

# **Heuschrecken (Orthoptera) von Trockensteppen und extensiv bewirtschafteten Wiesen im Pfynwald (VS, Schweiz)**

## **Diplomarbeit**

der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Universität Bern

vorgelegt von

Stefan Grichting

2002

Leiter der Arbeit:  
Prof. Dr. Jürg Zettel  
Zoologisches Institut

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>2</b>
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Material und Methoden</b> .....	<b>4</b>
2.1 Untersuchungsgebiet .....	4
2.2 Untersuchungsflächen .....	5
2.3 Erfassungsmethoden.....	5
2.4 Bestimmung .....	6
2.5 Aufnahme einzelner Umweltparameter .....	7
2.6 Auswertung .....	7
<b>3. Resultate</b> .....	<b>8</b>
3.1 Verwendete Methoden .....	8
3.2 Artenspektrum.....	8
3.3 Phänologie.....	9
3.4 Flächenvergleich .....	9
3.5 Einfluss der Mahd .....	11
<b>4. Diskussion</b> .....	<b>11</b>
4.1 Methodenvergleich.....	11
4.2 Artenspektrum.....	11
4.3 Phänologie.....	13
4.4 Flächenvergleich .....	13
4.5 Einfluss der Mahd .....	17
4.6 Beweidung, Düngung und Bewässerung .....	18
4.7 Empfehlungen für die Mahd .....	19
<b>5. Dank</b> .....	<b>20</b>
<b>6. Literatur</b> .....	<b>21</b>

**Anschliessend: Tabellen, Abbildungen und Anhang**

## Zusammenfassung

Auf drei Trockensteppen, einer Halbtrockenwiese und sechs extensiv bewirtschafteten Wiesen im Pfywald (Wallis, Schweiz) wurden zwischen Juli und September 2001 die ökologischen Ansprüche sowie die Verbreitung der Heuschrecken untersucht.

Mit Kescherfängen, akustischen Aufnahmen und Klopfrichter wurden insgesamt 28 Arten erfasst. Zwei der extensiv bewirtschafteten Wiesen zeigten die grösste Artenvielfalt (14 Arten), jedoch war auch die artenärmste Fläche (4 Arten) eine mit extensiver Bewirtschaftung. Die Artenzahlen der Trockensteppen und der Halbtrockenwiese nahmen eine mittlere Stellung ein (9-13 Arten). Mit Ausnahme einer extensiv bewirtschafteten Wiese grenzten sich die ungenutzten Flächen durch höhere durchschnittliche Diversitätsindices ( $H_s$ ) von den bewirtschafteten Wiesen ab. Es zeigten sich deutliche Unterschiede der Dominanzstruktur zwischen den ungenutzten und den bewirtschafteten Flächen, insbesondere zwischen *Chorthippus mollis* und *Chorthippus biguttulus*. Erstgenannte war auf den ungenutzten, letztere auf allen bewirtschafteten Flächen eine eudominante Art. *Oedipoda caerulea* und *Platycleis albopunctata* waren auf den Trockensteppen, *Chorthippus vagans* und *Oecanthus pellucens* auf der Halbtrockenwiese als eudominante Arten vertreten. *Chorthippus parallelus* kam auf allen bewässerten extensiven Wiesen in eudominanter Ausprägung vor. *Chorthippus brunneus* wurde auf ungenutzten sowie bewirtschafteten Flächen als eudominante Art gefunden. Mit einer Canonical Correspondence Analysis (CCA) liessen sich den drei Habitattypen Trockensteppen, Halbtrockenwiese und extensiv bewirtschafteten Wiesen drei Hauptgruppen von Heuschreckenarten mit charakteristischen ökologischen Ansprüchen zuordnen. Der Anteil an offenen Bodenstellen, die Deckung der Kraut- und Strauchschicht sowie die Vegetationsstruktur erwiesen sich als wichtigste Faktoren für die Auftrennung der Artengemeinschaften. Mit der Mahd war eine signifikante Abnahme der Arten auf den Flächen verbunden. Die Individuenzahlen sanken durch den Eingriff jedoch nicht signifikant. Auf den Transekten zweier extensiv bewirtschafteter Wiesen kam es zu einer Zunahme der Heuschreckendichte, was grösstenteils auf xerothermophile Arten wie *C. brunneus* und *O. caerulea* sowie *C. biguttulus* zurückzuführen war. Es fand eine räumliche Verschiebung zum Transekt hin statt.

## 1. Einleitung

Wiesenbiotope spielen in unserer Kulturlandschaft eine wichtige Rolle, da sie einen grossen Teil der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmachen. Die Bewirtschaftung des Grünlandes folgte lange Zeit traditionellen Mustern, was die Entwicklung semi-natürlicher Lebensräume mit grosser biologischer Vielfalt ermöglichte. Mit der Intensivierung der Landwirtschaft sind heute viele dieser artenreichen Ökosysteme bedroht oder bereits verschwunden. Die zunehmende Zerstörung von naturbelassenen Flächen und die intensive Nutzung, mit der ein vermehrter Einsatz von Maschinen und Chemikalien verbunden ist, gefährden viele Tier- und Pflanzenarten. So dokumentiert beispielsweise die Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz (NADIG & THORENS in BUWAL 1994) eindrücklich den starken Rückgang zahlreicher Arten. Dem fortschreitenden Artenschwund kann durch die Erhaltung natürlicher Lebensräume und die angemessene Bewirtschaftung naturnaher Habitats entgegengewirkt werden. Besondere Beachtung muss dem Schutz von Trockenstandorten und extensiv genutztem Grünland zukommen.

In den letzten Jahrzehnten haben Heuschrecken aufgrund der fundierten Kenntnisse der Lebensraumsansprüche (SÄNGER 1977, KÖHLER 1987), ihrer Auffälligkeit im Feld sowie der überschaubaren Artenzahl, als Indikatoren im Naturschutz vermehrte Beachtung gefunden. Dank ihrer Sensibilität gegenüber Veränderungen der ökologischen Bedingungen ihres Lebensraumes (WINGERDEN et al. 1992a), ihrer meist stark ausgebildeten Standorttreue und ihrer Bevorzugung von Graslandbiotopen als Habitat (SCHMIDT & RATSCH 1989) eignen sich die Heuschrecken gut zur ökologischen Charakterisierung von Wiesen, Weiden und Ödlandschaften (ARTMANN 1993). Die Biotopbindung der Heuschreckenarten beruht hauptsächlich auf der Beschaffenheit der Vegetation, welche die Faktoren Mikroklima und Raumstruktur bestimmt (SÄNGER 1977). Die Abundanzdynamik der Orthopteren hängt stark von der Temperatur, Sonneneinstrahlung, Feuchte und dem Niederschlag ab (KÖHLER & BRODHUN 1987).

Heuschrecken werden, wie viele andere Wirbellose des Grünlandes, durch die verschiedenen Bewirtschaftungsformen beeinflusst. Auf die Heuschrecken wirken vor allem Eingriffe wie Mahd, Beweidung, Düngung und Bewässerung der Flächen. Auf daraus resultierende Veränderungen der Pflanzenszusammensetzung, des Mikroklimas und der Raumstruktur reagieren die einzelnen Arten sehr unterschiedlich (DETZEL 1998). Eine wichtige Funktion kommt auch dem mit einer intensiven Nutzung verbundenen Mangel an Begleitstrukturen zu. Die Mahd ist ein unerlässlicher Eingriff zur Erhaltung von Wiesenbiotopen und damit auch ihrer typischen Heuschreckenfauna. Sie ist einer der habitatbestimmenden Faktoren, da die Heuschrecken sensibel auf die Struktur ihres Lebensraumes reagieren (THORENS 1993). Bis anhin befassten sich jedoch nur wenige Arbeiten mit den Auswirkungen des Mähens auf die Heuschrecken und ihre Schlussfolgerungen sind oft widersprüchlich (CAPINERA & SECHRIST 1982, KÖHLER 1988, SCHMIDT & RATSCH 1989). Die Beweidung kann sich über eine verminderte Futteraufnahme der Heuschrecken (HEUSINGER 1980), Ausfälle durch Zertreten der Eigelege und Imagines (DETZEL 1991) sowie die Bodenverdichtung (TISCHLER 1984) negativ auf die Heuschrecken auswirken. Die Beweidung verändert die Vegetationsstruktur und somit die mikroklimatischen Verhältnisse. Weideflächen stellen bei extensiver Nutzung häufig einen Lebensraum für eine arten- und individuenreiche Heuschreckenfauna dar (FRICKE & NORDHEIM 1992). Eine intensive Beweidung lässt jedoch keine längerfristige Besiedlung durch Heuschrecken zu. Zunehmende Düngung beeinflusst die Heuschreckenfauna vor allem indirekt über die veränderte Vegetationsstruktur und das bodennahe Kleinklima. Diese Veränderungen können zu verspätetem Schlüpfen führen, so dass Arten mit niedrigen Wachstumsraten eventuell zu wenig Zeit bleibt, ihren Jahreszyklus zu vollenden (WINGERDEN et al. 1991, 1992b). In der Folge verschwinden auf solchen Wiesen zunächst thermophile Arten und eutrophierte Grünlandflächen können sogar heuschreckenfrei werden (SCHMIDT &

RATSCH 1989). Der durch Bewässerung beeinflusste Feuchtegrad des Biotopes ist für viele Heuschrecken ein habitatprägender Faktor, welcher mitbestimmend für die Artenzusammensetzung in Wirtschaftsgrünland ist (DETZEL 1998).

Im Wallis konnten sich aufgrund des kontinentalen Klimas zahlreiche thermophile Arten halten, welche in wärmeren Perioden eingewandert waren. Pfynd steht seit 1997 unter kantonalem Naturschutz, das Gebiet Pfyndwald-Illgraben wurde 1998 ins Bundesinventar der Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung (BLN) aufgenommen. Die untersuchten Trockensteppen sind Bestandteil dieser Schutzperimeter. Die untersuchte Halbtrockenwiese und die extensiven Wiesen in der näheren Umgebung von Milljeren, im Zentrum des Pfyndwaldes, sind aufgrund der langjährigen traditionellen Bewirtschaftung als Untersuchungsstelle von besonderem Interesse. Aber auch auf diesen Flächen setzte vor einigen Jahren eine teilweise oder zeitlich begrenzte Intensivierung der Landwirtschaft ein. Im Rahmen der Kompensationsmassnahmen für den Autobahnbau (A9) durch den Pfyndwald wurden 1999 für einige der extensiven Wiesen Bewirtschaftungsverträge abgeschlossen, um extensive Nutzungsformen und somit die einheimische Fauna und Flora zu fördern.

Die vorliegende Arbeit verfolgte einerseits die Absicht, ein aktuelles Arteninventar der Heuschrecken von Trockenstandorten und extensiven Wiesen des Pfyndwaldes zu erstellen und damit einen Beitrag zur Erforschung der schweizerischen Heuschreckendiversität zu leisten. Andererseits wurde der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Artenreichtum und die Abundanz der Heuschrecken untersucht. Wichtige Fragen hierbei waren: Wie wirken sich die verschiedenen Bewirtschaftungsweisen Mahd, Beweidung, Düngung und Bewässerung auf die Vorkommen der Heuschrecken aus? Wie hoch sind die Verluste durch die schwerpunktmässig betrachtete Mahd? Gibt es Unterschiede zwischen den Heuschreckenbeständen ungenutzter und bewirtschafteter Grünlandflächen und werden verschiedene Graslandtypen von charakteristischen Heuschreckenzönosen besiedelt? Diese Resultate, zusammen mit parallelen Untersuchungen von JORIS (2002) an Wanzen auf denselben Transekten, sollen dazu beitragen, die Bewirtschaftung der untersuchten Flächen aus Sicht des Naturschutzes (Biodiversität) optimieren zu können.

## **2. Material und Methoden**

### **2.1 Untersuchungsgebiet**

Die Arbeit wurde von Juli bis September 2001 im Pfyndwald (Wallis, Schweiz) in der Umgebung der Milljeren durchgeführt. Die geographische Lage des Untersuchungsgebietes ist aus *Abb. 1* ersichtlich. Das Wallis bleibt durch seine inneralpine Lage von den aus dem Mittelmeerraum und vom Atlantik herkommenden Niederschlägen weitgehend verschont, was den Pfyndwald mit rund 500mm Jahresniederschlag zu einem der regenärmsten Gebiete der Schweiz macht (WERNER 1985). Charakteristisch sind warme trockene Sommer. Die Trockenheit wird zusätzlich durch die Porosität der Böden verstärkt. Angeschwemmtes sowie von Erdrutschen stammendes, skelettreiches Material hält das Wasser nur dürftig zurück. Die Böden des Pfyndwaldes sind deshalb recht wenig entwickelt und humusarm. Die vielfach klaren Wetterverhältnisse erhöhen sowohl die Sonneneinstrahlung als auch den nächtlichen Wärmeverlust. Diese bedingen bedeutende Temperaturunterschiede im Tages- wie im Jahresrhythmus (ZEHNDER & ZETTEL 1999).

Sowohl das Jahresmittel als auch die durchschnittlichen Juli- und August-Temperaturen entsprachen 2001 ungefähr den langjährigen mittleren Temperaturmessungen (Schweizerische Meteorologische Anstalt, ANETZ-Station Sion). Die durchschnittliche Temperatur im September war mit 12.8°C jedoch die zweittiefste der letzten sechs Jahre. Verglichen mit den fünf vorangehenden Jahren war die Untersuchungsperiode eine der niederschlagsärmsten.

Insgesamt fielen während der drei Untersuchungsmonate 160mm Niederschlag, davon jeweils rund 37.5% im Juli und August und ungefähr 25% im September.

Der Pfynwald stellt durch seine geologische Vergangenheit, seine Landschaft und seine einzigartige Fauna und Flora ein Gebiet von internationaler Bedeutung dar (BILLE & WERNER 1986). Die Lichtungen im Zentrum des Pfynwaldes sind verschiedenen Ursprungs: extreme Trockenheit bei den Steppen, Einwirkungen des Menschen bei Wiesen und Kulturland sind für die Öffnung der Wälder verantwortlich. Die Gegend des Pfynwaldes gilt als wenig geeignet für die Landwirtschaft (BILLE & WERNER 1986). Das kontinentale Klima und die Bodenbeschaffenheit machen die Bewässerung der genutzten Wiesen zu einer Notwendigkeit, um einen minimalen Ertrag zu sichern.

## 2.2 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen teilten sich in drei Trockensteppen (TS), eine Halbtrockenwiese (HTW) sowie sechs unterschiedlich bewirtschaftete extensive Wiesen (EW) auf (Abb. 1). Eine kurze Charakteristik sowie die Abkürzung jeder Fläche sind in Tab. 1 dargestellt. Sämtliche Flächen liegen auf einer Höhe um 560m ü.M.. TS3 wurde anhand des Erscheinungsbildes und der Vegetation (u.a. *Stipa capillata*) den Trockensteppen und somit den ungenutzten Flächen zugeteilt, obwohl sie gemäht wurde. Diese Fläche wurde nicht im engeren Sinn bewirtschaftet (Nutzung des Ertrags), das Mähgut blieb auf der Fläche liegen. Im weiteren Verlauf werden EW1-6 als bewirtschaftete, TS1-3 und HTW als ungenutzte Flächen angesprochen. Zu den gemähten Flächen zählen EW1-6 sowie TS3. Für EW1-4 und EW6 traten 1999 im Rahmen der Kompensationsmassnahmen für den Autobahnbau (A9) Bewirtschaftungsverträge in Kraft. Diese beinhalten 2-3m breite Randstreifen und/oder kleine Ausgleichsflächen (keine Düngung, 1. Schnitt ab 15. Juni, nur extensive Herbstweide) und schreiben für die meisten Flächen eine wenig intensive Nutzung vor (keine Düngung ausser Mist, 1. Schnitt ab 15. Juni, nur extensive Herbstweide). Sämtliche Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzung der bewirtschafteten Wiesen und der jüngeren Geschichte sowohl der genutzten als auch der ungenutzten Flächen erhielten wir von den Bewirtschaftern oder Eigentümern anhand eines Fragebogens. Die Grösse der Untersuchungsflächen wurde auf einem Luftbild aus dem Jahre 1999 geschätzt.

Vor Untersuchungsbeginn wurde auf jeder der zehn Flächen ein Transekt (1.5 x 100m) mit Heringen und Schnur abgesteckt. Die Markierung wurde auf den bewirtschafteten Wiesen nach der Mahd erneuert. Wenn es die Grösse der Fläche erforderte, wurde der Transekt an mehreren Stellen unterbrochen. Es wurde darauf geachtet, dass parallel zu liegen kommende Abschnitte einen Abstand von mindestens 5m aufwiesen und eine maximal mögliche Distanz zum Wiesenrand eingehalten wurde. Das Vorhandensein von Sträuchern auf dem Transekt wurde vermieden.

## 2.3 Erfassungsmethoden

Die Aufnahmen der Heuschrecken fanden zwischen dem 9. Juli und dem 28. September 2001 statt. Pro Fläche erfolgten fünf Untersuchungsdurchgänge mit kombiniertem Kescher-Sichtfang, akustischer Aufnahme und Klopfrichter (Anhang 1). Die Aufnahmen fanden nur bei gutem Wetter und Lufttemperaturen über 14°C statt, je nach Witterung in Abständen von 11-25 Tagen.

### Kombinierter Kescher-Sichtfang

Mit einem grossen Handkescher (Ø 40cm, Stocklänge 1m) wurden 100 Kescherschläge pro Transekt und Durchgang ausgeführt. Pro Schritt erfolgte ein Kescherschlag, ohne auf die momentane Verteilung der Heuschrecken zu achten (Standardisierung). Alle 10m wurde der Kescherinhalt entleert und die Heuschrecken in Plastikröhrchen verteilt. Mit dem grossen

Handkescher wurden Imagines und Larven erfasst. Im Falle von parallel liegenden Transekten wurden zusammen mit Caroline Joris beide gleichzeitig abgefangen, um eine gegenseitige Beeinflussung durch flüchtende Individuen zu vermeiden.

Direkt anschliessend wurde der Transekt noch einmal mit einem kleinen Handkescher (15x20cm) abgefangen. Mit diesem Sichtfang wurden alle auf dem Transekt verbliebenen Individuen und solche, die möglicherweise neu eingewandert waren eingefangen, wobei flüchtende Heuschrecken verfolgt wurden. Beim Sichtfang wurden nur Imagines berücksichtigt. Der Zeitpunkt der beiden komplementären Kescherfänge war abhängig von der aktuellen Witterung und der Feuchtigkeit der Vegetation, wobei diese meistens zwischen 10:00 und 14:00 Uhr erfolgten.

### **Akustische Aufnahme**

Am gleichen Tag, jeweils zwischen 13:00 und 18:00 Uhr, wurde pro Durchgang und Fläche eine rund einstündige akustische Aufnahme durchgeführt. In Abständen von jeweils 5m wurden entlang der Seitenlinie des Transektes an insgesamt 20 Punkten alle singenden Männchen in einem Rechteck von 3x5m erfasst. Zur besseren Wahrnehmung und Unterscheidung der Gesänge entwickelte ich den Ohrenhut (*Anhang 2*), der eine zuverlässige Erfassung der Arten auch unter schwierigen Bedingungen (z.B. Wind, rauschende Blätter, Verkehrslärm) ermöglichte. Bei Unsicherheiten der akustischen Unterscheidung einzelner Arten wurde die CD von BELLMANN (1993) zum direkten Vergleich im Feld herangezogen.

### **Klopftrichter**

Zur Erfassung der arbusticolen und arboricolen Arten wurden Sträucher und Bäume, welche sich am Rande der Untersuchungsflächen befanden, mit einem Klopftrichter besammelt (*Tab. 2*). Pro Durchgang und Fläche wurden mit dieser rein qualitativen Methode jeweils die gleichen 15 Bäume oder Sträucher untersucht (Ausnahme: EW5 nur 10 Objekte). Mit einem gepolsterten Bambusstock wurden pro Objekt alle vom Boden erreichbaren Äste bis zu einer Höhe von 3m mit zehn Schlägen abgeklopft. Der Fang der Heuschrecken erfolgte durch Caroline Joris, welche die Wanzen auf den Gehölzen untersuchte.

## **2.4 Bestimmung**

Aus der Ordnung der Orthoptera wurden die Familien Acrididae, Oecanthidae, Phaneropteridae, Meconematidae und Tettigoniidae methodisch erfasst. Vereinzelt liessen sich auch Vertreter der Tetrigidae (*Tetrix bipunctata bipunctata*, *T. b. kraussi*), der Gryllidae (*Gryllus campestris*) oder Trigonidiidae (*Nemobius sylvestris*) fangen. Für diese Arten waren die Erfassungsmethoden nicht geeignet, so dass sie in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt werden. Sie sind jedoch, zusammen mit denjenigen Arten, die zufällig und nicht im Rahmen der methodischen Erfassung gefunden wurden, in der Artenliste speziell vermerkt (*Tab. 3*). Gleiches gilt auch für die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) als Vertreterin der Fangschrecken (Mantodea).

Alle adulten Heuschrecken wurden direkt im Feld auf Artniveau bestimmt (BELLMANN 1993, CORAY & THORENS 2001). Eine Ausnahme bildete die *Chorthippus biguttulus*-Gruppe, da diese Arten (*Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus* und *Chorthippus mollis*) und vor allem deren Weibchen morphologisch nur schwer zu trennen sind. Die Männchen der Gruppe wurden anhand der akustischen Daten, d.h. gemäss der Verhältnisse der singenden Männchen pro Durchgang, den verschiedenen Arten zugeteilt. Die gefangenen Weibchen wurden unter der Annahme eines Geschlechterverhältnisses von 1:1 anhand der gleichen Verhältnisse aufgetrennt. Obwohl einige Autoren (RICHARDS & WALOFF 1954, MULKERN 1983, KÖHLER & BRODHUN 1987) bereits für andere Acrididen Geschlechterverhältnisse um 1:1 fanden, stellt die Zuteilung der Weibchen eine Schätzung dar, da das Geschlechterverhältnis unter verschiedenen Umweltbedingungen und zu verschiedenen Zeitpunkten variieren kann

(P. THORENS pers. Mitt.). Zu sämtlichen adulten Heuschrecken wurde das Geschlecht notiert. Die systematische Einteilung sowie die wissenschaftlichen Namen richten sich nach CORAY & THORENS (2001). Die gefangenen Heuschreckenlarven wurden, mit Ausnahme von *Oecanthus pellucens*, nur den jeweiligen Überfamilien zugeteilt. Nach der Bestimmung wurden alle Tiere wieder im gleichen Transektabschnitt, in welchem sie gefangen worden waren, freigelassen. Um eine übermässige Fluchtreaktion zu verhindern, wurden die Heuschrecken vorher in einer Kühlbox kurz abgekühlt.

## 2.5 Aufnahme einzelner Umweltparameter

Von jeder Untersuchungsfläche wurden folgende Parameter erhoben:

### Vegetation

An einem für die ganze Fläche repräsentativen Standort erfolgte zwischen 25. Juli und 20. August 2001 eine einmalige Vegetationsaufnahme. Für Flächen mit Mahd kam diese Erhebung vor den zweiten Schnitt zu liegen. Nach DIERSCHKE (1994, in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET 1964) wurde auf einer 8 x 8m grossen Fläche die Artmächtigkeit der Pflanzen erfasst. Geschätzt wurde der Anteil vegetationsfreier Flächen sowie die Deckung der Kraut- und Strauchschicht. Die Florenliste wurde durch Arten ergänzt, die beim Abgehen des markierten Transekts (1.5 x 100m) neu dazu kamen. Die berücksichtigten Samenpflanzen wurden mit Hilfe von LAUBER & WAGNER (1996) sowie ROTHMALER (1995) nach Möglichkeit auf Artniveau bestimmt. Die Gräser (Poaceae und Cyperaceae) wurden nicht näher unterteilt und somit nicht in die Auswertung mit einbezogen. Die Nährstoff- und Feuchtezeigerwerte der einzelnen Pflanzenarten wurden von LANDOLT (1977) übernommen und anhand der mittleren Deckungsprozente der Arten gewichtet.

### Vegetationsstruktur

Die Vegetationshöhe wurde in fünf Kategorien eingeteilt (0-10cm, 10-20cm, 20-40cm, 40-60cm und 60-80cm). Zur Ermittlung der Vegetationsstruktur wurde pro Durchgang an 20 Standorten entlang des Transektes (jeweils 5m Abstand) die Anzahl Berührungen der Vegetation auf der jeweiligen Höhe an einen Metallstab ( $\varnothing$  0.6cm) aufgenommen. Dieser wurde ungeachtet der Vegetation mit rund 30cm Abstand zum Transekt senkrecht in die Erde gesteckt.

### Temperatur

Die durch weisse Trichter beschatteten Fühler der stationären Thermologger (LITE, *Anhang 3*) waren an einem Holzstock auf 80cm, 20cm und 5cm über der Bodenoberfläche angebracht. Die automatischen Messungen erfolgten stündlich. Aufgrund technischer Defekte und der Zerstörung durch Unbekannte konnten für die Flächen TS1, TS3, EW1 und EW4 keine Daten aufgenommen werden. Die Thermologger wurden falls nötig vor der Mahd entfernt und anschliessend wieder installiert.

## 2.6 Auswertung

Für den Vergleich der **Temperaturen** auf 20cm und 5cm über der Bodenoberfläche wurden die Messungen der ungenutzten Flächen TS2 und HTW sowie der bewirtschafteten Wiesen EW2, EW5 und EW6 verwendet. Die Daten von EW3 wurden, aufgrund der im Vergleich zu den anderen Mähwiesen früher erfolgten Mahd, nicht berücksichtigt.

Die **Dominanzstruktur** der Heuschrecken auf den Untersuchungsflächen wurde anhand der Einteilung in MÜHLENBERG (1993) ermittelt.

Um die Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzung und Abundanz der Heuschrecken zwischen den Untersuchungsflächen grafisch darzustellen, wurde eine hierarchische **Clusteranalyse** durchgeführt (DEICHSEL & TRAMPISCH 1985). In SYSTAT 10.0 wurde die

Complete Linkage Method mit dem Distanzmass „1-(Pearson's Korrelationskoeffizient)<sup>2</sup>“ verwendet. Einbezogen wurden alle Arten, die auf mindestens zwei Untersuchungsflächen vorkamen.

Eine **Canonical Correspondence Analysis (CCA)** (TER BRAAK 1986) wurde zur Ermittlung und grafischen Darstellung der Beziehung zwischen den wichtigsten untersuchten Umweltvariablen und der Variabilität der Heuschreckensynusien durchgeführt (Multivariate Statistical Package 3.1). Berücksichtigt wurden alle Arten, die auf mindestens zwei Untersuchungsflächen vorkamen. Als ordinale Variablen wurden „Anteil vegetationsfreie Flächen“, „Deckung Krautschicht“ und „Deckung Strauchschicht“ (Deckungsgrad aufsteigend von 1-5) eingegeben, als quantitative Variablen „Vegetationsstruktur“, „gewichtete mittlere Nährstoff-“ sowie „gewichtete mittlere Feuchtezahl“. Die Vegetationsstruktur bezieht sich auf die totale Anzahl Berührungen an den Metallstab über alle Durchgänge aufsummiert.

Zur Berechnung der durchschnittlichen **Diversität** und zur Ermittlung der Diversität auf gemähten Flächen vor und nach der Mahd, wurde der Shannon-Wiener-Index verwendet. Das benutzte Programm war Ecological Methodology 2 (KREBS 1999).

Die für statistische Tests verwendeten Daten wurden mit Hilfe des Shapiro-Wilk-Tests ( $n \leq 20$ ) oder des Kolmogorov-Smirnov-Tests ( $n > 20$ ) auf Normalverteilung geprüft. Alle p-Werte sind zweiseitig. Die Individuenzahl bezieht sich immer auf die adulten Tiere aus dem kombinierten Kescher-Sichtfang, die Artenzahl nur, wenn nicht anders angegeben. EW5 wurde wegen zu kleinem Zahlenmaterial in einigen Berechnungen und Darstellungen nicht berücksichtigt.

### 3. Resultate

#### 3.1 Verwendete Methoden

Insgesamt wurden 28 Heuschreckenarten aus acht Familien erfasst (Tab. 3). Dies entspricht rund einem Viertel der einheimischen Orthopterenfauna bei aktuell 107 natürlich vorkommenden Arten für die gesamte Schweiz (CORAY & THORENS 2001). Bei der Gegenüberstellung der vier Erfassungsmethoden (kombinierter Kescher-Sichtfang aufgetrennt) zeigte sich, dass mit Kescher- und Sichtfang wesentlich mehr Arten erfasst wurden als akustisch oder mit dem Klopfrichter (Abb. 2). Mit dem Sichtfang wurden 64% aller Individuen gefangen. *C. dispar* wurde ausschliesslich mit Sichtfang, *C. dorsatus* nur akustisch nachgewiesen. Beide Arten traten jedoch während der gesamten Untersuchung nur mit je zwei Individuen auf. Mit dem Klopfrichter wurden ausschliesslich Ensifera-Arten erfasst (Tab. 2). *Meconema thalassinum* war die einzige Art, welche nur mit dem Klopfrichter gefangen wurde. Sowohl die Anzahl Arten ( $r_s = 0.70$ ) als auch die Individuenzahl der Heuschrecken ( $r_s = 0.72$ ) war mit der Anzahl besammelter Objekte pro Pflanzenart positiv korreliert (Spearman,  $p < 0.01$ ,  $n = 26$ ).

#### 3.2 Artenspektrum

Beschränkt man sich auf diejenigen Arten, welche mit insgesamt mindestens drei Individuen pro Fläche gefangen wurden (Tab. 3), so besiedelten *C. brunneus* und *Oedipoda caerulescens* die grösste Anzahl Flächen (8 von 10). *C. brunneus* kam als einziger, wenn auch nur mit Einzelfunden ( $< 3$  Individuen auf EW1, EW6) auf allen Flächen vor. Häufige Arten waren zudem *C. biguttulus*, *C. mollis* und *Platycleis albopunctata*, welche auf sieben der zehn Flächen vorkamen. Sehr selten beobachtet ( $< 3$  Individuen) wurden von den echten Wiesenarten *C. dorsatus* (EW2) und *Chrysochraon dispar* (EW5) sowie *Oedipoda germanica* (TS2). *Calliptamus italicus*, *Chorthippus vagans* und *O. pellucens* kamen nur auf den

Trockensteppen oder der Halbtrockenwiese in höheren Individuenzahlen vor. Im Gegensatz dazu wurden individuenreichere Vorkommen von *Mecostethus parapleurus*, *Stenobothrus lineatus* und *Metrioptera roeselii* nur auf den extensiv bewirtschafteten Wiesen gefunden.

Die erfasste Artenzahl während der gesamten Untersuchung war auf den verschiedenen Flächen sehr unterschiedlich. Die grösste Heuschreckenvielfalt wiesen mit 14 Arten die zwei extensiv bewirtschafteten Flächen EW1 und EW2 auf (*Abb. 3a*). Die ungenutzten Flächen nahmen mit 9-13 Arten eine mittlere Stellung ein. Mit nur vier Arten war EW5 am artenärmsten. Auch bezüglich der aufsummierten Individuenzahlen über alle Durchgänge unterschieden sich die Flächen stark, ein ähnliches Muster wie bei der Artenverteilung wurde nicht gefunden. Den höchsten Wert zeigte EW6 mit insgesamt 741 Tieren, mit Abstand am individuenärmsten war EW5 mit nur 17 gefangenen Individuen (*Abb. 3b*). Es wurde keine signifikante Korrelation zwischen der Arten- und Individuenzahl der Heuschrecken festgestellt.

Mit Ausnahme von EW1 grenzten sich die ungenutzten Flächen durch eine höhere durchschnittliche Heuschrecken-Diversität  $H_s$  von den bewirtschafteten Wiesen ab (*Tab. 4*). Die niedrigste mittlere Diversität wurde für EW6 berechnet.

### 3.3 Phänologie

Anhand der Artenzahlen und der erfassten Individuen lässt sich die Gesamtphänologie der Heuschrecken im Verlauf der Untersuchungsperiode darstellen (*Abb. 4*). Die Artenzahl war nur minimalen Schwankungen unterworfen und lag zwischen 17 und 19 Arten. Der Höchstwert der Individuenzahl fiel in die Zeit zwischen den 15. und 28. August. Auf sämtlichen ungenutzten Flächen erreichte zuerst die Artenzahl ihr Maximum und erst im folgenden Durchgang wurde die maximale Individuenzahl erreicht. Auf den bewirtschafteten Wiesen wurde diese Abfolge nur auf EW1 und EW6 beobachtet.

Die Phänologie der fünf häufigsten Arten der Untersuchungsflächen ist in *Abb. 5* dargestellt. *Chorthippus parallelus* erreichte seine maximale Individuenzahl als erster, seine Abundanz nahm aber bereits wieder ab, als bei den anderen Arten die Individuenzahlen noch anstiegen. Die Höchstwerte für *C. biguttulus*, *C. mollis* und *O. caerulescens* wurden alle zwischen Mitte und Ende August erreicht. *C. brunneus* zeigte einen stetigen Anstieg bis ans Ende der Untersuchungsperiode. Klar abgegrenzt war die nicht abgebildete Entwicklung von *O. pellucens*: Im ersten Durchgang wurden 100% der Individuen als Larven gefunden, im zweiten Durchgang noch 19% und im dritten Durchgang nur noch adulte Tiere.

### 3.4 Flächenvergleich

Bei den **Vegetationsaufnahmen** war HTW die artenreichste Untersuchungsfläche (40 Arten), gefolgt von TS3 (32 Arten) und EW1 (29 Arten). Die artenärmste Flora zeigten die Flächen EW3 und EW5 mit jeweils 10 Pflanzenarten. Die vollständige Florenliste ist der Arbeit von JORIS (2002) zu entnehmen. Es bestand keine signifikante Korrelation zwischen der Anzahl vorkommender Pflanzen- und der Anzahl auftretender Heuschreckenarten auf einer Fläche. Die Flächen HTW und EW5 heben sich aufgrund ihrer reichen **Vegetationsstruktur** von den anderen Flächen ab (*Tab. 5*). EW5 und EW6 wiesen die am stärksten geschlossene Pflanzennarbe auf (78 bzw. 73% der Berührungen an den Metallstab zwischen 0-10cm).

Für die Zeit von Anfang Juli bis Anfang August, zwischen dem ersten und zweiten Schnitt für bewirtschaftete Flächen, erfolgte ein Vergleich der synchron gemessenen **Temperaturen** auf 20cm und 5cm über der Bodenoberfläche (*Abb. 6*). Ungenutzte und bewirtschaftete Flächen unterschieden sich in Tagesmittel und Tagesmaxima signifikant (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0.001$ ,  $n_1 = 42$ ,  $n_2 = 63$ ). Zwischen den Tagesminima konnte kein signifikanter Unterschied gefunden werden.

Die **Dominanzstruktur** der Heuschreckenzönosen zeigte deutliche Unterschiede zwischen den ungenutzten und den bewirtschafteten Flächen (Abb. 7). Am auffälligsten widerspiegelten sich diese in den Vorkommen von *C. mollis* und *C. biguttulus*: Ersterer war mit 27-62% auf sämtlichen ungenutzten Flächen eudominant und stellte auf allen Trockensteppen den grössten Individuenanteil. *C. mollis* kam zwar auch auf den extensiven Wiesen vor, jedoch nur auf EW1 dominant. Im Gegensatz dazu kam *C. biguttulus* mit einem Individuenanteil von 29-87% auf allen bewirtschafteten Wiesen als eudominante Art vor. Auf den ungenutzten Flächen wurde *C. biguttulus* entweder gar nicht (TS2, HTW), als subrezedente (TS1) oder maximal subdominante Art (TS3) gefunden. *C. parallelus* trat auf allen bewirtschafteten und hier nur auf bewässerten Wiesen als eudominante Art auf (24-48%). *P. albopunctata* war auf allen Trockensteppen, *O. caerulescens* nur auf TS1 und TS2 eudominant. Die Halbtrockenwiese wies mit *C. vagans* und *O. pellucens* zwei eudominante Arten auf, die auf den anderen ungenutzten Flächen zwar auch vertreten waren, jedoch höchstens in dominanter Ausprägung. *C. brunneus* war sowohl auf ungenutzten als auch auf bewirtschafteten Wiesen eine eudominante Art.

In der **Clusteranalyse** (Abb. 8) trennen sich die Untersuchungsflächen anhand der Artenvorkommen und Abundanzen der Heuschrecken in die beiden Gruppen der ungenutzten und bewirtschafteten Flächen auf. Unter den ungenutzten Flächen trennt sich HTW schon früh von den Trockensteppen ab. Auch die Trennung von EW5 und EW6 von den anderen bewirtschafteten Flächen erfolgt schon früh. Die beiden extensiven Wiesen EW3 und EW4 sind sich am ähnlichsten (Distanz=0.20), gefolgt von den beiden Trockensteppen TS2 und TS3 (Distanz=0.24).

Den Einfluss der erfassten Umweltparameter auf die Heuschreckenzönosen zeigt die **Canonical Correspondence Analysis** (CCA, Abb. 9). Die zwei Hauptachsen erklären zusammen 66.7% der Variabilität zwischen den Heuschreckenzönosen der Flächen (Achse 1: 43.6%). Die im Biplot nicht abgebildete dritte Achse beschreibt weitere 9.8% der Gesamtvariabilität.

Liegen mehrere Heuschreckenarten nahe beieinander, so kommen diese in ähnlichen Lebensräumen vor und zeigen vergleichbare Umweltpräferenzen. Liegen Flächen nahe beieinander, so gleichen sich ihre Heuschreckenzönosen. Je näher die Punkte der Arten und Flächen bei einem Variablenvektor stehen, desto stärker werden sie von diesem beeinflusst. Die Vektoren der Umweltvariablen stellen ökologische Gradienten dar. Je länger der Vektor ist und je näher er zur jeweiligen Hauptachse liegt, desto stärker trägt er zu den Unterschieden zwischen den Heuschreckenzönosen bei.

Aufgrund der Anordnung im Biplot der CCA lassen sich drei Gruppen von Heuschreckengemeinschaften unterscheiden. Die Heuschreckenzönosen der Trockensteppen, welche vor allem an das Vorhandensein von vegetationsfreier Bodenoberfläche gebunden sind, bilden eine in sich geschlossene Gruppe. Auch unter Beizug der nicht abgebildeten dritten Achse bleiben die Flächenpunkte benachbart. Die Artengemeinschaft der Halbtrockenwiese setzt sich klar von denjenigen der anderen Flächen ab, wobei die Deckung der Strauchschicht und eine stark strukturierte Vegetation die wichtigsten Variablen darstellen. Alle extensiv bewirtschafteten Wiesen zeigen eine starke Ähnlichkeit ihrer Heuschreckenzönosen. Ihre Gemeinschaften werden vor allem durch Variablen, die mit der Bewirtschaftung einhergehen, charakterisiert. Berücksichtigt man die dritte Achse, trennen sich EW5 und EW6 weiter von den anderen extensiven Wiesen ab, ebenso EW2.

Projiziert man die Artenpunkte auf die jeweiligen Variablenvektoren, so lassen sich die Arten anhand der Gradienten dieser Umweltvariablen darstellen. Dazu müssen die Arten jedoch eine unimodale Verteilung entlang der Umweltgradienten aufweisen. Indirekt charakterisiert durch die mittlere Nährstoff- und Feuchtezahl der Vegetation kamen *M. roeselii*, *C. parallelus* und *C. biguttulus* auf eher nährstoffreichen und feuchten Wiesen vor. Die drei Arten waren auf eine gut ausgebildete Krautschicht angewiesen. *O. pellucens*, *C. vagans* und *C. italicus*

bevorzugten hingegen nährstoffarme und trockene Flächen mit einer gut entwickelten Vegetationsstruktur und einer ausgebildeten Strauchschicht. Ein hoher Anteil an vegetationsloser Bodenoberfläche war für *C. mollis*, *Euthystira brachyptera*, *C. italicus* und *P. albopunctata* charakteristisch.

### 3.5 Einfluss der Mahd

Im Durchgang nach der Mahd wurden signifikant weniger Heuschreckenarten gefunden als vor dem Eingriff (Wilcoxon-Test,  $p=0.039$ ,  $n=7$ ; *Abb. 10a*). Der Rückgang betrug eine Art auf EW4-6, drei Arten auf EW1 und vier Arten auf EW2; nur auf TS3 und EW3 blieb die Artenzahl konstant. Auf der Ebene der Individuenzahlen waren die Streuungen derart gross, dass sich diese vor und nach der Mahd nicht signifikant unterschieden (*Abb. 10b*). Die Rückgänge der Individuenzahlen lagen zwischen 37 und 67%. Auf den Transekten der Flächen EW3 und EW6 kam es nach der Mahd zu einer Individuenzunahme von 92 bzw. 203%. Die Diversitätsindices  $H_s$  der gemähten Flächen vor und nach der Mahd zeigen kein einheitliches Muster der Veränderungen (*Tab. 6*).

## 4. Diskussion

### 4.1 Methodenvergleich

Die Kombination der verwendeten Methoden ermöglichte eine breit abgestützte Erfassung der reichhaltigen Heuschreckenfauna der Untersuchungsflächen mit insgesamt 28 Arten. Mit den zwei komplementären Methoden des Kescher- und Sichtfangs wurden, mit Ausnahme von *C. dispar*, die gleichen Arten gefangen. Um genügend hohe Individuenzahlen zu gewährleisten war der Sichtfang jedoch unerlässlich. Die Fangergebnisse wurden durch das unterschiedliche Fluchtverhalten sowohl der Arten als auch der Geschlechter beeinflusst. Männliche Tiere waren meist aktiver bzw. mobiler als Weibchen. Auf Angaben zu den Geschlechterverhältnissen wurde aus diesem Grund und aufgrund zu geringer Stichprobengrößen verzichtet.

Mit Kescher- und Sichtfang wurden mehr Arten erfasst als mit der akustischen Aufnahme (*Abb. 2*). Dieser Unterschied wird bedingt durch Arten, welche gar nicht, zu leise, nur bei der Paarung oder nicht innerhalb des Aufnahmeintervalls oder der untersuchten Rechtecke stridulierten. Bei Windgeschwindigkeiten über 5m/s konnte WUNDER (2001) aufgrund zu schlechter Wahrnehmung bereits keine akustischen Aufnahmen mehr durchführen. Mit dem Ohrenhut war die Erfassung nur noch von der Gesangsaktivität der Heuschrecken abhängig. Der Klopfrichter diente zur Untersuchung der arboricolen und arbusticolen Heuschrecken, wobei nur Ensifera-Arten gefangen wurden. *M. thalassinum* war die einzige Art, welche nur mit dem Klopfrichter erfasst wurde. Die ausschliesslich baumbewohnenden Tiere sind laut DETZEL (1998) nur nach heftigen Regenfällen oder Stürmen auch am Boden zu finden.

### 4.2 Artenspektrum

Zwei der extensiv bewirtschafteten Wiesen waren die artenreichsten Untersuchungsflächen (*Abb. 3a*). Dies steht im Einklang mit Untersuchungen von FRICKE & NORDHEIM (1992), welche die grösste Artenvielfalt auf extensiv genutzten Wiesen mit einem oder zwei Schnitten registrierten. Die extensive Bewirtschaftung kann die Biodiversität einer Fläche positiv beeinflussen. Durch die ständigen anthropogenen Veränderungen der Vegetation, des Mikroklimas und der Raumstruktur entstehen zahlreiche räumliche und zeitliche Nischen. Die zwei artenreichsten Flächen profitierten wohl am meisten von geeigneten Randstrukturen und Ausgleichsflächen. Die mittlere Stellung der Artenvielfalt auf den ungenutzten Flächen

widerspiegelt die sehr speziellen Umweltbedingungen, welche nur ein Vorkommen spezialisierter Heuschreckenarten erlauben. Die relativ hohen Artenzahlen auf den Flächen mit Bewirtschaftungsverträgen (EW1-4,6) könnten bereits als erste positive Auswirkungen der schonenderen Nutzung interpretiert werden. Dies lässt sich jedoch aufgrund fehlender Untersuchungen vor der Nutzungsumstellung nicht überprüfen. Als einzige Fläche wurde EW3 im Untersuchungsjahr drei Mal gemäht, was sich weder auf die Arten- noch auf die Individuenzahl stark auswirkte.

Da alle extensiven Wiesen im Untersuchungsjahr in einem sehr ähnlichen Rahmen bewirtschaftet wurden, erstaunen die geringen Arten- und Individuenzahlen auf EW5. Die Fläche zeigte Verhältnisse wie sie auf sehr intensiv genutztem Grünland zu erwarten wären. Dafür sind mehrere Erklärungen möglich: Für EW5 wurde trotz der Mahd der zweithöchste Wert der Vegetationsstruktur aller Flächen ermittelt (Tab. 5); die häufige Bewässerung (15 Mal) im Vergleich mit den anderen extensiven Wiesen (2-3 Mal) und die somit schnell nachwachsende Vegetation machten EW5 zur feuchtesten und wohl auch kühlest Fläche. Als südlichste Flächen befinden sich EW5 und EW6 sowohl im Tages- als auch im Jahresverlauf länger im Schatten des Gorwetschgrats, woraus eine tiefere Temperatursumme resultiert. Niedrigere Temperaturen an der Bodenoberfläche können die Eientwicklung verzögern, was zu verspätetem Schlupf der Larven, verzögerter Reifung zu Imagines und einer Verminderung der Eiproduktion führen kann (WINGERDEN et al. 1992a). Einen Hinweis in diese Richtung gibt die Phänologie der Arten auf EW6 (z.B. *O. caerulescens*), welche im Vergleich mit den anderen extensiven Wiesen (EW1-4) um rund zwei Wochen verspätet war. In kalten Sommern könnte es bei wärmebedürftigeren Arten zu einem zumindest teilweisen Ausfall der Reproduktion kommen. EW5 wies sowohl vor als auch nach der Mahd die homogenste Vegetation auf und geeignete Randstrukturen als Refugien fehlten fast gänzlich. Im Gegensatz z.B. zu EW6 entstanden beim sehr sorgfältigen Mähen keine offenen Bodenstellen. Durch den Einsatz der schwersten Mähmaschine (3.5t) muss von der stärksten Bodenverdichtung auf EW5 ausgegangen werden, welche sich negativ auf die bodengebundene Eiablage der meisten Acrididen auswirken kann.

Die Auswirkungen der Nutzung der bewirtschafteten Wiesen in der Vergangenheit sowie die zum Teil isolierte Lage der Flächen erschweren die Interpretation der Heuschreckenvorkommen. Es kann nicht unterschieden werden, ob Arten aufgrund der heutigen Bewirtschaftung fehlen oder ob diese in der Vergangenheit verschwunden sind und bisher noch keine Wiederbesiedlung erfolgte, was z.B. bei den am stärksten isolierten Flächen EW5 und EW6 der Fall sein könnte.

Bei den Individuenzahlen pro Untersuchungsfläche (Abb. 3b) muss berücksichtigt werden, dass auf einigen Flächen zwei (EW3-6), auf anderen drei Aufnahmen (TS3, EW1-2) vor der Mahd erfolgten. Die Arten wurden dadurch zu verschiedenen Zeitpunkten in ihrer Phänologie erfasst, was zu Verzerrungen der Resultate führen könnte. Die mit Abstand individuenreichste Fläche war EW6, vor allem bedingt durch den grossen Bestand von *C. biguttulus* (87% der Individuen).

Mit Ausnahme von EW1 grenzten sich die ungenutzten Flächen durch höhere Diversitätsindices von den bewirtschafteten Wiesen ab (Tab. 4). Auffällig sind die Unterschiede der Dominanzstruktur (Abb. 7) zwischen Flächen mit hoher und tiefer Diversität. Erstere wiesen zwischen vier und sechs Arten mit über 5% relativer Häufigkeit auf, letztere nur deren drei bis vier. Die relativ geringe Artenzahl und die starke Dominanz von *C. biguttulus* erklären den niedrigsten Diversitätswert von EW6.

Drei Arten konnten auf den Untersuchungsflächen nur anhand von Einzelfunden (<3 Individuen) erfasst werden. Die Seltenheit von *C. dorsatus* erstaunt, da die extensiven Wiesen einen geeigneten Lebensraum für die mesotope Art darstellen würden, die nach THORENS & NADIG (1997) in der Region vorkommt. Die Art kann sich auf mehrschürigen Wiesen schlecht halten, weil sie ihre Eier nicht in den Boden ablegt wie alle häufigen

Acrididen, sondern an oder zwischen Grashalme, bzw. in die dichtere Vegetation (DETZEL 1998). Die gleiche Erklärung könnte auch auf *C. dispar* zutreffen, welcher seine Eier in markhaltige Pflanzenstengel ablegt (BELLMANN 1993). Für diese Argumente sprechen auch die niedrigen Individuenzahlen von *E. brachyptera*, welcher seine Eier ebenfalls in die Vegetation ablegt. Für die drei erwähnten Arten sind deshalb extensive Säume entlang der Suonen und Randstreifen wichtige Refugien zur Eiablage. Möglicherweise handelt es sich bei den seltenen Nachweisen von *O. germanica* um Tiere, die von höher gelegenen individuenreichen Beständen an den Talhängen einwandern. Für das geringe Vorkommen könnte auch eine verminderte Frostresistenz der Eier von *O. germanica* sprechen (Kältesee im Talgrund).

### 4.3 Phänologie

Betrachtet man die Gesamtphänologie, so liegt der Höchstwert der Individuenzahl zwischen Mitte und Ende August (Abb. 4). Diese Erkenntnis unterstützen Angaben von THORENS & NADIG (1997), welche für viele und vor allem für die häufig aufgetretenen Arten ihr höchstes saisonales Erscheinen zu diesem Zeitpunkt beschreiben. Die Artenzahl blieb im Untersuchungsverlauf recht konstant, da viele Arten bereits im Juli adult sind und bis in den Oktober oder noch länger überleben können (THORENS & NADIG 1997). Ein Verschwinden früher Arten konnte durch sich später entwickelnde Arten ausgeglichen werden. Die Phänologie der fünf häufigsten Arten stimmt weitgehend mit den Angaben aus der Literatur überein (THORENS & NADIG 1997). Eine Ausnahme bildete *C. brunneus*, der als früheste Art der *C. biguttulus*-Gruppe gilt. Mit einem stetigen Anstieg der Individuenzahlen im Verlauf der Untersuchungsperiode erreichte *C. brunneus*, wider Erwarten, vermutlich erst nach der Feldarbeit sein maximales Vorkommen. Solche Unterschiede in der Phänologie könnten durch das regionale Klima bedingt sein.

### 4.4 Flächenvergleich

Mit der Clusteranalyse (Abb. 8) und der CCA (Abb. 9) trennten sich die Untersuchungsflächen in die drei Habitattypen Trockensteppen, Halbtrockenwiese und extensiv bewirtschaftete Wiesen auf. Die Analyse der Wanzen-Daten von JORIS (2002) führte zu einer identischen Auftrennung. Berücksichtigt man gleichzeitig die Individuenzahlen (Anhang 4), die Dominanzstruktur (Abb. 7) und die Resultate der CCA, so lassen sich den Habitattypen drei Hauptgruppen von Heuschrecken mit charakteristischen ökologischen Ansprüchen zuordnen. Nur vier Arten konnten keiner der drei Gruppen klar zugeteilt werden. *Stauroderus scalaris*, *P. falcata* und *Tettigonia viridissima* nahmen eine mittlere Position zwischen allen drei Habitattypen ein. *C. italicus* lag im Biplot der CCA zwischen den Trockensteppen und der Halbtrockenwiese. Die scheinbare Bindung von *C. italicus* an die Deckung der Strauchschicht (Abb. 9) hängt damit zusammen, dass nur die Trockensteppen und die Halbtrockenwiese verbuscht waren. Die vorwiegend geophile Art ist nicht auf die Strauchschicht angewiesen, sondern meidet Schatten werfende Gehölze (WUNDER 2001).

#### 4.4.1 Trockensteppen und ihre charakteristischen Arten

Die Trockensteppen waren charakterisiert durch den grössten Anteil an vegetationsfreien Stellen. Solchen Flächen fehlt die mikroklimatische Pufferwirkung der Pflanzenschicht. Die lückige Vegetation führt zu verstärkter Sonneneinstrahlung und einem schnelleren Anstieg der Temperaturen in Bodennähe (Abb. 6). Nachts wird mehr Wärmeenergie abgestrahlt, die Flächen sind stärkeren Temperaturschwankungen unterworfen. In relativ trockenen, sandigen Böden ist die Feuchtigkeit der Bodenoberfläche vor allem von der Vegetation abhängig. Je spärlicher diese ist, desto höher liegt die Evaporation und je mehr wasserdampfgesättigte Luft wird infolge eines verminderten Windschutzes entzogen. Trockensteppen sind sehr trockene

und warme Lebensräume mit hohen Maximaltemperaturen in Bodennähe und geringem Raumwiderstand. Diese extremen Habitate werden nur durch xero- und thermophile Arten besiedelt. Die Arten zeigen nach INGRISCH & KÖHLER (1998) meist eine terricole, vereinzelt aber auch graminicole Lebensweise.

*Chorthippus mollis* wurde in allen drei Habitattypen gefangen, wobei ungenutzte Flächen deutlich höhere Individuenzahlen aufwiesen und die Art immer in eudominanter Ausprägung vorkam. *C. mollis* ist in besonderem Masse auf hohe Temperaturen angewiesen (BELLMANN 1993). Die Trockensteppen erfüllten die Ansprüche der Art besser als die Halbtrockenwiese mit ihrer zum Teil gut ausgebildeten Vegetation. *C. mollis* ist die phänologisch späteste Art der *C. biguttulus*-Gruppe mit den höchsten thermischen Anforderungen (stenök). Er legt seine Eier etwas tiefer als *C. biguttulus* in den Boden ab, was von THORENS (1989) als Anpassung an trockenere Habitate interpretiert wird.

*Platycleis albopunctata* kam schwerpunktmässig auf den Trockensteppen vor und war in diesen Habitaten eine eudominante Art. Sie wurde zwar auch auf der Halbtrockenwiese und den extensiven Wiesen festgestellt, allerdings in deutlich geringerer Individuenzahl. *P. albopunctata* bevorzugt eine heterogene Struktur des Lebensraumes mit offenen Bodenstellen, lückiger Vegetation sowie versaumenden Bereichen (DETZEL 1998). Die Halbtrockenwiese stellte aufgrund ihrer höheren Vegetationsstruktur und somit einem erhöhten Raumwiderstand wohl nur einen suboptimalen Lebensraum dar.

*Oedipoda caerulescens* kam sowohl auf den Trockensteppen als auch auf den extensiven Wiesen vor, wobei erstere meist bevorzugt wurden. Einzig auf EW6, der nicht bewässerten Fläche, konnten vergleichbare Häufigkeiten gefunden werden. Dieser Befund hängt eng mit der starken Einwanderung nach der Mahd von vegetationsarmen Randstrukturen ins zentral gelegene Transekt der Fläche zusammen. Die niedrige Vegetation und die entstandenen offenen Stellen ermöglichten kleinräumige Verschiebungen auch auf anderen Mähwiesen. Im Vergleich mit anderen xerothermophilen Arten scheint *O. caerulescens* jedoch weniger an offene Bodenstellen gebunden zu sein. Dies zeigten auch Untersuchungen von WANCURA (1996) und HOLDEREGGER (1999), welche für die Besiedlung durch *O. caerulescens* eine minimale Vegetationsdeckung von rund 30% angeben.

Der Schwerpunkt der Verbreitung von *Chorthippus brunneus* lag auf den Trockensteppen. Als wichtige Voraussetzung für das Vorkommen der Art gelten vegetationsfreie Stellen (DETZEL 1998). Diese waren in hohem Masse und während der ganzen Untersuchungsperiode auf den ungenutzten Flächen vorhanden. Durch die Mahd entstanden auch auf den Mähwiesen geeignete Kleinstrukturen. Nach OSCHMANN (1991) besitzt *C. brunneus* zwar eine breite ökologische Valenz (mesotop), meidet aber frische bis feuchte Wiesen mit dichter Vegetation. Dieser Befund spricht für die niedrigeren Individuenzahlen auf den bewirtschafteten Wiesen.

*Omocestus rufipes* kam am häufigsten auf TS3 vor, wurde aber auch vereinzelt auf bewirtschafteten Wiesen gefunden. Eine heterogene Vegetationsstruktur mit einer mosaikartigen Verzahnung kurz- und langgrasiger Bereiche und einem gewissen Mindestanteil an offenen Bodenstellen sind laut DETZEL (1998) für seinen Lebensraum charakteristisch. Diese Ansprüche wurden auf TS3 vereinzelt erfüllt. Im Bereich der Randstrukturen entstanden solche Lebensräume nach der Mahd auch auf den bewirtschafteten Flächen.

Erstaunlich scheint die Lage von *Euthystira brachyptera* im Biplot der CCA, welche jedoch nur auf einer sehr geringen Individuenzahl basiert. Die Art ist zwar wärmeliebend, aber nicht auf sonnenexponierte Lagen mit hohen bis extremen Temperaturen angewiesen. Als indifferente Art gegenüber dem Feuchtegrad der Lebensräume kann sie sowohl in Feuchtgebieten als auch in trockenen Habitaten vorkommen. Wichtiger ist eine minimale Vegetationshöhe und -dichte (BELLMANN 1993).

#### 4.4.2 Halbtrockenwiese und ihre charakteristischen Arten

Die Halbtrockenwiese zeigte die komplexeste Vegetationsstruktur (Tab. 5) und die stärkste Verbuschung aller Flächen. Da aber auch einige offene Bodenstellen vorhanden waren, wies die Fläche eine geringere Deckung der Krautschicht und höhere Temperaturen in Bodennähe auf als die bewirtschafteten Wiesen (Abb. 6). Durch den Wechsel zwischen kahlen und stark bewachsenen Stellen ergaben sich sowohl Kleinstrukturen mit stärkerer Erwärmung als auch solche mit geringerem Anstieg der bodennahen Temperaturen. Der nächtliche Wärmeverlust der Fläche war wohl durch die Pflanzendecke und die Überschirmung durch nahestehende Bäume vermindert; der Überschirmungseffekt kam auf dieser kleinsten aller Flächen durch die Nähe des Waldrandes besonders zum Tragen. Die Feuchtigkeit des Lebensraumes wurde durch die zum Teil dichte Vegetation gepuffert. Die Halbtrockenwiese nahm dadurch eine mittlere Stellung zwischen den heißen und trockenen Steppen und den vor der Mahd eher kühlen und feuchten extensiven Wiesen ein.

*Oecanthus pellucens* bevorzugt gebüschreiche Trockenrasen mit hoher Vegetation und starker Besonnung (DETZEL 1998). Diese Präferenzen erklären die Eudominanz der thermophilen Art auf HTW. Im Gegensatz zu den anderen Flächen mit Vorkommen konnte *O. pellucens* auf HTW nicht nur auf Sträuchern, sondern häufig auch in der Krautschicht nachgewiesen werden. Die Art wurde oft auf *Ononis natrix* gefunden, was mit ihrer Nahrung zusammenhängen könnte, welche sich laut HARZ (1957) vorwiegend aus Staub- und Blütenblättern zusammensetzt.

Das Habitat von *Chorthippus vagans* ist nach BROCKSIEPER (1978) besonders trocken- und wärmebegünstigt, mit hoher Sonneneinstrahlung und geringer nächtlicher Auskühlung. Die Habitatqualität wird massgeblich durch sich schnell aufheizende offene Bodenstellen beeinflusst. Die Beziehung der Vorkommen von *C. vagans* zu Bäumen und Waldrändern wird von verschiedenen Autoren erwähnt (DETZEL 1998, WUNDER 2001). Auch die vereinzelt Vorkommen auf TS1 und TS2 zeigen eine Affinität der Art zu Bäumen und Waldrand an.

#### 4.4.3 Extensive Wiesen und ihre charakteristischen Arten

Die ökologischen Bedingungen auf den extensiven Wiesen waren einem extremen Wandel durch die Mahd unterworfen. Alle bewirtschafteten Flächen zeigten vor der Mahd eine Krautschicht mit hoher Deckung. Eine geschlossene Pflanzendecke führt zu einer verminderten Sonneneinstrahlung in Bodennähe. Dadurch kommt es zu einer langsameren Erwärmung des Lebensraumes und somit kühleren Temperaturen (Abb. 6). Die bewirtschafteten Flächen waren auf Grund der gut entwickelten, dichten Vegetation und damit eines verminderten Windeinflusses feuchter als die übrigen untersuchten Habitate. Die Bewässerung der meisten extensiven Wiesen erhöhte den Feuchtigkeitsgehalt des Bodens und förderte den Pflanzenwuchs. Mit der Mahd verschwand die Krautschicht gänzlich und es entstanden vereinzelt offene Bodenstellen, was zu drastischen Veränderungen des Mikroklimas führte. Die eher kühlen und feuchten Flächen wurden vorübergehend zu warmen und trockenen Lebensräumen.

Die typischen Vertreter der extensiven Wiesen waren mehrheitlich Arten, welche an eine gut ausgebildete Krautschicht und die damit verbundene höhere Milieufeuchte angewiesen sind (hygro-mesophil). Auf den bewirtschafteten Flächen wurden Heuschrecken mit breiter ökologischer Valenz, vor allem eurytherme Arten gefangen. Es konnten aber auch einige xerothermophile Arten festgestellt werden, die von den offenen Bodenstellen und der Kurzrasigkeit nach der Mahd profitierten.

*Chorthippus biguttulus* ist eine eurytope Art mit Tendenz zu Xerothermophilie (THORENS & NADIG 1997) und erträgt eine weite Temperaturspanne. Die Zeit der Embryonalentwicklung ist meist kürzer als bei anderen thermophilen Arten, so dass der Entwicklungszyklus auch unter weniger günstigen Bedingungen vollendet werden kann (WINGERDEN et al. 1991).

BRUCKHAUS (1992) führt die ökologische Valenz vor allem auf die mögliche zweijährige Embryonalentwicklung zurück, wodurch sich die Art auch in weniger wärmebegünstigten Biotopen halten kann. Die relativ trockene, nicht bewässerte EW6 schien die Ansprüche der Art am besten zu erfüllen, jedoch war sie auf allen bewirtschafteten Wiesen als eudominante Art vertreten. Als mögliche Erklärung für das Fehlen individuenreicher Bestände auf den Trockensteppen könnten die zu hohe Trockenheit der Lebensräume und die geringe Trockenheitsresistenz der Eier dienen (INGRISCH 1983a, 1983b).

*Chorthippus parallelus* weist als mesophile Art ein weites ökologisches Spektrum auf (DETZEL 1998). Sie kommt meist gemeinsam mit *M. roeselii* als letzte Art in eutrophiertem Grünland vor. Bevorzugt werden höhergrasige, frische Wiesen wie z.B. die untersuchten extensiven Flächen vor der Mahd, was die eudominanten Vorkommen mit Ausnahme von EW6 unterstreichen. Ausser in sehr trockenen und nassen Habitaten ist die Art in allen Biotopen mit einer geschlossenen Vegetationsdecke anzutreffen (ILLICH & WINDING 1989). INGRISCH (1983a, 1983b) stellte eine geringe Trockenheitsresistenz der Eier fest, wodurch wohl die Bodenfeuchte die Habitatwahl von *C. parallelus* bestimmt. Diese beiden Befunde können das Fehlen der Art auf der nicht bewässerten Fläche EW6 erklären.

Die ausschliessliche Bindung von *Mecostethus parapleurus* an die bewirtschafteten Wiesen kann durch die hohen Feuchtigkeitsbedürfnisse der hygro- bis mesophilen Art erklärt werden. Diese wurden zumindest bis zum Zeitpunkt der Mahd erfüllt. *M. parapleurus* kam ausschliesslich auf bewässerten Flächen vor, was die von BELLMANN (1993) erwähnte Präferenz für frische bis feuchte Wiesen hervorhebt.

Die meisten Habitats von *Omocestus haemorrhoidalis* sind nach DETZEL (1998) von regelmässiger Beweidung abhängig, insbesondere um die notwendige Kurzrasigkeit aufrecht zu erhalten. Die höchsten Abundanzen auf EW1 (Eudominanz), kamen vor allem durch einen kaum bewässerbaren trockenen Abschnitt der Fläche mit niedriger Vegetation zustande. Nach der Mahd fand *O. haemorrhoidalis* als xerothermophile Art ohnehin geeignete kurzrasige Habitats vor. Offene Bodenstellen können ein Vorkommen begünstigen, wenngleich die Art kein ausgesprochener Besiedler vegetationsarmer Standorte ist (DETZEL 1998). Dies scheint vor allem durch seine höheren Anforderungen an die Feuchtigkeit des Lebensraumes erklärbar (INGRISCH & KÖHLER 1998).

*Stenobothrus lineatus* als eurytope und thermophile Art hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Fläche EW1, was wohl auf die gleichen, bereits für *O. haemorrhoidalis* erwähnten Gründe zurückzuführen ist. DETZEL (1998) beschreibt *S. lineatus* als Charakterart niedrigwüchsiger Magerasen, mit Vorkommen auf Trockenrasen und Ödland. Die Trockensteppen beim Kieswerk Pfyn wurden aufgrund zu grosser Trockenheit nicht besiedelt.

In höheren Individuenzahlen trat *Metrioptera roeselii* nur auf der bewässerten Fläche EW4 auf. Vorzugsweise werden meso- bis leicht hygrophile Lebensräume besiedelt (OSCHMANN 1991). *M. roeselii* ist laut DETZEL (1998) ein typischer Vertreter von bewirtschaftetem Grünland mit hoher Vegetation. Die Tiere können auch trockene (z.B. TS3) und nasse Habitats nutzen, allerdings treten sie dort in deutlich niedrigeren Abundanzen auf. Die hohen Anforderungen an die Biotopfeuchte konnte nur die dichte Vegetation in der Zeitspanne vor der zweiten Mahd erfüllen, danach wurden wie in der Arbeit von Häni (1994) keine Tiere mehr festgestellt.

Bei der Betrachtung der Resultate dürfen einige **problematische Aspekte** der Datenaufnahme vor allem bezüglich der CCA nicht unberücksichtigt bleiben. Die Verwendung der Zeigerwerte der Pflanzenarten zur indirekten Charakterisierung der Untersuchungsflächen stellte eine einfache Lösung dar. Die Einsatz einiger bewirtschafteter Flächen vor relativ kurzer Zeit jedoch spielt eine schlecht einschätzbare Rolle, da sich die Vegetation nur langsam verändert. Auf den eingesäten Wiesen handelt es sich nicht um die natürlich vorkommende Flora, wohl aber um Pflanzen, welche die Bewirtschaftungsweise in Kombination mit den natürlichen

Gegebenheiten der Flächen widerspiegeln. Hier hätten Bodenproben und Feuchtigkeitsmessungen sicherlich aussagekräftigere Ergebnisse geliefert. Problematisch bei der Aufnahme der Vegetationsstruktur waren die gemähten Flächen. Da die Mahd nicht auf allen Flächen synchron ablief, fanden auf manchen zwei (EW3-6) auf anderen aber drei Erhebungen (TS3, EW1-2) vor der Mahd statt. Die Heuschrecken wurden dadurch zu verschiedenen Zeitpunkten in ihrer Phänologie getroffen.

#### **4.4.4 Rote Liste**

Bewertet man die Untersuchungsflächen anhand der Roten Liste der bedrohten Heuschrecken der Schweiz (BUWAL 1994) basierend auf Arten mit insgesamt mindestens drei Individuen pro Fläche, so treten vor allem die Trockenstandorte (TS, HTW) als besonders schützenswerte Habitate hervor. Auf TS1, TS2 und HTW wurden je sechs, auf TS3 fünf schweizweit gefährdete Arten erfasst. Auch auf EW1 wurden sechs gefährdete Arten gefunden. Auf den übrigen genutzten Wiesen wurden vier (EW2-4) respektive zwei (EW6) gefährdete Arten erfasst. Einzig auf EW5 wurden keine gefährdeten Heuschreckenarten festgestellt. Als einzige stark gefährdete Heuschreckenart für die Südschweiz kam *P. falcata* auf HTW, EW1 und EW2 vor.

#### **4.4.5 Pflanzen- und Heuschreckenvielfalt**

Bei der Analyse der Vegetationsaufnahmen konnte gezeigt werden, dass zwischen der Anzahl der Pflanzen- und Heuschreckenarten auf einer Fläche keine signifikante Korrelation besteht. SCHÄLLER & KÖHLER (1981) erwähnen, dass die spezifische Vegetation einer Grünlandfläche als Nahrungsquelle eine untergeordnete Rolle spielt und auch INGRISCH & KÖHLER (1998) weisen auf die Unabhängigkeit der Habitatwahl bezüglich Pflanzengesellschaften hin. Die Heuschrecken sind laut ARTMANN (1993) im Gegensatz z.B. zu Schmetterlingen oder Pflanzenwespen nicht auf bestimmte Pflanzenarten angewiesen.

#### **4.5 Einfluss der Mahd**

Die Mahd wirkt sich sowohl direkt als auch indirekt auf die Heuschrecken aus. Die durch Maschinen verursachte Mortalität und Verletzung der Tiere als auch der Austrag von Ootheken bei der Ernte haben einen negativen Einfluss. DETZEL (1985) beschreibt die Verdichtung der oberen Bodenschicht durch den Einsatz schwerer Maschinen als nachteilig. Diese trifft vor allem Arten mit bodengebundener Eiablage. Auf den mit schweren Kreiselmähern (2-3.5t) bearbeiteten Flächen EW2 und EW4-6 ist mit einer grösseren Bodenverdichtung zu rechnen als auf EW1 und EW3 mit Balkenmähereinsatz (0.2t). Die Mähgeräte unterscheiden sich auch bezüglich der Mahdgeschwindigkeit. Die schnelleren Kreiselmäher reduzieren die Fluchtmöglichkeiten. Generell höhere Verluste der Arten und Individuen durch den Einsatz von Kreiselmähern wurden jedoch nicht verzeichnet. Das liegengelassene Mähgut auf TS3 kann sowohl als positiv als auch negativ beurteilt werden. Einerseits verbleiben die in die Vegetation abgelegten Eier auf der Fläche, andererseits kommt es zu einer Verringerung der offenen Bodenstellen.

Indirekt wirkt sich die Mahd durch den Verlust der Habitatstruktur, ein erhöhtes Prädationsrisiko (SCHMIDT & RATSCH 1989) und mikroklimatische Veränderungen auf die Heuschrecken aus. Die Temperaturschwankungen werden stärker, die Luftfeuchtigkeit sinkt und die Einwirkung des Windes nimmt zu, wodurch xero- und thermophile Arten begünstigt werden. Heuschrecken, welche auf ein feuchtes Mikroklima und eine dichte Vegetation angewiesen sind, werden verdrängt, sie können nur überleben, wenn eine vorübergehende Emigration in Refugialhabitate und spätere Rekolonisation der gemähten Wiesen möglich ist.

Auf den bewirtschafteten Wiesen wurden nach der Mahd signifikant weniger Arten als vor dem Eingriff verzeichnet (Abb. 10a). Wie bei HÄNI (1994) verdrängte auch in unserer Untersuchung die Mahd zumindest kurzfristig alle Ensifera-Arten. Dies lässt sich durch deren Präferenz für mässig frische Habitats (*M. roeselii*), deren vertikale Orientierung mit Bevorzugung von hochwüchsigen Pflanzenbeständen (*P. falcata*) oder den Verlust von Singwarten (*T. viridissima*) erklären. Eine Ausnahme bildete *P. albopunctata*, welche jetzt idealere Bedingungen vorfand. Nach rund einmonatigem Wachstum der Vegetation nach der Mahd wurden die Flächen wieder vereinzelt durch Ensifera-Arten (*P. falcata*, *P. nana*) besiedelt. Zusammengefasst zeigen die Angaben aus der Literatur, dass Acrididen die Störungen einer Mahd meist besser verkraften. *C. mollis* und andere *Chorthippus*-Arten werden von THORENS (1993) als wenig sensibel gegenüber Strukturwechseln eingestuft. Laut DETZEL (1998) sind viele Acrididen gut an die Mahd angepasst. So schlüpfen z.B. die Larven der meisten Wiesenarten erst nach dem traditionell späten ersten Mahdtermin, was mit dem Temperaturanstieg zusammenhängen könnte. Als einzige Acrididen-Art trat *S. scalaris* nach der Mahd nicht mehr auf, die Art war aber auch vorher nie häufig.

Quantitative Aussagen über den mahdbedingten Rückgang der Individuen können auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht gemacht werden. Diese wurden, sofern vorhanden, vom natürlichen Abundanzrückgang im Jahresverlauf überlagert. Trotzdem weisen die Resultate darauf hin, dass ein Grossteil der plötzlichen Verluste auf das Mähen zurückzuführen ist. Die Mahd verursachte auf den meisten Flächen beträchtliche Individueneinbussen (37-67%). Die Werte liegen deutlich über den von HEROLD (1990) für Acrididen ermittelten 20-30%, jedoch weist THORENS (1993) anhand von siebenjährigen Untersuchungen an *C. mollis* auf starke jährliche Schwankungen der Rückgänge infolge der Mahd hin (4-67%).

Auf den Flächen EW3 (92%) und EW6 (203%) kam es zu einem starken Anstieg der Individuenzahlen. Diese sind vor allem auf einige xerothermophile Arten zurückzuführen, welche kurzrasige Wiesen bevorzugen oder auf offene Bodenstellen angewiesen sind. Die stärksten relativen Zunahmen verzeichneten *C. brunneus*, *O. caerulescens* und *C. biguttulus*. Betrachtet man die absoluten Zunahmen, stieg die Individuenzahl von *C. biguttulus* auf EW6 am meisten (+146 Individuen). Die Reaktion der drei Arten auf die Mahd war auf den verschiedenen Flächen nicht einheitlich. Die steigenden Individuenzahlen lassen sich durch die veränderten Fangbedingungen und die Phänologie nur teilweise erklären. Durch die maschinelle Mahd entstanden mitten auf den Wiesen offene Bodenstellen. Dies ermöglichte kleinräumige Verschiebungen von *C. brunneus* und *O. caerulescens* innerhalb der Flächen, von vegetationsarmen Flecken am Rande in Richtung zentrales Transekt. Eine Immigration aus anderen Flächen scheint durch die Isolation der Wiesen unwahrscheinlich.

Die Heuschrecken-Diversität  $H_s$  auf den gemähten Wiesen sank, wenn nach der Mahd weniger Heuschreckenarten gefunden und/oder die Individuen ungleichmässiger auf die Arten verteilt waren. SCHMIDT & RATSCH (1989) zeigten, dass eine Intensivierung der Landwirtschaft zu verringerter Artenvielfalt führt und das Dominanzverhältnis zugunsten bereits häufiger Arten verschoben wird. Die Zu- oder Abnahmen der Diversitätsindices zeigten in unserem Fall kein einheitliches Reaktionsmuster.

#### **4.6 Beweidung, Düngung und Bewässerung**

Nur die Flächen EW1, EW3 und EW5 wurden 2001 beweidet. Auf den zwei erstgenannten extensiven Wiesen wurden Schafe (EW1: 25-30, EW3: 15-20 Tiere), auf EW5 rund 40 Rinder gehalten. Die Beweidungsperioden zwischen Ende Oktober und Anfang November (Tab. 1) waren jedoch nur sehr kurz (4-9 Tage) und lagen nicht mehr in der für Heuschrecken empfindlichen Zeitspanne. Die gleichen Wiesen, mit Ausnahme der nur sporadisch beweideten Fläche EW6, wurden auch in der Vergangenheit regelmässig und ungefähr in

ähnlichem Ausmass im Herbst bestossen. Dadurch scheint der Einfluss der Beweidung durch Trittschäden an Ootheken und Imagines sowie die Bodenverdichtung klein. KÖHLER & BRODHUN (1987) tendieren dazu, den von sporadischer Beweidung ausgehenden Einflüssen eine geringe Bedeutung beizumessen, wenn diese terminlich am Anfang oder Ende der Phänologie liegen. Die Beweidung durch Schafe gilt heute als extensive Nutzungsform und wird vermehrt in naturschützerische Pflegekonzepte eingebaut, jedoch darf sie nur sehr extensiv eingesetzt werden (DETZEL 1998)

Die Düngermengen und ihre Auswirkungen lassen sich anhand der Angaben der Bewirtschafter nur schwer abschätzen (*Tab. 1*). Seit Beginn der extensiven Nutzung und somit spätestens ab 1997 kam es auf keiner der Wiesen zum Einsatz von Kunstdünger oder Gülle. EW3 und EW6 wurden nur vereinzelt mit Trockenmist (Schafdung) gedüngt. Beim Einsatz von Pferdemit und Klärschlamm anlässlich der Einsaat auf EW4 handelte es sich um einen einmaligen Einsatz, jedoch zeugt ein kleiner eutrophierter Abschnitt aufgrund seiner Vegetation noch heute von diesem Eingriff. Im Allgemeinen sind die Düngergaben in den letzten Jahren jedoch als gering einzustufen. Da Trockenmist verglichen mit mineralischen Düngern oder Jauche geringere negative Auswirkungen auf die Fauna hat (BARRIÈRE 1995), lässt sich auf unseren Flächen der Einfluss der Düngung auf die Heuschrecken als klein bezeichnen.

Der Bewässerung der Flächen mit Suonen (traditionelle Wasserkanäle) kann eine positive Bedeutung zugesprochen werden. Da das Wasser entsprechend der Geländetopographie fliesst, verteilt es sich sehr unregelmässig auf der ganzen Wiese. Dadurch entstehen mosaikartige Lebensräume mit unterschiedlicher Feuchte. Zudem kann der mikroklimatische Schock der Mahd durch die direkt anschliessende Bewässerung gemildert werden (BARRIÈRE 1995). Die meisten Flächen wurden 2001 zwei bis drei Mal bewässert. Ein starker Einfluss von Staunässe oder gar Auswaschung der Eier, Larven oder Imagines scheint somit eher unwahrscheinlich. Der negative Effekt der häufigen Bewässerung auf EW5 wurde bereits an früherer Stelle diskutiert.

#### **4.7 Empfehlungen für die Mahd**

Extensiv genutzte Wiesen stellen wertvolle Lebensräume für Heuschrecken dar. Bewirtschaftungsverträge sollen dazu dienen, die Kulturform in ihrem Bestand zu erhalten, auch wenn sie nicht einer modernen Graswirtschaft entspricht. Durch diese Massnahmen kann eine Verbrachung und längerfristig eine Verbuschung der Flächen verhindert werden. Empfehlenswert wären ein bis zwei Schnitte pro Jahr, wobei der erste vor dem Schlüpfen der Tiere im Mai und der zweite im Spätsommer, nach Ablage der Eier erfolgen sollte. Die negativen Auswirkungen der Mahd können durch Stehenlassen eines etwa 2-5m breiten Randstreifens als Refugium vermindert werden. Diese sind vor allem für Heuschrecken von grosser Bedeutung, welche ihre Eier an oder in Pflanzen ablegen, da auf diesen Streifen kein Austrag der Eier bei der Ernte erfolgt. Auch als Schutz vor Fressfeinden oder als Standorte mit höherer Feuchtigkeit sind Randstreifen wichtig. Eine sukzessive Mahd, wie sie DETZEL (1985) vorschlägt, lässt sich auf den kleinen Wiesen der Milljeren nur schwierig umsetzen. Als Mähgerät sollten bevorzugt Balkenmäher eingesetzt werden, da diese eine geringere Mortalität und Verletzung der Heuschrecken verursachen als Kreiselmäher (CLASSEN et al. 1993); Eine verringerte Geschwindigkeit beim Mähen erhöht auch die Fluchtmöglichkeiten der Heuschrecken. Als besonders wichtig erachten FRICKE & NORDHEIM (1992) eine höhere Einstellung der Schnittmesser (etwa 8-15cm).

Der in den Bewirtschaftungsverträgen festgelegte frühestmögliche, floristisch wichtige Mahdtermin (15. Juni) kommt den Heuschrecken nicht entgegen, da viele Arten zu diesem Zeitpunkt mitten in der Larvalentwicklung sind. Einen Ausgleich schaffen hier die vorgeschriebenen Begleitstrukturen. Eine Ausdehnung der Bewirtschaftungsverträge auf

weitere Flächen wäre wünschenswert, da das Gebiet um Milljeren einen wichtigen und wertvollen Lebensraum für Heuschrecken darstellt. Im Rahmen des ökologischen Ausgleichs wären weitere Extensivierungsmassnahmen in der landwirtschaftlich intensiv genutzten Rhoneebene zur Erhaltung der einheimischen Orthopterenfauna von grosser Bedeutung.

## **5. Dank**

Allen voran danke ich Prof. Dr. Jürg Zettel, dem Leiter der vorliegenden Arbeit, für seine tatkräftige Unterstützung. Des weiteren möchte ich mich bei Caroline Joris für die gute Zusammenarbeit während der gesamten Diplomarbeit und den Familien Bieri und Salamin für ihre Gastfreundschaft während der Feldarbeit bedanken. Ein herzliches Merci auch den diversen Bewirtschaftern, Arnold Steiner, der uns in die Region einführte, dem Staat Wallis für die Bewilligung der Untersuchungen, Dr. Jean-Pierre Airoldi für die Beratung in statistischen Fragen und Muriel Bendel und Irene Künzle für die Überarbeitung des Manuskripts. Allen weiteren danke ich für ihre wertvolle Mithilfe und diverse Anregungen.

Ein grosser Dank gebührt meinen Eltern, die mir diese Ausbildung überhaupt erst ermöglicht haben und Susanne, Florian und Sophie für ihre Geduld und Liebe.

## 6. Literatur

- ARTMANN, G. (1993): Ökologische Bewertung der naturnahen Wiesen, Weiden und Ödlandflächen aufgrund der Heuschreckenfauna. Mitt. naturf. Ges. Solothurn: 47-74.
- BARRIÈRE, P. (1995): Ökologische Untersuchungen an Heuschrecken des Rottals. J. Oberaargau: 93-122.
- BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken: Beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verlag, Augsburg. 349 S.
- BELLMANN, H. (1993): Die Stimmen der heimischen Heuschrecken (CD). Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- BILLE, R.P. & WERNER, P. (1986): Natur entdecken im Pfynwald. Schweiz. Verein für Handarbeit und Schulreform, Liestal. 144 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 3. Aufl., Springer, Berlin. 865 S.
- BROCKSIEPER, R. (1978): Der Einfluss des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn (Orthoptera: Saltatoria). Decheniana, Beiheft 21: 1-141.
- BRUCKHAUS, A. (1992): Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. Articulata, Beiheft 2: 1-112.
- BUWAL (1994): Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 97 S.
- CAPINERA, J.L. & SECHRIST, T.S. (1982): Grasshopper (Acrididae) – host plant associations: response of grasshopper populations to cattle grazing intensity. Can. Entomol. 114: 1055-1062.
- CLASSEN, A., KAPFER, A. & LUICK, R. (1993): Einfluss der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Untersucht am Beispiel von Laufkäfern, Heuschrecken und Amphibien. Naturschutz und Landschaftsplanung 25: 217-220.
- CORAY, A. & THORENS, P. (2001): Orthoptera, Fauna Helvetica 5. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel. 235 S.
- DEICHSEL, G. & TRAMPISCH, H.J. (1985): Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. Fischer, Stuttgart. 135 S.
- DELARZE, R., GONSETH, Y. & GALLAND, P. (1999): Lebensräume der Schweiz. Ott, Thun. 413 S.
- DETZEL, P. (1985): Die Auswirkung der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 59/60: 345-360.
- DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). Dissertation Univ. Tübingen. 365 S.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart. 580 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie, Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart. 663 S.
- FRICKE, M. & NORDHEIM, H. VON (1992): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der Oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. Braunschw. naturkundl. Schr. 4: 59-89.
- HÄNI, J. (1994): Heuschrecken in der Kulturlandschaft – Beeinflussung von Vorkommen und Verbreitung durch die Nutzung. Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern. 44 S.

- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Fischer, Jena. 495 S.
- HEROLD, D. (1990): Das Wiesenrandstreifenprogramm: Auswirkungen auf Verteilung, Migration und Populationsentwicklung von Feldheuschrecken (Acrididae: Gomphocerinae). Diplomarbeit Univ. Erlangen-Nürnberg. 127 S.
- HEUSINGER, G. (1980): Zur Entwicklung des Heuschreckenbestandes im Raum Erlangen und um das Walberla; Ein Vergleich der Jahre 1946/1947 mit 1975-1978. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 53-62.
- HOLDEREGGER, B. (1999): Autökologie von *Sphingonotus caeruleans* (LATREILLE, 1804) und *Oedipoda caerulescens* (LINNÉ, 1758) (Orthoptera, Acrididae) in zwei unterschiedlichen Zonationstypen im Pfynwald (VS, Schweiz). Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern. 27 S.
- ILLICH, I.P. & WINDING, N. (1989): Aut- und Synökologie der Feldheuschrecken (Acrididae: Orthoptera) einer subalpinen/alpinen Almweide (Gasteinertal, Hohe Tauern, Österreich): Habitat und Nahrung. Zool. Jb. Syst. 116: 121-131.
- INGRISCH, S. (1983a): Zum Einfluss der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Dtsch. Ent. Z. N.F. 30: 1-15.
- INGRISCH, S. (1983b): Zum Einfluss der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Grösse des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Zool. Anz. Jena 210 5/6: 357-368.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 460 S.
- JORIS, C. (2002): True bugs (Heteroptera) in extensive managed meadows and steppes of the Pfynwald (VS). Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern. 23 S.
- KÖHLER, G. (1987): Die Verbreitung der Heuschrecken im Mittleren Saaletal um Jena (Thüringen) – Bestandesaufnahme und Faunenveränderung in den letzten 50 Jahren. Wiss. Z. F.-Schiller Univ. Jena, Naturwiss. Rdsch. 36: 391-435.
- KÖHLER, G. & BRODHUN, H.P. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik zentraleuropäischer Feldheuschrecken (Acrididae). Zool. Jb. Syst. 114: 157-191.
- KÖHLER, G. (1988): Persistenz und Genese von Heuschrecken-Assoziationen (Orthoptera, Acrididae) in zentraleuropäischen Rasenökosystemen. Zool. Jb. Syst. 115: 303-327.
- KREBS, C.J. (1999): Ecological Methodology, 2. ed., Addison Wesley Longman, Menlo Park. 620 S.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel, Zürich. 1-208.
- LAUBER, K. & WAGNER, G. (1996): Flora Helvetica. Haupt, Bern. 1613 S.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie, 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg. 512 S.
- MULKERN, G.B. (1983): Sex-ratios of *Melanoplus sanguinipes* and other Acrididae (Orthoptera). J. Kans. Ent. Soc. 56: 457-465.
- OSCHMANN, M. (1991): Zur Klassifizierung der ökologischen Ansprüche von Schaben (Blattodea) und Heuschrecken (Saltatoria). Faun. Abh. Staatl. Museum Tierkunde Dresden 18: 51-57.
- RICHARDS, O.W. & WALOFF, P.D. (1954): Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers. Anti-Locust Bull. 17: 1-182.
- ROTHMALER, W. (1995): Exkursionsflora von Deutschland. Gefässpflanzen: Atlasband (3). Fischer, Jena. 752 S.

- SÄNGER, J. (1977): Über die Beziehung zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate. Zool. Jb. Syst. 104: 433-488.
- SCHÄLLER, G. & KÖHLER, G. (1981): Untersuchungen zur Nahrungspräferenz und zur Abhängigkeit biologischer Parameter von der Nahrungsqualität bei zentraleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera, Acrididae). Zool. Jb. Syst. 108: 94-116.
- SCHMIDT, H. & RATSCH, H.J. (1989): Der Heuschreckenanteil an der Biomasse der epigäischen wirbellosen Fauna nordwestdeutscher Graslandbiotope. Braunschw. naturkd. Schr. 3: 473-498.
- TER BRAAK, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67: 1167-1178.
- THORENS, P. (1989): Description comparée des oothèques et des oeufs de *Chorthippus mollis* (CHARP.) et de *Chorthippus biguttulus* (L.) (Orthoptera, Acrididae). Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 62: 87-106.
- THORENS, P. (1993): Effets de la fauche sur une population du Criquet *Chorthippus mollis* (CHARP.) (Orthoptera, Acrididae) dans une prairie du pied sud du Jura suisse. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 66: 173-182.
- THORENS, P. & NADIG, A. (1997): Atlas de distribution des orthoptères de Suisse, Documenta Faunistica Helvetiae 16. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel. 236 S.
- TISCHLER, W. (1984): Einführung in die Ökologie. Fischer, Stuttgart. 437 S.
- WANCURA, R. (1996): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Heuschrecken (Orthoptera) in mittelbadischen, rheinnahen Kiesgruben. Diplomarbeit Fak. Biologie Univ. Tübingen. 141 S.
- WERNER, P. (1985): La végétation de finges et de son Rhône sauvage. Bull. Murith. 103: 39-84.
- WINGERDEN, W.K.R.E. VAN, MUSTERS, J.C.M., KLEUKERS, R.M.J.C., BONGERS, W. & BIEZEN, J.B. VAN (1991): The influence of cattle grazing intensity on grasshopper abundance (Orthoptera: Acrididae). Proc. Exp. Appl. Entomol., N.E.V., Amsterdam 2: 28-34.
- WINGERDEN, W.K.R.E. VAN, KREVELD, A.R. VAN & BONGERS, W. (1992a): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. J. Appl. Ent. 113: 138-152.
- WINGERDEN, W.K.R.E. VAN, MUSTERS, J.C.M., CANNEMEIJER, F. & BONGERS, W. (1992b): Simulation of hatching dates in three *Chorthippus* species (Orthoptera: Acrididae) in unfertilized and lightly fertilized grasslands. Proc. Exp. Appl. Ent., N.E.V., Amsterdam 3: 86-93.
- WUNDER, U.K. (2001): Einfluss von Habitatstrukturen auf das Vorkommen von Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) im Pfynwald (VS). Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Bern. 26 S.
- ZEHNDER, G. & ZETTEL, J. (1999): Auensukzession und Zonation im Rottensand (Pfynwald, Kt. VS). I. Wiederbesiedlung einer Überschwemmungsfläche durch Grabwespen (Hymenoptera: Sphecidae). Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 72: 123-137.