergebnisse vorgelegt.

Im Folgenden soll dargelegt werden, welche Ziele der Naturschutz aus der Sicht der Heuschrecken hat. Es ist klar, dass diese Ziele denen anderer Interessengruppen, z. B. anderen Tiergruppen, teilweise widersprechen werden. Es soll hier keinesfalls versucht werden, ein Leitbild für die Entwicklung der ehemaligen Truppenübungsplätze aufzustellen, dies muss an anderer Stelle und durch Zusammenarbeit aller Beteiligten erfolgen. Nach VORWALD & WIEGLEB (1996) müssen Leitbilder immer auf einen konkreten Raum bezogen werden. Auch darf ein Leitbild nicht ein reines Expertenmodell sein. Hier wird also ein allgemeines Leitbild aus Sicht der Heuschreckenfauna

formuliert, welches Eingang in ein umfassendes Leitbild haben und für ein bestimmtes Gebiet konkretisiert werden muss.

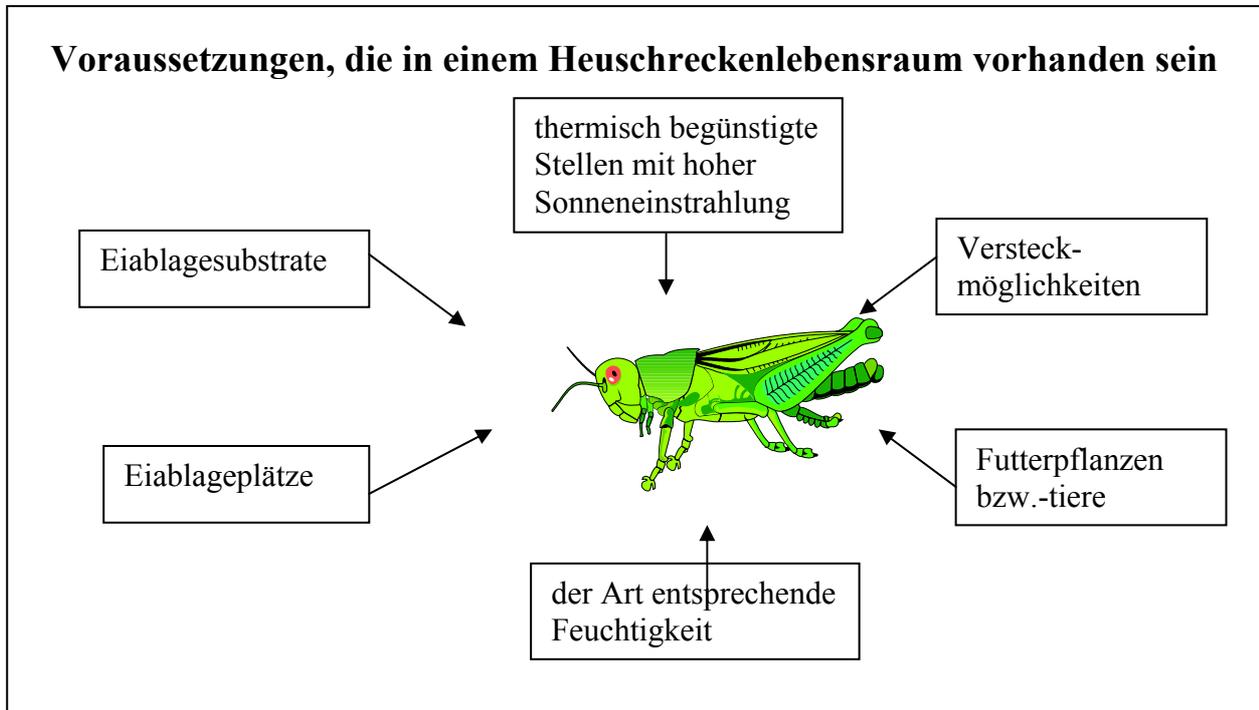


Abb. 7-1: Voraussetzungen, die in einem Heuschreckenraum unbedingt vorhanden sein müssen, damit Heuschrecken existieren können

Diese Voraussetzungen können durch folgende habitatgestaltende Maßnahmen geschaffen oder unterstützt werden:

Ziel	zu erreichen durch:
Erhaltung großer Sandoffenflächen und Flugsanddünen; Mindestgröße: 1 ha	mehrmaliges Plaggen (s. Kap. 7.3), mechanische Bodenverwundungen, Feuer, Tritt von Tieren, Vermeidung von Gehölzaufwuchs
Erhaltung von Trockenrasen, z. B. Silbergrasfluren	Beweidung, Plaggen, Feuer, Vermeidung von Gehölzaufwuchs, Mahd
Erhaltung von Heide-Flächen (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Sarothamnus scoparius</i>)	Beweidung, Feuer, Plaggen, Entkusseln, Vermeidung von Gehölzaufwuchs
Erhalt von Feuchtwiesen	Anhebung des Grundwasserspiegels bei Gefahr der Austrocknung, Beweidung, Mahd, Vermeidung von Gehölzaufwuchs, Vermeidung der Verlandung von Mooren und Gewässern bzw. deren Ränder
Erhalt von Eiablagesubstraten, Versteckmöglichkeiten	bei Mahd und Beweidung immer Flächen unbehandelt lassen

Tab. 7-2: Ziele des Naturschutzes aus Sicht der Heuschrecken und Maßnahmen, um diese zu erreichen

Zur Überprüfung dieser Maßnahmen können Zielarten eingesetzt werden. Hierzu eignen sich besonders Heuschrecken, da über ihre Habitatansprüche gute Kenntnisse vorliegen (s. Kap. 6).

Ein weiteres Ziel des Naturschutzes ist es, eine hohe Artenvielfalt zu erreichen. Dies gelingt nur, wenn ein Mosaik verschiedener Biotope existiert. Es sollte also nicht ein Sukzessionsstadium großflächig gefördert werden. Durch einmaliges Plaggen (s. Kap. 7.3) der Offenfläche in der Döberitzer Heide 1996 entstand so sehr schnell eine einheitliche Silbergrasflur. Durch das Plaggen wurde nicht die Sandoffenfläche erhalten, sondern die Silbergrasflur homogenisiert. Einmaliges Plaggen reicht zudem nicht aus, da sich das Silbergras (*Corynephorus canescens*) sehr schnell regeneriert. Durch mehrmaliges Plaggen wird erreicht, dass sich die Samenbank erschöpft und eine Sandoffenfläche längere Zeit erhalten bleibt. Wenn man einen Teil mehrere Jahre hintereinander plaggt, einen anderen hingegen der Sukzession überlässt und nach angemessener Zeit wechselt, so kann sich ein Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien erhalten. Ähnliche Vorschläge macht HINRICHSSEN (2001) für aculeate Wespen.

7.3 Managementmaßnahmen zur Offenhaltung von Heuschreckenlebensräumen

Die Heuschrecken-Assoziationen junger Sukzessionsstadien sind besonders durch die fortschreitende Sukzession gefährdet. Dort wo sich solche Assoziationen natürlicherweise ansiedeln könnten, sind sie bereits verschwunden, so z. B. auf Sandbänken großer Flüsse oder auf nährstoffarmen nicht künstlich aufgeforsteten Sanderflächen. Solche Flächen gibt es in Brandenburg fast nicht mehr. So haben also die Sandoffenflächen, wie sie sich auf TÜP und der Bergbaufolgelandschaft noch erhalten haben, eine entscheidene Bedeutung.

Die Ausführungen im Kap. 5 haben gezeigt, dass sich durch schnell voranschreitende Sukzession auch die Zusammensetzung der Heuschreckenfauna schnell ändern kann. Betroffen sind zuerst die Arten, die an die jüngsten Sukzessionsstadien angepasst sind. Ein Zulassen der Sukzession auf all diesen Flächen führt dazu, dass diese Pionierarten verschwinden. Bei der Blauflügeligen Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* und dem Sandohrwurm *Labidura riparia* erbrachten Begehungen der Döberitzer Heide 2001, also 4 Jahre nach den im Kap. 5 vorgestellten Untersuchungen, dass diese Arten unter dramatischen negativen Bestandsveränderungen zu leiden haben. Bei beiden Arten wird ein Verschwinden aus dem Gebiet immer wahrscheinlicher.

Dies wäre nicht so problematisch. *Labidura riparia* ist ein Kosmopolit und kommt überall auf der Welt in geeigneten Lebensräumen vor. *Sphingonotus caerulans* hat in Süd-Brandenburg noch große Vorkommen. Allerdings ist das Vorkommen in der Döberitzer Heide das größte am Nordrand des Areal. Ein Verschwinden dieses Vorkommens hätte also möglicherweise auch eine Verschiebung der Arealgrenze nach Süden zur Folge. Beide erwähnten Arten sind Bewohner von Pionierflächen, die von der Bevölkerung oft als "Wüsten" abgetan werden. Gehören diese "Wüsten" in unsere

Natur ? Müssen wir sie künstlich erhalten ? Oder anders gefragt: Gehören diese Tierarten zu unserer heimischen Tierwelt oder sind sie hier nur eingewandert, weil wir die Natur mit unseren Militärfahrzeugen zerstört haben ?

Es ist viel darüber spekuliert worden, wie Mitteleuropa ohne das Wirken des Menschen aussehen würde. So schreibt ELLENBERG (1996): „Von Natur aus ist Mitteleuropa, ..., ein fast lückenloses Waldland. Die heutigen Pflanzenbestände sind mehr oder minder stark vom Menschen mitgestaltete ‚Ersatzlandschaften‘.“¹² Auch WILLMANN (1973) sieht „nur Seen und Flüsse mit Röhrichsaum, Moore, Felswände und flachgründigste Schutthalden und Blockmeere, einige Dünen und Watt, sowie Hochgebirgszipfel“ aus dem geschlossenen Waldmeer als Inseln herausragen, „wenn die natürliche Vegetation real vorhanden wäre“¹³.

Beide Thesen berücksichtigen jedoch den zoologischen Faktor nicht. Es hat in Mitteleuropa auch ohne den Menschen große Tiere gegeben, die Lücken in diesem Waldmeer geschaffen haben. BUNZEL-DRÜKE, DRÜKE & VIERHAUS (1995) führen 34 Vertreter der Megafauna (Schulterhöhe >30 cm) an, die während der Weichseleiszeit in Mittel- und Nordwesteuropa gelebt haben, unter ihnen Mammut (*Mammuthus primigenius*), Wollnashorn (*Coelodonta antiquitatis*) und Steppenwisent (*Bison priscus*).

So kommt GEISER (1992) in seinem Referat „Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa eine halboffene Weidelandchaft“ zu folgendem Schluss:

„Wenn es den Menschen nie gegeben hätte, oder wenn sein Einfluss heute vollständig aufhören würde, dann würden die wilden Huftiere auf den Normal-Standorten in Mitteleuropa heute weitgehend das gleiche, parkartig geöffnete und heterogen strukturierte Landschaftsbild erzeugen, wie es die domestizierten Huftiere der traditionellen und extensiven Weidewirtschaft in den letzten Jahrtausenden geschaffen oder aufrecht erhalten haben.“¹⁴

GEISER macht deutlich, dass man die potenziell natürliche Vegetation nicht ohne das Wirken von Tieren betrachten darf. Die potenziell natürliche Vegetation ist also eigentlich die Vegetation, die sich entwickelt, wenn Mensch **und** große Pflanzenfresser fehlen.

Viele fordern für die großen Truppenübungsplätze eine naturnahe Waldentwicklung, also eine Entwicklung der ihrer Meinung nach potenziellen natürlichen Vegetation. Dafür werden große Bereiche eingezäunt und unter strengen Schutz gestellt. Naturnah müsste aber auch bedeuten, dass z. B. Rehe und Hirsche ungehindert junge Bäume abfressen dürfen. Wenn ein „Holzschädling“ auftritt und sich explosionsartig vermehrt, müsste er ungehindert den Wald zerstören dürfen. Schlägt ein Blitz ein und entfacht Feuer, so dürfte es nicht gelöscht werden. Wenn ein Fluss über die Ufer tritt

¹² ELLENBERG (1996), S. 73

¹³ S. 34; In der 5. Auflage (1993), auf S. 55 ist diese Ansicht schon etwas revidiert. Trotzdem schreibt WILLMANN hier: „Wenn die natürliche Vegetation aktuell vorhanden wäre, wären die anthropogenen oder Ersatzgesellschaften, Ackerfluren, Wiesen, Heiden u.a. verschwunden.“

¹⁴ GEISER (1992), S. 23

und weite Flächen mit Sand und Geröll bedeckt und auch Wälder verwüstet, so dürfte man ihn nicht eindeichen. Jedem ist klar, dass dies in Mitteleuropa nicht möglich ist.

Die Theorie der „potenziellen natürlichen Vegetation“ geht davon aus, dass sich diese natürliche Vegetation jederzeit wieder einstellen würde, wenn der Mensch nicht mehr existiert. Aber auch bei Eintreten dieser apokalyptischen Annahme so GEISER (1992) würden Huftiere (z. B. Reh, Rothirsch, Elch) und die wieder verwilderten Formen unserer Haustiere die Landschaft offenhalten.

Mitteleuropa (und auch fast die gesamte Erde) ist nun aber keine Naturlandschaft ohne den Menschen. Der Mensch gehört zur Natur und gestaltet diese. Eine „naturnahe“ Waldentwicklung mit den oben beschriebenen Prämissen kann nicht funktionieren.

Der Mensch hat nicht nur Offenflächen geschaffen und damit die „natürliche“ Vegetation - den Wald - verdrängt. Er hat auch seit jeher versucht, unfruchtbaren Boden fruchtbar zu machen und Wald anzubauen. Auch in Mitteleuropa gibt es so genannte Ursteppen, die Bodenkundlern zufolge schon seit Jahrtausenden unbewaldet sind (GEISER 1992). Schon GLEDITSCH (1789) schreibt über die Sandschollen der Mark Brandenburg und über die Schwierigkeiten, sie zu bewalden. Mit der Erfindung von Kunstdüngern hat man es schließlich geschafft, solche natürlichen Sandoffenlandschaften zu beseitigen. Es gibt sie kaum noch außerhalb von Truppenübungsplätzen und Bergbaugfolgelandschaften.

Durch die militärische Nutzung auf meist wenig fruchtbaren Böden sind sekundär wieder solche Offenlandschaften entstanden. Hier bietet sich die einmalige Chance, Offenlandschaften zu erhalten, die wenigstens die letzten zehn Jahrhunderte zu unserer Natur gehörten und nun endgültig zu verschwinden drohen. Arten wie *Sphingonotus caerulescens* und *Labidura riparia* kündigen uns das Verschwinden dadurch an, dass für sie diese Lebensräume nicht mehr optimal sind und sie in ihrem Bestand abnehmen. Wenn wir es schaffen, diese Arten - und mit ihnen viele weitere Arten anderer Taxa, z. B. den Sandlaufkäfer *Cicindela hybrida* (BEIER 2001) oder aculeate Wespen (HINRICHSSEN 2001) – in ihrem Bestand zu sichern, so erhalten wir einen ökologisch wertvollen, für Brandenburg („die Streusandbüchse Deutschlands“) typischen Lebensraum.

Da natürliche Störfaktoren, wie Feuer oder „Schädlinge“ fehlen, würde sich ohne Tätigkeit des Menschen tatsächlich die potenziell natürliche Waldvegetation einstellen. Diese sekundären Offenlandschaften müssen also künstlich offen gehalten werden.

INGRISCH & KÖHLER (1998a) geben eine nach der Bedeutung geordnete Liste der Gefährdungsursachen für Heuschrecken an: (1) Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, (2) Vergrasung, Verbuschung und Bewaldung, (3) Intensivierung der Landnutzung, (4) Aufforstung, (5) Flurbereinigung, (6) Entwässerung und Wasserbau, (7) Flächenmanagement. Hinzu kommen nach KÖHLER (1999) noch großklimatische Veränderungen.

Die Punkte (1) und (3) spielen auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen eine untergeordnete Rolle. Dafür haben hier die Punkte (2) und (4) eine herausragende Bedeu-

tung. Mit der Erhaltung von Offenlandschaften kann es gelingen, das negative Wirken dieser Faktoren etwas einzudämmen.

Maßnahmen zur Offenhaltung gibt es nicht viele. Die in Mitteleuropa gebräuchlichste ist die Beweidung. VOSSEN (1997) stellt ein Pflegekonzept für die Retzower Heide vor, welches allen vorgefundenen Heuschreckenarten durch Schafbeweidung optimale Lebensräume schafft. Sie schlägt vor, nicht großflächig zu beweiden, sondern Flächen der Pferchung kleinräumig kurz zu halten, während die direkt an die Pferchung grenzenden Bereiche von der Beweidung ausgenommen werden. Nach einem Rotationsprinzip sollten einzelne Flächen in bestimmten Jahren gar nicht beweidet werden. Die Tiere sollten die Nacht nicht auf den Flächen verbringen, damit ein Nährstoffaustrag gewährleistet wird (SCHOKNECHT 1997). So schafft man eine reich strukturierte mosaikartige Landschaft mit verschiedenen Vegetationseinheiten und verschiedenen Heuschreckenlebensräumen, die den Ansprüchen vieler Arten gerecht werden.

Beweidung reicht jedoch für die Erhaltung großer Sandoffenflächen nicht aus, da durch Tritt der Tiere nur kleinflächige Rohbodenstandorte entstünden, die nicht genügend Lebensraum für Pionierarten bieten würden. *Sphingonotus caerulescens* benötigt beispielsweise Flächen, die größer als 1 ha sind, mindestens jedoch Sandoffenflächen von 200 m² Größe.

Eine weitere Maßnahme ist die Entbuschung. Hierbei werden aufkommende Gehölze mechanisch entfernt. Diese Maßnahme hat nur Sinn, wenn sie mit Beweidung kombiniert wird, da sonst die Verbuschung sehr schnell wieder einsetzt. KÖHLER (1989) und KÖHLER & KOPETZ (1993) haben zur Verfolgung der Intensität der Verbuschung den E/C (Ensifera/Caelifera)-Index vorgeschlagen, da Langfühlerschrecken (Ensifera) stärker verbuschte Bereiche bevorzugen als Kurzfühlerschrecken (Caelifera). In verbuschten Bereichen hält sich Feuchtigkeit länger als auf unverbuschten, was zur Folge hat, dass Ensifera sich mehr in den verbuschten Bereichen und in höheren Bereichen der Vegetation aufhalten (s. a. Kap 5.4).

Verbuschung ist also für Heuschrecken nicht nur negativ, die terricolen und graminicolen Arten werden jedoch verdrängt, was dazu führt, dass viele von diesen Arten zu den gefährdeten Heuschreckenarten gehören. Schreitet die Verbuschung noch stärker voran, wird der Lebensraum allerdings für alle Heuschreckenarten unattraktiv, denn in Wäldern leben nur wenige Arten (z. B. die Waldgrille *Nemobius sylvestris*). Verbuschung führt zu einer Verringerung der Abundanzen und einer allmählichen Verschiebung der Dominanzspektren (KÖHLER 1989, s. a. Kap. 5.4).

Die ökologisch wertloseste Form der Verbuschung ist die Aufforstung von Offenlandbereichen. Aufgeforstet werden sollten in Mitteleuropa z. B. Kahlschlagflächen, eventuell ehemalige Baustellen und Parks. Im Offenland ist eine „naturnahe“ Waldentwicklung durch natürliche Samenverbreitung einer Aufforstung vorzuziehen. Durch Aufforstung gehen Offenlandbereiche sehr schnell verloren und werden für Heuschrecken schnell unattraktiv.

Auch die Entbuschung und die Verhinderung von Aufforstungen kann keine Sandoffenflächen erhalten.

Zur Offenhaltung und Erhaltung von Heide (*Calluna vulgaris*)- Flächen gibt es zahlreiche Literatur (z.B. LÜTKEPOL 1993, VAN DER ENDE 1993, BEUTLER 1993b). Beweidung, Plaggen, Entkusseln sind nur einige Beispiele zur Heidepflege. Die weitaus wirksamste Methode ist jedoch das Flämmen, also das kontrollierte Abbrennen von Heideflächen. Rezente Heidegebiete in Brandenburg sind überwiegend durch Brandrodung von Wäldern entstandene und maßgeblich durch Feuer geprägte Vegetationskomplexe mit hohem zoologischen Artenschutzwert (BEUTLER 1993b). Der Militärbetrieb schuf Heiden durch Rohdung, Munitionsbrände, mechanisches Entfernen von Gehölzaufwuchs und Zerstörung der Vegetationsdecke. Die Effekte dieser Faktoren ähneln denen der vorindustriellen Landwirtschaft. Das Flämmen hinterlässt auch kleine vegetationslose Bereiche, die jedoch schnell wieder zuwachsen. Kleine offene Sandinseln werden durch die Tätigkeit von Kaninchen erhalten. Die Gesetzgebung sieht Heiden als Waldflächen an, in denen kein Feuer gelegt werden darf. Auf den meisten TÜP ist Flämmen aufgrund der Munitionsbelastung nicht möglich. Deshalb kann Flämmen in der Praxis nur selten angewendet werden.

Große Sandoffenflächen lassen sich jedoch auch dadurch nicht erhalten. Entstanden sind sie sekundär durch militärischen Übungsbetrieb, insbesondere durch das Befahren mit Kettenfahrzeugen und die Wirkung von Wind (Flugsanddünen). Um sie zu erhalten muss es also großflächige mechanische Verwundungen des Oberbodens geben. Eine Möglichkeit dazu ist das Plaggen. Hier wird in irgendeiner Form ein schweres Metallstück (z. B. zusammengeschweißte Eisenbahnschienen) über den Boden gezogen und so die Vegetation abgetragen. Es lassen sich auch große Flächen bearbeiten. In der Döberitzer Heide wurde 1996 eine Fläche von ca. 2,4 ha geplaggt. Die Sukzession wurde dadurch um einige Jahre zurückgeworfen. Die Wiederbesiedlung mit Silbergras erfolgte jedoch noch in derselben Vegetationsperiode, sodass für eine dauerhafte Offenhaltung mehrmals geplaggt werden müsste.

Alle diese genannten Möglichkeiten sind ungeeignet, die großen z. Zt. noch existierenden Offenflächen zu erhalten. Man kann damit immer nur kleine „Störstellen“ in der Sukzession schaffen, um ein Biotopmosaik und eine Dynamik in der Landschaft zu erhalten.

Ein weiteres Problem für die Pflege und Erhaltung von Offenflächen ist die Munitionsbelastung. Die vollständige Beräumung würde dreistellige Millionensummen kosten (SCHOKNECHT 1997). Selbst kleinflächige Pflegemaßnahmen sind aufwändig und kostenintensiv. Also wird die Erhaltung von Offenflächen sich aus diesen Gründen nur auf wenige relativ kleine Flächen beschränken. Gleichzeitig bietet sich die Chance, große sich eigendynamisch entwickelnde Wälder durch natürliche Sukzession entstehen zu lassen. In diesen müssen Sandoffenflächen, Tockenrasen und Heiden, die zu den prioritären Biotopen der FFH-Richtlinie¹⁵ gehören und somit unter stren-

¹⁵ Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU vom Juli 1992

gem Schutz stehen, durch für das jeweilige Gebiet geeignete Pflegemaßnahmen erhalten werden.

Eine Chance für die Erhaltung von Offenflächen bietet auch die Konversion, also die Überführung der Flächen in eine zivile Nutzung. Nicht alle ehemaligen TÜP können in Naturschutzgebiete umgewandelt werden. So ist auf dem ehemaligen TÜP Jüterbog/Ost die Einrichtung eines Windenergieparks geplant. Betreiber von Windkraftanlagen suchen für diese alternative Energieform ständig neue Standorte. Die TÜP mit ihren Offenflächen, die Wind ungebremst lassen, böten hier gute Standpunkte. Es gibt kaum Vogelzuglinien, die über TÜP laufen, sodass hier nur wenig negative Einflüsse auf Zugvögel zu befürchten sind. Als Ersatzmaßnahme könnte dem Eingreifer das Offenhalten der ihm übertragenen Flächen auferlegt werden.

Oft werden auf TÜP Motorcrossfahrer beobachtet, die dann vom Wachschatz oder der Polizei aus den Gebieten verwiesen werden. Möglich wäre es, den Motorsportvereinen einzelne Flächen zur Verfügung zu stellen. Die Motorcrossfahrer würden die Biotoppflege mit ihren Maschinen kostenlos besorgen. Manch einer kann sicher nicht mit dem Gedanken an Motorräder im Naturschutzgebiet leben, man muss aber immer bedenken, dass hier vor einigen Jahren noch Panzer fuhren und eine einzigartige Landschaft geschaffen und erhalten haben.

Auch anderen Eingreifern, z. B. Betreibern von Erlebnisparks oder Blaubeerplantagen könnte als Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahme die Offenhaltung bestimmter Flächen auferlegt werden. Leider geschieht dies in der Praxis nicht. So wurde ein kleinerer Übungsplatz bei Potsdam, die Parforceheide; als Ersatzmaßnahme für einen Windpark aufgeforstet. Ein wichtiges Brutgebiet von Neuntöter (*Lanius collurio*) und Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) und Lebensraum für viele Insektenarten ist so verloren gegangen. Selbst in Naturschutzgebieten wie der Reicherskreuzer Heide wird mit Kiefern aufgeforstet - widersinnig, wenn man bedenkt, wie viele Kiefernforste es in Brandenburg gibt. Heuschrecken und mit ihnen viele andere Tierarten verlieren durch solche Aufforstungen Lebensräume.

Literatur

- BEGON, M. (1979): Investigating Animal Abundance: capture-recapture for biologists. Edward Arnold (Publishers). London. 97 S.
- BEIER, W. (2001): Die Sandlaufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae). Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. Beiträge zum Naturschutz, zur Landschaft und zur Geschichte. Hrsg.: Naturschutzförderverein Döberitzer Heide e.V. Jahreshaft 11: 31-35.
- BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken beobachten, bestimmen. (Naturbuch-Verlag), Augsburg; 348 S.
- BEUTLER, H. & BEUTLER, D. (1992): Das Naturschutzgebiet „Lieberoser Heide“ auf dem Truppenübungsplatz Lieberose. Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs, Folge 1. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 15-19.
- BEUTLER, H. (1992): Heuschrecken (Saltatoria). In: Gefährdete Tiere im Land Brandenburg - Rote Liste. Ministerium für Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. S. 215-217.
- BEUTLER, H. (1993a): Die Wanderdüne auf dem Truppenübungsplatz Jüterbog. Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs, Folge 3. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2: 12-15.

- BEUTLER, H. (1993b): Verbreitung, Ausdehnung und Entstehung der rezenten Heiden in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 4: 10-14.
- BLUMENSTEIN, O. (1998): Zur Belastung der Marginalbereiche des Kiefbruchs infolge der militärischen Nutzung der Döberitzer Heide. *Brandenburgische Umweltberichte* 2: 111-114.
- BLUMENSTEIN, O.; SCHUBERT, R.; BECHMANN, W.; BUKOWSKY, H.; DAUTZ, J.; KAPP, I.; KNÖSCHE, R.; PORTMANN, H.-D.; SCHACHTZABEL, H.; SCHNEIDER, I.; TESSMANN, J. (1997): Erste Ergebnisse einer Fallstudie zur Stoffdynamik in naturschutzrelevanten Böden der Döberitzer Heide. *Brandenburgische Umweltberichte* 1: 65-77.
- BLUMRICH, H.; FROMM, H.; VORWALD, J.; SCHULZ, F. & G. WIEGLEB (1995): Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft - Utopie und Realität. *BUTC Aktuelle Reihe* 11/95: 105-116.
- BORRIES, J. (1993): Ökologische Untersuchungen an der Heuschreckenfauna (Ensifera, Caelifera) des Biosphärenreservates Spreewald mit Vorschlägen zum Biotopmanagement des Grünlandes. *Dipl.-arb. Univ. Bonn*. 135 S. (unveröff.).
- BORRIES, J. & KLATT, R. (1996): Grundsätzliche Überlegungen zum Artenschutzprogramm Heuschrecken. Zuarbeit zum Grundlagenband „Artenschutzprogramme in Brandenburg“. *Loseblattsammlung. LUA Brandenburg*. 3 S. (unveröff.).
- BORRIES, J.; KLAPKAREK, N. & OHM, B. (1995): Beitrag zum Vorkommen und zur Verbreitung von *Calliptamus italicus* (LINNÉ, 1758) in Brandenburg. *Articulata* 10 (2): 197-201.
- BRAASCH, D. (1991): Gutachten zur Wasserinsektenfauna und zur Heuschreckenfauna des NSG „Ferbitzer Bruch“. 9 S. (unveröff.).
- BRIELMANN, N. (1992): Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Golfanlage in Stolpe, Kreis Oranienburg. *Zwischenbericht zur faunistischen Untersuchung*. 27 S. (unveröff.).
- BROCKMÖLLER, L.; BRUNNCKOW, I.; HABILD, G. (1993): Das Naturschutzgebiet Marienfließ - ein länderübergreifendes Modellvorhaben zur Entwicklung ehemals militärisch genutzter Flächen. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 36 (2): 10-13.
- BROSE, U. (1997): Heuschrecken auf Trockenstandorten im Naturpark Schlaubetal. Ein Flächenbewertungsmodell mit Leitartengruppen für Südostbrandenburg. *Dipl.-Arbeit Univ. Hamburg*; 101 S.+ Anhang (unveröff.).
- BROSE, U.; PESCHEL, R.; KLATT, R. (1999): Habitatspektrum und Verbreitung des Steppengrashüpfers (*Chorthippus vagans*) in Norddeutschland. *Artenschutzreport* 9: 4-7.
- BUCHWEITZ, M. & WALTER, R. (1992): Individualmarkierung von Heuschrecken - ein Erfahrungsbericht. *Articulata* 7: 55-61.
- BUCHWEITZ, M. (1993): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. *Articulata* 8 (2): 39-62.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU, Hrsg., 1994): *Umweltpolitik. Politik für eine nachhaltige, umweltgerechte Entwicklung - Zusammenfassung*. Eine Information des Bundesumweltministeriums. Bonn. 41 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M.; DRÜKE, J.; VIERHAUS, H. (1995): Wald, Mensch und Megafauna. Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 4/1995: 43-51.
- BURMEISTER, H. (1839): *Handbuch der Entomologie*. Bd. II. Berlin. 712 S.
- DETZEL, P. (1991): *Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs*. - Dissertation an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 365 S.
- DETZEL, P. (1992): Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. in: TRAUTNER, J. (Hrsg.): *Arten und Biotopschutz in der Planung. Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991. *Ökologie in Forschung und Anwendung* (5): 189-194.
- DETZEL, P. (1995): Zur Nomenklatur der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands. *Articulata* 10 (1): 3-10.
- DETZEL, P. (2001): Verzeichnis der Langfühlerschrecken (Ensifera) und Kurzfühlerschrecken (Caelifera) Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 5: 63-90.

- Deutscher Rat für Landespflege (DRL, Hrsg., 1993): Truppenübungsplätze und Naturschutz. Gutachterliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rates für Landespflege. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege (62). 90 S.
- DIERKING, U. (1994): Atlas der Heuschrecken Schleswig-Holsteins.- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.). Kiel. 61 S.
- EICHLER, W. (1938): Lebensraum und Lebensgeschichte der Dahlemer Palmenhausheuschrecke *Phlugiola dahlemica* nov. spec. (Orthopt. Tettigoniid.). Studien zur deutschen Gewächshaushauna I. Dissertation Univ. Berlin. 79 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 1095 S.
- ENDE, VAN DER, M. (1993): Heidemanagement in Schleswig-Holstein. In: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege. NNA-Berichte 6 (3): 10-19.
- ERZ, W. (1970): Naturschutz im nächsten Jahrzehnt. Natur und Landschaft 45: 15-19.
- FAGER (1957): Determination analysis of recurrent groups. Ecology 38(4): 586-595.
- FARTMANN, TH. (1997a): Zur Verbreitung von *Tettigonia caudata* (CHARPENTIER, 1825) und *Nemobius sylvestris* (BOSC, 1792) in Berlin und Brandenburg. Articulata 12(1): 59-73.
- FARTMANN, TH. (1997b): Bioökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna auf Magerrasen im Naturpark Märkische Schweiz (Ostbrandenburg). in: MATTES, H. (1997, Hrsg.). S. 1-62.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung (IHW Verlag), Eching; 879 S.
- FRONEK, A. (1997): Zur Heuschreckenfauna des Zehdenicker Tonstichgebietes/Brandenburg. In: MATTES, H. (1997, Hrsg.) S. 63-76.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandchaft. Laufener Seminararbeit. ANL 2/92: 22-34
- GLEDITSCH, J.G. (1754): Des sauterelles d'Orient, qui voyagent en troupes, et qui ont fait des ravages dans la Marche de Brandebourg en 1750 - Histoire de l'Académie Royale des sciences et belles lettres. Berlin: 83-101.
- GLEDITSCH, J.G. (1789): Vermischte botanische und oekonomische Abhandlungen. Berlin. Bd. 1-4: 45-143.
- GOTTSCHALK, E. (1997): Die Mäander-Transektmethode. Ein vereinfachtes Verfahren zur Bestimmung der Populationsgröße am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*). Articulata 12 (1): 49-53.
- GREIN, G. (1990): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Niedersachsen und Bremen.- Informationsdienst d. Naturschutz Nieders. Hannover 10 (6): 133-196.
- GREIN, G., 1995: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken - 2. Fassung, Stand 1.1.1995.- Informationsdienst. d. Naturschutz Niedersachs. Hannover 15 (2): 17 - 36.
- GÜNTER, A. (1994): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt Nuthe-Nieplitz-Niederung. Faunistische Bestandsaufnahme Heuschrecken. Zwischenbericht 1993. 26 S. (unveröff.).
- HAARMANN, K.; PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 39. 266 S.
- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Gustav Fischer Verlag. Jena. 494 S.
- HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthoptera (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). In: Dahl: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise. 46. Teil. Gustav Fischer Verlag. Jena. S. 31-217.
- HAUPT, H. (1995): Faunistische Beobachtungen an Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) im Unteren Odertal bei Schwedt (Brandenburg) mit einem Wiederfund von *Platycleis montana* KOLLAR, 1833. Articulata 10 (2): 161-175.

- HAUPT, H. (1997): Analyse von Habitatfaktoren der Heuschreckenfauna des Offenlandes im deutsch-polnischen Überflutungsraum der Unteren Oder und seiner Randgebiete (Orthoptera: Saltatoria). Diplomarbeit Univ. Bonn. 215 S. + Anhang (unveröff.).
- HINRICHSEN, A. (2001): Aculeate Wespen auf der "Großen Wüste". Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. Beiträge zum Naturschutz zur Landschaft und zur Geschichte. Hrsg.: Naturschutzförderverein Döberitzer Heide e.V. Jahresheft 11: 26-31.
- HÖHNEN, R.; KLATT, R.; MACHATZI, B.; MÖLLER, S. (2000): Vorläufiger Verbreitungsatlas der Heuschrecken Brandenburgs. Märkische Ent. Nachr. 2000 (1): 72 S.
- HOLST, K. T. (1986): The Saltatoria (Bush-crickets, crickets and grasshoppers) of Northern Europe. Fauna Entomologica Scandinavica. Copenhagen (E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Leiden). 16: 127 S.
- HOVESTADT, T. ; ROESER, J.; MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Ber. Ökol. Forsch. 1, Forschungszentrum Jülich. 277 S.
- HÜTTICHE, K. (1997): Freilandökologische Untersuchungen der Heuschreckenpopulationen an der Unteren Havel (Brandenburg) mit Vorschlägen zur Biotopmanagementplanung. in: MATTES, H. (1997, Hrsg.) S. 77-82.
- INGRISCH, S. (1987): Die Geradflügler (Orthopteroidea, Dermaptera und Blattaria) des Mainzer Sandes. Mainzer Naturwiss. Arch. 25: 233-252.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998a): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 460 S.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998b): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. lat). In: BINOT, M.; BOJE, P.; GLESS, R.; GRUTTLER, H. u. PRETSCHER, P.: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.-R. Landschaftspfl. und Natursch., 55: 252-254.
- Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung IRS (1995a): Konversion als Chance zur regionalen Entwicklung. GRAUE REIHE - Materialien des IRS 7. 170 S.
- Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung IRS (1995b): Konversion in Brandenburg und Berlin. REGIO - Beiträge des IRS Nr. 7. 173 S.
- JEDICKE (1996): Rote Listen in Deutschland. Bearbeitungsstand, Bilanz und Weiterentwicklung in Bund und Ländern. Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (12): 361-370.
- JEDICKE (1997): Die Roten Listen: Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Ulmer, Stuttgart. 581 S. + CD.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer, Stuttgart. 461 S.
- KLÄGE, H.- C. (1990): Zur Heuschreckenfauna: Beiträge zur Insektenfauna der Nordwestlichen Niederlausitz XXVIII. Biol. Stud. Luckau 19: 3-48.
- KLAPKAREK, N. (1996): Beitrag zur Heuschreckenfauna des geplanten Naturschutzgebietes „Lönewitzer Heide“ (Elbe-Elster-Kreis, Brandenburg). Articulata 11 (2): 47-57.
- KLAPKAREK, N. (1997): Monitoring der Sukzession auf ehemaligen Truppenübungsplätzen - beispielhaft dargestellt an Untersuchungen von Trockenlebensräumen auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Jüterbog/West. Studie, erstellt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. Institut für Ökologie und Naturschutz. Eberswalde. 167 S. (unveröff.).
- KLATT, R. (1996): Heuschrecken im trockenen Offenland. Grundlagenband Artenschutzprogramme im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg; Loseblattsammlung; 3 S. (unveröff.).
- KLATT, R. (1998): Die Heuschreckenfauna. Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. Beiträge zum Naturschutz, zur Landschaft und zur Geschichte eines außergewöhnlichen Naturraumes im Land Brandenburg. Heft 8: 18-21.
- KLATT, R. (2000): Habitatansprüche von Heuschrecken auf Sandoffenflächen und deren Sukzessionsstadien. - Untersucht auf Truppenübungsplätzen Nordostdeutschlands- Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth. XXIV: 345-346.

- KLATT, R. (2003): Assoziationen von Heuschrecken (Saltatoria: Ensifera et Caelifera) trockener Offenlandbiotope Brandenburgs in Abhängigkeit von der natürlichen Sukzession. Dissertationsschrift Univ. Potsdam, Math.-Naturwiss. Fakultät, Mai 2003, verteidigt am 14.11.2003. 107 S. + Anhang.
- KLATT, R. & SCHILITZ, A. (1997): Zur Verbreitung und Ökologie der Blauflügeligen Sandschrecke *Sphingonotus caeruleus* (LINNAEUS, 1767) in Brandenburg. *Articulata* 12 (2): 141-154.
- KLATT, R.; BRAASCH, D.; HÖHNEN, R.; LANDECK, I.; MACHATZI, B.; VOSSEN, B. (1999): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste und Artenliste der Heuschrecken des Landes Brandenburg (Saltatoria: Ensifera et Caelifera). Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg. *Natursch. u. Landschaftspfl. i. Brand.* 8 (1) Beilage: 17 S.
- KLAUS, D. (1995): Weitere Fundorte von „Ödlandschrecken“ (Caelifera, Acrididae) in bergbaulich geprägten Landschaften südlich von Leipzig. *Mauritiana (Altenburg)* 15: 301-312.
- KLEINERT, H. (1992): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria. *Articulata*. Beiheft 1: 1-117.
- KÖHLER, G. (1987a): Die quantitative Erfassung von Feldheuschrecken (Saltatoria: Acrididae) in zentraleuropäischen Kalktrockenrasen - ein Methodenvergleich. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Jena, Naturwissenschaftliche Reihe* (36): 375-390.
- KÖHLER, G. (1987b): Die Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) im Mittleren Saaletal um Jena - Bestandsaufnahmen und Faunenveränderung in den letzten 50 Jahren. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Jena, Naturwissenschaftliche Reihe* (36): 391-435.
- KÖHLER, G. (1988a): Persistenz und Genese von Heuschrecken-Assoziationen (Orthoptera: Acrididae) in zentraleuropäischen Rasenökosystemen. *Zool. Jb. Syst.* 115: 303-327.
- KÖHLER, G. (1988b): Zur Heuschreckenfauna der DDR - Arealpektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung (Insecta, Orthoptera, Saltatoria). *Faun. Abh. Staatl. Mus. Tkde. Dresden* 16 (1): 1-21.
- KÖHLER, G. (1989): Zur Phänologie, Abundanzdynamik und Biotopbindung rasenbewohnender Laubheuschrecken (Saltatoria: Tettigonioidea) im mittleren Saaletal bei Jena (Thüringen). *Wiss. Ztschr. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Naturwissenschaftliche Reihe* (38): 543-561.
- KÖHLER, G. (1991): Rote Liste der Heuschrecken des Landes Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 28 (2): 29-39.
- KÖHLER, G. (1993): Die Rotflügelige Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (LATR.) (Orthoptera: Saltatoria), in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 30 (3): 67-73.
- KÖHLER, G. (1993): Heuschrecken (Saltatoria); in: Check-Listen Thüringer Insekten Teil 1. Hrsg: Thüringer Entomologenverband e. V. und Thüringer LA f. Umwelt, Jena: 11-12.
- KÖHLER, G. (1996): Theorie und Praxis des Überlebens. Gefährdungsanalysen – ein neuer Zugang zum Artenschutz. *Forschungsmagazin FSU Jena* 5: 18-23.
- KÖHLER, G. (1999): Ökologische Grundlagen von Aussterbeprozessen. Fallstudien an Heuschrecken (Caelifera et Ensifera). Univ. Jena, Habil.-Schr.; Laurenti-Verl. Bochum. 253 S.
- KÖHLER, G. & H.P. BRODHUHN (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik zentraleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). *Zool. Jb. Syst.* (114): 157-191.
- KÖHLER, G. & KOPETZ, A. (1993): Veränderungen in Heuschrecken (Saltatoria)-Assoziationen als Folgen der Verbuschung von Kalktrockenrasen. *Arch. für Nat.- Lands.-* 33: 147-159.
- KOLB, K.- H. & FISCHER, K. (1994): Populationsgröße und Habitatnutzung der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, Insecta: Saltatoria) im NSG „Steinberg und Wein-Berg“/ Bayerische Rhön. *Articulata* 9 (2): 25-36.
- KOPETZ, A. & KÖHLER, G. (1991): Sukzessionsbedingte Veränderungen von Arthropoden-Assoziationen auf Kalktrockenrasen. *Zool. Jb. Syst.* 118: 391-407.
- KRATOCHWIL, A. (1989): Grundsätzliche Überlegungen zu einer Roten Liste von Biotopen. *Schr.-R. Landschaftspfl. und Natursch.*, 29: 136-178.
- KRAUSCH, H.-D. (1966): Die Invasion der Wanderheuschrecke (*Locusta migratoria* L.) in die Niederlausitz. *Beitr. z. Tierw. d. Mark. Veröff. Bez.-Mus. Potsdam* 12: 5-25.

- LANAG (1995): Faunistische Kartierung zur vertiefenden Umweltverträglichkeitsuntersuchung und zum Landschaftspflegerischen Begleitplan im Rahmen des geplanten Flughafens Berlin Brandenburg International am Standort Sperenberg (Bd. I: Methodik und Ergebnisse).- Gutachten im Auftrag der WIB Ingenieurgesellschaft mbH. 149 S.
- LANDECK, I. (1994): Studie zur Bestandsaufnahme der Naturraumausstattung und zur Erarbeitung von Vorschlägen für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Tagebau-Vorfeld Klettwitz Nord. FIB Finsterwalde. Auftraggeber: LMBV. (unveröff.).
- LANDECK, I. (1995): Gutachten zur Fauna des NSG „Bache Lugau“. Auftraggeber: UTECON. (unveröff.).
- LANDECK, I. (1995): Heuschreckenfunde aus der westlichen Niederlausitz. Eine kommentierte Liste der zwischen 1987 und 1993 gefundenen Arten. *Natur und Landschaft in der Niederlausitz* 16: 57-66.
- LANDECK, I. (1996): Diasporenangebot im Umland der Tagebaue des Untersuchungsgebietes und die Wiederbesiedlung der Kippen und Halden durch Flora und Wirbellose (Käfer, Ameisen, Spinnen, Libellen und Heuschrecken). in: Tagungsband zum BMBF-Projekt „Schaffung ökologischer Vorrangflächen bei der Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft“.
- LANDECK, I. (1997): Über drei bemerkenswerte Heuschreckenarten (Orthoptera: Acridoidea) aus der südlichen Mark Brandenburg. *Brandenburgische Entomologische Nachrichten* 4 (1): 53-64.
- LANDECK, I. & WIEDEMANN, D. (1995): Schaffung ökologischer Vorrangflächen bei der Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften (FIB) Finsterwalde. Auftraggeber: BMBF. (unveröff.).
- LANDECK, I. & WIEDEMANN, D. (1998): Die Geradflüglerfauna (Dermaptera, Orthoptera) der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Ein Beitrag zur Ökologie und Verbreitung der Arten. *Articulata* 13(1): 81-100.
- LANGNER, S. (1990): Biotopqualitäten und ihre Bedeutung für die Verbreitung von Heuschreckengemeinschaften. Beitrag zu einem praktischen Naturschutz in unserer Kulturlandschaft. Diplomarbeit Univ. Freiburg i. Br. 85 S. + Anhang (unveröff.).
- L.E.G.U.A.N. GmbH (1993a): Botanische, mykologische und zoologische Kartierungen zur Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur geplanten Bundesautobahn 20 („Ostseeautobahn“) von Lübeck bis Rehna zwischen August 1991 und September 1992 Band 1: Methodik, Bewertung, Artbeschreibungen Oktober 1993.- Gutachten im Auftrage von Trüper & Gondesen, Lübeck.
- L.E.G.U.A.N. GmbH (1993b): Studie über Verbreitung, Reaktivierungsmöglichkeiten und Behandlung historischer Binnendünen in Mecklenburg-Vorpommern.- Gutachten im Auftrag der Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- L.E.G.U.A.N GmbH (1996): UVS Freizeitanlage Wohlenberg - Biologische Untersuchungen.- Gutachten im Auftrag von TGP, Lübeck.
- LÖBF - Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 1995): Standpunkte: Ziele und Zielkonflikte im Naturschutz. *LÖBF-Mitteilungen* 4: 83 S.
- LÜTKEPOL, M. (1993): Schutz und Erhaltung der Heide. Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jahrhunderts am Beispiel des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. In: *Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege*. NNA-Berichte 6(3): 53-62.
- LUTZ, Ch. (1996): Habitatmodell und Ausbreitungsverhalten von *Oedipoda caerulescens* (Linnaeus, 1758) Saltatoria, Caelifera. Diplomarbeit Univ. Tübingen. 83 S. + Anhang. (unveröff.).
- MAAS, St.; DETZEL, P. & STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 89886015 des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn – Bad Godesberg. 401 S.
- MACHATZI, B. (1996): Aufruf zur Mitarbeit an einem Verbreitungsatlas der Heuschrecken und Grillen des Landes Berlin. *Informationen aus der Berliner Landschaft*. Nr. 60. 4 S.

- MARTI, TH. (1989): Heuschrecken und Landschaft. Ein exemplarischer Einblick in Theorie und Praxis goetheanistischer Naturwissenschaft. Verlag Paul Haupt. Bern und Stuttgart. 206 S.
- MATTES, H. (1997, Hrsg.): Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie. Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Band 3. 188 S.
- MESCHEDE, A. (1994): Bestandssituation der Heuschrecken im Landkreis Kitzingen (Nordbayern). *Articulata* 9 (1): 91-116.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR; Hrsg., o.J.): Natur und Landschaft in Brandenburg. Leitlinien und Entwicklungsziele. Informationsbroschüre. Potsdam. 60 S.
- MÖLLER, G. & PRASSE, R. (1991): Faunistische Mitteilungen zum Vorkommen der Ameisengrille (*Myrmecophilus acervorum* PANZER 1799) im Berliner Raum. Erster Nachweis eines Männchens in Mitteleuropa. *Articulata* 6 (1): 49-51.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie (Quelle & Meyer), Heidelberg, Wiesbaden; 512 S.
- Naturschutzbund (NABU), Landesverband Brandenburg (Hrsg., 1993): Positionspapier. Naturschutzstrategie für eine lebenswerte Zukunft in Brandenburg. Potsdam. 15 S.
- NATURSCHUTZ-FÖRDERVEREIN DÖBERITZER HEIDE e.V. (Hrsg., 1995): Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. Beiträge zum Naturschutz, zur Landschaft und zur Geschichte eines außergewöhnlichen Naturraumes im Land Brandenburg 5: 3-34.
- OEHLSCHLÄGER, S. (1995): Brutvogelgemeinschaften, Habitatstrukturen und Vorschläge zu Schutzmaßnahmen auf einem Trockenstandort des Truppenübungsplatzes Döberitzer Heide, Brandenburg. Dipl.-arb. FU Berlin. 105 S.+Anhang (unveröff.).
- PHILIPPI, R. A. (1830): Orthoptera Berolinensia. Dissertation Univ. Berlin. 42 S. + 2 Tafeln.
- POLLER, U. & HÖSER, N. (1993): Zum Vorkommen der Heuschrecken *Sphingonotus caeruleus*, *Oedipoda caerulea* und *Oe. germanica* in der Bergbaufolgelandschaft zwischen Altenburg/Thüringen und Borna/Sachsen (Saltatoria, Caelifera). *Mauritania* (Altenburg) 14 (2): 33-36.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart. 622 S.
- PRASSE, R.; MACHATZI, B. & RISTOW, M. (1991): Liste der Heuschrecken- und Grillenarten des Westteils der Stadt Berlin mit Kennzeichnung der ausgestorbenen und gefährdeten Arten. *Articulata* 6 (1): 61-90.
- RAMME, W. (1911): Ein Beitrag zur Kenntnis der Orthopterenfauna der Mark Brandenburg. (Mit besonderer Berücksichtigung des Berliner Gebietes). *Berl. Ent. Z.* 56: 1-11.
- RAMME, W. (1913): Nachtrag zur Orthopterenfauna Brandenburgs. *Berl. Ent. Z.* 58: 226-234.
- RAMME, W. (1921): Zweiter Nachtrag zur Orthopterenfauna der Mark Brandenburg. in: Orthopterologische Beiträge, *Arch. Nat.gesch.* 86 "1920" (A)(12): 159-165.
- RAMME, W. (1936): 3. Nachtrag zur märkischen Dermapteren- und Orthopterenfauna. *Märkische Tierwelt* I (5): 224-233.
- RECK, H. (1993): Spezieller Artenschutz und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. *Schr.-R. Landschaftspfl. und Natursch.*, 38: 159-178.
- RECK, H.; HENLE, K.; HERMANN, G.; KAULE, G.; MATTHÄUS, G.; OBERGFOLLT, F.-J.; WEISS, M. (1991): Zielartensystem Filder. Konsequenzen für die Forschung zum Arten- und Biotopschutz. *Ber. Ökol. Forsch.* 4, Forschungszentrum Jülich.
- RIECKEN, U. (Hrsg., 1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Schr.-R. Landschaftspfl. und Natursch.* 32. 228 S.
- RÖBBELEN, F., BRINKMANN, R. & MARTINS, J. (1993): *Chorthippus vagans* EVERSMANN 1848 im mecklenburgischen Naturpark Elbetal, *Articulata* 8 (1): 29-31.
- ROMBACH, R.; SCHÖNERT, T.; STRIEPEN, K. (1992): Ökologische Risikoanalyse zum geplanten Golfprojekt Berlin/Süd bei Ahrensdorf/Märtensmühle. 88 S.+Anhang (unveröff. Gutachten).

- RUTSCHKE, E. (1997): Döberitzer Heide. Konzeption für die Bewahrung und Entwicklung eines Naturerbes in Brandenburg. Naturschutz-Naturerlebnis-Information. Im Auftrag der Brandenburgischen Boden Gesellschaft für Grundstücksverwaltung und -verwertung mbH; 62 S. + Anhang (unveröff.).
- SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart. 388 S.
- SCHIEMENZ, H. (1969): Die Heuschreckenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen.- Faun. Abh. d. staatl. Mus. f. Tierkunde in Dresden. Bd. 2: 241 - 258.
- SCHILITZ, A. (1997): Untersuchungen zur Ökologie von *Sphingonotus caerulans*, der Blauflügeligen Sandschrecke (Orthoptera, Caelifera). Diplomarbeit. Universität Potsdam. 75 S.+Anhang (unveröff.).
- SCHMIDT, G.H. (1987): Adaptation of Saltatoria to various climatic factors with regard to their survival in different geographical regions. In Baccetti, B. M.: Evolutionary Biology of Orthopteroid Insects. Chister: Ellis Horwood Limited Publs. S. 550-565.
- SCHMIDT, G.H. & M. BAUMGARTEN (1974): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien im Naturpark Steigerwald. Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg 15: 33-83.
- SCHMITZ, M. & HÖHNEN, R. (1994a): Nachweis von *Tetrix ceperoi* (BOLIVAR, 1887) in Brandenburg. *Articulata* 9 (1): 127-129.
- SCHMITZ, M. & HÖHNEN, R. (1994b): Die Heuschreckenfauna (Orthoptera, Saltatoria) der Sandtrockenrasen des Truppenübungsplatzes „Altes Lager“ (Jüterbog, Brandenburg) mit einem Wiederfund von *Stenobothrus nigromaculatus* (HERRICH-SCHÄFER 1840). *Brandenburgische Entomologische Nachrichten* 2 (1): 31-42.
- SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. *Natur und Landschaft* 69 (10): 451-459.
- SCHOKNECHT, Th. (1993): Die Naturschutzgebiete Ferbitzer Bruch und Döberitzer Heide auf dem Truppenübungsplatz Döberitz. *Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburg, Folge 2. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* (1): 23-25.
- SCHOKNECHT, Th. (1996): Neue Naturschutzgebiete in Brandenburg. Naturschutzgebiet (NSG) Ferbitzer Bruch. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 4: 36-37.
- SCHOKNECHT, Th. (1997): Heiden in Brandenburg - Entwicklung, Verbreitung, Schutz. Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. *Beiträge zum Naturschutz, zur Landschaft und zur Geschichte eines außergewöhnlichen Naturraumes in Brandenburg* 7: 21-33.
- SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Potsdam: 93 S.
- SCHÖNEICH, R. (1979): Die Wanderdüne bei Stixe (Neuhauser Elbdünen) als Naturschutzgebiet im Kreise Hagenow.- *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 22 (2): 50-54.
- SCHREIBER, R. (1996): Die Heuschreckenfauna ausgewählter Trockenstandorte des Landkreises Roth (Bayern), *Articulata* 11 (1): 87-102.
- SCHULTZE, J. H. (1955): Die naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik. VEB Geographisch-Kartographische Anstalt. Gotha. 329 S.
- SETTELE, J.; FELDMANN, R.; HENLE, K.; KOCKELKE, K.; POETHKE, H.-J. (1998): Populationsgrößen-schätzung bei Tieren. Ausgewählte Verfahren für den Einsatz in Populationsökologie und Naturschutz. Kurzfassung einer Internet-Version. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (6): 174-181.
- SUCCOW, M. (1997): Herausforderung Biologische Vielfalt. Der Beitrag Deutschlands für die globalen Anstrengungen zum Schutz der Biodiversität. in: *Biologische Vielfalt in Deutschland. Dokumentation der NABU-Fachtagung in Potsdam vom 24. bis 26.1.1997*: 7-29.
- TORNERDE, D.; HARRACH, T. (1998): Effizienzkontrolle von Heidepflegemaßnahmen. Erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen auf dem Truppenübungsplatz Senne. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (7): 205-210.

- UNSELT, C. (1995): Machbarkeit von Sukzessionsforschung auf ehemaligen Truppenübungsplätzen im Land Brandenburg. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung Brandenburg. Institut für Ökologie und Naturschutz. Eberswalde. 63 S. (unveröff.).
- UVAROV, B.P. (1977): Grasshoppers and Locusts. A handbook of General Acridology. Vol 2. - Centre for Overseas Pest Research, London. 613 S.
- VOGEL, K.; VOGEL, B.; ROTHHAUPT, G. & GOTTSCHALK, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.
- VOLKMAR-KÖCK, U. (1997): Die Biotoptypen der Bergbaufolgelandschaft des Braunkohletagebaus im Mitteldeutschen Revier. Vortrag auf dem Symposium „Sand in der Landschaft“. Universität Bayreuth. 11.-13.9.97 (unveröff.).
- VORWALD, J. & WIEGLEB, G. (1996): Anforderungen an Leitbilder für die Entwicklung von Bewertungsverfahren im Naturschutz. BUTC Aktuelle Reihe. 8/96: 38-49.
- VOSSEN, B. & PIPER, W. (1996): Wiederfund der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* (L., 1758) für Brandenburg. Articulata 11 (1): 103-108.
- VOSSEN, B. (1997): Die Auswirkungen von Schafbeweidung auf die Heuschreckenfauna von Sandtrockenrasen und trockener Sandheide. Untersucht anhand unterschiedlicher Erfassungsmethoden. Diplomarbeit Univ. Hamburg. 92 S. + Anhang. (unveröff.).
- WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zoozoönologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches Harzvorland". Articulata - Beiheft 5: 1-153.
- WALLASCHEK, M. (1996): Tiergeographische und zoozoönologische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Halleschen Kuppenlandschaft. Articulata - Beiheft 6: 1-191.
- WALLSCHLÄGER, D. (1997): Ökofaunistische Untersuchungen in der Döberitzer Heide. Döberitzer Heide mit Ferbitzer Bruch. Beiträge zum Naturschutz, zur Landschaft und zur Geschichte eines außergewöhnlichen Naturraumes in Brandenburg 7: 33-40.
- WALTER, R. (1994): Zur Mobilität und zum Habitat von *Platycleis albopunctata* (GOEZE, 1778). Articulata 9 (1): 1-23.
- WIECHMANN, H. (1978): Stoffverlagerungen in Podsolen.- Hohenheimer Arbeiten. H. 94.
- WIEGLEB, G. (1995): Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft - Einführung in das Thema des Workshops. BUTC Aktuelle Reihe 11/95: 7-11.
- WILLMANN, O. (1973, 1993): Ökologische Pflanzensoziologie: Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. Quelle & Meyer. Heidelberg, Weisbaden. 1. u. 5. Auflage. 479 S.
- WITTMANN, K. (1997): Untersuchung zum Einfluß der Überflutungsdynamik auf die Heuschreckenfauna (Orthoptera, Saltatoria) von Auwiesen im Unteren Odertal. Diplomarbeit Freie Universität Berlin. 90 S. + Anhang (unveröff.).
- WRANIK, W.; RÖBBELEN, F.; KÖNIGSTEDT, D.G.W. (1996): Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken Mecklenburg-Vorpommerns. 1. Fassung. Stand: Oktober 1996. Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin: 64 S.
- ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Systematisches Verzeichnis der im Gebiete des Deutschen Reiches bisher aufgefundenen Orthopteren-Arten (Dermaptera, Oothecaria, Saltatoria). Gustav Fischer Verlag. Jena. 287 S. + 1 Tafel.
- ZÖLLER, S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (LATREILLE, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. Articulata 10 (1): 21-59.

Anschrift des Autors:

Dr. Raimund Klatt, Hermann-Elflein-Str. 36, D-14467 Potsdam
 raimund.klatt@web.de

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei den vielen Personen, Einrichtungen und Firmen bedanken, die durch ihre Hilfe und Unterstützung zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle möchte ich meinen beiden Doktorvätern herzlich danken. Prof. Dr. R. METZGER (Wilhelmshorst) gab den Anstoß zur Bearbeitung des Themas und hat die Arbeit in den ersten Jahren betreut. Nach der Emeritierung von Prof. METZGER übernahm Prof. Dr. D. WALLSCHLÄGER (Universität Potsdam) die Betreuung und ermöglichte so das Fertigstellen der Arbeit.

Herr Dr. habil. G. KÖHLER (Universität Jena) trug mit vielen kritischen Anmerkungen und fachlichen Ratschlägen sehr zum Gelingen bei.

Für die Unterstützung bei der Organisation der Geländearbeit und der Bereitstellung von Kartenmaterial danke ich dem Förderverein „Döberitzer Heide“ e.V., insbesondere den Herren J. FÜRSTENOW, M. HÖRISCH, W. SCHULZE, H. SCIBORSKI und G. SIERING, sowie Frau Dr. BRUNNCKOW (STAUN Lübz).

Folgende Herren bzw. Firmen gaben durch Aufträge Einblicke in die landschaftsplanerische Tätigkeit und trugen somit zur praktischen Erfahrung bei, die eine wichtige Grundlage dieser Arbeit ist: Th. JACOB (GUT, IFUS, Berlin und Rostock), E. HAASE (IDAS GmbH Luckenwalde) und Dr. REIM (UTECON Berlin). Das Büro Dr. MAAS (Saarlouis) übernahm freundlicherweise den Druck der Verbreitungskarten.

Für die gute Zusammenarbeit im Projekt sowohl am Computer als auch im Gelände danke ich meinen Mit-Doktoranden Dr. W. BEIER (Potsdam) und Dr. A. HINRICHSSEN (Berlin). Im Rahmen des Projektes schrieben Frau Dr. A. SCHILITZ (Potsdam) und Frau D. THIEL ihre Diplomarbeiten und trugen mit Ihren Arbeiten wichtige Daten für diese Arbeit bei.

Herr Dr. M. KÜHLING (Universität Potsdam) danke ich für wertvolle Anregungen und die Einbindung in Projekte des Zentrums für Umweltwissenschaften. Herr Dr. DETZEL (Stuttgart) gab wichtige fachliche und Literaturhinweise.

Frau C. FAIKA (Universität Potsdam) gebührt Dank für das mühevollen und sorgfältigen Sortieren der Fallenfänge. An der computertechnischen Bearbeitung der Biotopkarten war Frau B. SCHREIBER (Universität Potsdam) maßgeblich beteiligt. Frau Dr. H. KRAUDELT (Universität Potsdam) nahm freundlicherweise die bodenanalytischen Untersuchungen vor. Herr Dr. R. HAHN (Potsdam) unterstützte die aufwendigen botanischen Erhebungen.

Frau Dr. R. KLIS (Berlin) und die Herren T. HICKEL (Berlin) und M. MÜLLER (Potsdam) lasen kritisch das Manuskript, G. GOSSOW (Potsdam) bearbeitete die englische Zusammenfassung.

Für die Begleitung auf Exkursionen, Bereitstellung von Daten und unzählige fachliche Gespräche danke ich meinen Mitstreitern im Arbeitskreis Heuschrecken Brandenburgs, insbesondere Frau B. VOSSEN und den Herren U. BROSE, B. MACHATZI, R. HÖHNEN, A. RATSCH (alle Berlin), Dr. H. BEUTLER (Beeskow), J. BORRIES (Schmogrow), D. BRAASCH (Potsdam), Dr. GROLL (Deutsches Entomologisches Ins-

titut, Eberswalde), I. LANDECK (Finsterwalde), S. MÖLLER (Belzig), I. RÖDEL (Bergholz) und J. VORWALD (Cottbus) sowie Prof. Dr. D. BARNDT (Berlin).

Für vielfältige Hilfen Danke ich Frau K. MANTEUFFEL, Frau Dr. S. OELSCHLAEGER (beide Universität Potsdam) sowie den Herrn J. MARCKARDT (Potsdam), Dr. D. ROGGE (Werder) und Dr. S. WOLTERS (Universität Potsdam, Wilhelmshaven).

Nicht zuletzt danke ich meiner Frau Katrin und meinen Kindern Friedemann und Paul Fromund für ihre Unterstützung und Geduld.

Das Referat Artenschutz des Landesumweltamts Brandenburg gab freundlicherweise die erforderlichen Genehmigungen, die Brandenburgische Boden Gesellschaft erteilte die Genehmigung zum Betreten der Truppenübungsplätze.

Die Universität Potsdam förderte meine Arbeit durch ein dreijähriges Stipendium im Rahmen der Graduiertenförderung des Landes Brandenburg.

Anhang: