Aus Natur und Landschaft im Saarland

Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes

von Dieter DORDA

Zur Verbreitung und Ökologie der Heuschreckenfauna der Stadt Saarbrücken

von Anja TROUVAIN

Abh. 23 / 1998

Schriftenreihe
"Aus Natur und Landschaft im Saarland"

zugleich

Abhandlungen der DELATTINIA
23 / 1998

Herausgegeben
vom Minister für Umwelt, Energie
und Verkehr des Saarlandes
und der DELATTINIA - Arbeitsgemeinschaft
für tier- und pflanzengeographische Heimatforschung
im Saarland e.V.

Abh. DELATTINIA	23	1 - 385	Saarbrücken 1998	ISSN 0948-6526

SCHRIFTLEITUNG:
DR. HARALD SCHREIBER

DRUCK:
ESCHL DRUCK
HOCHSTRASSE 4a
66583 SPIESEN-ELVERSBERG

VERLAG:
EIGENVERLAG DER DELATTINIA
FACHRICHTUNG BIOGEOGRAPHIE
UNIVERSITÄT DES SAARLANDES
66041 SAARBRÜCKEN

ERSCHEINUNGSORT:
SAARBRÜCKEN

Die Aufnahme des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens* (Scop.)) wurde freundlicherweise von Herrn H.Kretschmer, Ober-Ramstadt, zur Verfügung gestellt.

Inhalt:

Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes

von Dieter DORDA 5

Zur Verbreitung und Ökologie der Heuschreckenfauna der Stadt Saarbrücken

von Anja TROUVAIN 369

Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes

von

Dieter DORDA

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes

Vorwort

Die Auswertung des Informationsgehaltes lebender Systeme für die von Ihnen besiedelten Lebensräurne ist ein zentraler Forschungsgegenstand der Biogeographie. Gute Bioindikatoren, d.h. als „Zeigerorganismen" geeignete Arten und Lebensgemeinschaften, erlauben sowohl Rückschlüsse auf einzelne Einflußfaktoren als auch auf komplexe Faktorengefüge (z.B. Belastungen durch Pestizide, natürlich oder anthropogen bedingte Sukzessionsstadien). Bioindikatoren ermöglichen durch ihre Präsenz, Abundanz und Vergesellschaftung die schnelle Ansprache und Charakterisierung hochkomplexer und niemals vollständig zu analysierender Ökosysteme sowie deren Kompartimente und/oder deren Belastung. Unter indikatorischem Potential ist also die Eignung einer Art/Artengruppe zu verstehen, als Gemeinschaft Umweltqualitäten widerzuspiegeln.

Voraussetzung jeglicher Bioindikation ist jedoch die genaue taxonomische Kenntnis des Organismus', dessen ökologischer Valenz (zumindest im Untersuchungsraum) sowie dessen Verbreitung. Ein ökologisch und naturschutzfachlich relevantes Indikatorenkollektiv umfaßt vorzugsweise Organismen mit grundlegend unterschiedlichen Ansprüchen an ihre Umwelt sowie einer unterschiedlichen trophischen Stellung.

Innerhalb der Insekten gewinnen die Heuschrecken als Indikatororganismen seit Jahren eine immer größere Bedeutung, da sie taxonomisch relativ gut bearbeitet sind und im Vergleich mit anderen Insekten eine eher artenarme Gruppe darstellen. Hinzu kommt, daß die meisten Heuschreckenarten aufgrund ihrer Größe und ihrer spezifischen Lautäußerungen relativ leicht im Gelände erkennbar und damit auch handhabbar sind, was letztlich einen enormen Vorteil für die praktische Geländearbeit bringt.

Heuschrecken sind geeignete Bioindikatoren zur Lösung von Fragestellungen im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Trotz der anerkannten indikatorischen Eignung sind jedoch die standortökologischen Ansprüche der Heuschrecken in weiten Teilen der Bundesrepublik bislang wenig erforscht. Vielfach liegen nur Einzeluntersuchungen über kleinere Untersuchungsgebiete vor. Es fehlen ökologische und insbesondere biogeographische Untersuchungen.

Die xerothermen Lebensräume des Saarlandes und des angrenzenden Lothringens liegen als Inseln in der Agrarlandschaft und werden oft als Reliktstandorte (Mausefallen-Relikte = stations pièges) interpretiert. Alle diese Landschafts-Ökosysteme sind anthropogen bedingt und entwickeln sich bei fehlenden Eingriffen des Menschen in Richtung potentiell natürlicher Vegetation, d.h. thermophiler Buchenwälder oder Eichen-Hainbuchen-Mischwälder. Aufgrund ihrer oft individuen- und artenreichen Orchideenflora und vor allem mediterran geprägten übrigen Flora und Fauna (z.B. das Vorkommen von Bergzikade, sporadisch auch der Gottesanbeterin) stehen einige dieser oft isolierten Gebiete unter Naturschutz. Entscheidungshilfen bezüglich der aktuellen Charakterisierung, der Schutzwürdigkeit und/oder entsprechender Pflegemaßnahmen der Sand- und submediterranen Kalk-Magerrasen sind jedoch oft nicht hinreichend wissenschaftlich abgesichert.

Die vorliegende Doktorarbeit von Herrn Dorda hilft diese Lücke zu schließen. Herrn Dordas Arbeit erbrachte eine Fülle neuer Daten zur Verwendung von Heuschrecken als Bioindikatoren der untersuchten Vegetationstypen. Dazu gehören wertvolle Erkenntnisse zur Aut- und Synökologie der Arten sowie über die Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet. Die Schlußfolgerung, daß die lothringischen Kalkgebiete wegen des Fehlens von „stepping stones" (Trittsteinen) artenreicher sind als die saarländischen ist dabei ebenso hervorzuheben wie die sich aus den neuen Erkenntnissen ergebende Neuinterpretation der Verbreitung und Ökologie des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens,* **der** Charakterart der saarländischen Kalkmagerrasen.

Das vorgestellte naturschutzfachliche Bewertungsverfahren ist neu und wird nicht nur für die praktische Naturschutzarbeit im Untersuchungsraum von großer Bedeutung sein, sondern es wird auch darüber hinaus Beispielcharakter haben.

Peter Nagel

Prof. Dr. Peter Nagel

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG 7
2 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET 21
2.1 ABGRENZUNG UND GRÖSSE 21
2.2 NATURRÄUMLICHE GLIEDERUNG 22
2.2.1 Der lothringische Teil 24
2.2.1.1 Der Perl-Siercker-Raum 24
2.2.1.2 Der Metzer-Raum 25
2.2.1.3 Das Lothringer Land 25
2.2.2 Der saarländische Teil 25
2.2.2.1 Das Muschelkalkgebiet „Blies-Gau“ 25
2.2.2.1.1 Der Zweibrücker-Westrich 25
2.2.2.1.2 Der Saar-Blies-Gau 26
2.2.2.2 Das Muschelkalkgebiet „Saar.Gau“ 27
2.2.2.2.1 Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau 27
2.2.2.3 Das Buntsandsteingebiet „Homburger Raum“ 28
2.2.2.3.1 Das Homburger Becken 28
2.2.2.3.2 Der Naturraum St. Ingberter Senke 28
2.2.2.4 Das Buntsandsteingebiet „Saarlouiser Raum“ 29
2.2.2.4.1 Das Saarlouiser Becken 29
2.2.2.4.2 Das Mittlere Saartal/Süd 29
2.3 GEOLOGIE UND BÖDEN 30
2.3.1 Der lothringische Teil 31
2.3.1.1 Die Jura-Kalk-Landschaften 31
2.3.1.2 Die Keuper-Landschaften 32
2.3.1.3 Die Muschelkalk-Landschaften 32
2.3.2 Der saarländische Teil 33
2.3.2.1 Die Buntsandsteingebiete 33
2.3.2.1.1 Der Mittlere Buntsandstein 33
2.3.2.1.2 Der Obere Buntsandstein 33
2.3.2.2 Die Muschelkalkgebiete 33
2.3.2.2.1 Der Untere Muschelkalk 34
2.3.2.2.2 Der Mittlere Muschelkalk 34
2.3.2.2.3 Der Obere Muschelkalk 35
2.4 NUTZUNG 35
2.4.1 Der saarländische Teil 36
2.4.2 Der lothringische Teil 37
2.5 KLIMA 37
2.5.1 Der saarländische Teil 37
2.5.2 Der lothringische Teil 38

2.6 UNTERSUCHTE VEGETATIONSTYPEN 38
2.6.1 Auswahlkriterien 38
2.6.2 Die Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes 41
2.6.2.1 Die Sandmagerrasen 41
2.6.2.1.1 Die Gesellschaft des Frühen Schmielenhafers 41
2.6.2.1.2 Die Nelkenhaferflur 42
2.6.2.1.3 Die Frühlingspark-Silbergrasflur 42
2.6.2.2 Die Kalkmagerrasen 43
2.6.2.2.1 Die Trespen-Halbtrockenrasen 43
2.6.2.2.2 Die Trespen-Trockenrasen 44
2.6.3 Regionalisierte Einordnung 44
2.6.3.1 Der Ausschnitt aus der Côte mosellane 44
2.6.3.1.1 Der Metzer-Raum 44
2.6.3.1.2 Der Perl-Siercker-Raum 47
2.6.3.2 Lothringer Land 47
2.6.3.3 Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau 48
2.6.3.4 Der Blies-Gau 48
2.6.3.5 Die Sandmagerrasen des Homburger und Saarlouiser Raumes 50
2.6.4 Dauerbeobachtungsflächen 51
2.6.4.1 Die Dauerbeobachtungsflächen am Wolferskopf 51
2.6.4.2 Nutz- und Sukzessionsflächen im Bliesgau 53
2.7 LANDSCHAFTSGESCHICHTE 53
2.7.1 Entstehung der Kalkhalbtrockenrasen 53
2.7.2 Weinbau 54
2.8 FEINSTRUKTUREN 55
2.8.1 Die Erdbeulen 56
2.8.2 Vegetationsarme, offene, steinige Stellen 57
3 METHODIK 57
3.1 TEMPERATUR 57
3.1.1 Die Wärmesummen-Ermittlung 57
3.1.2 Durchführung der Wärmesummen-Ermittlung 60
3.1.3 Meßverfahren zur Wärmesummen-Ermittlung 61
3.2 VERBREITUNG UND DICHTE (SCHÄTZABUNDANZ) 61
3.2.1 Problematik bei der Heuschreckenerfassung 62
3.2.2 Zeigerwerte nach Ellenberg 64
3.2.3 Erhobenes Datenmaterial 64
3.2.4 Verwaltung der Daten 64
3.3 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT 65

3.4 RAUMWIDERSTAND 66
3.4.1 Problematik bei der Vegetationsstrukturmessung 68
3.5 DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN 69
3.5.1 Markierung und Grenzziehung 70
3.5.2 Fangverfahren 70
3.5.2.1 Problematik bei den Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen 70
3.5.2.2 Jahreszeit der Untersuchungen 71
3.5.2.3 Einsatz des Isolationsquadrates 71
3.5.2.4 Vegetationsstrukturmessung 73
3.6 ARTBEZOGENE UNTERSUCHUNGEN 73
4 ERGEBNISSE 75
4.1 TEMPERATUR 75
4.2 ARTENINVENTAR 78
4.3 PRÄSENZ DER ARTEN 78
4.4 VERTEILUNG DER ARTEN 78
4.4.1 Die Buntsandsteingebiete 80
4.4.2 Die Kalkgebiete 80
4.4.2.1 Der Perl-Siercker-Raum 80
4.4.2.2 Der Metzer-Raum 82
4.4.2.3 Lothringer Land 82
4.4.2.4 Blies- und Saar-Gau 82
4.4.3 Dispersion 83
4.4.3.1 *Calliptamus italicus* 83
4.4.3.2 *Chorthippus biguttulus* 83
4.4.3.3 *Chorthippus mollis* 83
4.4.3.4 *Chrysochraon brachyptera* 83
4.4.3.5 *Decticus verrucivorus* 84
4.4.3.6 *Gryllus campestris* 84
4.4.3.7 *Mantis religiosa* 85
4.4.3.8 *Myrmeleotettix maculatus* 86
4.4.3.9 *Oedipoda caerulescens* 86
4.4.3.10 *Oedipoda germanica* 86
4.4.3.11 *Oecanthus pellucens* 87
4.4.3.12 *Omocestus ventralis* 87
4.4.3.13 *Omocestus haemorrhoidalis* 87
4.4.3.14 *Plytycleis albopunctata* 87
4.4.3.15 *Stenobothrus lineatus* 88
4.5 DER FAKTOR GEOLOGIE 96
4.6 DER FAKTOR VEGETATIONSTYP 97

4.7 DIE FAKTOREN HÖHE UND EXPOSITION 104
4.8 ZEIGERWERTE NACH ELLENBERG 109
4.9 SYNOPSE DER ABIOTISCHEN FAKTOREN 113
4.10 CHARAKTERARTEN 114
4.10.1 Ausgangslage 115
4.10.2 Die Charakterarten des Untersuchungsgebietes 115
4.11 GRAD DER VERGESELLSCHAFTUNG 118
4.12 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT 124
4.12.1 Vergleich auf Artniveau 124
4.12.2 Vergleich auf Gesellschaftsniveau 127
4.12.3 Gliederungsansatz für Heuschreckenzönosen 128
4.13 RAUMWIDERSTAND 129
4.14 PERSISTENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSEN 132
4.14.1 Pflegeflächen am Wolferskopf 133
4.14.1.1 Transektflächen 133
4.14.1.1.1 Gewachsener Kalkhalbtrockenrasen (KHRe I) 133
4.14.1.1.2 „Jesuitenstücker" (II) 133
4.14.1.1.3 Verbuschte Kalkhalbtrockenrasen-Brache (KHRe III) 134
4.14.1.1.4 „Fischerberg" (IV) 134
4.14.1.1.5 Hochrasiger Kalkhalbtrockenrasen (KHRe V) 135
4.14.1.1.6 Kalkhalbtrockenrasen in Sukzession (KHRe VI) ... 135
4.14.1.2 Isolationsquadrat-Flächen 138
4.14.1.2.1 „Wolferskopf" (6 und 17) 138
4.14.1.2.2 „Wolferskopf" (7 und 8) 138
4.14.2 Nutz- und Sukzessionsflächen im Bliesgau 139
4.14.2.1 „Badstube" (1 und 2) 139
4.14.2.2 „Auf der Lohe" (3) 140
4.14.2.3 westlich „Rebenklamm" (4) 141
4.14.2.4 „Rußtal" (5 und 12) 141
4.14.2.5 „Kuckucksberg" (9) 142
4.14.2.6 „Kuckucksberg" (11 und 15) 142
4.14.2.7 „Zwiebelberg" (10, 13 und 14) 142
4.14.2.8 „Homerech" (16) 143
4.15 ZUR ÖKOLOGIE DES WEINHÄHNCHENS 147
4.15.1 Vorkommen, Einnischung und Habitatpräferenz 147
4.15.2 Gesangsaktivität 149
4.15.2.1 Zum Aspekt der Entfernung 149
4.15.3 Bestandsdichte 150
4.15.4 Nahrungsverhalten 151

4.15.5 Eiablageverhalten ... 152
4.15.6 Ausbreitung ... 152
4.15.6.1 Traditionell besiedelte Flächen ... 155
4.15.6.2 Neu besiedelte Flächen ... 156
4.15.6.3 Flugverhalten ... 158
4.15.6.3.1 Gefangenschaftsbeobachtungen ... 158
4.15.6.3.2 Freilandbeobachtungen ... 159
5 DISKUSSION ... 168
5.1 TEMPERATUR ... 168
5.1.1 Regionale Beurteilung ... 170
5.1.2 Biotopbindung ... 170
5.1.3 Phänologie ... 172
5.1.4 Methodendiskussion ... 172
5.2 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT ... 174
5.3 RAUMWIDERSTAND ... 179
5.3.1 Die Rolle des Faktors Raumwiderstand am Beispiel ausgewählter Arten ... 184
5.3.2 Methodendiskussion ... 186
5.4 DIE PERSISTENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSEN ... 187
5.4.1 Pflegeflächen ... 188
5.4.1.1 Artenkonstanz ... 188
5.4.1.2 Individuenkonstanz ... 189
5.4.2 Nutz- und Sukzessionsflächen ... 190
5.4.2.1 Artenkonstanz ... 190
5.4.2.2 Individuenkonstanz ... 191
5.4.3 Methodendiskussion ... 194
5.5 DIE ÖKOLOGIE DES WEINHÄHNCHENS ... 195
5.5.1 Problemansprache ... 195
5.5.2 Vorkommen und Verbreitung ... 198
5.5.3 Biotop und Eiablagesubstrat ... 200
5.5.4 Dichte und Persistenz ... 203
5.5.5 Flugverhalten und Ausbreitung ... 204
5.6 DIE ARTEN ALS BIOINDIKATOREN ... 211
5.6.1 *Phaneroptera falcata* ... 211
5.6.2 *Leptophyes punctatissima* ... 213
5.6.3 *Conocephalus discolor* ... 215
5.6.4 *Tettigonia viridissima* ... 217
5.6.5 *Decticus verrucivorus* ... 218
5.6.6 *Platycleis albopunctata* ... 220

5.6.7 *Metrioptera roeseli* ... 222
5.6.8 *Metrioptera bicolor* ... 224
5.6.9 *Pholidoptera griseoaptera* ... 225
5.6.10 *Gryllus campestris* ... 226
5.6.11 *Nemobius sylvestris* ... 229
5.6.12 *Oecanthus pellucens* ... 230
5.6.13 *Tetrix tenuicornis* ... 230
5.6.14 *Calliptamus italicus* ... 232
5.6.15 *Oedipoda caerulescens* ... 232
5.6.16 *Oedipoda germanica* ... 235
5.6.17 *Chrysochraon dispar* ... 235
5.6.18 *Chrysochraon brachyptera* ... 237
5.6.19 *Stenobothrus lineatus* ... 238
5.6.20 *Omocestus viridulus* ... 240
5.6.21 *Omocestus ventralis* ... 241
5.6.22 *Omocestus haemorrhoidalis* ... 242
5.6.23 *Gomphocerus rufus* ... 244
5.6.24 *Myrmeleotettix maculatus* ... 245
5.6.25 *Chorthippus biguttulus* ... 246
5.6.26 *Chorthippus brunneus* ... 247
5.6.27 *Chorthippus mollis* ... 249
5.6.28 *Chorthippus dorsatus* ... 250
5.6.29 *Chorthippus parallelus* ... 252
5.6.30 *Chorthippus montanus* ... 254
5.7 ZOOGEOGRAPHISCHE ASPEKTE ... 254
6 HEUSCHRECKENZÖNOSEN ALS BEWERTUNGSINDIKATOREN - NATURSCHUTZFACHLICHER TEIL ... 259
6.1 PROBLEMANSPRACHE ... 259
6.2 ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSMODELLES ... 264
6.2.1 Arbeitsansatz unter dem Aspekt der deduktiven Vorgehensweise ... 264
6.2.2 Praxisbezug und Übernahme des Prinzips der Indikation ... 265
6.2.3 Wertzuweisung/Inwertsetzung ... 267
6.2.4 Bewerten auf Typus- und Objektebene/Erstellung regionalisierter Werteskalen ... 268
6.2.5 Wertbestimmende Kriterien ... 268
6.2.5.1 Artenvielfalt ... 269
6.2.5.2 Diversität ... 271
6.2.5.3 Seltenheit ... 272
6.2.5.4 Gefährdung/Rote-Liste Arten ... 273

6.2.5.5 Biotopbindung/Ökologische Valenz 273
6.2.5.6 Typische Ausprägung/Repräsentanz 274
6.2.5.7 Regionalität 276
6.2.5.8 Artenfülle 276
6.2.6.9 Straten-Nutzung 277
6.2.5.10 Vernetzungsgrad, Flächengröße, Umfeld 278
6.3 DAS BEWERTUNGSMODELL 279
6.3.1 Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) 280
6.3.1.1 Seltenheit 280
6.3.1.2 Regionalität 281
6.3.1.3 Biotopbindung 281
6.3.1.4 Gefährdung 281
6.3.1.5 Typische Ausprägung/Repräsentanz 281
6.3.2 Art-Indikatorwert (I) 283
6.3.3 Gesamt-Indikatorwert der Fläche (I_{ges}) 284
6.3.4 Praxisorientierte Anwendung 284
6.3.5 Fallbeispiele 285
6.3.6 Verfahrenskritik und Ausblick 286
7 ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY 289
7.1 ZUSAMMENFASSUNG 289
7.2 SUMMARY 294
8 LITERATUR 299
9 KARTENVERZEICHNIS 327
10 ANHANG 328

"Wie dankbar wollte ich meinem Schicksal sein, fände auch ich in meinem Leben nur einen einzigen Weg, der Generationen nach mir noch von Artgenossen beschritten wird, geschweige denn einen Aufwind, der in späterer Zukunft irgendeinem Menschen dazu helfen könnte, Höhe zu gewinnen."

(Konrad Lorenz, als er seinen schwarzen, zeitlosen Gesellen - den Dohlen - nachsah, die, um Höhe zu gewinnen, immer die gleichen Aufwindstellen benutzten und dabei "ihr tolles Spiel mit den Gewalten des Sturmes trieben". Dieses Spiel, welches so etwas "von jenem Gefühlswert, den das Tannengrün im Schnee oder das Zaunköngislied an einem klaren Frosttage hat" ... der Gefühlswert eben, "der den Tannenbaum zum Symbol der Hoffnung und Beständigkeit werden läßt".)

1 EINLEITUNG

Das bioindikative Potential, d.h. die Eigenschaft von Organismen, bestimmte Umweltfaktoren oder Faktorenkombinationen durch ihr Vorkommen oder Fehlen widerzuspiegeln, hat schon frühzeitig zur praktischen Nutzung einzelner Arten bzw. Artengruppen geführt. So haben bereits KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909) mit der „Ökologie der pflanzlichen und tierischen Saprobien" ein System von Zeigerarten geschaffen, das den Grad der organischen Belastung eines Gewässers aufzeigen hilft und das bis heute, wenn auch in teilweise moderierter Form, Geltung hat. In der Folge brachten das gestiegene Umweltverständnis und der Wunsch nach Entwicklung ökologischer Bewertungskriterien eine spürbare Steigerung in der Verwendung von Organismen zur Interpretation der biologischen Umwelt und damit zu dem, was wir heute unter **Bioindikatoren** bzw. **Bioindikation** verstehen.

Wesen der Bioindikation ist, daß die für die Interpretation notwendigen Kriterien praktisch im Umkehrschluß hergeleitet werden. Denn in der gleichen Art und Weise wie die abiotischen und biotischen Faktoren eines Systems für das Vorkommen bzw. Fehlen eines Organismus verantwortlich sind, kann in umgekehrter Weise und aus der Kenntnis der Autökologie bzw. der Verhaltensphysiologie der Arten auf die Umwelt geschlossen und können gegebenenfalls die sie beeinflussenden Größen determiniert werden (= Bioindikation) (vgl. BLAB 1988a).

Nach ARNDT (1979), MÜLLER (1979), ELLENBERG (1980 u. 1982) und SCHUBERT (1991b) sind Bioindikatoren als Organismen oder Organismengemeinschaften zu verstehen, deren Lebensfunktionen sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, daß sie als Zeiger dafür verwendet werden können. STÖCKER (1981) definiert Bioindikation als eine „zeitabhängige hinreichend sensitive Anzeige anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse durch veränderte Größen (meßbare Merkmale) biologischer Objekte und Systeme unter Bezug auf definierte Vergleichsbedingungen". Nach MÜLLER (1979) ist Bioindikation die Aufschlüsselung des Informationsgehaltes von Biosystemen für die Bewertung von Räumen.

Dies steckt den inhaltlichen Rahmen der Bioindikation ab.

Nach STÖCKER (1981), BICK (1982), BLAB (1988a), KREEB (1990), HAHN (1991) können insbesondere drei Formen der Bioindikation unterschieden werden:

- der Einsatz von Arten als **Testorganismen** im toxikologischen Labortest **(chemical screening)**
- **aktives und passives Monitoring**, also der Einsatz von Biomonitoren zur qualitativen und quantitativen Überwachung von Schadstoffen in der Umwelt **(controlled field and mesocosmos studies)**
- Bioindikation im erweiterten Sinn **(autökologische Bioindikation)**, d.h. die Verwendung von Organismen als Zeiger für Standortbedingungen und -qualitäten **(field ecology)**

Während nun Biomonitoren unter Kombination von Laboranalysen (z.B. **A**tom-**A**bsorptions-**S**pektroskopie/AAS, **G**as-**C**hromatographie/GC) mit der Freilandökologie zur Raumbewertung eingesetzt werden (z.B. ELLENBERG 1980, MÜLLER 1983, HAHN 1984, GAST 1984, DORDA 1987 u.a.), rückt mit Verfeinerung der Naturschutzgesetze und der daraus resultierenden Notwendigkeit der Erarbeitung naturschutzfachlicher Bewertungskriterien zunehmend die Verwendung von Organismen als Zeiger für Biotopqualitäten in den Mittelpunkt landschaftsökologischer Forschung.

Anders jedoch als im stofflichen Bereich sind so komplexe Größen wie „Landschaft" oder „Ökosysteme" traditionellen Meßmethoden kaum zugänglich. Entsprechend schwierig gestalten sich die Ermittlung geeigneter Indikatoren und die Umsetzung des Erkenntnisstandes, denn Ökosysteme sind unendlich komplex (BLAB 1988a). Eine vollständige kausalanalytische Beschreibung auch nur „eines einzelnen Ökosystems" ist mit den gegenwärtig zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Methoden wahrscheinlich aber nicht leistbar und es bestehen berechtigte Zweifel, daß zufriedenstellende Methoden, die auch den Anforderungen der Praxis genügen, in absehbarer Zeit überhaupt gefunden werden können (vgl. ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN 1986; PLACHTER 1990). Wenn aber schon der Verbleib einer einzigen Umweltchemikalie im Nahrungsnetz bei der Interpretation Schwierigkeiten bereiten kann, wie unendlich komplex muß dann ein Lösungsansatz zur Determination einer komplexen Umwelt bzw. der sie beeinflussenden Größen sein?

Unter der Zielvorgabe, innerhalb überschaubarer Zeiträume und mit Hilfe von vertretbarem Mittelaufwand einen wissenschaftlich fundierten und praxisrelevanten Lösungsansatz zu entwickeln, kommt dabei Organismen mit einem hohen indikativen Potential eine zentrale Bedeutung zu (vgl. BLAB 1988a).

SCHUBERT (1991b) nennt vier Grundforderungen, die im Rahmen einer komplexen Umweltüberwachung an die Bioindikation zu stellen sind:

- Die Bioindikation muß relativ schnell durchführbar sein.
- Die Bioindikation muß ausreichend genaue und reproduzierbare Ergebnisse bringen.
- Die zur Bioindikation verwendeten Objekte sollten nach Möglichkeit in großer Zahl und einheitlicher Qualität zur Verfügung stehen.
- Der Fehlerbereich der Bioindikation sollte im Vergleich mit anderen Testverfahren nicht größer als 20 % sein.

Aufgrund der Komplexität von Ökosystemen scheiden direkte, d.h. **induktive** Verfahren aus. Ein zufriedenstellendes Ergebnis kann nur durch die Entwicklung geeigneter indikatorischer, d.h. **deduktiver** Verfahren erreicht werden. Eine biogeographische Methode einer umfassenden ökologischen Raumanalyse muß deshalb auf dem (deduktiven) Prinzip der Indikation beruhen.

Nach BICK (1989) sind die besten Indikatoren die stenopotenten Arten; Formen also, die eine geringe Toleranzbreite gegenüber den betreffenden Umweltfaktoren besitzen. Eurypotente Arten sind dagegen nur eingeschränkt als Indikatoren zu benutzen, da sie eine weite Toleranzbreite haben und somit starke Schwankungen eines ökologischen Faktors ertragen (vgl. BICK 1989).

Aus der Populationsdichte bzw. aus dem Vorhandensein oder Fehlen von Arten lassen sich in erster Linie Rückschlüsse auf bestimmte fördernde Umweltfaktoren ziehen. Sollen deshalb Organismen als Zeiger für Standortbedingungen und -qualitäten verwendet werden (Bioindikation im erweiterten Sinn), sind eine tiefgehende Kenntnis der Autökologie sowie regionaler Präferenzen notwendig (z.B. DONATH 1987).

Die Artengruppe der Heuschrecken erfüllt diese Anforderungen. Heuschrecken zeichnen sich durch eine im allgemeinen gute Bestimmbarkeit aus. Sie sind in fast allen offenen, heimischen Lebensräumen vertreten, sie besitzen - bis auf wenige Ausnahmen - eine vergleichsweise gering ausgeprägte lokomotorische Fähigkeit, sind demzufolge kleinräumig organisiert und besetzen eine relativ niedere trophische Ebene. Heuschrecken repräsentieren damit eine Artengruppe, die einen großen Informationsgehalt für die biogeographische Raumbewertung besitzt.

Die Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes sind als Sonderstandorte für thermophile Heuschrecken ökologisch von besonderem Interesse. Umso mehr verwundert es, daß trotz des hohen indikativen Potentials, bislang kaum Untersuchungsergebnisse über Heuschrecken im saarländisch-lothringischen Raum vorliegen.

Zwar konnten im Rahmen der Fortschreibung der Biotopkartierung Saarland erste Angaben über Vorkommen und Verbreitung von Heuschrecken gemacht werden - wichtige Lokal-Beiträge lieferten bis dahin MEYER (1980), MERL (1987), GOLDAMMER (1988); im Jahre 1992 erschien die Rote Liste der Heuschrecken des Saarlandes (DORDA, MAAS & STAUDT 1992); am Institut für Biogeographie fertigten POLLOCZEK (1993) und SÜSSMILCH (1993) Diplomarbeiten über die Eignung von Heuschrecken im Rahmen der Landschaftsplanung an. Systematische Angaben über Vorkommen und Verbreitung von Heuschrecken auf Kalk- und Sandmagerrasen im saarländisch-lothringischen Raum liegen bislang allerdings keine vor. Die vorliegende Arbeit will diese Lücke schließen helfen.

Vorliegende Arbeit ist im Bereich der autökologischen Bioindikation (Bioindikation im weiteren Sinne) einzuordnen. Der Arbeit liegt folgende Fragestellung zugrunde:

1. Wie sind welche Heuschreckenarten auf den Sand- und Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes verbreitet? Welche Arten sind selten, welche häufig?
2. Gibt es mögliche (regionale) Unterschiede bezüglich Standortgebundenheit und Biotoppräferenz und wenn ja, welche habitatbestimmenden Faktoren (z.B. Raumwiderstand, Temperatur, Geologie, Vegetationstyp, Nutzung) können dafür verantwortlich gemacht werden?
3. Wie persistent sind die untersuchten Heuschreckenzönosen in bezug auf den Faktor Zeit?
4. Wie läßt sich die Ausbreitung ausgewählter Arten (Weinhähnchen) interpretieren?
5. Wie ist das bioindikative Potential der untersuchten Heuschreckenzönosen einzuordnen?
6. Wie lassen sich die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Heuschreckenarten als Bewertungsindikatoren für den Naturschutz auffassen? Wie lassen

sich die Informationen in ein naturschutzfachliches Bewertungsmodell übertragen und wie könnte ein solches Bewertungsverfahren aussehen?

Die vorliegende Arbeit gliedert sich demzufolge in einen **ökologischen** und in einen **naturschutzfachlichen** Teil. Ihr Ziel ist es, unter Beachtung regionaler Unterschiede, ökologische Daten über Vorkommen, Verbreitung und Kausalität der Habitatbindung von Heuschrecken zu erarbeiten, diese in einem praxisrelevanten Teil für die Belange des Naturschutzes aufzubereiten und damit, sowohl inhaltlich als auch methodisch, einen Beitrag zur Heuschreckenforschung im saarländisch-lothringischen Raum zu leisten.

2 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 ABGRENZUNG UND GRÖSSE

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandschaft bis zur Côte mosellane (Moseltal bei Metz). Es umfaßt Buntsandstein- und Muschelkalkgebiete des Saarlandes (Bundesrepublik Deutschland) sowie Teile der Muschelkalk-, Keuper- und Jura-Landschaften des west- und südwestlich davon angrenzenden Lothringens (Frankreich).

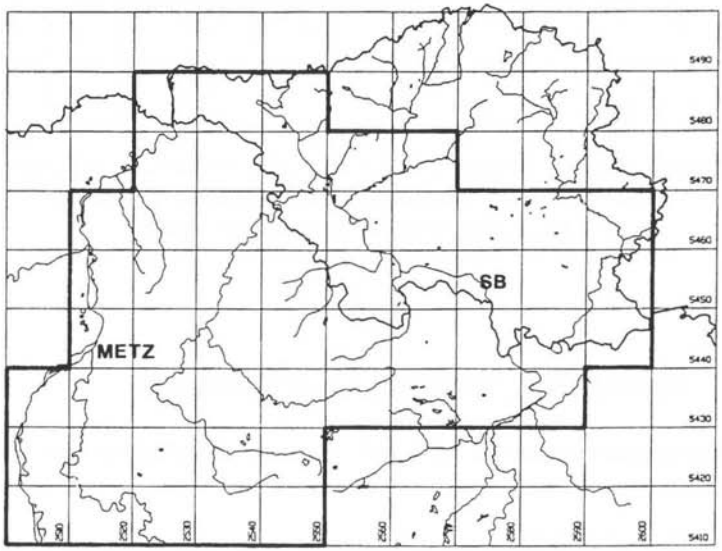


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet, Abgrenzung und Größe

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich im saarländischen Teil, von Gersheim im Südwesten und Homburg im Osten, bis über Saarbrücken und entlang der Saarschiene in den äußersten Nordwesten des Saarlandes, nach Perl. Der lothringische Teil des Untersuchungsgebietes schließt sich südlich von Perl an und erstreckt sich in etwa von Sierck les Bains/Montenach bis nach Metz und von da - in östlicher Richtung - über St. Avold bis Sarreguemines (Abb. 1 und 3).

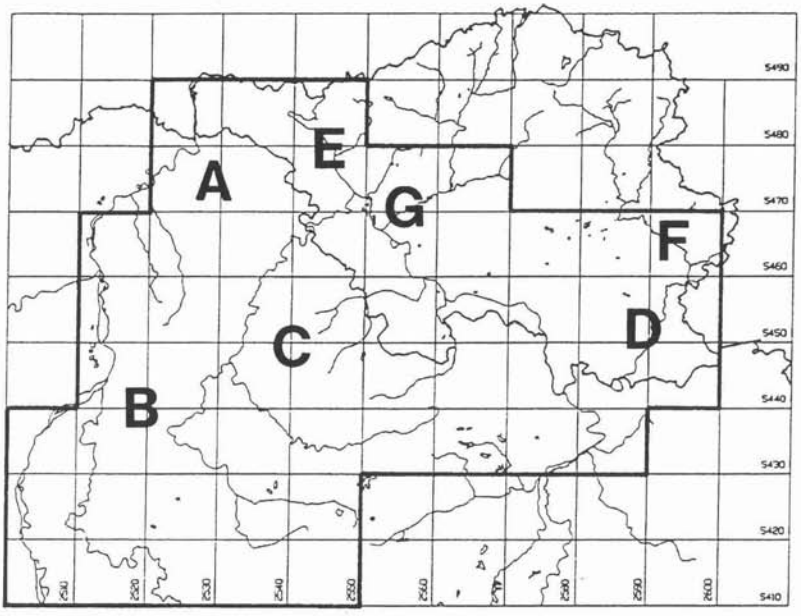


Abb. 3: Das Untersuchungsgebiet, Geographie. A=Perl-Siercker-Raum, B=Metzer Raum, C=Lothringer Land, D=Bliesgau, E=Saargau, F=Homburger Raum, G=Saarlouiser Raum

2.2 NATURRÄUMLICHE GLIEDERUNG

Das Untersuchungsgebiet wird durch folgende naturräumlichen Einheiten charakterisiert:

Im lothringischen Teil durch:

- Moseltal
- Metzer Gau und Lothringisches Keuperland östlich Metz

Im saarländischen Teil durch die Gaulandschaften des Blies- und Saargaus:

- Zweibrücker Westrich
- Saar-Blies-Gau

  IM FOLGENDEN BLIES-GAU GENANNT
- Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau

  IM FOLGENDEN SAAR-GAU GENANNT

sowie die Buntsandsteingebiete:

- Homburger Becken
- St. Ingberter Senke

  IM FOLGENDEN HOMBURGER RAUM GENANNT

- Saarlouiser Becken
- Mittleres Saartal Süd

  IM FOLGENDEN SAARLOUISER RAUM GENANNT

Die „Nomenklatur" der Naturräume im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes orientiert sich an KAULE & SAUER (1982-1984). Die Abgrenzung der Naturräume entspricht den Ergebnissen der Fortschreibung der Biotopkartierung (BfÖ 1988-1992; Abb. 2). Zur naturräumlichen Gliederung des Saarlandes vgl. aber auch SCHNEIDER (1972).

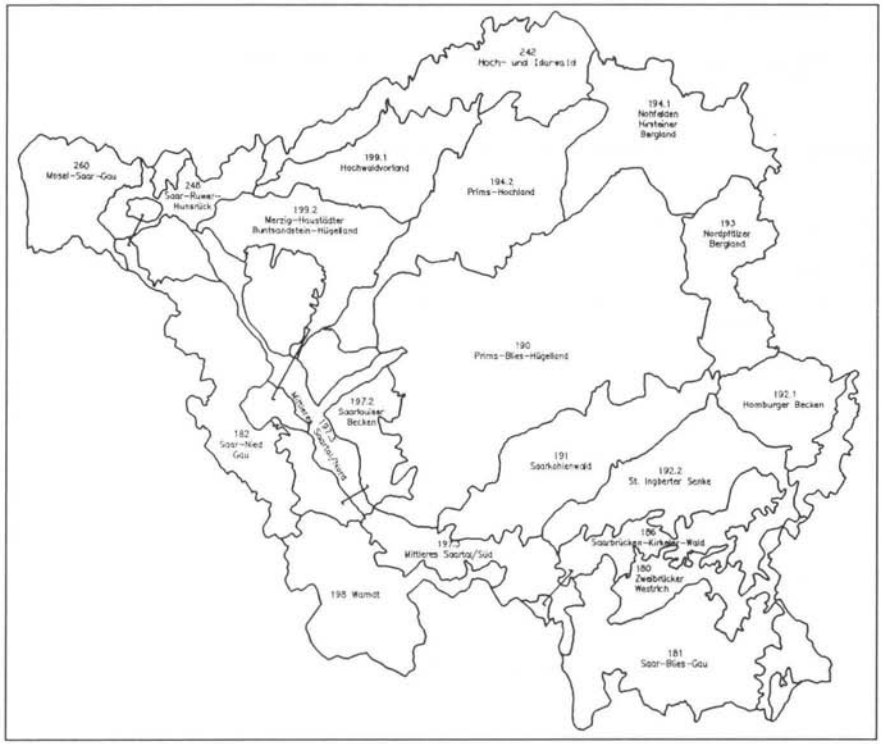


Abb. 2: Naturräumliche Gliederung des Saarlandes

2.2.1 Der lothringische Teil

Der lothringische Teil des Untersuchungsgebietes ist einmal ein Ausschnitt aus dem Mosel-Gau zwischen Apach und Montenach (**Perl-Siercker-Raum**) sowie ein Ausschnitt der „Côte mosellane" zwischen Lessy und Arnaville (**Metzer Raum**). Er umfaßt ferner einen Teil der landschaftlich so reizvollen und bäuerlich geprägten Keuper- und Muschelkalk-Landschaften um Bouzonville bzw. St. Avold und Sarreguemines (**Plateau lorraine = Lothringer Land**).

2.2.1.1 Der Perl-Siercker-Raum

Der Perl-Siercker-Raum (Siercker Moselenge und Täler von Mandern und Montenach; vgl. SCHNEIDER 1972) erstreckt sich südlich der saarländischen

Gemeinde Perl bis nach Montenach/Sierck les Bains und schließt den „Stromberg" bei Schengen ein.

Der wegen seiner besonderen faunistischen und floristischen Ausstattung bekannte „Hammelsberg" bei Perl (vgl. HAFFNER 1957, MÜLLER 1971, NAGEL 1975b) wird dabei dem Perl-Siercker-Raum zugeordnet.

2.2.1.2 Der Metzer Raum

Unter Metzer Raum werden in der Folge Trespen-Halbtrocken- und Trespen-Trockenrasen auf den Jura-Kalken im Gebiet um Metz verstanden. Der Metzer Raum kann geographisch durch ein Dreieck - Metz im Norden, Arnaville im Süden und Arry im Osten - umschrieben werden.

2.2.1.3 Das Lothringer Land

Unter „Lothringer Land" wird in der Folge die Schichtstufenlandschaft der geologischen Formationen des Keupers und Muschelkalkes östlich Metz bis ans grenznahe Sarreguemines, südlich Saarbrücken, verstanden.

2.2.2 Der saarländische Teil

Der saarländische Teil umfaßt mit den Gau-Landschaften (Blies- und Saar-Gau) alle Muschelkalkgebiete des Saarlandes sowie einen Großteil der Buntsandsteingebiete im westlichen sowie südöstlichen Saarland, welche im folgenden näher beschrieben werden:

2.2.2.1 Das Muschelkalkgebiet „Blies-Gau"

Das Muschelkalkgebiet „Blies-Gau" läßt sich durch folgende naturräumliche Einheiten charakterisieren:

2.2.2.1.1 Der Zweibrücker Westrich

Der im folgenden nach KAULE & SAUER (1982-1984) zu beschreibende Zweibrücker Westrich ist nicht identisch mit dem Zweibrücker Westrich nach SCHNEIDER (1972); SCHNEIDER engt den saarländischen Teil des Zweibrücker Westrichs eher auf das Bickenalbtal ein.

Der Naturraum „Zweibrücker Westrich" schließt das Tal der Bickenalb, das Tal der Blies (von Bliesdalheim bis Blickweiler) sowie das Wecklinger Tal ein.

Die insgesamt guten Bedingungen für die landwirtschaftliche Produktion haben den Naturraum seit Jahrhunderten geprägt. Reine Siedlungen zur Erfüllung der Wohnfunktion, Gewerbe, Infrastruktur, Flughafen usw. gibt es verstärkt im Norden und Nordosten des Naturraumes. Der überwiegende Teil des Naturraumes ist aber landwirtschaftlich geprägt, obwohl fast überall bereits Strukturveränderungen (weg vom Zu- und Nebenerwerbsbetrieb) festzustellen sind. Rein bäuerliche Strukturen sind damit nur noch im südwestlichen Teil des Naturraumes, in der „Parr" zu finden. Hier wird die Landwirtschaft zu einem großen Teil noch im Haupterwerb betrieben. Es konnte sich eine natürlich gewachsene Kulturlandschaft erhalten.

2.2.2.1.2 Der Saar-Blies-Gau

Der Naturraum „Saar-Blies-Gau" erstreckt sich von Fechingen und Kleinblittersdorf im Westen bis nach Böckweiler und Medelsheim im Osten und schließt die Gemeinde Gersheim sowie Teile der Gemeinden Mandelbachtal, Blieskastel bzw. des Stadtverbandes Saarbrücken ein.

Der Saar-Blies-Gau gehört zu den klimatisch begünstigten Gaulandschaften des Saarlandes. Vor allem die guten Bedingungen für die landwirtschaftliche Produktion haben den Naturraum seit Jahrhunderten geprägt. Die Auswirkungen der Industrie auf den Südosten des Saarlandes sind kaum spürbar. Der Saar-Blies-Gau ist bis heute weitgehend ein landwirtschaftlich genutztes Gebiet geblieben.

Am Rande des Verdichtungsraumes (Vorderer Bliesgau; vgl. RATHJENS 1960, SCHNEIDER 1972) ist verstärkt ein Umbau bäuerlicher Struktur in bevorzugte Randwohngebiete zur Stadt (z.B. bei Kleinblittersdorf, Bübingen, Auersmacher, Rilchingen, Fechingen) zu erkennen. Ausschließlich landwirtschaftlich geprägt ist demnach nur noch der mittlere und östliche Teil des Naturraumes Saar-Blies-Gau mit Kernzonen um die Gemeinden Gersheim und Mandelbachtal (Hinterer Bliesgau). Aber auch hier machen sich bereits Strukturveränderungen bemerkbar, die vor allem auf die geänderte Erwerbstätigkeit der Landbevölkerung (Neben,-Zuerwerbstbetriebe) und auf die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktionsweise zurückzuführen sind.

Extensiv werden vor allem die Hanglagen des Mittleren Muschelkalkes genutzt. An vielen Stellen wurde hier früher auch Wein angebaut (s.u.). Die Wingerte sind

heute alle stillgelegt. Ein Großteil ist brachgefallen und der Folgenutzung Naturschutz überlassen (zum ehemaligen Weinbau im Gebiet vgl. Kap. 2.7.2). Die Flächen stellen für Fauna und Flora bedeutende Refugialräume dar. Bei einigen ist die terrassierte Form mit Weinbergsmauern erhalten geblieben, andere weisen durch Namensrelikte auf die ursprüngliche Funktion und Bedeutung einer früheren Zeit hin (z.B. „Rebenklamm" bei Reinheim, „Wingert" bei Walsheim).

Ein prägendes Element des Saar-Blies-Gaus sind Brachflächen mit den nicht bzw. nur sehr extensiv genutzten Kalkhalbtrockenrasen.

2.2.2.2 Das Muschelkalkgebiet „Saar-Gau"

Das Muschelkalkgebiet Saar-Gau läßt sich durch die naturräumlichen Untereinheiten Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau charakterisieren.

2.2.2.2.1 Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau

Der Naturraum ist geprägt durch die relativ ebenen Muschelkalk- und Keuper-Hochflächen sowie die steil zum Saar- und Niedtal hin abfallenden Hänge aus Unterem und Mittlerem Muschelkalk. Die ebenen Hochflächen des Naturraumes sind für die landwirtschaftliche Produktion gut geeignet und daher größtenteils ackerbaulich genutzt. Um die landwirtschaftliche Produktion zu optimieren, sind die Hochflächen in der Vergangenheit stark ausgeräumt worden.

Sowohl vegetationskundlich als auch geomorphologisch bedeutend ist das teilweise bis zu 100 m steile Abfallen der Schichtstufe. Dieser Streifen wird von Steilhangwäldern, teilweise aber auch von sehr artenreichen Kalkhalbtrockenrasen und wärmeliebendem Gebüsch eingenommen.

Der Naturraum ist überwiegend ländlich geprägt. Auch die Ortschaften weisen noch überwiegend bäuerliche Strukturen auf.

Die (Untereinheit) **Merziger Muschelkalkplatte** repräsentiert eine vielfältig gegliederte Heckenlandschaft. Ihre charakteristischen Kalkhalbtrockenrasen weisen ein großes Artenpotential auf. So stellt z.B. das NSG „Wolferskopf", ein Schutzgebiet von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung dar (vgl. DORDA & MAAS 1991). Etliche Arten des submediterranen bzw. subatlantischen Florenelementes (HAFFNER 1990) haben hier einen Schwerpunkt des Vorkommens im Saarland. Besonders zu erwähnen sind das Weiße Veilchen (*Viola alba)*, die

Schmerwurz (*Tamus communis*), der Rauhe Eibisch (*Althaea hirsuta*) sowie die Vielzahl der Orchideenarten, wegen derer der Wolferskopf usprünglich auch unter Schutz gestellt worden ist.

2.2.2.3 Das Buntsandsteingebiet „Homburger-Raum"

Unter „Homburger Raum" werden in der Folge die beiden Naturräume Homburger Becken sowie St. Ingberter Senke verstanden (s.o.).

2.2.2.3.1 Das Homburger Becken

Das Homburger Becken liegt am westlichen Rand der westpfälzischen Moorniederung. Der überwiegende Teil der ursprünglichen Moorstandorte wurde bereits in früherer Zeit entwässert und anschließend landwirtschaftlich genutzt. Heute deuten nur noch wenige Freiflächen auf die ehemalige Moorniederung hin. Sie sind letzte Zeugen eines ehedem vielfältig ausgestatteten Naturraumes.

Potentiell natürliche Vegetation ist der bodensaure Buchenwald auf Buntsandstein bzw. (lokal) der bodensaure Eichen-Mischwald auf den Flugsanddünen und Sandfeldern. Letztere sind auch die aus der Sicht der Heuschreckenforschung „interessanten" Gebiete des Homburger Beckens. Denn während infolge Entwässerung heute nur noch wenige Freiflächen auf die ehemaligen ausgedehnten Moorkomplexe hindeuten, sind mit den azonalen vegetationsarmen, bzw. -freien Binnendünen/Sandfeldern insbesondere für die Artengruppe der Heuschrecken bedeutende Refugial-Lebensräume erhalten geblieben.

Ein besonderer Lebensraumtyp des Naturraumes ist beispielsweise die Binnendüne bei Homburg. Sie gilt als eine der höchsten Binnendünen Südwestdeutschlands und zeichnet sich durch ein charakteristisches Pflanzen- und Tierarteninventar aus.

2.2.2.3.2 Der Naturraum St. Ingberter Senke

Landschaftsprägendes Element des Naturraumes St. Ingberter Senke ist die breite Aue der Blies, in der Feuchtbrachen mit Röhricht und Naßgrünländer bedeutende Feuchtbiotope darstellen. Bei Webenheim schließt sich darüberhinaus eine im Saarland einzigartige, intakte Auenlandschaft an.

Verglichen mit den landschaftsbestimmenden Feuchtstandorten im Naturraum haben trockenwarme Standorte einen nur bescheidenen Anteil an der Biotopfläche des Naturraumes. Dennoch sind diese, z.B. als Lebensraum für Heuschrecken, von besonderer Bedeutung. Ein solcher besonderer Lebensraum ist beispielsweise das NSG „Limbacher Sanddüne" wo DORDA (1990) der Erstnachweis des Rotleibigen Grashüpfers (*Omocestus haemorrhoidalis)* für das Saarland gelungen ist.

2.2.2.4 Das Buntsandsteingebiet „Saarlouiser Raum"

Unter Saarlouiser Raum werden die beiden Naturräume Saarlouiser Becken sowie Mittleres Saartal/Süd zusammengefaßt (s.o.).

2.2.2.4.1 Das Saarlouiser Becken

Das Saarlouiser Becken zeichnet sich geologisch durch die quartären Ablagerungen von Saar und Prims aus. Die jungen Auen der beiden Flüsse werden von großflächigen Schotterterrassen begleitet, die im Gebiet nördlich der Prims von einer mehrere Meter dicken Lehmschicht überdeckt werden. Außerhalb der Terrassenüberdeckungen steht Mittlerer Buntsandstein an, der zu nährstoffarmen Böden verwittert.

Das Gebiet ist direkt durch den Verdichtungsraum Mittleres Saartal geprägt. Die unverbauten Flächen haben wichtige Ausgleichsfunktionen zu erfüllen, z.B. für das Klima, die Wasserversorgung und die Erholung.

Die landwirtschaftlichen Flächen gehören zu den wenigen großflächig ebenen Lagen des Saarlandes und werden infolgedessen intensiv (soweit man im Saarland von intensiver Landwirtschaft sprechen kann - vgl. Kap. 2.4) bewirtschaftet.

Neben Brachflächen sind offene Sandflächen ein landschaftsbestimmendes Element des Naturraumes. Sie zeichnen sich durch einen charakteristischen Pflanzenbestand aus (vgl. MAAS 1985).

2.2.2.4.2 Das Mittlere Saartal/Süd

Bis auf Brach- und Hochstaudensäume entlang der Saar gibt es im Naturraum Mittleres Saartal/Süd kaum floristisch bzw. faunistisch relevante Flächen. Brach-

und Ruderalflächen sind durch Aufschüttungen im Zuge der Saarkanalisierung entstanden und liegen heute, ungeachtet neuerer Bau- und Erschließungsmaßnahmen, bescheiden zwischen den Saarufern, Eisenbahntrassen und Siedlungen. Verglichen mit anderen Naturräumen ist das Mittlere Saartal/Süd demzufolge defizitär ausgestattet. Als bemerkenswerter Heuschreckenlebensraum sind beispielsweise die St. Arnualer Wiesen mit den offenen Sandrasenflächen zu nennen.

2.3 GEOLOGIE UND BÖDEN

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich im wesentlichen auf die im Kartenverzeichnis (Kap. 9) dokumentierten Geologischen Karten sowie die Arbeit von SCHNEIDER (1991).

Demnach ist die Trias im Untersuchungsgebiet vollständig mit dem Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper vertreten (Abb. 4). Entlang einer Linie Montenach-Metz sind darüberhinaus Formationen des Jura ausgebildet.

Der **lothringische Teil** des Untersuchungsgebietes hat Anteil an den Formationen des Muschelkalkes, des Keupers und des Jura. Der **saarländische Teil** des Untersuchungsgebietes beschränkt sich auf die Ausbildungen des Muschelkalkes und des Buntsandsteins.

Das Untersuchungsgebiet stellt einen repräsentativen Ausschnitt des lothringischen Schichtstufenlandes an dessen nordöstlichem Rand dar. Besonders die Stufenhänge der Schichtstufe stellen hier ein markantes Landschaftselement dar, das die eintönigen, wenig reliefierten Stufenflächen bricht.

Markante, durchgehende Stufen sind im Untersuchungsgebiet die Stufe des Oberen Buntsandsteins, die des Oberen Muschelkalkes und des Braunen Jura (Dogger). Weniger markant sind die Stufen der Orbicularis-Schichten, des Unteren Muschelkalkes, die unterschiedlichen Keuperstufen (Plattendolomit und Steinmergel-Keuper-Stufen) und die Lias-Rhät-Stufe. Während die Stufe des Unteren Muschelkalkes nur im Osten des Untersuchungsgebietes eine Bedeutung hat, ist die Liasstufe fast vollständig ausgebildet. Die Keuperstufen bilden zumeist nur kleine, unbedeutende Erhebungen innerhalb des Keuperhügellandes (Plateau lorraine) oder umrahmen die Lias-Rhät-Stufe.

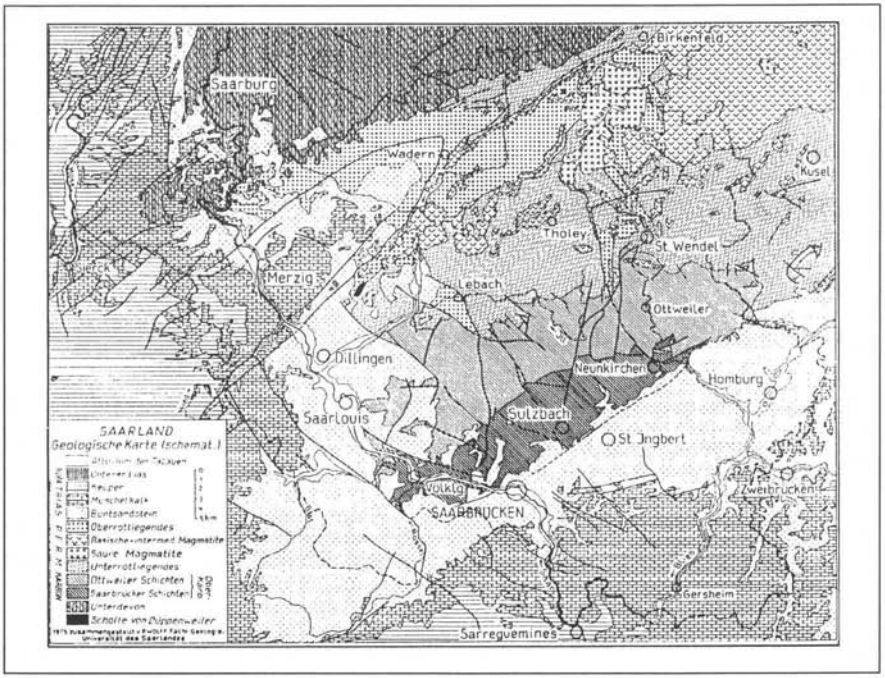


Abb. 4: Das Untersuchungsgebiet, Geologie

2.3.1 Der lothringische Teil

2.3.1.1 Die Jurakalk-Landschaften

Die Jurakalke im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes folgen in etwa dem Tal der Mosel, wobei westlich der Mosel die geologischen Formationen des Doggers und östlich die Formationen des Lias vorherrschend sind. Der starke petrographische Kontrast zwischen dem Stufenbildner Bajocien der Dogger-Stufe und dem Liegenden Toarcien des Lias waren in erdgeschichtlicher Zeit die Garanten für die Herausarbeitung der Schichtstufenlandschaft.

Das Bajocien (bj) ist durch seine Farbe (dunkle Glimmermergel, mit denen das Bajocien beginnt) und seine Skulpturformen gekennzeichnet. Orographisch bildet es ein typisches Kalkplateau (vgl. LUCIUS 1948). In lithologischer Sicht

können in der Schichtenausbildung zwei Gruppen unterschieden werden: eine untere, bestehend aus Mergeln mit Kalkbänken und eine obere mit meist hellen Kalken (Korallenkalke).

Das Toarcien (jut) ist eine 40 m mächtige Folge gut geschieferter, dunkler Tone und Mergel, die sich teils nach paläontologischen Merkmalen, teils auch durch das Auftreten von Kalkknollen in eine untere und eine obere Abteilung trennen lassen (LUCIUS 1948).

2.3.1.2 Die Keuper-Landschaften

Der Keuper erstreckt sich im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes von Sierck-les-Bains bis auf die Höhe von St. Avold und wird in etwa durch ein Dreieck Cattenom/Courcelles Chaussy/Bouzonville repräsentiert.

Das Untersuchungsgebiet hat mit dem Unteren Keuper (ku), dem Gipskeuper (kmG), dem Schilfsandstein (kmS) und dem oberen Mittelkeuper (kmo) Anteil an vier Keuperschichten.

Bei dem Unteren Keuper handelt es sich um eine Fazies bunter Mergel und Dolomite. Der Gipskeuper ist durch einen dolomitischen Mergel mit reichlichen Einlagerungen von Gips charakterisiert. Der Schilfsandstein ist ein toniger, wenig fester, fein- bis mittelkörniger, glimmerführender Sandstein von graugelber Farbe. Der obere Mittelkeuper setzt sich hauptsächlich aus bunten Mergeln und Steinmergelkeuper zusammen

2.3.1.3 Die Muschelkalk-Landschaften

Der Muschelkalk macht im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes einen flächenmäßig nur geringen Anteil aus. Er hat im Nordwesten Anschluß an die Muschelkalkformationen der Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau und im Südosten an die Gaulandschaften des Saar-Blies-Gaus und Zweibrücker Westrichs. Dazwischen schmiegt er sich, von Ost nach Nord, als mehr oder weniger schmales Band, an den in südwestlicher Richtung zeigenden Buntsandstein-Keil des Warndt an, der die saarländischen Muschelkalklandschaften wiederum in einen west-nordwestlichen sowie süd-südöstlichen Teil trennt (s.u.).

2.3.2 Der saarländische Teil

2.3.2.1 Die Buntsandsteingebiete

Der Buntsandstein kann im Untersuchungsgebiet in einen Mittleren und einen Oberen Buntsandstein untergliedert werden. Eine untere Abteilung fehlt.

2.3.2.1.1 Der Mittlere Buntsandstein

Der Mittlere Buntsandstein (sm) ist die flächenmäßig dominierende Formation des Buntsandsteins im Untersuchungsgebiet.

Die zur Verfügung stehenden Geröllkomponenten sind hauptsächlich Quarze und Quarzite, die nach oben in Geröllgröße und -häufigkeit abnehmen. Das im Normalfall abschließende Hauptkonglomerat dünnt als helle Fazies glimmerführender, tonfreier mittelkörniger Sandsteine aus dem Warndt nach Norden in den Merziger Raum bis auf wenige Dezimeter aus.

2.3.2.1.2 Der Obere Buntsandstein

Der Obere Buntsandstein (so) macht nur einen flächenmäßig geringen Anteil im Untersuchungsgebiet aus. Er liegt diskordant über dem Mittleren. Der Obere Buntsandstein kann in die Zwischenschichten und den abschließenden Voltziensandstein untergliedert werden.

Die oberste Schicht im Voltziensandstein stellt die Lettenregion dar, eine Folge von dünnbankigen Sandsteinen und Tonsteinlagen.

Die morphologisch widerständig gebankten Sandsteine des Oberen Buntsandsteines sind im Gebiet wichtige Stufenbildner der Buntsandsteinstufe.

2.3.2.2 Die Muschelkalkgebiete

Die untersuchten Muschelkalkgebiete werden durch das Buntsandsteingebiet des Warndt in einen west-nordwestlichen Teil (Naturräume Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau) sowie süd-südöstlichen Teil (Naturräume Saar-Blies-Gau und Zweibrücker Westrich) unterteilt (vgl. Kap. 2.2.2).

Während im Naturraum Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau außer den Formationen des Muschelkalkes auch flächenmäßig geringe Anteile des Keupers beobachtet werden können, gehören die Naturräume Saar-Blies-Gau und Zweibrücker Westrich ausschließlich dem Muschelkalk an. Die naturräumliche Grenze Zweibrücker Westrich/Saar-Blies-Gau entspricht dabei weitgehend dem Verlauf der Formation des Unteren Muschelkalkes, der seinerseits weitgehend auf den Zweibrücker Westrich beschränkt ist.

Erdgeschichtlich ist der Muschelkalk durch unterschiedliche Phasen mariner Sedimentation gekennzeichnet, aus denen Unterer, Mittlerer und Oberer Muschelkalk hervorgegangen sind.

2.3.2.2.1 Der Untere Muschelkalk

In der unteren Muschelkalkzeit leitete ein flaches Binnenmeer (Tethys-Meer) eine Phase mariner Sedimentation ein, der der Untere Muschelkalk mit seinen Sandsteinen, Mergeln und Karbonatsteinen seine Entstehung verdankt.

Der Untere Muschelkalk wird im westlichen Teil des Saarlandes in eine untere sandig-mergelige (Muschelsandstein) und in eine obere dolomitische Abteilung (Orbicularisschichten) untergliedert. In den Orbicularisschichten dominieren sandige Dolomitsteine von gelber Farbe, die gelegentlich mit Mergeln und dolomitischen Sandsteinen wechsellagern.

In der Saargemünder-Zweibrücker Mulde sind die Sedimente insgesamt karbonatreicher, so daß der *mu* hier weiter untergliedert werden kann. In der oberen Zone dominieren ebenfalls mächtige Orbicularisschichten einer, wie im westlichen Blattgebiet, überwiegend dolomitischen Serie. Diese bilden hier eine wenig hohe, aber prägnante Stufe aus.

2.3.2.2.2 Der Mittlere Muschelkalk

Am Ende der Unteren Muschelkalkzeit hatte sich die Meeresstraße, durch die die Fluten des Tethys-Meeres in das Germanische Becken eingedrungen waren, geschlossen. Das Germanische Binnenmeer trocknete nun während der mittleren Muschelkalkzeit langsam aus. Die fortschreitende Verdunstung des Wassers führte zur Ausfällung von Gipsen und Steinsalzen, welche die Austrocknung des Meeres im Mittleren Muschelkalk anzeigen.

Der Mittlere Muschelkalk kann somit in einen unteren (*mmu*) und in einen oberen Teil (*mmo*) untergliedert werden.

Im *mmu* überwiegen bunte Mergel und Tone, die im Untersuchungsgebiet für die Ziegelherstellung eine gewisse Bedeutung hatten. Im *mmo* sind hingegen mächtige Gipslager ausgebildet, die in Gipslagerstätten bis vor kurzem wirtschaftlich genutzt worden sind.

Die oberste Schicht des Mittleren Muschelkalkes ist durch weißliche, hellgraue bis gelbliche Dolomite gekennzeichnet.

2.3.2.2.3 Der Obere Muschelkalk

Die obere Muschelkalkzeit ist durch eine erneute marine Sedimentation gekennzeichet, die sich in teils massigen, teils plattigen Karbonatsteinen und Mergelsteinen dokumentiert.

Der Obere Muschelkalk kann somit in eine Trochitenkalkstufe sowie Ceratitenschichten untergliedert werden.

Den obersten Profilabschnitt des Trochitenkalkes bauen Bruchschillkarbonatsteine auf. Der Trochitenkalk besteht aus mächtigen, gebankten und teilweise verkarsteten Kalken. Diese Kalke wurden früher im Untersuchungsgebiet in etlichen Steinbrüchen abgebaut. Die Steinbrüche haben sich nach erfolgter Nutzungsaufgabe vielfach zu Refugien bestimmter wärmeliebender Tiere weiterentwickelt. Der Trochitenkalk ist Hauptstufenbildner der Muschelkalkstufe.

Die dem Trochitenkalk aufsitzenden Ceratitenschichten werden im oberen Teil schließlich von Mergelsteinen aufgebaut.

2.4 NUTZUNG

Die landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet kann (bundesweit gesehen) als überwiegend extensiv bezeichnet werden. Zwar sind die aus dem Jura, Keuper und Muschelkalk verwitternden Böden grundsätzlich gut geeignet für die Landwirtschaft; die überaus ungünstigen Hanglagen (Stufenhänge) großer Teile des Untersuchungsgebietes haben in der Vergangenheit aber immer wieder eine mögliche Intensivierung der Landbewirtschaftung verhindert.

2.4.1 Der saarländische Teil

Die Muschelkalklandschaften im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes gehören zu den am weitesten extensiv genutzten Bereichen des Saarlandes, innerhalb derer sie sich als Gebiet mit überwiegend „überregionaler bzw. naturraumtypischer Ausprägung" deutlich hervorheben (MINISTER FÜR UMWELT 1991). Die untersuchten Trespen-Halbtrockenrasen liegen innerhalb dieser, nach vordergründig landwirtschaftlichen Gesichtspunkten, auch als „vernachlässigt" zu bezeichnenden Zone.

Die Trespen-Halbtrockenrasen sind fast alle brachgefallen. Größtenteils sind sie bereits der Folgenutzung Naturschutz überlassen. Einer der wenigen derzeit noch genutzten Halbtrockenrasen ist der „Homerech" bei Niedergailbach. Hier ist exakt der Typ an Halbtrockenrasen überliefert, wie er früher wohl große Teile des Untersuchungsgebietes eingenommen hat, denn die Halbtrockenrasen waren früher alle genutzt.

Aber auch die untersuchten Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren des Untersuchungsgebietes (vgl. 2.6) liegen in einer überwiegend extensiv genutzten Landschaft, wenngleich vom Raum Saarlouis und der Saarschiene von einem Verdichtungsraum gesprochen werden muß (vgl. 2.2.2.4).

Unabhängig davon werden die landwirtschaftlichen Nutzflächen des Untersuchungsgebietes mit der im Saarland üblichen Intensität bewirtschaftet. Diese ist bundesweit gesehen gering, denn das Saarland gehört nicht zu den intensiven und hochproduktiven Agrarregionen des Bundesgebietes.

Zum Beispiel liegen die Getreideerträge im Durchschnitt etwa 10 dt unter denen der übrigen Bundesländer; im Bereich der Pflanzen- und Tierproduktion erreicht das Saarland bei weitem nicht das Leistungsniveau des übrigen Bundesgebietes; problematische Intensivkulturen, die bezüglich des Einsatzes von Agrochemikalien bedenklich sein können, fehlen im Saarland; die landwirtschaftlich genutzten Böden werden in weiten Bereichen nicht bis zu ihrer Leistungsgrenze genutzt.

Dies liegt hauptsächlich begründet in den von Natur aus vorherrschenden ungünstigen Standortvoraussetzungen. So wurden beinahe zwei Drittel der Landesfläche von der EG-Kommission als benachteiligtes Gebiet deklariert (MINISTER FÜR UMWELT 1991). Die wenig intensive Landbewirtschaftung im Saarland kommt auch in dem relativ hohen Anteil an Wald- und Brachflächen zum Ausdruck. Das Saarland weist von allen Bundesländern den höchsten Bracheanteil auf. Nach den Ergebnissen der agrarstrukturellen Vorplanung des Saar-Pfalz-

Kreises ist z.B. für den Raum des Hinteren Bliesgau sogar mit einem Ansteigen der brachfallenden Flächen zu rechnen (MAY-DIDION mdl.).

Aus dem resultierenden Rückzug der Landwirtschaft aus ganzen Landschaftsbereichen zeichnen sich für die Kulturlandschaft bereits jetzt gravierende Folgen ab. Vor diesem Hintergrund müßte gerade die Landwirtschaft im Saarland zusätzliche landschaftspflegerische Leistungen übernehmen, die entlohnt werden (EG-Bergbauernprogramm, Programme zur Flächenstillegung, Konsolidierung, Extensivierung, Förderung alternativer Bewirtschaftungsweisen; vgl. MINISTER FÜR UMWELT 1991).

2.4.2 Der lothringische Teil

Auch im lothringischen Teil werden die Stufenhänge überwiegend extensiv genutzt. An den Hängen zur Mosel wird im Perl-Siercker-Raum Weinbau betrieben.

Die Trespen-Rasen liegen auch im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes brach. In den Weinbaugebieten haben sie sich größtenteils aus offengelassenen Weinbergen entwickelt.

2.5 KLIMA

2.5.1 Der saarländische Teil

Der saarländische Teil des Untersuchungsgebietes gehört zu den klimatischen Gunsträumen der Bundesrepublik Deutschland und wird in der mittleren Lufttemperatur nur noch von dem Oberrheingraben und dem Freiburger Raum, welche mit 10° C zu den wärmsten Gebieten der Bundesrepublik Deutschland zählen, übertroffen.

Die Jahresdurchschnittstemperatur der Jahre 1931-1960 betrug für die untersuchten Muschelkalk- und Buntsandsteingebiete ca. 9° C mit Januar-Durchschnittstemperaturen von 0,5° C und Juli-Durchschnittstemperaturen von 17,5-18° C. Das Jahresmittel der Niederschläge liegt in den Buntsandsteingebieten zwischen 600-800 und in den Muschelkalklandschaften zwischen 800-1000 mm. Die mittlere jährliche Zahl der Tage mit einer Schneedecke von mindestens 10 cm Höhe ist kleiner als fünf. Das Untersuchungsgebiet zählt damit zu den schneeärmsten Gegenden der Bundesrepublik Deutschland (HYDROLOGISCHER ATLAS

DER BUNDESREPBULIK DEUTSCHLAND 1979). Die vorherrschende Windrichtung im Untersuchungsgebiet ist Südwest (vgl. SORG 1965).

2.5.2 Der lothringische Teil

Im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes ist es im Moseltal (Perl-Siercker-Raum, Metzer Raum) wärmer als im klimatisch ohnehin begünstigten Saarland. HAFFNER (1990) nennt für die Jahre 1971-1980 für den Metzer Raum z.B. einen Niederschlagsgang von 707-721 mm und einen Temperaturmittelwert von 9,9° C.

Im Lothringer Land spiegeln sich dagegen eher „saarländische Verhältnisse" wider. Für das Département Moselle und hier für die Meßstationen Courcelles-Chaussy (zwischen Metz und St. Avold) sowie Halstroff (nordwestlich Bouzonville) werden ebenfalls für die Jahre 1971-1980 Niederschlagsmittelwerte von 646 bzw. 780 mm und Temperaturmittelwerte von 8,5° C bzw. 8,9° C angegeben (vgl. HAFFNER 1990).

2.6 UNTERSUCHTE VEGETATIONSTYPEN

2.6.1 Auswahlkriterien

Im Rahmen vorliegender Arbeit werden unter „Magerrasen" sowohl „Magerrasen auf Kalk" (Kalkmagerrasen oder auch Kalkhalbtrockenrasen) als auch „Magerrasen auf Sand" (Sandmagerrasen) verstanden.

Die Gründe für die Auswahl der Kalk- und Sandmagerrasen als Studienobjekte sind vielfältig. Einmal ist davon auszugehen, daß das Untersuchungsgebiet - verglichen mit anderen Landschaftsausschnitten der Bundesrepublik Deutschland und was die Ausstattung mit extremen, trockenwarmen Lebensräumen anbelangt - überdurchschnittlich gut ausgestattet ist. Gerade die Untersuchung von Extremstandorten hat sich in der Vergangenheit aber, sowohl aus wissenschaftstheoretischer als auch aus praktischer Sicht, für die Belange von Ökologie und Naturschutz als besonders wichtig erwiesen.

Darüberhinaus gilt, daß die Muschelkalkgebiete des Saarlandes unter den vergleichbaren Muschelkalklandschaften Deutschlands eine beachtliche Eigenständigkeit besitzen. Diese wird zum einen bedingt durch die westliche geographi-

sche Lage mit Anschluß an die lothringischen Kalkgebiete, zum anderen durch den hohen Anteil an mergelhaltigen Horizonten im anstehenden Gestein.

Zum Beispiel überwiegen im Naturraum Saar-Blies-Gau schwere, zu Staunässe neigende Böden. Der hieraus resultierende Hang zur Wechselfeuchtigkeit (die Halbtrockenrasen „Auf der Lohe" bei Reinheim oder die Quellhorizonte im NSG „Am Weißrech/Zwischen den Lachen" bei Gersheim) macht sich dabei in fast allen Gesellschaftsklassen bemerkbar (vgl. SAUER 1980).

Eigenständigkeit gewinnt der Saar-Blies-Gau unter den Muschelkalkgebieten aber auch durch die enge Verzahnung der Halbtrockenrasen mit Gesellschaften der Pfeifengras-Wiesen (vgl. HARD 1964, SAUER 1980). Nach SAUER (1969) nehmen gerade hier die Übergänge einen weiten Raum ein und Blaugrüne Segge (*Carex flacca*) sowie Purgier-Lein (*Linum catharticum*)sind in fast jedem Halbtrockenrasen zu finden. Auch ist die Kalk-Kreuzblume (*Polygala calcarea*) hier weit verbreitet. Sie gilt als subatlantisch-südwestsubmediterrane Art und erreicht östlich Zweibrücken die Ostgrenze ihres geschlossenen Verbreitungsgebietes (SAUER 1980). Im übrigen Bereich der Bundesrepublik kommt sie nur an wenigen Stellen vor (vgl. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988; Abb. 5).

Aber nicht nur für die Kalk-Kreuzblume entspricht das Untersuchungsgebiet ziemlich exakt der Arealgrenze. Zahlreiche submediterrane Arten sind für das Untersuchungsgebiet charakteristisch, z.B. die Vielzahl der Orchideen, der Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*), der Wundklee (*Anthyllis vulneraria*), der Purgier-Lein (*Linum catharticum*), der Berggamander (*Teucrium montanum*), das Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium*) u.a.. Aber auch Arten des mediterranen Florenelementes können beobachtet werden, z.B. Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*), Schmalblättriger Lein (*Linum tenuifolium*), Echter Gamander (*Teucrium chamaedrys*) und dies, obwohl zwischen Metzer Land über den Westrich in den Bliesgau ein Florengefälle, was den Reichtum mediterraner Arten anbelangt, ausgebildet ist (vgl. HARD 1964, 1968). Das Untersuchungsgebiet ist damit ein aus der Sicht der Chorologie besonders „fruchtbares" Gebiet, denn nirgendwo besitzen evolutive, phylogenetische und ökologische Prozesse eine größere Dynamik als an der jeweiligen Arealgrenze einer Art bzw. Sippe.

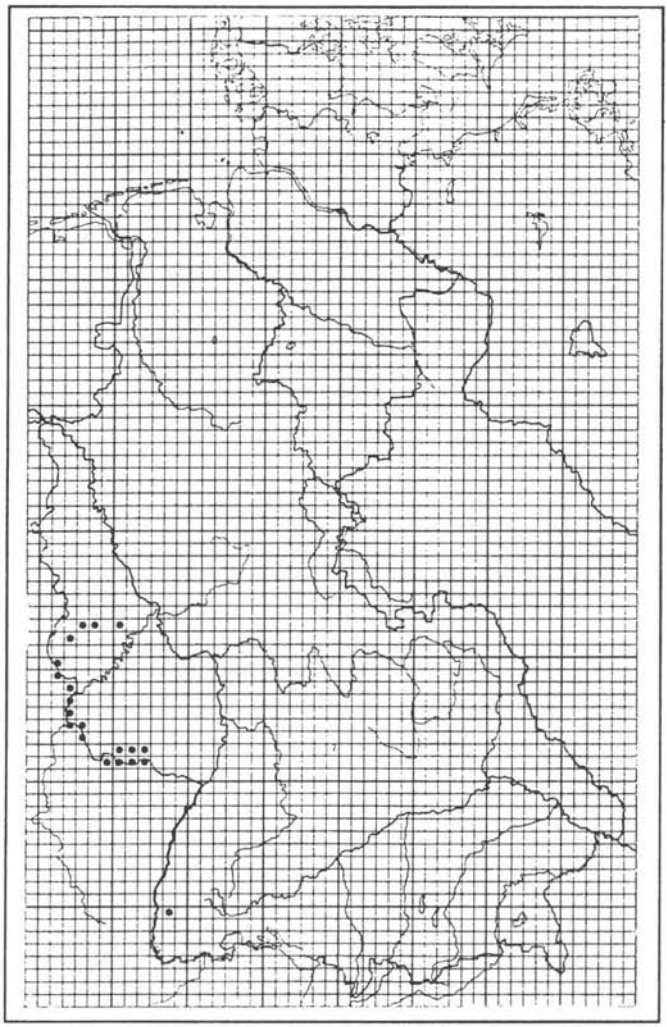


Abb. 5: *Polygala calcarea* in der BRD (aus: HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

Die Kenntnis der Entwicklungsgeschichte der den Verbreitungsgebieten zugehörenden Arten kann, wie HARD (1964) es eindrucksvoll und vorbildlich an den „Kalktriften zwischen Metzer Land und Westrich" gezeigt hat, die Entstehungsgeschichte unserer Landschaft erhellen helfen. So liegt für HARD der Schlüssel zum Verständnis der heutigen Vorkommen, der heutigen Ausdeh-

nung und der heutigen Gestalt der untersuchten Pflanzengesellschaften im wesentlichen in der Kulturlandschaftsgeschichte der letzten 200 Jahre (vgl. auch MÜLLER 1971).

Landschaften, Räume und Entwicklungsgeschichte der in ihnen lebenden Taxa durchdringen sich wechselseitig aber nicht nur in der Vegetationsgeographie. Sie sind auch für den Forschungsansatz der Tiergeographie von Bedeutung. Die Untersuchung von Heuschreckenzönosen auf Magerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes wird damit zu einem klassischen biogeographischen Anliegen, denn: „Ökologisch streng an einen Lebensraum gebundene Taxa" (was für einen Großteil der auf den Kalkhalbtrockenrasen und Sandrasen gefundenen Heuschrecken noch im Laufe der Arbeit zu zeigen sein wird) „werden - da sie von dem Zusammenwirken der an der betreffenden Erdstelle wirkenden Faktoren abhängig sind - zu Indikatoren für die Gesamtheit der äußeren Lebensbedingungen ...und durch ihre Verbreitung zu Begrenzungsfaktoren von Räumen mit gleichen oder ähnlichen Umweltbedingungen" (MÜLLER 1981).

2.6.2 Die Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes

2.6.2.1 Die Sandmagerrasen

OBERDORFER (1978) nennt innerhalb der Klasse der Felsgrus- und Felsbandgesellschaften (*Sedo-Scleranthetalia*) die Kleinschmielen-Rasen (*Thero-Airetalia*) und die silbergrasreichen Pionierfluren und Sandrasen (*Corynephoretalia canescentis*) und unterscheidet die für das Untersuchungsgebiet relevanten Assoziationen des

- *Airetum praecocis* (Gesellschaft des Frühen Schmielenhafers)
- *Aira -Festucetum ovinae* (Nelkenhaferflur)
- *Spergulo-Corynephoretum* (Frühlingsspark-Silbergrasflur).

2.6.2.1.1 Die Gesellschaft des Frühen Schmielenhafers

Das *Airetum praecocis* ist nach OBERDORFER eine subatlantische, durch *Aira praecox* charakterisierte Pioniergesellschaft nährstoffarmer, saurer Sand-, aber auch Kies- und flachgründiger grusiger, felsiger Böden. Neben *Aira praecox* finden sind eingestreut auch andere Therophyten wie *Filago minima, Scleranthus*

polycarpos, Teesdalia nudicaulis, Ornithopus perpusillus und stellenweise auch *Aira caryophyllea*. Die Gräser *Agrostis tenuis, Festuca ovina* und *Avenella flexuosa* zählen zu den abbauenden Arten.

Das *Airetum praecocis* ist eine kurzlebige Gesellschaft, die, sobald Störungen und Sandverwehungen nachlassen, mehr oder weniger rasch von *Agrostis tenuis*-Rasen überwachsen wird (OBERDORFER 1978).

2.6.2.1.2 Die Nelkenhaferflur

Das *Airo caryophylleae-Festucetum ovinae* ist nach OBERDORFER häufiger als die o.g. Gesellschaft. Es ist eine lückige, kaum 10 cm hohe, durch *Aira caryophyllea* gekennzeichnete Rasengesellschaft, in der mit dem Nelkenhafer weitere Therophyten (z.B. *Filago minima, Scleranthus polycarpos, Teesdalia nudicaulis, Ornithopus perpusillus, Vulpia bromoides*) vergesellschaftet sind.

2.6.2.1.3 Die Frühlingsspark-Silbergrasflur

Das *Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis* ist nach OBERDORFER eine extrem artenarme, durch *Spergula morisonii* gekennzeichnete, subozeanische Pioniergesellschaft offener, saurer, humus- und sehr nährstoffarmer Quarzflugsande. Sie besiedelt hauptsächlich Dünen, daneben auch Sandgruben. Das *Spergulo-Corynephoretum* ist relativ kurzlebig und durch nur wenige Arten charakterisiert (neben *Corynephorus canescens* und *Spergula morisonii* z.B. *Rumex acetosella, Jasione montana*).

Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren sind auf ständig neu bereitgestellte, offene Flächen, d.h. auf Störung angewiesen, da sich ihre Lebensbedingungen an nicht bewegten Standorten infolge Sukzession immer rasch verschlechtern. Primäre Standorte (Binnendünen/Sandfelder) sind im Saarland selten, während Sekundärstandorte die wichtigsten Standorte dieser Pflanzengesellschaften sind.

Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren haben ihre Hauptverbreitung in den Buntsandsteingebieten des Saarlandes, z.B. Saarlouiser Becken, Homburger Becken (vgl. Abb. 6).

2.6.2.2 Die Kalkmagerrasen

OBERDORFER (1978) unterscheidet innerhalb der Ordnung der submediterranen Trocken- und Halbtrockenrasen (*Brometalia erecti*), die für das Untersuchungsgebiet relevanten Verbände der

- Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion erecti*)
- Trespen-Trockenrasen (*Xerobromion*).

2.6.2.2.1 Die Trespen-Halbtrockenrasen

Die Trespen-Halbtrockenrasen sind überwiegend vom Menschen bedingte Vegetationstypen, die durch Beweidung oder einschürige Mahd anstelle anspruchsloser Waldgesellschaften entstanden sind. Je nach Nutzung lassen sich zwei Typen von Trespen-Halbtrockenrasen unterscheiden, denn die Mahd trifft eine grundsätzlich andere Auslese als die extensive Beweidung mit Schafen oder Ziegen.

OBERDORFER nennt zwei Assoziationsgruppen: die *Bromus erectus*- und *Orchidaceen*-reichen Magerwiesen (Gemähte Halbtrockenrasen) sowie die *Festuca*- und *Brachypodium pinnatum*-reichen Magerweiden (beweidete Halbtrockenrasen).

Wenngleich *Bromus erectus* durch die Mahd begünstigt und durch Beweidung zugunsten von *Brachypodium pinnatum* verdrängt wird, lassen sich, infolge der nicht mehr regelmäßig stattfindenden Bewirtschaftung, Magerwiesen und Magerweiden heute kaum noch eindeutig zuordnen, so daß von Jahr zu Jahr eine sichere Ansprache in diesem Sinne schwieriger wird.

Dennoch ist, wie OBERDORFER ausführt, das *Gentiano-Koelerietum* der *Festuca*- und *Brachypodium pinnatum*-reichen Magerweiden nach wie vor soziologisch von den *Bromus erectus*- und orchideenreichen Magerwiesen zu trennen, die im Südwesten Deutschlands ihren Schwerpunkt haben. So bewirkt der Übergang von der Mahd zur Beweidung nicht nur im Bild, sondern auch im Artenbestand tiefgreifende Verschiebungen nach Kennarten und charakteristischer Artenkombination (OBERDORFER 1978).

2.6.2.2.2 Die Trespen-Trockenrasen

Die Trespen-Trockenrasen sind an extrem trockenwarme Standorte gebunden, im Vergleich zu den Kalkmagerweiden und -wiesen lückig strukturiert und mit zahlreichen submediterranen Zwergsträuchern ausgestattet.

OBERDORFER nennt die für das Untersuchungsgebiet relevante Assoziation des Rheinisch-schwäbischen Trespen-Trockenrasens, das *Xerobrometum*. Diese zuerst von BRAUN-BLANQUET beschriebene Gesellschaft besiedelt vorwiegend stark geneigte, südexponierte Felsflanken auf Kalk oder vulkanischem Gestein. Innerhalb der Assoziation des *Xeromobrometums* unterscheidet OBERDORFER vier weitere Subassoziationen, auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll.

Was das Untersuchungsgebiet betrifft, sind nur im lothringischen Teil-Xerobromenten entwickelt. Vielfach ist eine Subassoziation geröllreicher Steilhänge mit *Melica ciliata* ausgebildet (vgl. HARD 1964, HAFFNER 1990).

Die Trespen-Halbtrockenrasen sind sowohl durch Nutzungsintensivierung (Flächenumbruch) als auch durch Nutzungsaufgabe (Verbuschung) bedroht. Ohne entsprechende Pflegekonzepte bzw. die Beibehaltung der extensiven Landnutzungsweise sind die orchideenreichen Standorte auf Dauer nicht zu erhalten.

2.6.3 Regionalisierte Einordnung

Die im folgenden vorgetragene regionalisierte pflanzensoziologische Einordnung der Trespenrasen des Untersuchungsgebietes orientiert sich im wesentlichen an den richtungsweisenden Arbeiten von HARD (1964) bzw. HAFFNER (1960, 1990). Es fließen mit ein die im Rahmen vorliegender Arbeit durchgeführten eigenen vegetationskundlichen Aufnahmen (vgl. Kap. 3.2.3 u. 3.3).

2.6.3.1 Der Ausschnitt aus der Côte mosellane

2.6.3.1.1 Der Metzer Raum

HARD (1964) unterscheidet als soziologische Strukturen:

- Felsheide
- Kurzrasige Trespenrasen
- Hochrasige Trespenrasen
- Hochstauden der fiedrigen Zwenke

Die Felsheide

Die Felsheide kann dem Verband der submediterranen Trespen-Trockenrasen zugeordnet werden. Kennzeichnend sind die Arten der Mauer- und Felsspalten-Gesellschaften sowie die Arten der Unkrautgesellschaften, die den ökologisch und floristisch nächstverwandten Trespenrasen völlig fehlen. Nach HARD hebt sich die Metzer Felsflur aus den auf deutschem Boden und im Elsaß beschriebenen Xerobrometen, durch den fehlenden Einschlag aus den pontisch-subpontischen Steppenrasen *(Festucetalia vallesiacae)* heraus.

Gegenüber letzteren sind jedoch westliche eu-atlantische und atlantisch-submediterrane Arten hinzugekommen, z.B. *Linum leonii, Polygala calcarea, Thesium humifusum* oder *Seseli montanum. Linum leonii*, der Lothringer Lein, erreicht das Metzer *Xerobrometum* an dem Ostrand seines Areals. So betrachtet, steht das Metzer *Xerobrometum* in etwa in der Mitte einer gleitenden Reihe von den mehr pontischen zu den mehr atlantisch-submediterranen Felsheiden.

Kennarten (Auswahl) der Felsheide und Trennarten gegen die kurzrasigen Trespenrasen (nach HARD 1964):

Kennarten: *Linum tenuifolium, Potentilla neumanniana, Asplenium-ruta-muraria, Sedum acre, Campanula rotundifolia*

Trennarten gegen die kurzrasigen Trespenrasen: *Lactuca perennis, Picris hieracioides, Reseda lutea, Allium oleraceum, Inula conyza, Hieracium pilosella*

Der kurzrasige Trespenrasen

HARD stellt den kurzrasigen Tespenrasen des Metzer Landes „trotz des noch beträchtlichen *Xero-Bromion*-Elementes" bereits zum *Mesobrometum* und stuft ihn als „die vom System her gesehen reinste *Brometalia*-Gesellschaft" nicht nur des Metzer Gebietes sondern auch des gleichfalls untersuchten Westrichs und Bliesgaus ein.

Kennarten des kurzrasigen Trespenrasens und Trennarten gegen die Felsheide bzw. hochrasigen Trespenrasen (Auswahl) (nach HARD 1964):

Kennarten: *Pulsatilla vulgaris*

Trennarten gegen die Felsheide: *Brachypodium pinnatum, Lotus corniculatus, Plantago media, Koeleria cristata, Eryngium campestre*

Trennarten gegen die hochrasigen Trespenrasen: *Teucrium chamaedrys, Pulsatilla vulgaris, Helianthemum nummularium, Linum tenuifolium*

Der hochrasige Trespenrasen

Im hochrasigen Trespenrasen treten die Arten der Trespen-Trockenrasen vollkommen zurück. Der hochrasige Trespenrasen ist sowohl die landschaftlich als auch phytosoziologisch typische *Mesobromion*-Gesellschaft des Metzer Landes.

Kennarten der hochrasigen Trespenrasen und Trennarten gegen die kurzrasigen Trespenrasen bzw. Hochstauden (Auswahl) (nach HARD 1964):

Kennart: *Bupleurum falcatum*

Trennarten gegen die kurzrasigen Trespenrasen: *Dactylis glomerata, Agrimonia eupatoria, Brachypodium pinnatum, Ononis repens, Arrhenaterum elatius, Vicia cracca, Achillea millefolium, Senecio erucifolius*

Trennarten gegen die Hochstauden: *Bromus erectus, Festuca ovina, Scabiosa columbaria, Plantago lanceolata, Anthyllis vulnararia, Briza media, Eryngium campestre, Medicago lupulina, Trisetum flavescens*

Die Hochstauden der fiedrigen Zwenke

HARD stellt die Hochstauden der fiedrigen Zwenke zu dem *Mesobromion*, obwohl das eigentliche *Mesobromion*-Element vergleichsweise schwach ausgebildet ist.

Kennarten der Hochstauden der fiedrigen Zwenke und Trennarten gegen die hochrasigen Trespenrasen bzw. unkrautigen Hochstauden (Auswahl) (nach HARD 1964):

Kennarten: *Brachypodium pinnatum, Peucedanum cervaria, Thalictrum minus, Aster amellus, Vincetoxicum officinale, Inula salicina*

Trennarten gegen die hochrasigen Trespenrasen: *Teucrium chamaedrys, Origanum vulgare, Centaurea scabiosa, Hieracium umbellatum, Vicia tenuifolia*

Trennarten gegen die unkrautigen Hochstauden: *Helianthemum nummularium, Hippocrepis comosa, Carex flacca, Asperula cynanchia, Cirsium acaule,*

Teucrium chamaedrys, Vincetoxicum officinale, Koeleria cristata, Euphorbia cyparissias, Genista tinctoria, Inula salicina, Pimpinella saxifraga

2.6.3.1.2 Der Perl-Siercker-Raum

Wertet man die „pflanzensoziologischen und pflanzengeographischen Untersuchungen" von HAFFNER für die Zielsetzung vorliegender Arbeit aus, so können für den Perl-Siercker-Raum folgende soziologische Strukturen unterschieden werden:

- die Felsheide
- das *Mesobrometum erectum typicum*
- die orchideenreiche, mesophile Kalktrift
- die Hochstaudentrift auf Kalk

Ein Vergleich der pflanzensoziologischen Tabellen von HAFFNER (1960) mit denen von HARD (1964) ergibt, daß das *Mesobrometum erectum typicum* und die „orchideenreiche, mesophile Kalktrift" nach HAFFNER den „hochrasigen" bzw. „kurzrasigen Trespenrasen" nach HARD gegenübergestellt werden können und damit die Viergliederung, wie sie bereits für den Metzer Raum vorgestellt worden ist, auch für den Perl-Siercker-Raum Geltung hat.

Auf eine detaillierte Beschreibung der pflanzensoziologischen Strukturen kann deshalb verzichtet werden, wenngleich bestimmte Pflanzen im Metzer Raum den Schwerpunkt ihrer Verbreitung haben, bzw. bereits die Ostgrenze ihres Areals erreichen und dabei bis Perl ausstreichen (z.B. *Linum leonii*, s.o.).

2.6.3.2 Lothringer Land

Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden im Lothringer Land (Raum Bouzonville/Raum St. Avold-Sarreguemines) „Trespen-Halbtrockenrasen" untersucht, die unter Zuhilfenahme der Terminologie von HARD in:

- hochrasige Trespenrasen und
- kurzrasige Trespenrasen

untergliedert werden sollen.

Zur Beschreibung vergleiche 2.6.3.1.

2.6.3.3 Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau

Während HAFFNER (1960) Teile der Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau noch zu den Trockenrasen stellt, sollen in vorliegender Arbeit die gamanderreichen Trespenrasen mit der Kennart *Teucrium chamaedrys* zu den kurzrasigen Trespenrasen gestellt und damit die Zweigliederung von HARD in

- kurzrasige Trespenrasen
- hochrasige Trespenrasen

auch für die untersuchten Gebiete der Merziger Muschelkalkplatte/Saar-Nied-Gau übernommen werden.

2.6.3.4 Der Blies-Gau

HARD (1964) unterscheidet folgende Artenkombinationen innerhalb der Mesobrometen des Blies-Gaues:

- kurzrasige Trespenrasen
- hochrasige Trespenrasen
- Hochstauden der fiedrigen Zwenke

Die untersuchten Artenkombinationen sollen im folgenden vegetationsgeographisch näher beschrieben werden.

Die Trespenrasen

Nach HARD (1964) stehen sich die Trespenrasen einander soziologisch sehr nahe. Im hochrasigen Trespenrasen sind im Vergleich zum kurzrasigen Trespenrasen lediglich die Unkrautarten, die Charakterarten der Fettwiesen und Fettweiden sowie die Charakterarten der Schlehengebüsche und Trockenwälder stärker vertreten. Die hochrasigen Trespenrasen sind in der Regel länger bewirtschaftet worden als kurzrasige. Auch entwickeln sich die hochrasigen Trespenrasen in aller Regel rascher in Richtung Hochstauden als die kurzrasigen.

Der kurzrasige Trespenrasen:

Kennarten: *Koeleria cristata, Scabiosa columbaria, Leontodon hispidus, Hieracium pilosella, Hippocrepis comosa, Ophrys holosericea, Potentilla neumanniana, Polygala calcarea, Orchis militaris, Carex caryophyllea*

Trennarten gegen die hochrasigen Trespenrasen: *Briza media, Campanula rotundifolia, Anthyllis vulnararia, Festuca ovina, Ranunculus bulbosus*

Der hochrasige Trespenrasen:

Trennarten gegen den kurzrasigen Trespenrasen: *Arrhenaterum elatius, Trisetum flavescens, Dactylis glomerata, Viola hirta, Agrimonia eupatoria, Hypericum perforatum, Trifolium medium*

Die Hochstauden der fiedrigen Zwenke

Nach HARD ist die Zwenken-Hochstaudenflur die Gesellschaft mit den vielfältigsten soziologischen Beziehungen und damit die elementenreichste der *Mesobromion*-Gesellschaften. Sie zeichnet sich durch Arten der Schlehengebüsche und Trockenwälder bei vergleichsweise schwacher Ausprägung des *Mesobromion*-Elementes aus.

Kennarten: *Brachypodium pinnatum, Origanum vulgare, Viola hirta, Knautia arvensis, Trifolium medium, Centaurea scabiosa, Bupleurum falcatum*

Trennarten gegen die hochrasigen Trespenrasen: *Lathyrus pratensis, Inula salicina*

Der Zweibrücker Westrich

Die Naturräume Saar-Blies-Gau und Zweibrücker Westrich unterscheiden sich innerhalb der Mesobrometen insbesondere durch die Ausbildung „Gamanderreicher Trespenrasen" im südwestlichen Teil des Zweibrücker Westrichs im Gebiet um Altheim.

Nach HARD besetzen die für dieses Gebiet bezeichnenden Gamander-Trespenrasen meist schmale Steilhänge im Wellenkalk. Sie begleiten als „Steppenheidehänge" in charakteristischer Weise die in den Wellenkalk eingelassenen Täler (Bickenalbtal) und zeichnen dabei recht genau die geologische Stufe des *mu2* am Talhang nach.

Die Gamander-Trespenrasen besitzen unter allen Gesellschaften der Naturräume des Blies-Gaus den höchsten Anteil an Trespen-Trockenrasen. Nach HARD ste-

hen die Gamander-Trespenrasen dem *Xero-Bromion* noch näher als der kurzrasige Trespenrasen des Metzer Landes (vgl. 2.6.3.1) und könnten pflanzensoziologisch als „*Mesobrometum teucrietosum*" geführt werden.

Kennarten der Gamander-Trespenrasen (nach HARD und eigenen Befunden): *Teucrium chamaedrys, Pulsatilla vulgaris, Linum tenuifolium, Helianthemum nummularium, Potentilla neumanniana, Carex caryophyllea.*

2.6.3.5 Die Sand-Magerrasen des Homburger und Saarlouiser Raumes

Mit den Ergebnissen der Fortschreibung der Biotopkartierung Saarland (BfÖ 1988-1992) liegen weitreichende Informationen vor, die eine regionalisierte Einordnung der Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren des Untersuchungsgebietes erlauben. Demnach ist davon auszugehen, daß es sich bei den Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren um mehr oder weniger kleinflächig ausgebildete Vegetationstypen an extrem mageren, sauren und oberflächlich ausgelaugten flachgründigen Standorten des Untersuchungsgebietes handelt. Da primäre Standorte (Binnendünen/Sandfelder) selten sind, sind Sekundärstandorte (Sandabbauflächen; sonstige Flächen, die durch Zerstörung der Pflanzendecke ständig offen gehalten werden) wichtige Standorte dieser Pflanzengesellschaften im Saarland.

Die Ergebnisse der Biotopkartierung zeigen, daß das Hauptverbreitungsgebiet der Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren in den Buntsandsteingebieten des Saarlandes, z.B. Saarlouiser Becken, Homburger Becken, Warndt, Merzig-Haustädter Buntsandsteinhügelland liegt (Abb. 6). Abbildung 6 verdeutlicht, daß mit dem Homburger und dem Saarlouiser Raum ein repräsentativer Ausschnitt aus den Buntsandsteingebieten des Saarlandes mit dem Vorkommen von Sandrasen, Silbergras- und Kleinschmielenfluren gewählt worden ist.

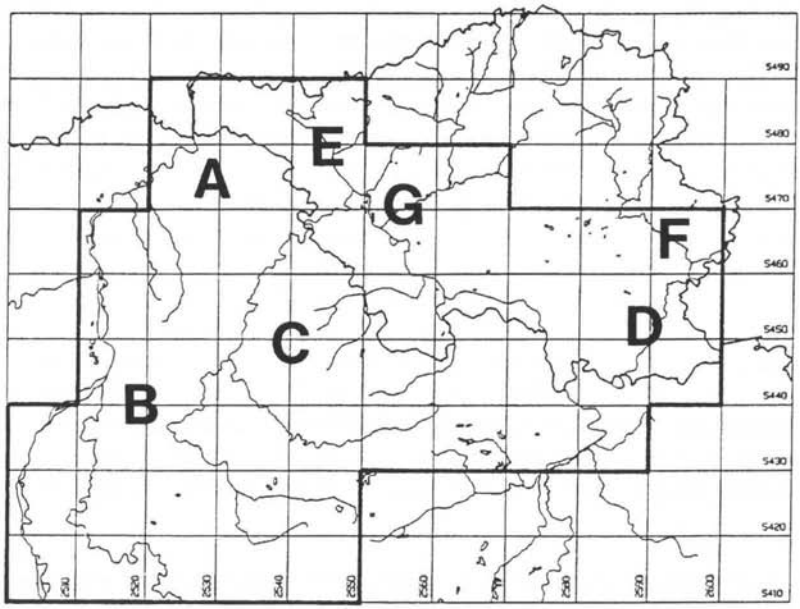


Abb. 6: Verbreitung der Sandrasen und Silbergrasfluren im Saarland (Q.:Biotopkartierung Saarland II)

2.6.4 Dauerbeobachtungsflächen

Zur Klärung der Frage der Persistenz von Heuschreckenzönosen (vgl. 3.5) wurden in vorliegender Arbeit Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, die im folgenden kurz beschrieben werden.

2.6.4.1 Die Dauerbeobachtungsflächen am Wolferskopf

Alle Dauerbeobachtungsflächen am Wolferskopf liegen im Gebiet des Muschelkalks. Pflanzensoziologisch werden die Mesobrometen (Kalk-Halbtrockenrasen) abgedeckt.

Der Wolferskopf ist eine traditionell extensiv genutzte Kulturlandschaft mit vielen Zeugnissen einer langen und ausdauernden Siedlungstätigkeit des Menschen. Landschaftsbestimmend ist bis in die jüngste Zeit die landwirtschaftliche Nutzung.

Die Bedeutung des Wolferskopfgebietes für den Naturschutz wurde frühzeitig erkannt. Bereits in den 30er Jahren wurden erste Anstöße zur Ausweisung eines Naturschutzgebietes gegeben. Zahlreiche pflanzensoziologische Aufnahmen belegten zwischenzeitlich den floristischen Wert des Gebietes (z.B. HAFFNER 1960). Im Jahre 1954 wurde ein ca. 40 ha großes Naturschutzgebiet ausgewiesen. Im Zuge der Kartierung der besonders schutzwürdigen Biotope des Saarlandes in den Jahren 1981-1984 (KAULE & SAUER 1982-1984) wurde über das bestehende Schutzgebiet hinaus, ein noch wesentlich größeres Gebiet als schutzwürdig bewertet. Die Fortschreibung der Biotopkartierung (Biotopkartierung Saarland II; BfÖ 1988-1992) bestätigte den damaligen Vorschlag.

Aufgrund seiner überregionalen Bedeutung für die Aufgabenstellung des Naturschutzes wurde das Gebiet 1989 schließlich in das Bundesförderungsprogramm „Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung" aufgenommen. Im Rahmen dieses Programmes wurden Bundesmittel in beträchtlicher Höhe bereitgestellt.

Mit diesen Geldern wurden der Ankauf privater Flächen, die Erstellung eines parzellenscharfen Pflege- und Entwicklungsplanes sowie die Durchführung einmalig notwendiger, biotoplenkender Maßnahmen als Voraussetzung zur Sicherung der fachlich notwendigen Dauerpflege finanziert (DORDA & MAAS 1991, BfÖ 1992).

Die Tatsache, daß parzellenscharf sowohl biotopersteinrichtende (Erstpflege, z.B. Entbuschen von Kalkhalbtrockenrasen) als auch kontinuierliche Pflegemaßnahmen durchgeführt werden, macht den Wolferskopf für eine Dauerbeobachtung so interessant. Gelingt es doch, ausgehend vom Ist-Bestand, den Wandel der Heuschreckenzönosen in Abhängigkeit bestimmter Pflegeeingriffe zu verfolgen und darüberhinaus, noch einmal nach unterschiedlichen Mahd-Rhythmen (einjährige und/oder zweijährige Mahd, Mahd im Herbst, Mahd im Sommer usw.) differenzieren zu können.

Vergleichbare Arbeiten auf der Grundlage praktisch einer „Strukturveränderung nach Plan" gibt es bislang kaum. Auch ist nur wenig über längerfristige Fluktuationen in Heuschreckenzönosen und deren biotopabhängiger Bedingtheit bekannt (vgl. KÖHLER 1988a).

2.6.4.2 Nutz- und Sukzessionsflächen im Bliesgau

Im Bliesgau wurden Dauerbeobachtungsflächen in erster Linie dort eingerichtet, wo sich auf gleichem Standort verschiedene Nutzungsweisen kleinräumig abwechselten (z.B. ein Halbtrockenrasen-Hang, der teilweise mit Rindern beweidet wird und teilweise brach liegt). Im Gegensatz zum Wolferskopf - wo im Rahmen eines Pflege- und Entwicklungsplanes jeweils parzellenscharfe Pflegemaßnahmen formuliert wurden (vgl. 3.5) - sind im Bliesgau keine biotopersteinrichtenden bzw. dauerhaften Pflegemaßnahmen zu unterscheiden.

2.7 LANDSCHAFTSGESCHICHTE

2.7.1 Entstehung der Kalkhalbtrockenrasen

Die Kalkhalbtrockenrasen im Untersuchungsgebiet sind unterschiedlich alt.

HARD (1964), der die Kalktriften zwischen Metzer Land, Westrich und Bliesgau untersucht und sich dabei auch intensiv mit der Landschaftsgeschichte der „Trespenrasen" befaßt hat, ermittelt z.B. für das Metzer Land und hier für das Mosaik aus Zwenkenrasen, unkrautigen Zwenkenrasen, Flaumeichengebüsch und Steinschuttgesellschaften am Stufenhang eine Entstehungszeit um 1850/60. Die Kalktriften der Stufenstirn mit dem Mosaik aus Felsheide, kurz- und hochrasigen Trespenrasen können nach HARD sogar auf den Beginn des 16. Jahrhunderts zurückdatiert werden.

Die Kalkhalbtrockenrasen im Bliesgau sind dagegen viel später entstanden. HARD ermittelt eine Entstehungszeit nach 1820/1830. Seinen Nachforschungen zufolge, lassen sowohl die napoleonischen Pläne (1800-1805), die Tranchot-Karte (1818) als auch die ältesten Kataster erkennen, daß dem südlichen Bliesgau Halbtrockenrasen zu dieser Zeit noch vollkommen fehlen. Vielmehr waren das ganze Land, auch die heutigen Kalkhalbtrockenrasenflächen, bewirtschaftet. Die Halbtrockenrasen erweisen sich damit als recht jung und insbesondere aus Dauerackerland hervorgegangen, das rasch vergraste und „driesch" (brach) fiel. (Die Halbtrockenrasen werden auch heute noch im Volksmund als „Driescher" bezeichnet). Erst im letzten Drittel, vor allem aber gegen Ende des 19. Jahrhunderts entstanden dann die einmähdigen oder auch nur als Schafweide genutzten Trespenrasen auf den jeweils entferntesten, schwersten und steinigsten Böden der Gemarkung (vgl. HARD 1964 u. 1972).

Die Entstehung der Kalkhalbtrockenrasen im Bickenalbtal des Zweibrücker Westrichs z.B. läßt sich nach HARD weiter rückdatieren. So sind um 1800 bereits größere Teile des Ackerlandes aufgegeben, so daß sich unter diesen Ödungen bereits der größte Teil der heutigen Kalkhalbtrockenrasen befindet. Später, ab 1845, begannen die um 1800 noch ausgedehnteren Ödungen schließlich auf die heutige Form und Lage längs des Tales zu schrumpfen.

2.7.2 Weinbau

Weinbau hat traditionell auf sonnenexponierten, wärmebegünstigten Lagen stattgefunden; Lagen, die eben heute vielfach Lebensraum thermophiler Heuschrecken sind. Eine Art, (das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*), hat sogar seinen Namen davon und ist damit auch etymologisch in der Lage, eine Brücke zum Weinbau zu schlagen.

Der Weinbau hat im Untersuchungsgebiet von jeher eine bedeutende Rolle gespielt. So gab es im Tal der Mosel bereits vor dem Eindringen der Römer Rebpflanzungen, und griechische und semitische Händler und Kaufleute brachten den Rebstock in das Moseltal und verbreiteten hier die Kultur der Rebe. Die Römer bauten dann edlere Rebarten an (vgl. HEMMERLING 1987). Um 1770 waren im Moseltal 12 % der Landwirtschaftsfläche von Weinbergen und (nur) 6 % von Gärten eingenommen. Zeitweise hatte der Weinbau auch tiefer in das Land hineingereicht, ist später aber wieder auf das Gebiet der warmen Täler, auf den Standort des natürlicherweise zu erwartenden Eichen-Mischwaldes (Verband: *Quercion pubescentis*) zurückgegangen (vgl. SCHMITHÜSEN 1940).

Auch in den Gaulandschaften des Saar- und Blies-Gaus betrieb jeder, der ein Grundstück in einigermaßen günstiger Lage besaß, Weinbau, auch wenn man zuweilen wie in Altheim ein „seltsames" Getränk aus Birnen, Trauben und schwarzen Holunderbeeren preßte (HARD 1964).

Untersuchungen von HEMMERLING belegen z.B. für den Ort Bliesmengen-Bolchen (Gemeinde Mandelbachtal) einen zeitlich lückenlosen Rebanbau von den ersten Erwähnungen im Jahre 1241 ab, bis zum Ausklingen in der zweiten Hälfte unseres Jahrhunderts.

Die Weinrebe wurde überall gleich kultiviert. Bevor ein Weinberg angelegt wurde, war - weil die Wurzeln der Rebstöcke gewöhnlich tief in die Erde vordringen - der Boden 50-100 cm tief aufgegraben und entsteint worden. Die Gruben

wurden schließlich mit Feinerdematerial aufgefüllt. Wie HARD (1964) nachweisen konnte, wurde dabei schon der Grundstein für die Ausbreitung einer Charakterpflanze der Halbtrockenrasen, der Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) gelegt. Denn als die Weinberge aufgelassen wurden, wurden diese Feinerdestellen zuallererst von der im allgemeinen recht konkurrenzstarken Fiederzwenke besiedelt, die die Stellung bis heute behalten hat. So ähneln sich heute etliche ehemalige Weinberghänge in ihrer Physiognomie, die botanisch als Fiederzwenkenrasen beschrieben werden kann. Wie in Kapitel 4.12.2 bzw. 5.6.7 zu zeigen sein wird, können an diese *Brachypodium*-Inseln wiederum bestimmte Heuschreckenarten bzw. -Gruppen gebunden sein.

Die kleineren Steine wurden auf Lesesteinhaufen geworfen, die größeren verwendete man zur Errichtung von Terrassenmauern (Trockenmauern), die man zur Arbeit im Weinberghang und zum Festhalten der Erde brauchte. In die Trockenmauern waren schließlich Treppen eingelassen, so daß man von einer Weinbergsterrasse zur nächsten gelangen konnte. Beide, sowohl die Lesesteinhaufen als auch die Trockenmauern sind heute Lebensraum bestimmter Tierarten/-gruppen in den ehemaligen Weinbergslagen und damit ein Beweis, wie wichtig die Landschaftsgeschichte für eine umfassende Arealdiagnose ist.

Der Weinbau hielt sich im Untersuchungsgebiet, von einigen Höhen und Tiefen abgesehen, in etwa konstant bis 1890. Ab da begann die Reblaus (*Peronospora* und *Oidium*) die Weinberge zu verwüsten. Die Katastrophe des Weinbaus um 1890-1910 verlief im damals französischen und deutschen Gebiet zwar verschieden schnell, im großen und ganzen aber nicht sehr unterschiedlich. Zwar wurden nach 1900 noch einmal neue Weinberge angelegt, die meisten von ihnen waren aber nach 1910 bereits wieder aufgegeben. Nach der Rückgliederung des Saarlandes (1935) während der NS-Zeit wurde eine Regierungskommission zur Überprüfung der Reblausverseuchung eingesetzt. Die Experten mußten alle Weinberge nach der Reblaus durchforsten. Da die Besitzer aber nicht alle Weinstöcke angaben, findet man in einigen aufgelassenen Weinberghängen noch heute zwischen Zwenkenfluren, Lesesteinhaufen und Trockenmauern verwilderte Weinstöcke (HEMMERLING 1987).

2.8 FEINSTRUKTUREN

Die wenigsten Kalkhalbtrockenrasen sind vollkommen homogen. Oft sind Feinstrukturen ausgebildet, die vegetationsarm/-frei sind und ganz besonders zur kleinstandörtlichen Vielfalt beitragen. Feinstrukturen (Mikrohabitate) spielen fakultativ für die Biotopbindung der Heuschrecken eine bestimmte Rolle.

Zwei der auffälligsten Feinstrukturen in den Kalkhalbtrockenrasen sollen nachfolgend genannt werden.

2.8.1 Die Erdbeulen

In den Kalkhalbtrockenrasen des Bliesgaues finden sich regelmäßig in ihrer Höhe und Breite unterschiedliche Ausmaße annehmende Erdbeulen, die wie Kegel aus dem Boden ragen. Oft sind diese Kegel nur von der vegetativ fortpflanzungstüchtigen Zwenke besiedelt, wobei je nach Alter und Größe der Erdbeulen, das Zentrum in der Regel vegetationsfrei ist (vgl. Abb. 7).

HARD (1964), der die Entstehung der Erdbeulen - oder „Ämmetzehiwwele", wie diese auch im Volksmund genannt werden - näher untersucht hat, konnte nachweisen, daß die Erdbeulen auf natürliche Art und Weise infolge Frosteinwirkung entstehen. Es handelt sich um einen Transport von Feinerde aus dem Unterboden; eine irreversible Entmischung des Bodens, wobei ein kompakter oder wasserstauender Untergrund die Dauergefrornis vertritt (HARD 1964).

Die Untersuchungen zeigen, daß die Oberfläche des Bultes wesentlich kalkreicher ist, als der Boden in 10-20 cm Tiefe. Das Feinerdematerial muß damit aus einer Bodentiefe von mindestens 30-40 cm stammen.

Das Innere der Erdbeulen ist ständig in Bewegung. Hat der Kegel den kritischen Punkt überschritten, beginnt die Feinerde kegelabwärts zu rieseln und damit die Voraussetzung für ein neueres, stabiles Wachstum zu schaffen. Die Erdkegel sind sozusagen lebende Zeugen eines ständigen Bodenaustauschprozesses. Wie stark der Kalk-Gehalt dabei im Bult und Boden differieren kann, mag im folgenden Tab. 1 (aus HARD 1964) verdeutlichen.

Tab. 1: Bodenchemie der Erdbeulen

Bult	pH	7,0	7,1	7,2	7,0	7,0
	CaCO3 %	6,3	5,3	6,8	6,7	4,0
Boden	pH	6,3	7,1	6,9	6,8	6,2
	CaCO3 %	0,0	0,1	0,4	0,6	0,0
aus: HARD (1964)						

2.8.2 Vegetationsarme, offene, steinige Stellen

Vegetationsarme, offene, steinige Stellen sind eine zweite auffällige Feinstruktur in manchen Kalkhalbtrockenrasen. Sie sind in der Regel entlang von alten Flur- oder Parzellengrenzwegen ausgebildet und durch das ständige Befahren mit landwirtschaftlichem Gerät entstanden. Vielfach liegt der skelettreiche Unterboden bloß und die Halbtrockenrasenvegetation beschränkt sich auf ein kümmerliches Dasein zwischen den einzelnen, teilweise dicht an dicht anstehenden Kalksteinen (vgl. Abb. 8).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist eine Fläche bekannt geworden, wo eine solche Steinwüste erst entstanden war, als ein Landwirt vergeblich versuchte, den auf einem Höhenplateau liegenden Kalkhalbtrockenrasen wieder unter den Pflug zu nehmen und dabei ungewollt der wenige humose Oberboden abgetragen worden war.

3 METHODIK

3.1 TEMPERATUR

Aus der Literatur ist bekannt, daß die Temperaturen räumlich kaum getrennter Standorte je nach Exposition und Hangneigung äußerst unterschiedlich sein können (vgl. GEIGER 1961). Die Temperatur kann unter vergleichbaren Verhältnissen die Geschwindigkeit chemischer Reaktionsabläufe beeinflussen und bei einseitig verlaufenden biologischen oder anorganischen Reaktionen sogar das quantitative Reaktionsausmaß bestimmen (PALLMANN et al. 1940).

Aus diesem Grund wurde im Rahmen vorliegender Arbeit als abiotischer Parameter die auf einen Standort einwirkende Temperatur gemessen. Eine interessante Möglichkeit zur Ermittlung längerfristiger Durchschnittswerte der Temperatur bietet dabei die Zuckerinversmethode nach PALLMANN (s.u.).

3.1.1 Die Wärmesummen-Ermittlung

Diese von PALLMANN et al. (1940) entwickelte Untersuchungsmethode zur Erfassung von Wärmesummen bietet einen großen Vorteil. Sie kann für sehr unterschiedliche Zeiträume (eine Woche bis mehrere Monate) und aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Kosten auch für hohe Probenzahlen ausgelegt werden.

Sie erfordert allerdings zur Auswertung ein möglichst genaues Kreispolarimeter (MÜHLENBERG 1989).

Die „PALLMANN-Methode" beruht auf der Temperaturabhängigkeit und polarimetrischen Meßbarkeit der Inversionsgeschwindigkeit einer angesäuerten Rohrzuckerlösung (Saccharose).

Saccharose ist optisch aktiv. Sie dreht polarisiertes Licht nach rechts, d.h. positiv. Bei der Hydrolyse entsteht nun aus dem optisch rechtsdrehenden Rohrzucker optisch linksdrehender Invertzucker, ein äquimolekulares Gemisch aus Glucose und Fructose. Dieser Vorgang des Zuckerzerfalls ist streng temperaturabhängig. Er verläuft umso schneller, je höher die Temperatur ist.

Mit dem Polarimeter lassen sich nun Anfangsdrehwinkel der Meßlösung (Konzentration der Zuckerlösung zu Beginn der Reaktion) und ihr absoluter Enddrehwinkel (Konzentration der Zuckerlösung am Ende der Reaktion) sowie den Drehwert am Ende einer Meßperiode (die augenblickliche Konzentration) optisch genau bestimmen. Aus diesen Werten und unter Berücksichtigung der Wasserstoffionenkonzentration der Lösung kann nun die Mitteltemperatur errechnet werden, die während der Meßdauer am betreffenden Standort geherrscht hat (KERSBERG 1968, SCHUMACHER 1977, MÜHLENBERG 1989).

Bei diesen Mittelwerten handelt es sich jedoch nicht um ein arithmetisches sondern um ein exponentielles Mittel, um die sogenannte „Effektiv-Temperatur" (*T eff*) nach PALLMANN, die stets über dem arithmetischen Mittel liegt, und zwar umso mehr, je größer die Temperaturschwankungen während der Meßzeit sind (vgl. KERSBERG 1968). Die hohen Temperaturen gehen also stärker in das Mittel ein als niedere. „Die eT-Zahl ist daher stets größer als das arithmetische Mittel aus sämtlichen Etappentemperaturen, sie ist aber mathematisch streng definiert und ohne jeden zufälligen Charakter" (PALLMANN et al. 1940; Abb. 9).

Damit dürfen - streng genommen - solche Mittelwerte nur untereinander und nicht mit anderen gemessenen Mitteltemperaturen verglichen werden. Allerdings sind die Abweichungen gering, wenn im Laufe der Meßzeit keine allzu große Temperaturspanne durchmessen wird (MÜHLENBERG 1989). Nach SCHMITZ & VOLKERT (in KERSBERG 1968) zeigte sich z.B. bei hydrobiologischen Untersuchungen von Fließgewässern, daß die „Pallmann-Werte" bei der Messung von Wassertemperaturen, deren Schwankungsbereich wesentlich geringer ist als derjenige der Lufttemperaturen, nahezu vollständig der arithmetischen Mitteltemperatur entsprechen... „die Meßwerte unterschieden sich höchstens um einige Zehntelgrade".

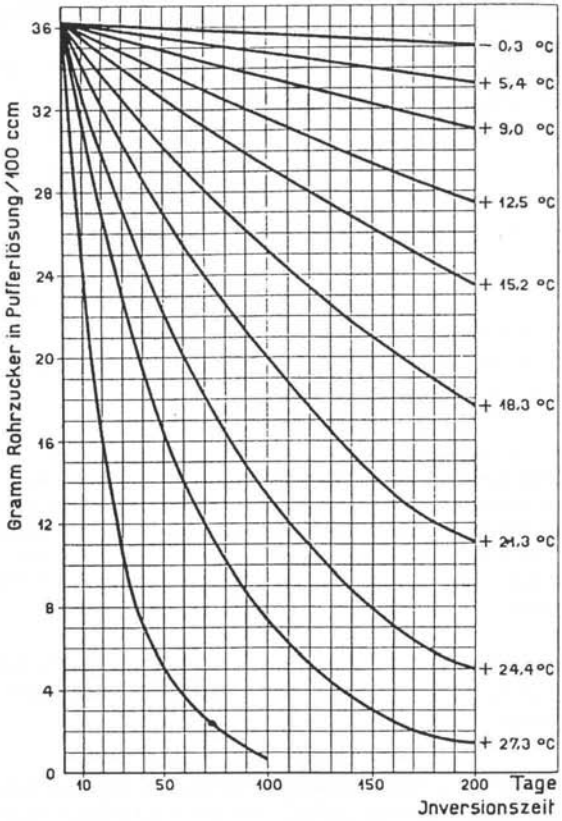


Abb. 9: Rohrzuckerinversion als Funktion von Zeit und Temperatur bei einer Zucker-Pufferlösung pH = 2,90 (aus: PALLMANN et al. 1940).

In der Abbildung ist der Inversionsablauf der Rohrzucker-Zitratpufferlösungen bei verschiedenen Konstanttemperaturen dargestellt. Unter den gewählten Versuchsbedingungen (pH=2,90) nimmt die Rohrzuckerkonzentration bei tiefen Temperaturen nur sehr langsam, bei höher werdenden Temperaturen rasch ab. Auf dieser starken Abhängigkeit der Rohrzuckerinversionsgeschwindigkeit von der Temperatur basiert das angewandte Verfahren zur Temperaturmessung nach PALLMANN.

3.1.2 Durchführung der Wärmesummen-Ermittlung

Die Lösungen wurden nach einem in MÜHLENBERG (1989) beschriebenen Verfahren hergestellt. Ein Liter fertige Lösung enthält demnach: 387,5 g Saccharose („Saccharose reinst"; $C_{12}H_{22}O_{11}$, M = 342,30 g/mol), 11,88 g Na-Citratdihydrat (zur Pufferung) und 3,5 ml Formaldehyd (zur Vergiftung gegen Algenbildung und gegen bakteriellen Abbau). Als pH wurde mittels konzentrierter HCl ein von PALLMANN empfohlener Wert von 2,9 eingestellt.

Je 15 ml fertiger Lösung wurden in ein lichtdurchlässiges, mit einem Propfen gut wasserdicht verschließbares Röhrchen gefüllt und bis zur Ausbringung im Gelände in einem Kühlschrank bei -2 ° C gelagert. Der Transport ins Gelände erfolgte mittels Kühltasche und Kälteakkus.

Zuvor waren weitere, zur notwendigen Messung des Anfangsdrehwinkels bestimmte Ampullen im Eisfach einer Kühltruhe eingefroren worden. Nach PALLMANN et al. (1940) liegt der experimentell ermittelte Gefrierpunkt des Ampulleninhaltes bei minus 4,7° C. Die Lösung invertiert dann nicht mehr und zeigt eine griesig-breiige Konsistenz. Die hohe Zuckerkonzentration bewirkt auch eine im Vergleich zu reinem Wasser unterschiedliche Gefriereigenschaft. KERSBERG (1968) berichtet, daß seine Lösungen im Winter Temperaturen von bis zu minus 25° C ausgesetzt waren, ohne daß die Glasampullen zersprangen.

Das Einsammeln geschah in gleicher Weise wie das Ausbringen: Die Ampullen wurden mittels Kühltasche eingeholt und schließlich tiefgefroren. Insgesamt stand also jede Ampulle gleich lang im Gelände.

Praktisch wurde der Enddrehwinkel dadurch bestimmt, daß mehrere Lösungen aufbewahrt und vor der Messung am Polarimeter im Wasserbad „zu Ende invertiert" wurden. Dazu wurden die Ampullen unterschiedlich lang gekocht. Es wurde angenommen, daß der Enddrehwinkel dann erreicht ist, wenn mehrere unterschiedlich lang wärmebehandelte Proben am Polarimeter einen identischen Drehwert aufwiesen. Im vorliegenden Versuch war der Enddrehwert bereits nach fünfstündigem Kochen im ca. 60 ° heißen Wasserbad erreicht und betrug minus 8,41.

Die Ampullen standen vom 23. Mai bis zum 04. September 1993 im Gelände. Dies enstpricht einer Expositionszeit von 105 Tagen. Pro Standort wurden mindestens zwei Ampullen ausgebracht. Die Methode wurde dahingehend standardisiert, daß eine Probe (unter leichtem Andrücken) auf den Boden und eine andere mit einem Draht an einem Stab in 30 cm Höhe angebracht wurde. Um mutwilliger Zerstörung vorzubeugen, wurden - unter Hinweis auf Art und Weise des Versuchs („Ökologische Untersuchungen, Universität des Saarlandes") und Angabe einer Telefon Nr. - die Propfen der Röhrchen mit vorgefertigten Etiketten beschriftet. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Lichtdurchlässigkeit aller Exponate gewährleistet war. Auf diese Weise standen im Untersuchungsjahr 1993 auf

21 Untersuchungsflächen unterschiedlicher pflanzensoziologischer Ausprägung
50 Gläschen mit Saccharoselösung (vgl. Abb. 10).

3.1.3 Meßverfahren zur Wärmesummen-Ermittlung

Die Proben wurden am Pharmazeutischen Institut der Universität des Saarlandes gemessen. Zur Verfügung stand ein Kreispolarimeter 241 der Firma Perkin-Elmer.

Das verwendete Gerät arbeitet nach dem Prinzip des optischen Nullabgleichs. Monochromatisches Licht gelangt vom Polarisator durch den Probenraum und über den Analysator zu einem Photomultiplier. In der Abgleichstellung sind Polarisator und Analysator senkrecht zueinander orientiert. Wenn eine optisch aktive Probe in den Lichtstrahl gebracht wird, wird durch das vom Photomultiplier empfangene Signal über ein Servosystem der Analysator so lange gedreht, bis der optische Nullabgleich wieder erreicht ist. Der Drehwinkel wird durch einen optischen Encoder gemessen und das Ergebnis digital angezeigt.

Als Lichtquelle verfügt das Gerät sowohl über eine Hg- als auch eine Na-Spektrallampe, die über ein Filterrad auf verschiedene Wellenlängen eingestellt werden können. Im Versuch wurde mit der Natrium-Lampe bei einer Wellenlänge von 589 nm gemessen.

3.2 VERBREITUNG UND DICHTE (SCHÄTZABUNDANZ)

Eine ausschließlich quantitative Erfassung der Heuschrecken erschien vor dem Hintergrund der Größe des Untersuchungsgebietes und der Vielzahl der zu untersuchenden Flächen nicht realistisch. Um dennoch das Heuschreckenpotential in seiner Bedeutung für den Raum und die Habitatbindung der einzelnen Arten ermitteln zu können, wurden qualitative (Verbreitung) bzw. halbquantitative Verfahren (Dichte, Schätzabundanz) angewandt (vgl. TISCHLER 1984).

Es wurde eine Linientaxierung durchgeführt. Dazu wurde jede Fläche in Transekte eingeteilt und die Arten wurden entlang dieser Transekte erfaßt. Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte nach akustischen und/oder optischen Merkmalen. Bei ausschließlicher optischer Erfassung wurden die Heuschrecken im Gelände gefangen und nach erfolgreicher Determination wieder frei gelassen. Zur Erfassung besonders leise singender Arten wurde anfangs auch ein Fledermausdetektor („Flan 2.2") verwandt. Mit dem Gerät konnten jedoch nicht an-

nähernd jene aus der Literatur bekannt gewordenen herausragenden Ergebnisse (z.B. FROEHLICH & HOLTZEM 1987a, 1987b) erzielt werden, so daß in der Folge auf den Einsatz des Fledermausdetektors verzichtet wurde.

Arten, die über keine Stridulationsorgane verfügen, wurden zwar im Gelände nachgesucht, sie sind, soweit es sich um wenig auffällige Arten handelt (z.B. Arten der Gattung *Tetrix*) aufgrund ihrer versteckten Lebensweise aber nur unvollständig erfaßt und demzufolge vermutlich unterrepräsentiert.

Die Erfassung der Arten erfolgte in den Sommermonaten Juli, August u. September der Jahre 1988-1993 (vgl. auch Kap. 3.2.1). In der Regel wurde in den Nachmittagsstunden bei sonniger Witterung kartiert. Jede Fläche wurde mindestens einmal begangen; große zusammenhängende Flächen wurden mehrmals aufgesucht.

Es wurde eine grobe Dichteschätzung anhand stridulierender Männchen durchgeführt (vgl. FEDERSCHMIDT 1988).

Die Einteilung der geschätzten Dichte (Schätzabundanz) erfolgte nach TISCHLER (1984, verändert) in die Klassen:

- 1 = vereinzelt (Einzelfunde)
- 2 = zerstreut/dicht (mehrere Individuen und/oder nur stellenweise zahlreich)
- 3 = sehr dicht (zahlreich auf der ganzen Fläche)

3.2.1 Problematik bei der Heuschreckenerfassung

Wie in dem einleitenden Kapitel bereits angedeutet worden ist, bestehen aufgrund fehlender akustisch auffälliger Merkmale, bei gleichzeitig terricoler Lebensweise, insbesondere bei Arten der Gattung *Tetrix* Unsicherheiten, was die tatsächliche Verbreitung im Untersuchungsgebiet anbelangt.

So wurde im Rahmen der Untersuchung bei jedem Geländebegang zwar immer wieder der Boden nach den kleinen *Tetrix*-Arten abgesucht, es ist aber nicht auszuschließen, daß das eine oder andere Individuum aufgrund der wenig auffälligen Lebensweise übersehen wurde und damit die Artengruppe der Dornschrecken im Rahmen vorliegender Kartierung unterrepräsentiert ist.

Diese Unsicherheit hängt mit der Phänologie der *Tetrix*-Arten zusammen, denn die Tiere überwintern oft schon in den ersten Larvenstadien und sind deshalb im darauffolgenden Frühjahr zu einer Zeit bereits adult, wo der „Rest" der Heuschrecken sich noch im Larvalstadium befindet; Imagines können aber auch während der gesamten Vegetationsperiode gefunden werden. Im jahreszeitlichen Entwicklungsverlauf lassen sich vermutlich sogar zwei sympatrisch lebende Stämme (Frühjahrsstamm, Sommerstamm) beobachten, die „streng monovoltin phasenverschoben nebeneinander herlaufen" (HOENEMANN 1977).

Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit überwiegend während der Sommermonate kartiert worden ist, ist es wahrscheinlich, daß die Artengruppe der Dornschrecken nicht auf allen Flächen optimal erfaßt worden ist.

Einen ähnlichen „Sonderfall" stellt die Feldgrille (*Gryllus campestris*) dar. Auch hier muß aufgrund saisonaler Besonderheiten davon ausgegangen werden, daß während der Sommermonate die tatsächlichen Vorkommen nur ungenügend erfaßt werden konnten, denn auch die Feldgrille überwintert als Larve - mit dem Ergebnis, daß im Frühjahr (etwa ab Mitte Mai) die Tiere bereits adult sind (vgl. auch REMMERT 1979 u. 1985; WALLASCHEK 1991). Im Sommer leben dann zwar wieder Larven in Teilen des Untersuchungsgebietes, die aufgrund mangelnder Gesangsaktivität dann aber wieder nur schwerlich zu finden sind.

Nun war dem Autor vor Beginn der eigentlichen Untersuchungen bereits aus Teilen des Bliesgaues bzw. dem Zweibrücker Westrich das Vorkommen der Feldgrille bekannt.

Andere, im Rahmen spezieller Gutachten erhobene Daten (z.B. Ergebnisse der Biotopkartierung Saarland) wiesen aber darauf hin, daß das Verbreitungsbild im gesamten Saarland keineswegs geschlossen ist.

Diese offensichtlich lückige Verbreitung war schließlich Anlaß, unter der klassischen biogeographischen Fragestellung: "warum fehlt Spezies x in Raum y"? (vgl. MÜLLER 1981) die Situation der Feldgrille speziell in den Muschelkalklandschaften des Untersuchungsgebietes eingehender untersuchen zu wollen.

Aufgrund der besonderen Phänologie der Art waren dafür aber zusätzliche Kartierbegänge im jeweiligen Frühjahr notwendig, die in den Jahren 1992 und 1993 schließlich noch intensiviert wurden.

Die Erfassung der Feldgrille erfolgte ausschließlich akustisch. Mit dem Fahrrad

wurden Teile des Untersuchungsgebietes abgefahren, das Vorkommen der Feldgrille notiert und aus den Angaben eine Karte der Verbreitung der Feldgrille im Untersuchungsgebiet gezeichnet.

Dabei wurde versucht, die Feldgrille möglichst punktgenau zu kartieren.

3.2.2 Zeigerwerte nach Ellenberg

Zur Ermittlung der Zeigerwerte nach ELLENBERG wurden auf dem Großteil der Flächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt und die Aufnahmen nach ELLENBERG et al. (1991) ausgewertet.

Angaben zur Geologie und Höhe wurden schließlich den gängigen Kartenwerken (vgl. Kap. 9) entnommen.

3.2.3 Erhobenes Datenmaterial

Gegenstand vorliegender Arbeit sind 1267 Verbreitungsdaten aus 198 untersuchten Standorten. Dazu kommen Daten aus Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen, artbezogenen Untersuchungen (z.B. Feldgrille), Untersuchungen zur Kongruenz, zum Raumwiderstand usw..

Der Bearbeitungsstand kann für den saarländischen Teil der Muschelkalkgebiete als weitgehend vollständig und für die Buntsandsteingebiete als repräsentativ bezeichnet werden.

3.2.4 Verwaltung der Daten

Die Daten wurden in eine eigens für vorliegende Fragestellung entwickelte Datenbank eingelesen. Die Daten sind dbase-verfügbar.

Auswertung und Darstellung erfolgte mit den am Institut für Biogeographie, Universität des Saarlandes, installierten Anwenderprogrammen, z.B. SPSS für Windows, MS Excel u.a.

3.3 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT

Die Feststellung, daß verschiedenartige Tiere sich nach bestimmten Regeln zu Lebensgemeinschaften zusammenfinden, ist die historische Grunderkenntnis der Biozönologie. „Während jedoch der botanische Zweig der Biozönologie mittlerweile so manche Blüten, vor allem aber viele Früchte trägt, hat es im zoologischen Bereich seit der Beschreibung der Austernbank-Biozönose durch MÖBIUS (1877) kaum nennenswerte Fortentwicklungen gegeben" (BORCHERDING 1994).

So hat die Frage nach der standörtlichen Übereinstimmung von Tier- und Pflanzengemeinschaft bereits etliche Autoren, z.T. aus den unterschiedlichsten Anlässen heraus, beschäftigt (vgl. KÜHNELT 1943, DEN BOER 1965, RABELER 1965 u. 1967, AMIET 1967 u. 1968, TIETZE 1974, PASSARGE 1981, MIOTK 1986, KRATOCHWILL 1987, WILMANNS 1987, BLAB 1988b; KÖHLER, VOPEL & BALLMANN 1989, BEYLICH, FRÜND & GRAEFE 1994).

Für TÜXEN gehörte es z.B. zu den „fesselnden Aufgaben für den Pflanzensoziologen", seine Erkenntnisse mit denen anderer natur- und sogar geisteswissenschaftlicher Disziplinen zu verknüpfen (WILMANNS 1987).

Die Ursachen, warum es nun im zoologischen Bereich kaum nennenswerte Fortschritte gibt, lassen sich im wesentlichen auf zwei Umstände zurückführen: „einerseits sind Tiere in der Regel schlecht handhabbar - meist klein, oft zahlreich und fast immer schwer zu bestimmen; andererseits sind sie an ihrem Lebensort nicht annähernd so verwurzelt wie die Pflanzen und mithin zu vielen Heimlichkeiten befähigt" (BORCHERDING 1994).

Bei der Frage, wieweit innerhalb eines hierarchisch gegliederten Systems, vegetationskundliche Einheiten als Grundlage für faunistische Untersuchungen verwendet werden können, geht es also - wie BLAB (1988b) es ausdrückt - um die „Möglichkeiten und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für die Erfassung von Zoozönosen".

RABELER erkannte in diesem Zusammenhang schon recht früh, ... daß die Zoozönotik von vorbestimmten Untersuchungseinheiten ausgehen muß, „da die Tierbestände nicht ... als ganze unmittelbar der Beobachtung zugänglich sind" (RABELER 1965). Nach WILMANNS können RABELERs Arbeiten inzwischen als Vorbilder für diese Forderung dienen, denn „man findet bei einer Reihe von

Tierarten erwartungsgemäß Bindungen an Pflanzengesellschaften, die sich allerdings bei regionaler Betrachtung lösen können, - nicht anders als es bei Pflanzen der Fall zu sein pflegt" (WILLMANNS 1987).

Wie sieht es nun mit der Kongruenz von Heuschreckenzönose und Phytozönose aus? Zur Klärung der Frage wurden im Mai/Juni des Jahres 1992 31 Repräsentativ-Flächen ausgesucht. Es erfolgte eine pflanzensoziologische Aufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1951) sowie eine Aufnahme des Heuschreckenbestandes nach dem in 3.2 beschriebenen Schätzverfahren. Damit die im Frühjahr pflanzensoziologisch bearbeitete Fläche im Sommer zur Heuschreckenaufnahme wieder aufgefunden werden konnte, war die Fläche mit Holzpfählen markiert. Im Sommer des gleichen Jahres wurden schließlich die Heuschrecken aufgenommen.

Die Vegetationsaufnahme sollte die Flächen weitgehend repräsentieren. Aus diesem Grunde wurde jeweils dort in einem Magerrasen die Aufnahme gemacht, wo auch flächenmäßig der Grundsatz der Repräsentativität gewährleistet war.

Die Flächengröße für die Vegetationsaufnahme betrug 25 m^2.

Bei 5 der 31 Standorte war infolge ungünstiger Witterung, bzw. kurz zuvor stattgefundener Mahd, der Grundsatz der Vergleichbarkeit nicht mehr gewährleistet. Das Untersuchungsprogramm mußte deshalb auf 26 Standorte reduziert werden.

Die Untersuchungen zur Kongruenz wurden nur auf Kalkmagerrasen durchgeführt.

3.4 RAUMWIDERSTAND

Zur Messung des Raumwiderstandes (Vegetationsstruktur) wurde in vorliegender Arbeit ein einfaches Verfahren angewandt (Abb. 11), das MÜHLENBERG (1989) vorstellt: zwei Stäbe werden im Abstand von 30 cm in den Boden geschlagen und ein waagerechtes Drahtstück wird in gewünschter Höhe (z.B. alle 10 cm) seitlich so eingeschoben, daß alle Berührungspunkte von Gräsern und Kräutern an diesem Drahtstück (getrennt) protokolliert werden können. Das Verfahren bietet die Möglichkeit quantitativer Auswertung und wurde bereits von HEYDENREICH & BÖLSCHER (1993), LANGMAACK (1994) bzw. WILKEN (1994) in freilandbiologischen Arbeiten erfolgreich angewandt.

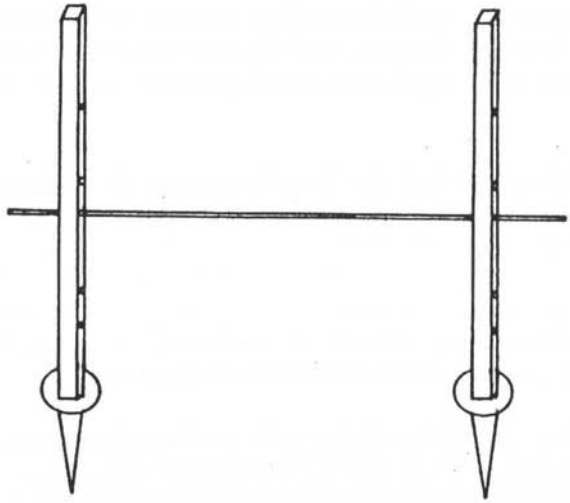


Abb. 11: Gerät zur Messung der Vegetationsdichte im Grasland.

Die senkrechten Stäbe werden im Abstand von 30 cm in den Boden geschlagen und dann wird ein waagerechtes Drahtstück in die entsprechenden Höhen seitlich eingeschoben (aus: MÜHLENBERG 1989).

Im Rahmen vorliegender Arbeit wurde der Raumwiderstand bis in 50 cm Höhe gemessen. Ziel war es, einen möglichst repräsentativen Querschnitt durch das Strukturtypenspektrum der Kalkhalbtrockenrasen zu erhalten, um ausgehend davon, für die einzelnen Arten die jeweils typische Vegetationsstruktur ermitteln zu können.

Um Störungen weitestgehend zu vermeiden, wurde jeweils vor der Messung der Vegetationsstruktur der Heuschreckenbestand ermittelt. Es wurde ausschließlich in den Nachmittagsstunden und nur bei gutem Wetter kartiert. Außerdem wurde für die Kartierung eine Zeit ausgesucht, in der sich die Vegetationsstruktur nicht mehr auffallend änderte (s.u.) und in der die phänologisch spät erscheinenden Arten, wie z.B. *Phaneroptera falcata*, gerade adult geworden waren.

Die untersuchten Standorte hatten eine durchschnittliche Flächengröße von 20 m^2. Pro Standort wurde insgesamt zweimal Struktur gemessen. Die Auswertung (vgl. Kap. 4.13) erfolgte artbezogen unter Mittelwertbildung.

Die Untersuchungen zur Vegetationsstruktur beziehen sich nur auf Kalkmagerrasen. Auf den lückigen Silbergras- und Kleinschmielenfluren wurde aus naheliegenden Gründen keine Vegetationsstruktur gemessen (vgl. Abb. 12).

3.4.1 Problematik bei der Vegetationsstrukturmessung

Alle Grünlandvegetationstypen ändern über das Jahr hinweg ihre Physiognomie. Pflanzenarten z.B., die noch im Frühjahr aspektbildend sind, werden mit fortschreitender Vegetationsperiode fast bis zur strukturellen Bedeutungslosigkeit verdrängt. So betrachtet, können in bezug auf die Vegetationsdichte, Grünlandvegetationstypen äußerst dynamische Gebilde sein.

Die Aspektwechsel verändern natürlich auch die Biotopstruktur einer Fläche. So ist davon auszugehen, daß z.B. ein Halbtrockenrasen im Frühsommer eine vollkommen andersartige Biotopstruktur aufweist als etwa im Herbst. Dies erschwert die „Aufnahmemodalitäten", denn grundsätzlich sollten bei der Analyse der Habitatbindung auch saisonale Aspekte mit berücksichtigt werden. Nun ist innerhalb dieser saisonalen Aspekte allerdings noch einmal eine Zeitspanne zu unterscheiden, in der die Struktur sich, insgesamt gesehen, weniger rasch verändert und man demzufolge von einer eher „statischen Phase" reden könnte.

Kalendarisch ist dies die Zeit ab Anfang August bis Mitte/Ende September. Da aus naheliegenden, nicht zuletzt auch fahrtechnischen Gründen, sowohl Struktur als auch Heuschrecken gleichzeitig, d.h. während eines Beganges erfaßt werden sollten und da die Gesamtheit der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Heuschrecken wiederum erst ab Ende Juli repräsentativ erfaßt werden können (ab Ende Juli/Anfang August erscheinen in der Regel die ersten Imagines von *Phaneroptera falcata;* vgl. OSCHMANN 1993), beschränkte sich der Aufnahmezeitpunkt auf die Zeit zwischen Ende Juli und Mitte September.

Larven wurden in vorliegendem Falle keine berücksichtigt, obwohl in der Literatur darauf hingewiesen wird, daß Larven auch andere Strata besiedeln können als Imagines (vgl. KALTENBACH 1963). Die Angaben zur Biotopstruktur stellen insofern nur Momentaufnahmen dar; eine saisonale Dynamik wurde also nicht berücksichtigt.

3.5 DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN

Es ist vorstellbar, daß Heuschreckenzönosen eine zeitliche Dimension mit wechselnden Arten- und/oder Individuenzahlen besitzen.

Zur Untersuchung der Persistenz von Heuschreckenzönosen wurden deshalb Dauerbeobachtungen durchgeführt. Die Dauerbeobachtungsflächen waren eingerichtet auf:

- Pflegeflächen
- Nutzflächen
- Sukzessionsflächen

Die Dauerbeobachtungsflächen repräsentieren die Muschelkalkgebiete des Blies- und Saargaus (Wolferskopf).

Der Wolferskopf

Der Wolferskopf (Naturraum Saar-Nied-Gau) wurde ausgewählt, weil für ihn, als Fläche mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung (vgl. DORDA & MAAS 1991), die Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes, mit dem Ziel einer Formulierung exakter Pflegevorgaben, in Angriff genommen worden war.

Am Beispiel des Wolferskopfes handelt es sich also um Pflegeflächen, auf denen nach der Biotopersteinrichtung (Erstpflege = Mahd, Gehölzrückschnitt usw.) fortan traditionelle Bewirtschaftungsformen simuliert werden.

Der Bliesgau

Beim Bliesgau handelt es sich sowohl um Nutz- als auch Sukzessionsflächen. Bei der Auswahl wurde darauf geachtet, daß die zu untersuchenden Nutz- und Sukzessionsflächen möglichst benachbart lagen (Idealfall: einheitlicher Kalkhalbtrockenrasenhang, der zu einem Teil genutzt wird und zum anderen brach liegt).

3.5.1 Markierung und Grenzziehung

Alle Dauerbeobachtungsflächen wurden in Lage und Form beschrieben und anhand markanter Punkte im Gelände eingerichtet. Die Grenzziehung orientierte sich dabei an optisch auffälligen Strukturen wie Gebüschen, Lesesteinwällen, Baumsolitären usw. Bei schwierigem Gelände wurden die Flächen im Maßstab 1:25000 auf eine Karte übertragen. Letztlich waren alle Dauerbeobachtungsflächen so eingerichtet, daß jede, anhand einer eindeutigen Grenzziehung, wiedergefunden und folgeuntersucht werden konnte.

Insgesamt waren 23 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Sechs davon befanden sich am Wolferskopf, wo bereits im Jahre 1990 mit der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen begonnen wurde. Im Jahre 1992 wurden schließlich vier weitere Dauerbeobachtungsflächen am Wolferskopf sowie 13 im Bliesgau eingerichtet.

3.5.2 Fangverfahren

„Transektflächen" (s.u.) wurden mit der in 3.2 beschriebenen Standardmethode bearbeitet. Ab 1992 wurde auf neu eingerichteten Flächen darüberhinaus mit dem **Isolationsquadrat** befangen.

Das verwendete Isolationsquadrat hat eine Kantenlänge von 1 x 1 m und eine Höhe von 90 cm. Die Seitenteile des Isolationsquadrates sind mit Leinen bespannt. Das Isolationsquadrat ist so konstruiert, daß es auseinandergeschraubt, mit dem Auto transportiert und mühelos an seinen jeweiligen Einsatzort im Gelände getragen werden kann.

3.5.2.1 Problematik bei den Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen

Die Gründe, warum bislang nur wenig Untersuchungen zur Persistenz von Heuschreckenzönosen durchgeführt wurden, sind vielfältiger Natur. Neben der Tatsache, daß ein solches Programm auf mehrere Jahre ausgelegt sein muß, ist ein weiterer Grund sicherlich die Notwendigkeit eines auf Jahre vorausschauenden Konzeptes, das günstigenfalls nicht mehr geändert respektive verbessert werden muß.

So auch im vorliegenden Fall, wo die Persistenz anfänglich nur unter dem Gesichtspunkt der Artenkonstanz betrachtet wurde und erst später (ab 1992) auch Veränderungen in der Individuendichte (Weinhähnchen; vgl. Kap. 3.6) berücksichtigt wurden. Dabei wurde mit unterschiedlicher Methodik gearbeitet.

Wie bereits o.a. wurden im Jahr 1990 die Aufnahmen am Wolferskopf mit der Transektmethode, unter Verwendung der Schätzabundanz, durchgeführt. Ab 1992 wurde schließlich am Wolferskopf sowie im Bliesgau mit dem Isolationsquadrat - unter dem Gesichtspunkt der Individuenkonstanz - befangen.

Dies machte die Einrichtung zusätzlicher Dauerbeobachtungsflächen notwendig. Die Transektflächen wurden also fortan mit der Transektmethode und die restlichen Dauerbeobachtungsflächen mit dem Isolationsquadrat befangen.

Die Ergebnisse aus den beiden unterschiedlichen Methoden können jedoch nicht miteinander verglichen werden.

Arbeitstechnisch bedeutet dies, daß die Ergebnisse getrennt, nach der jeweiligen Methode dargestellt und diskutiert werden müssen. Dem wird in den Kap. 4 u. 5 entsprechend Rechnung getragen.

3.5.2.2 Jahreszeit der Untersuchungen

Da Populationskurven verschiedener Arten im allgemeinen nicht kongruent sind, sondern ein wenig gegeneinander verschoben (KÖHLER & BRODHUN 1987, KÖHLER 1988a) wurden die Untersuchungen zur Persistenz einheitlich an festgelegten Terminen, Ende August/Anfang September eines jeden Jahres und damit auch in der Zeit der (meisten) Imagines, durchgeführt.

3.5.2.3 Einsatz des Isolationsquadrates

Wie bereits dargestellt, wurde anfänglich mit der Transektmethode untersucht und später zusätzlich das Isolationsquadrat verwendet.

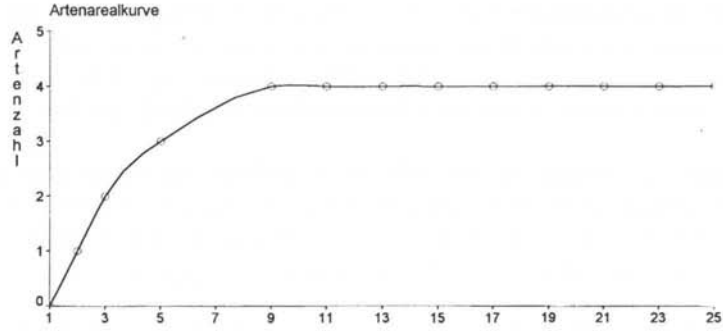


Abb. 13a: „Zwiebelberg", Walsheim, Trespen-Glatthafenwiese genutzt

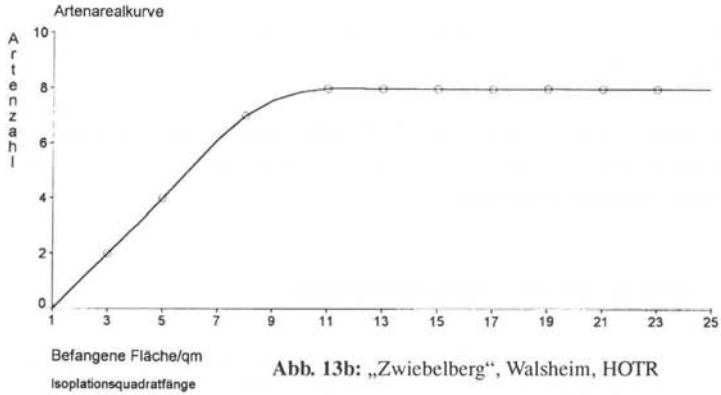


Abb. 13b: „Zwiebelberg", Walsheim, HOTR

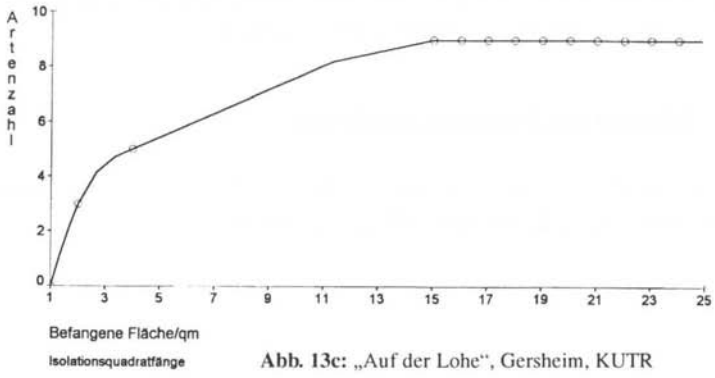


Abb. 13c: „Auf der Lohe", Gersheim, KUTR

Da die Dauerbeobachtungsflächen unterschiedlich groß sind, mußte, unter dem Gesichtspunkt der Artenarelkurve, anfänglich für jede Dauerbeobachtungsfläche die minimale Flächengröße bestimmt werden, die zur Erfassung der auf der jeweiligen Dauerbeobachtungsfläche vorkommenden Arten notwendig ist (vgl. FEDERSCHMIDT 1988, V.U.B.D. 1992, DETZEL 1991).

Dazu wird die befangene Fläche schrittweise vergrößert und das Isolationsquadrat jeweils neu gesetzt. Die minimale Flächengröße ist dann erreicht, wenn sich die Artenzahl auf einen bestimmten Wert einpendelt und bei weiterem Setzen des Isolationsquadrates keine neuen Arten mehr hinzukommen.

Im Rahmen vorliegender Untersuchung konnte ein Kulminationspunkt zwischen 9 und 20 m^2 befangener Fläche ermittelt werden. Die Abb. 13 a-c zeigen (anhand von Einzelbeispielen, jedoch stellvertretend für alle Dauerbeobachtungsflächen), daß bereits ab dem 10-15maligen Setzen des Isolationsquadrates die Artenarealkurven parallel zur Abszisse verlaufen.

Damit die Individuenzahlen der einzelnen Dauerbeobachtungsflächen untereinander verglichen werden können, wurde festgelegt, das Isolationsquadrat auf allen Flächen 25 mal zu setzen.

3.5.2.4 Vegetationsstrukturmessung

Zur Dokumentation möglicher Strukturveränderungen wurde sowohl zu Beginn der Untersuchungen als auch bei den jährlich wiederkehrenden Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen die Vegetationsstruktur nach dem in Kap. 3.4 beschriebenen Verfahren gemessen.

3.6 ARTBEZOGENE UNTERSUCHUNGEN

An einer Art (Weinhähnchen - *Oecanthus pellucens*) wurden gezielt Untersuchungen zur Dispersion durchgeführt. Dazu wurden seit 1988 jährlich Daten über Präsenz und Dichte der Art im Saarland erhoben. Dabei wurden insbesondere während der Monate August und September nächtliche Kontrollfahrten mittels Fahrrad und Auto durchgeführt. Da die Weinhähnchen verstärkt ab ca. 19 Uhr (MESZ) bis in die frühen Morgenstunden singen, konnte auf die Weise recht sicher das Vorkommen der Art im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes kartiert werden.

Zur Unterstützung der nächtlichen Kontrollfahrten wurden schließlich auch Begänge tagsüber durchgeführt. Dabei wurden die Weinhähnchen gezielt in der Vegetation nachgesucht.

Aufschluß über die Bestandsdichte gaben die im Rahmen quantitativer Dauerbeobachtungsflächenuntersuchungen (vgl. Kap. 3.5.2.1) durchgeführten Erhebungen mit dem Isolationsquadrat.

An einer Population („Auf der Lohe", Gersheim) wurden im Jahr 1993 gezielt Untersuchungen zur Flugfähigkeit durchgeführt. Die Weinhähnchen wurden gefangen, mit einer Schieblehre die Flügellängen (Vorder- und Hinterflügel = Elytra und Alae) vermessen und anschließend - unter Hochwerfen - die Weinhähnchen zum Fliegen animiert. Die zurückgelegte Flugstrecke wurde mit einem Bandmaß vermessen und für Männchen und Weibchen getrennt protokolliert.

Auf vier Flächen („Auf der Lohe", Gersheim; „Zwiebelberg", Walsheim; „Badstube", Mimbach; „Hahnen", Webenheim) wurde im Jahr 1994 zusätzlich die Variation der Flügellängen (Vorder- und Hinterflügel) untersucht. Mit dem Streifkescher wurden pro Fläche 10 standardisierte Doppelschläge durchgeführt. Bei den gefangenen Tieren wurden, unter Verwendung der Schieblehre, die Flügellängen (Vorder- und Hinterflügel) vermessen sowie das Geschlecht bestimmt.

Die im Gelände gewonnenen Daten wurden schließlich durch Beobachtung von in Gefangenschaft gehaltenen Tieren ergänzt. Dazu wurden im Jahr 1992 (drei Männchen, zwei Weibchen), 1993 (vier Männchen) und 1994 (zwei Männchen, zwei Weibchen) Weinhähnchen in einem Glas gezogen. Die Tiere stammten von dem Halbtrockenrasen „Auf der Lohe" bei Gersheim bzw. (1994) der „Badstube" bei Mimbach.

4 ERGEBNISSE

4.1 TEMPERATUR

Die Bodenwerte der untersuchten Kalkhalbtrockenrasenflächen differieren beträchtlich, während die Temperatursummen der bodennahen Luftschicht in 30 cm Höhe (Stab) offensichtlich nur noch gering schwanken (Abb. 14 u. 15). Besonders auffällig ist der Unterschied bei den Gamanderreichen- und Kurzrasigen Trespenrasen, wo zwischen Boden- und bodennaher Luftschicht, im Einzelfall, Unterschiede von bis zu 10 ° C T_{eff} gemessen worden sind (Tab. 2; Erläuterung der Abkürzungen siehe Anhang). Aber auch bei den Hochrasigen Trespenrasen sind die gemessenen Bodenwerte auffallend höher.

Tab. 2: Ergebnisse der Temperaturmessung

Nr.	Standort	Vegetation	Exposition	Höhe	Stab Rt (°)	Stab T eff (Kelvin)	Stab T eff (° Celsius)	Boden Rt (°)	Boden T eff (Kelvin)	Boden T eff (° Celsius)
4	Peppenkum, "NSG Wacholderberg"	GATR	S	270	10,05	287,1	13,9	Ø	Ø	Ø
12	Gräfinthal, NSG "Letschenfeld"	KUTR	W	270	10,68	286,9	13,8	1,65	290,9	17,7
15	Perl, "Hammelsberg"	HSTKTR	S	300	10,55	286,9	13,8	Ø	Ø	Ø
29	Böckweiler, "Kahlenberg"	HOTR	E	340	8,57	287,6	14,5	Ø	Ø	Ø
36	zw. Wittersheim u. Ormesheim	HOTR	E	300	9,88	287,2	14	Ø	Ø	Ø
53	Wecklingen, "Bobersloch"	HOTR	S	300	9,59	287,3	14,1	-2,65	294,4	21,3
56	zw. Ormesheim u. Eschringen	ZWR	SE	250	Ø	Ø	Ø	4,39	289,4	16,2
57	Riesweiler, NSG "Großbirkel"	GATR	SW	300	Ø	Ø	Ø	1,68	290,8	17,7
61	Altheim, "Kuckucksberg"	GATR	SW	300	10,51	286,9	13,8	-4,47	296,9	23,7
62	Altheim, "Rußtal"	GATR	W	300	10,25	287	13,9	-2,12	293,8	20,7
71	Bebelsheim, NSG "Guldenfeld"	KUTR	SE	260	8,74	287,6	14,4	Ø	Ø	Ø
74	Gersheim, "Auf der Lohe"	KUTR	SE	330	11,71	286,6	13,4	0,61	291,6	18,4
77	Ballweiler, NSG "Kalbenberg"	HOTR	NE	340	11,98	286,5	13,4	Ø	Ø	Ø
127	zw. Ormesheim u. Ensheim	HOTR	W	270	9,83	287,2	14	0,15	291,9	18,7
128	Gersheim, NSG "Zwischen den Lachen"	HOTR	SE	250	10,56	286,9	13,9	0,21	291,9	18,7
175	zw. Gräfinthal u. Ormesheim	ZWR	W	310	10,45	287	13,8	10,78	286,9	13,7
	Ø = ausgefallen									

Bemerkenswert ist dagegen die Situation bei den Zwenkenrasen. Hier stimmen Boden- und Stabwert weitgehend überein.

Der höchste Bodenwert (T_{eff} °C) wurde in dem Garmanderreichen Trespenrasen „Kuckucksberg" bei Altheim mit 23,7 gemessen, der geringste Bodenwert (13,7) dagegen in einem Zwenkenrasen zwischen Gräfinthal und Ormesheim.

Der höchste Stabwert (T_{eff} °C) wurde in einem Hochrasigen Trespenrasen am „Kahlenberg" bei Böckweiler mit 14,5 gemessen, die Minima verteilen sich mit 13,8 auf fünf Standorte.

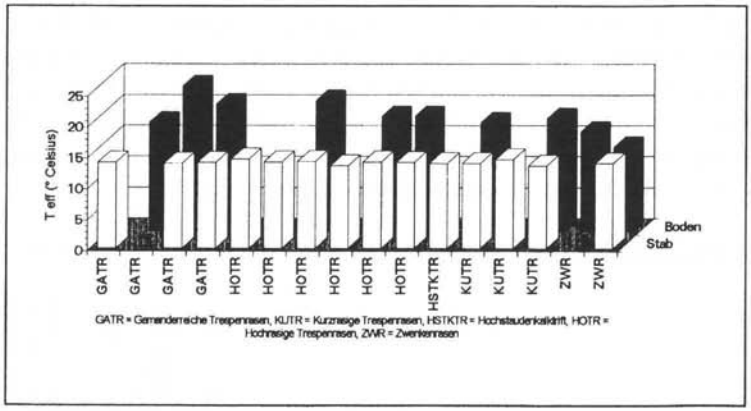


Abb. 14: Wärmesumme - Effektivtemperatur T eff (°C) - auf ausgewählten Kalkhalbtrockenrasen des UG für die Zeit vom 23.05. bis 04.09.1993

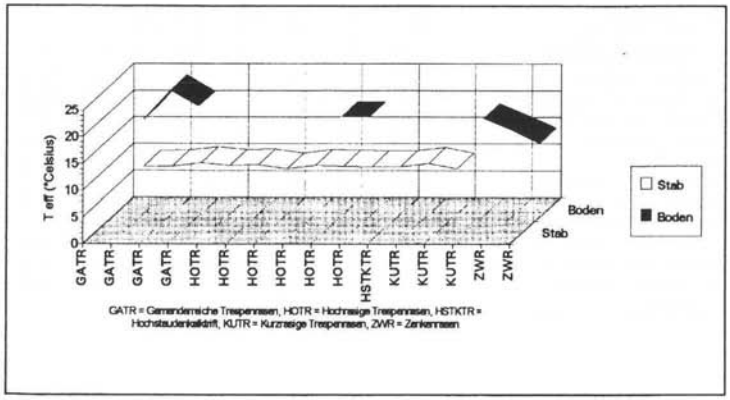


Abb. 15: Effektivtemperaturen (Boden und Stab) in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

Tab. 3: Gesamtartenliste *		
MANTODEA		
	Mantidae	
		Mantis religiosa LINNAEUS, 1758
SALTATORIA		
	Tettigoniidae	
		Phaneroptera falcata (PODA, 1761)
		Leptophyes punctatissima (BOSC, 1792)
		Conocephalus discolor THUNBERG, 1815
		Tettigonia viridissima LINNAEUS, 1758
		Decticus verrucivorus (LINNAEUS, 1758)
		Platycleis albopunctata (GOEZE, 1778)
		Metrioptera roeseli (HAGENBACH, 1822)
		Metrioptera bicolor (PHILIPPI, 1830)
		Pholidoptera griseoaptera (DE GEER, 1773)
	Gryllidae	
		Gryllus campestris LINNAEUS, 1758
		Nemobius sylvestris (BOSC, 1792)
		Oecanthus pellucens (SCOPOLI, 1763)
	Tetrigidae	
		Tetrix tenuicornis (SAHLBERG, 1893)
	Catantopodida	
		Calliptamus italicus (LINNAEUS, 1758)
	Locustinae	
		Oedipoda caerulescens (LINNAEUS, 1758)
		Oedipoda germanica (LATREILLE, 1804)
	Gomphocerinae	
		Chrysochraon dispar (GERMAR, 1831)
		Chrysochraon brachyptera (OCSKAY, 1826)
		Stenobothrus lineatus (PANZER, 1796)
		Omocestus viridulus (LINNAEUS, 1758)
		Omocestus ventralis (ZETTERSTEDT, 1821)
		Omocestus haemorrhoidalis (CHARPENTIER, 1825)
		Gomphocerus rufus (LINNAEUS, 1758)
		Myrmeleotettix maculatus (THUNBERG, 1815)
		Chorthippus biguttulus (LINNAEUS, 1758)
		Chorthippus brunneus (THUNBERG, 1815)
		Chorthippus mollis (CHARPENTIER, 1825)
		Chorthippus dorsatus (ZETTERSTEDT, 1821)
		Chorthippus parallelus (ZETTERSTEDT, 1821)
		Chorthippus montanus (CHARPENTIER, 1825)
* Nomenklatur nach DETZEL (1991)		

4.2 ARTENINVENTAR

Auf den Kalk- und Sandmagerrasen des Untersuchungsgebietes konnten die vorstehend genannten 31 Arten (MANTODEA u. SALTATORIA) nachgewiesen werden (Tab. 3).

4.3 PRÄSENZ DER ARTEN

Die Arten sind im Untersuchungsgebiet unterschiedlich häufig. Häufigen Arten, wie z.B. *Chorthippus parallelus, Chorthippus biguttulus, Stenobothrus lineatus. Metrioptera bicolor* oder *Chrysochraon dispar*, die auf fast allen Untersuchungsflächen vorkommen, stehen seltene Arten, wie z.B. *Oedipoda germanica, Calliptamus italicus, Mantis religiosa* oder *Chrysochraon brachyptera* gegenüber, die auf nur wenigen Flächen vorkommen. Dazwischen stehen die verbreitet im Gebiet vorkommenden Arten, wie z.B. *Decticus verrucivorus, Oecanthus pellucens, Omocestus ventralis* u.a.

Bei den Heuschrecken bestehen aber nicht nur Unterschiede in der Präsenz; es konnten auch Unterschiede bzgl. der Dichte (Schätzabundanz) festgestellt werden.

Die Abb. 16 a-f vermitteln einen repräsentativen Querschnitt der Präsenz [%] ausgewählter Arten auf den einzelnen untersuchten Standorten. Die verschiedenartig schraffierten Kreissegmente reflektieren dabei die jeweilige Dichte. Die Angaben bedeuten: 0 = kein Vorkommen; 1,2,3 = Vorkommen mit den entsprechenden Schätzabundanzen (vgl. 3.2).

4.4 VERTEILUNG DER ARTEN

Die Arten sind nicht gleichmäßig im Raum verteilt. Erwartungsgemäß bestehen große Unterschiede zwischen den Buntsandsteingebieten (Homburger- und Saarlouiser Raum) einerseits und den Kalkgebieten (Perl-Siercker-Raum, Metzer Raum, Lothringer Land, Blies- und Saargau) andererseits. Aber auch innerhalb der Kalkgebiete gibt es wiederum Unterschiede, die eine nähere Betrachtung notwendig machen.

Tab. 4 zeigt die gesamte Verteilung der Arten (Mantodea u. Saltatoria) auf die einzelnen Teilgebiete des Untersuchungsraumes.

Tab. 4: Verteilung auf die einzelnen Untersuchungsgebiete

	Perl-Siercker Raum	Metzer Raum	Lothringer Land	Blies-Gau	Saar-Gau	Homburger Raum	Saarlouiser Raum	total
Mantis religiosa		●						2
Phaneroptera falcata	●	●	●	●	●			87
Leptophyes punctatissima			●	●	●			8
Conocephalus discolor			●	●	●			7
Tettigonia viridissima	●	●	●	●	●	●	●	73
Decticus verrucivorus	●	●	●	●	●	●	●	34
Platycleis albopunctata	●	●	●	●	●		●	43
Metrioptera roeseli				●				29
Metrioptera bicolor	●	●	●	●	●	●	●	113
Pholidoptera griseoaptera			●	●	●			31
Gryllus campestris		●		●		●	●	28
Nemobius sylvestris	●			●	●			27
Oecanthus pellucens	●	●	●	●	●			54
Tetrix tenuicornis				●	●			8
Calliptamus italicus		●						5
Oedipoda caerulescens	●	●		●	●	●	●	33
Oedipoda germanica		●						1
Chrysochraon dispar	●	●	●	●	●	●		107
Chrysochraon brachyptera	●	●	●					6
Stenobothrus lineatus	●	●	●	●	●	●		97
Omocestus viridulus				●		●		3
Omocestus ventralis	●		●	●	●			50
Omocestus haemorrhoidalis	●	●		●		●		8
Gomphocerus rufus	●	●	●	●	●	●		49
Myrmeleotettix maculatus		●				●	●	17
Chorthippus biguttulus	●	●	●	●	●	●	●	119
Chorthippus brunneus	●	●	●	●	●	●	●	31
Chorthippus mollis		●				●	●	15
Chorthippus dorsatus	●	●	●	●	●			43
Chorthippus parallelus	●	●	●	●	●	●	●	136
Chorthippus montanus						●		1

Bei der Tabelle ist zu beachten, daß ein Punktsymbol bereits das einmalige Vorkommen einer Art repräsentieren kann. Zum besseren Verständnis ist als Relation die Gesamtzahl (total) aller Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet angegeben.

4.4.1 Die Buntsandsteingebiete

In der Summe wurden in den Buntsandsteingebieten des Homburger- und Saarlouiser Raumes 17 Heuschreckenarten festgestellt. Während es z.B. in den Kalkgebieten Arten gibt, die ausschließlich dort vorkommen (s.u.), können (bis auf *Chorthippus montanus*) für die Buntsandsteingebiete keine Arten genannt werden, die ausschließlich hier vorkommen. Bei der Analyse ist allerdings zu beachten, daß mehr Kalkgebiete als Buntsandsteingebiete in die Statistik eingehen.

Unabhängig davon gibt es aber regionale Unterschiede. So kommt mit dem im Jahre 1990 als Neufund für das Saarland gemeldeten *Omocestus haemorrhoidalis* (DORDA 1990) in den Buntsandsteingebieten des Homburger Raumes eine Art vor, die den Buntsandsteingebieten des Saarlouiser Raumes offensichtlich fehlt.

4.4.2 Die Kalkgebiete

Bis auf *Chorthippus montanus*, die saarlandweit aber keine ausgesprochene Sandart ist (vgl. DORDA, MAAS & STAUDT in präp.), kommen in den Kalkgebieten alle Arten des Untersuchungsgebietes vor. Mehr noch als bei den Buntsandsteingebieten, bestehen allerdings Unterschiede in der Verteilung der Arten (s.u.).

Darüberhinaus kommen im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes auch alle Arten des saarländischen Teils vor, was umgekehrt allerdings keine Gültigkeit hat (Tab. 4).

4.4.2.1 Der Perl-Siercker Raum

Der Perl-Siercker-Raum, zu dem die Trockenhänge bei Montenach und auch der Hammelsberg südl. Perl gestellt werden, zeichnet sich durch das Vorkommen von *Chrysochraon brachyptera* und *Omocestus haemorrhoidalis* aus.

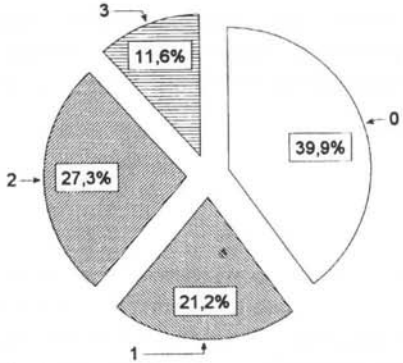


Abb. 16a: *Chorthippus biguttulus*

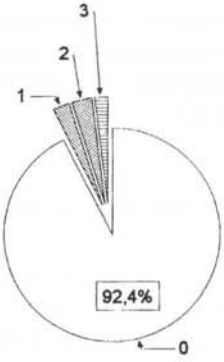


Abb. 16b: *Chorthippus mollis*

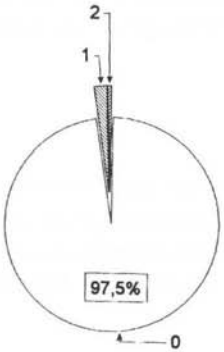


Abb. 16c: *Calliptamus italicus*

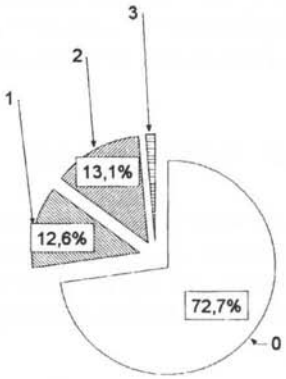


Abb. 16d: *Oecanthus pellucens*

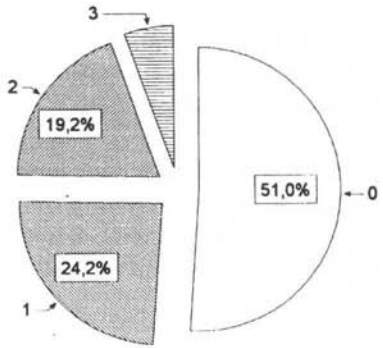


Abb. 16e: *Stenobothrus lineatus*

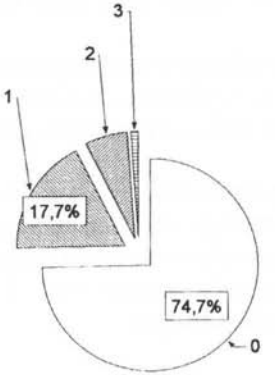


Abb. 16f: *Omocestus ventralis*

(0=kein Vorkommen; 1,2,3=Vorkommen mit Schätzabundanzen)

Chrysochraon brachyptera kommt im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes nicht vor. *Omocestus haemorrhoidalis* wurde in nur einem Exemplar auf einem Halbtrockenrasen bei Walsheim (Bliesgau) gefunden (vgl. 4.4.3.13).

4.4.2.2 Der Metzer Raum

Einzig auf den Jura-Kalken des Metzer Raumes wurden die xerophilen Arten (vgl. Kap. 5.6) *Calliptamus italicus* und *Oedipoda germanica* nachgewiesen. Wie im Perl-Siercker-Raum kommt aber auch hier *Omocestus haemorrhoidalis* vor. Für die Art *Myrmeleotettix maculatus* wurde das einzige Vorkommen auf Kalk und damit außerhalb der Buntsandsteingebiete nachgewiesen (vgl. Kap. 4.4.3.8). Eine faunistische Besonderheit ist die Gottesanbeterin *Mantis religiosa*, die auf einem Trockenhang bei Arnaville als Imago an zwei Stellen gefunden wurde.

4.4.2.3 Lothringer Land

Das Lothringer Land hat mit den beiden o.g. Kalkgebieten das Vorkommen von *Chrysochraon brachyptera* gemeinsam. Diese sind gleichzeitig die einzigen Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet, was *Chrysochraon brachyptera* hinsichtlich des Untersuchungsgebietes als eine „rein lothringische Art" charakterisiert.

4.4.2.4 Blies- und Saar-Gau

In den lothringischen Kalkgebieten kommen mit *Mantis religiosa*, *Oedipoda germanica*, *Calliptamus italicus* und *Chrysochraon brachyptera* allein vier Arten vor, die dem saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes fehlen.

Die saarländischen Kalkgebiete Blies- und Saar-Gau sind nun ihrerseits im Arteninventar verschieden. So ist das Vorkommen von *Oecanthus pellucens* und *Gryllus campestris* (fast) ausschließlich auf die Muschelkalklandschaften des Bliesgaus beschränkt (vgl. 5.5.5), während die beiden Arten im Saargau (großenteils) fehlen.

4.4.3 Dispersion

Die unterschiedliche Verteilung der Arten im Raum sei nachfolgend durch ausgewählte Verbreitungskarten dokumentiert. Die Vorkommen sind punktgenau kartiert. Es wird zwischen Kalk- und Buntsandsteingebieten differenziert. Die angegebenen Schätzabundanzen beziehen sich auf die in Kap. 3.2 vorgestellte Methodik. Ein Entfernungsmesser soll helfen, die Funde geographisch besser einordnen zu können. Die Arten werden alphabetisch abgehandelt.

4.4.3.1 *Calliptamus italicus*

Das Vorkommen der Italienischen Schönschrecke (*Calliptamus italicus)* beschränkt sich auf den Metzer Raum und dort auf die Trockenrasenhänge um Arry bzw. Arnaville. Sonst wurde die Art an keiner Stelle im Untersuchungsgebiet nachgewiesen (Abb. 17).

4.4.3.2 *Chorthippus biguttulus*

Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* ist eine der häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet. Es bestehen keine regionalen Unterschiede. Die Art hat einen Schwerpunkt auf den kurzrasigen Flächen (Abb. 18).

4.4.3.3 *Chorthippus mollis*

Der Verkannte Grashüpfer (*Chorthippus mollis)* zeigt ein recht interessantes Verbreitungsbild. Die Art fehlt in den Muschelkalkgebieten des Bliesgaus und wurde in nur einem Fall auf einem Kalkhalbtrockenrasen im Saargau (Wolferskopf) kartiert. Auf den Jura-Kalken des Metzer Raumes wird die Art dagegen wieder häufiger und erreicht dort sogar hohe Bestandsdichten. Auf den Sandmmagerrasen des Saarlouiser Raumes kommt *Chorthippus mollis* regelmäßig vor, während die Art im Homburger Raum offensichtlich wieder seltener wird (Abb. 19).

4.4.3.4 *Chrysochraon brachyptera*

Wie bereits oben dargelegt ist die Kleine Goldschrecke (*Chrysochraon bra-*

chyptera) eine rein lothringische Art (vgl. aber auch 5.6.18). Die saarlandnächsten Vorkommen wurden im Perl-Siercker-Raum im „Réservée Paul Haffner" bei Montenach kartiert. Am nur wenige Kilometer davon entfernten „Hammelsberg" konnte *Chrysochraon brachyptera* dagegen nicht nachgewiesen werden. Die Art bevorzugt die höherwüchsigen Kalkmagerrasen (Abb. 20).

4.4.3.5 *Decticus verrucivorus*

Der Warzenbeißer *(Decticus verrucivorus)* wurde sowohl auf den Kalk- als auch auf den Sandmagerrasen des Untersuchungsgebietes kartiert. Die Verbreitungskarte (Abb. 21) deutet einen Schwerpunkt des Vorkommens im Bliesgau an, was allerdings durch die saarlandweite Kartierung von DORDA, MAAS & STAUDT (in präp.) relativiert wird. Ein typischer Lebensraum ist das NSG „Badstube" bei Mimbach, das bereits MÜLLER (1964) als „Warzenbeißerhang" beschreibt.

4.4.3.6 *Gryllus campestris*

Wie bereits in 3.2.1 angedeutet, wurde bei der Kartierung der Feldgrille *(Gryllus campestris)* eine flächendeckende Erfassung angestrebt. Es waren bereits aus früheren Jahren Vorkommen der Art im Bliesgau bekannt. Besonders auffällig sind deshalb die Ergebnisse der Saarland-Kartierung (DORDA, MAAS & STAUDT in präp.), wonach die Art keineswegs im Saarland weit verbreitet ist. Darüberhinaus fehlt die Feldgrille vollkommen in dem mit dem Bliesgau vergleichbaren Saargau.

Abb. 22 zeigt die Verbreitung der Feldgrille im Bliesgau (im Orientierungskästchen dunkel hervorgehoben). Aufgrund des Fehlens der Feldgrille im Saargau repräsentiert die Karte auch gleichzeitig die aktuelle Verbreitung der Feldgrille in den saarländischen Muschelkalklandschaften.

Die Abb. zeigt, daß die Feldgrille im Zentrum ihres Vorkommens offensichtlich nur die kühle Bliesaue sowie die geschlossenen Waldbestände meidet; sie ist allerdings in der Lage, auf Windwurfflächen binnen kurzer Zeit einzuwandern, wie jüngste Funde um den Freishauserhof zwischen Böckweiler und Mimbach zeigen. Im Norden - entlang einer Linie von Kleinblittersdorf bis Blickweiler - und im Osten - um Altheim und Brenschelbach - dünnen die Vorkommen in auffälliger Weise aus. Eine Überlagerung mit der Geologischen Karte (in der Abbil-

dung sind die Grenzen des Unteren Muschelkalkes „mu" zum Mittleren/Oberen Muschelkalk „mm/mo" vereinfacht dargestellt) verdeutlicht das kleinräumige Aufeinandertreffen der verschiedenen Formationen des Muschelkalkes und den hohen Anteil des „mu", insbesondere im Norden und Osten, wo die Art in auffälliger Weise fehlt, bzw. in nur geringer Dichte vorkommt.

Unabhängig davon gibt es Verbreitungsgrenzen (z.B. am „Kalbenberg" bei Ballweiler), die mit den „üblichen" Parametern (Nutzung, Vegetationstyp, Geologie u.ä.) allerdings nicht erklärt werden können (vgl. Abb. 23; Anhang).

4.4.3.7 *Mantis religiosa*

Das Vorkommen der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa)* (MANTODEA) beschränkt sich im Untersuchungsgebiet auf einen wärmeexponierten Trockenhang bei Arnaville (Abb. 24). Die Art lebt dort auf den echten Kalktrockenrasen der „Felsheide", z.B. im windgeschützten Kessel aufgelassener Steinbrüche. Floristisch wird der Lebensraum durch pflanzengeographische Besonderheiten, wie beispielsweise *Linum leonii, Dianthus carthusianorum, Helleborus foetidus, Asplenium ruta-muraria, Sedum acre, Seseli montanum* u.a., beschrieben.

Im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes wurde *Mantis religiosa* dagegen nicht gefunden. Zwar gab und gibt es immer wieder Meldungen vom sporadischen Auftreten der Art - so z.B. HAFFNER (1957), NAGEL (mdl.) und WERNO (1994) für den Hammelsberg bei Perl; SCHNEIDER für den Bietzer Berg bzw. Strützberg bei Merzig, für den Wolferskopf bei Beckingen und das Alte Kalkwerk bei Saarfels; ELLENBERG für den Ort Erfweiler - als indigener Bestandteil der saarländischen Orthopterenfauna ist *Mantis religiosa*, im Gegensatz zur Feststellung von DETZEL (1991), allerdings kaum zu werten.

Nach SCHNEIDER (mdl.) liegen alle bislang bekannt gewordenen Vorkommen im Saargau an sonnenexponierten Hängen in versaumten Kalkhalbtrockenrasen oder in verbuschten Kalksaumgesellschaften. Die Gottesanbeterin wurde dabei immer nur in wenigen Individuen gefunden. Meist schlossen sich die Beobachtungen an klimatisch günstige Sommer („Weinjahre") an. Ein sporadischer Einflug aus dem benachbarten Lothringen ist deshalb möglich, denn „in den Kalkmagerrasen und verbuschten Saumgesellschaften der Doggerstufe bei Metz (Côte mosellane) und in der Malmstufe der Maas bei Toul ist die Gottesanbeterin nicht selten" (SCHNEIDER mdl.).

GERSTNER nennt für das Jahr 1992 das Auftreten einzelner Tiere in einer Kiefernschonung (!) in einem Waldstück bei Ottweiler, was vermutlich aber auf Aussetzung bzw. Verfrachtung zurückzuführen ist (GERSTNER mdl.).

Auch aus der benachbarten Pfalz gibt es für die Jahre 1992 und 1993 Meldungen (vgl. ALTHERR 1993, NIEHUIS & SCHULTE 1993). NIEHUIS & SCHULTE möchten dabei eine Aussetzung nicht ausschließen, wenngleich die Funde „jedenfalls in einem Trend zunehmenden Auftretens thermophiler Insekten aus verschiedenen Taxa seit Beginn der 90er Jahre" liegen (NIEHUIS & SCHULTE 1993).

4.4.3.8 *Myrmeleotettix maculatus*

Die Gefleckte Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus)* zeigt im Untersuchungsgebiet eine auffällige Bindung an die sauren Böden (Sand-Magerrasen) und wurde nur einmal auf basischem Substrat (Jura-Kalke im Metzer Raum) kartiert (Abb. 25).

4.4.3.9 *Oedipoda caerulescens*

Auch die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens)* ist eher eine Art der Sandmagerrasen und wurde sowohl im Homburger als auch im Saarlouiser Raum kartiert. In den saarländischen Muschelkalkgebieten kommt sie nur auf Sekundärstandorten (Steinbrüche, unbefestigte und nicht verbaute Feldwege) vor (Abb. 8). Im Metzer- und im Perl-Siercker-Raum lebt *Oedipoda caerulescens* dagegen auf den echten Trockenrasen der Felsheide, d.h. auf Primärstandorten (Abb. 26).

4.4.3.10 *Oedipoda germanica*

Das einzige Vorkommen der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica)* im Untersuchungsgebiet ist ein anthropogener Sonderstandort bei Arry (Metzer Raum, Abb. 27). Die von WEITZEL (1986) für den Hammelsberg bei Perl gemachten Angaben konnten im Rahmen vorliegender Untersuchung nicht bestätigt werden.

4.4.3.11 *Oecanthus pellucens*

Das Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens)* ist eine Art der Kalkmagerrasen (Abb. 28). Arealgeographisch bedeutend ist das weitgehende Fehlen im Saargau, während die Vorkommen im Bliesgau seit 1988 offensichtlich zugenommen haben (vgl. Kap. 4.15 u. 5.5).

4.4.3.12 *Omocestus ventralis*

Auch der Buntbäuchige Grashüpfer (*Omocestus ventralis)* ist eine Art der Kalkmagerrasen. Ein Schwerpunktraum des Vorkommens ist der Bliesgau (Abb. 29).

4.4.3.13 *Omocestus haemorrhoidalis*

Die wenigen Vorkommen im Saarland weisen den Rotleibigen Grashüpfer (*Omocestus haemorrhoidalis)* als eine Art der Sandmagerrasen aus. Auffällig ist das Fehlen in den Buntsandsteingebieten des Saarlouiser Raumes während die Art im Homburger Raum mehrfach kartiert werden konnte. Der Erstnachweis gelang 1990 im NSG „Limbacher Sanddüne (DORDA 1990). DIDION (mdl.) nennt zwischenzeitlich weitere Vorkommen auf Ruderalflächen bei Homburg. Ökologisch interessant ist das gleichzeitige Vorkommen von *Omocestus haemorrhoidalis* und *Omocestus viridulus* auf einem Sandmagerrasen im NSG „Closenbruch" bei Homburg.

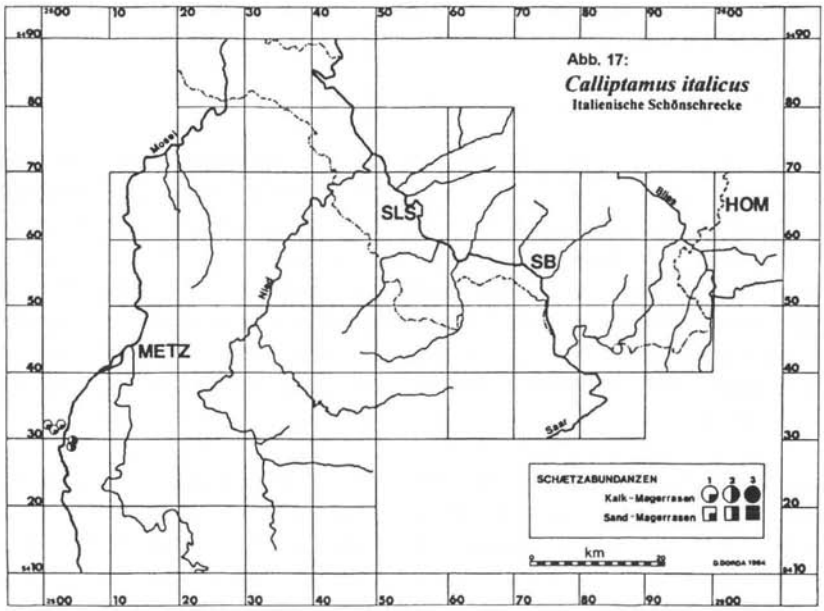
In den Kalkgebieten tritt die Art nur vereinzelt auf. Im Bliesgau wurde die Art auf einem Kalkhalbtrockenrasen bei Walsheim gefunden, im Perl-Siercker-Raum kommt *Omocestus haemorrhoidalis* am Hammelsberg vor. Im Metzer Raum wurde der Rotleibige Grashüpfer auf den echten Volltrockenrasen der Felsheide kartiert (Abb. 30).

4.5.3.14 *Platycleis albopunctata*

Als Art der Kalkmagerrasen wurde *Platycleis albopunctata* nur in einem Fall auf Sand kartiert. Im Blies- und Saargau lebt *Platycleis albopunctata* bevorzugt auf den kurzrasigen bzw. Gamanderreichen Trespenrasen während es im Metzer Raum darüberhinaus die echten Volltrockenrasen sind (Abb. 31).

4.4.3.15 *Stenobothrus lineatus*

Auch der Heide-Grashüpfer (*Stenobothrus lineatus)* ist eine Art der Kalkmagerrasen, wenngleich es aus dem Homburger Raum vereinzelt Meldungen auf Sand gibt. Die Verbreitungskarte (Abb. 32) vermittelt einen Schwerpunkt des Vorkommens im Bliesgau, was auch saarlandweit (vgl. DORDA, MAAS & STAUDT in präp.) seine Gültigkeit hat.



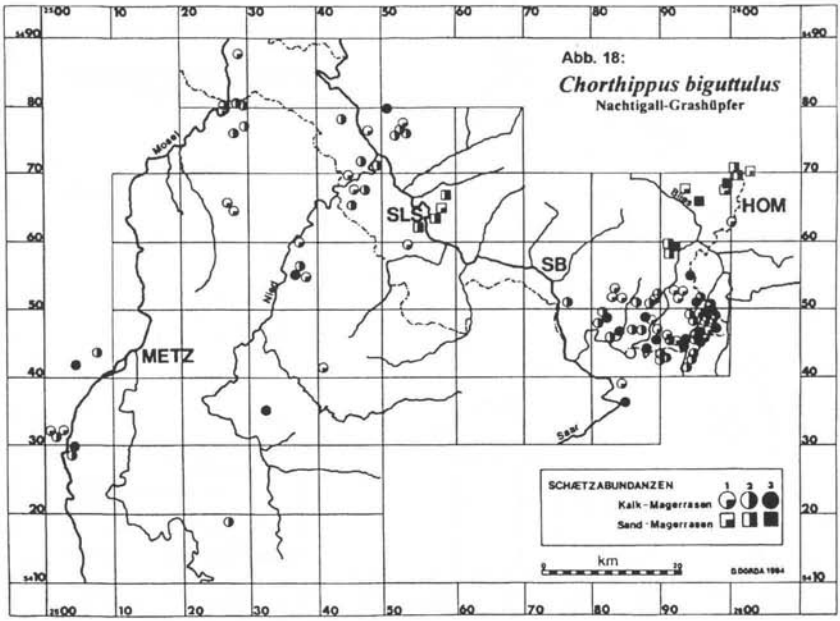


Abb. 18:
Chorthippus biguttulus
Nachtigall-Grashüpfer
Mosel
Nied
Saar
Blies
SLS
HOM
SB
METZ
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
0 20
D.DORDA 1994

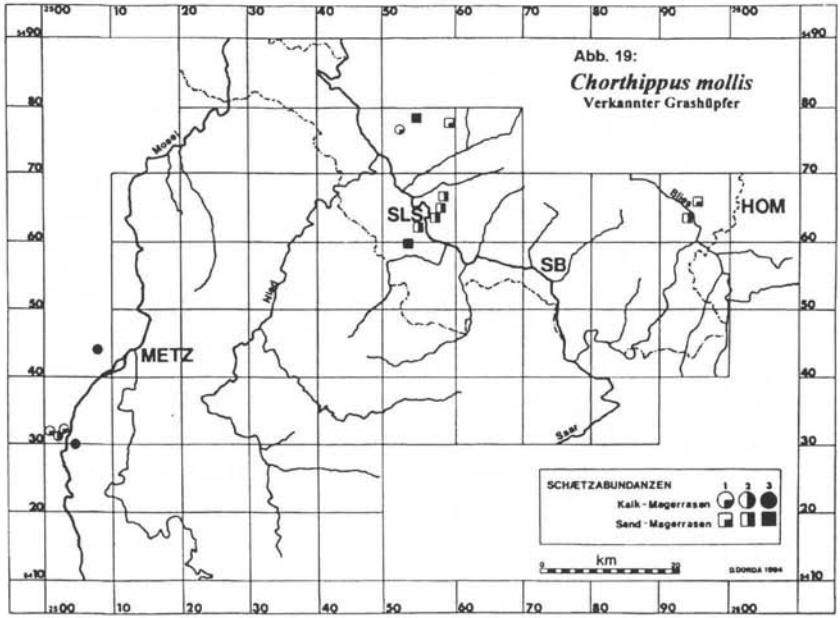


Abb. 19:
Chorthippus mollis
Verkannter Grashüpfer
Mosel
Nied
Saar
Blies
SLS
HOM
SB
METZ
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
0 20
D.DORDA 1994

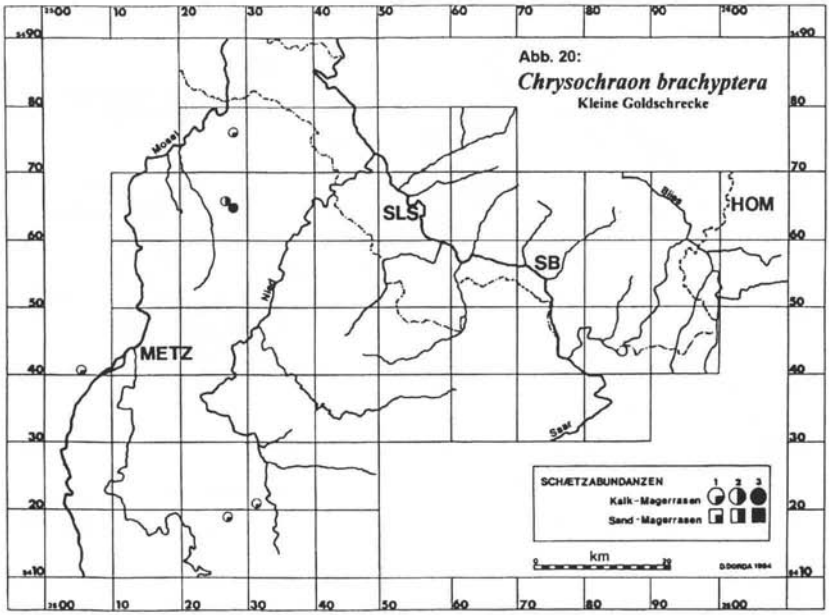


Abb. 20:
Chrysochraon brachyptera
Kleine Goldschrecke
Moselle
SLS
Blies
HOM
SB
Nied
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
D.DORDA 1994

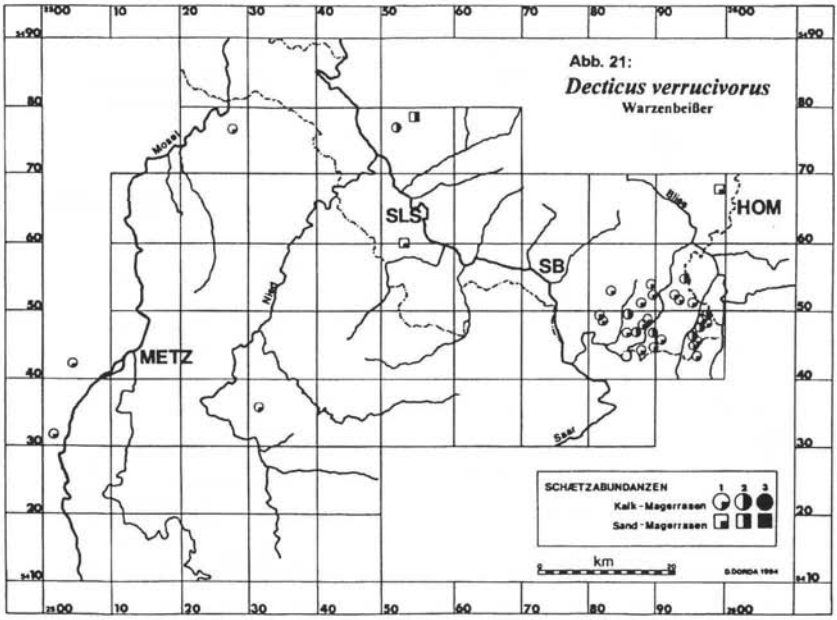


Abb. 21:
Decticus verrucivorus
Warzenbeißer
Moselle
SLS
Blies
HOM
SB
Nied
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
D.DORDA 1994

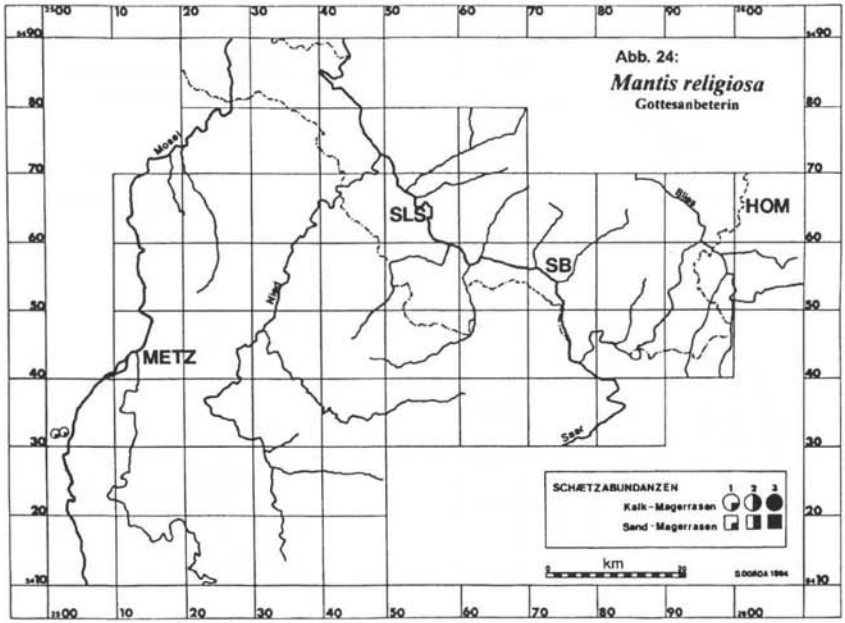


Abb. 24:
Mantis religiosa
Gottesanbeterin
Mosel
Nied
Blies
SLS
SB
HOM
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
0 10
© DORDA 1994

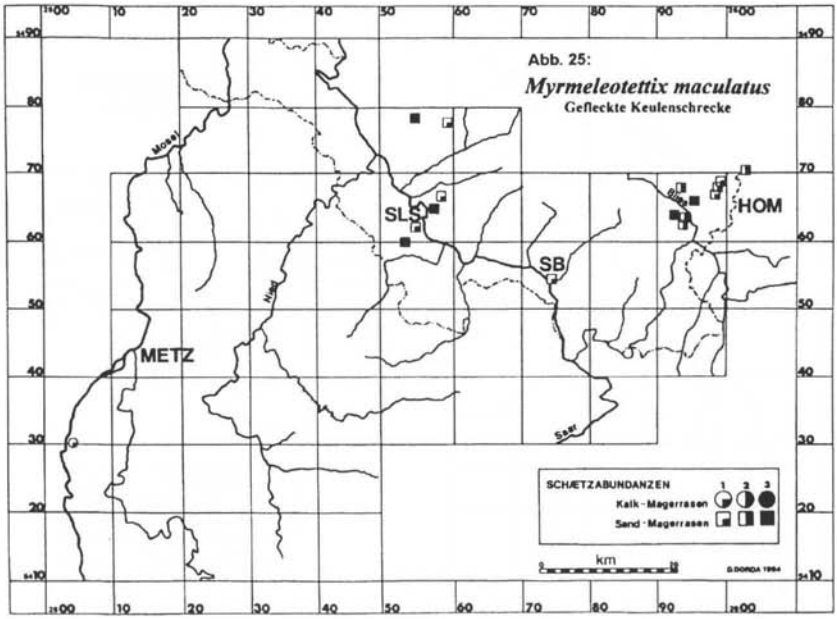


Abb. 25:
Myrmeleotettix maculatus
Gefleckte Keulenschrecke
Mosel
Nied
Blies
SLS
SB
HOM
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km
0 10
© DORDA 1994

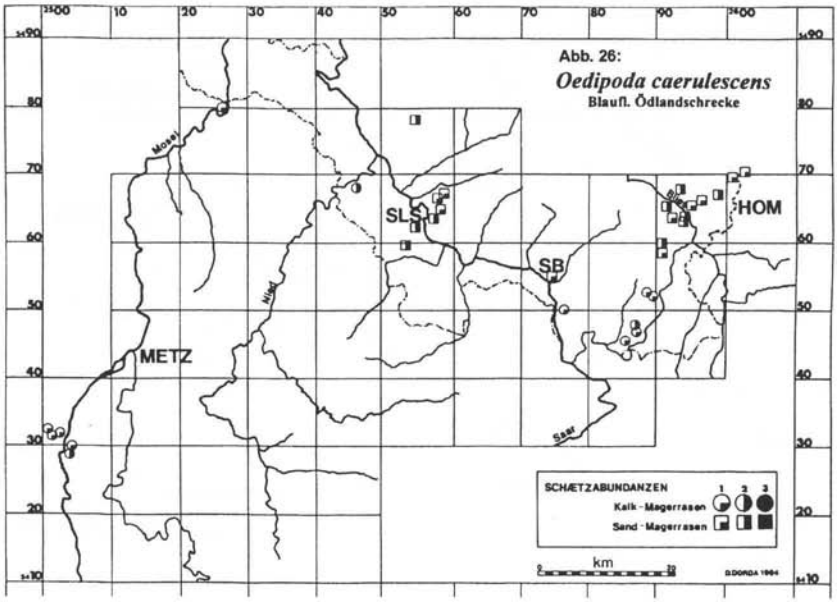


Abb. 26:
Oedipoda caerulescens
Blaufl. Ödlandschrecke
Mosel
Nied
SLS
SB
HOM
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk - Magerrasen
Sand - Magerrasen
km
0
10
D.DONDA 1994

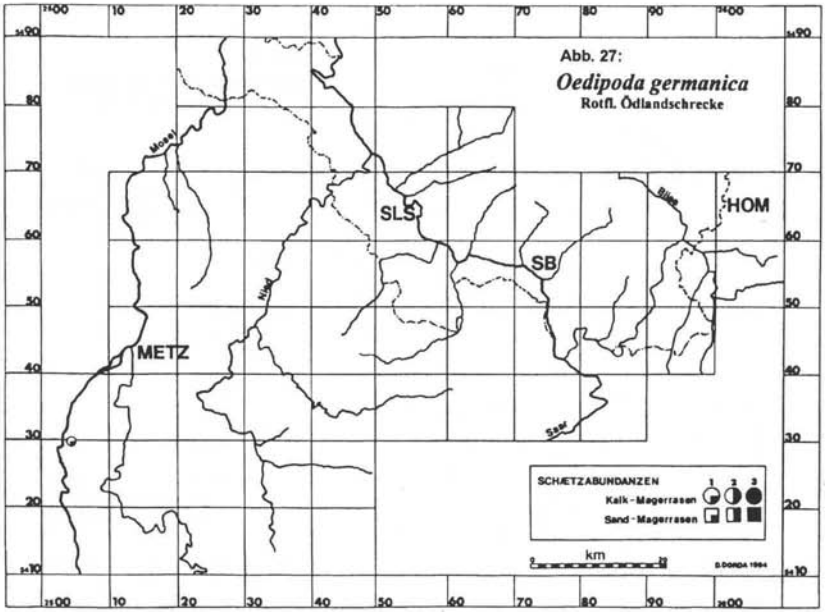


Abb. 27:
Oedipoda germanica
Rotfl. Ödlandschrecke
Mosel
Nied
Bliese
SLS
SB
HOM
METZ
Saar
SCHÄTZABUNDANZEN
1 2 3
Kalk - Magerrasen
Sand - Magerrasen
km
0
10
D.DONDA 1994

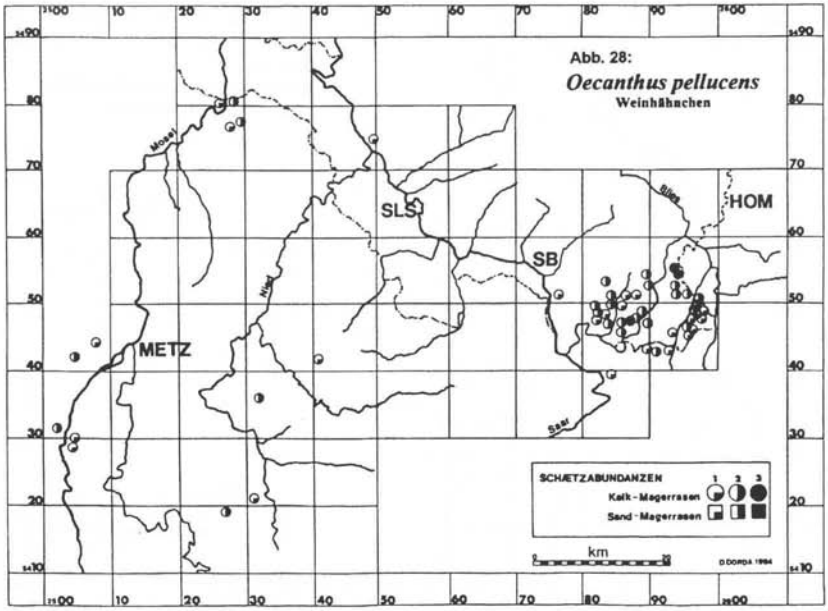


Abb. 28:
Oecanthus pellucens
Weinhähnchen
SLS
HOM
SB
METZ
Mosel
Nied
Saar
Glan
SCHÄTZABUNDANZEN
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km

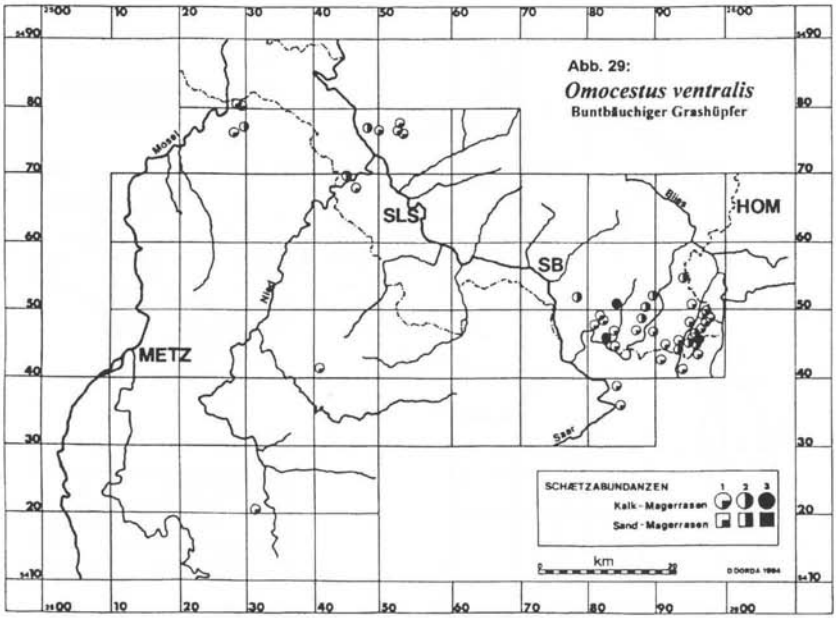


Abb. 29:
Omocestus ventralis
Buntbäuchiger Grashüpfer
SLS
HOM
SB
METZ
Mosel
Nied
Saar
Glan
SCHÄTZABUNDANZEN
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km

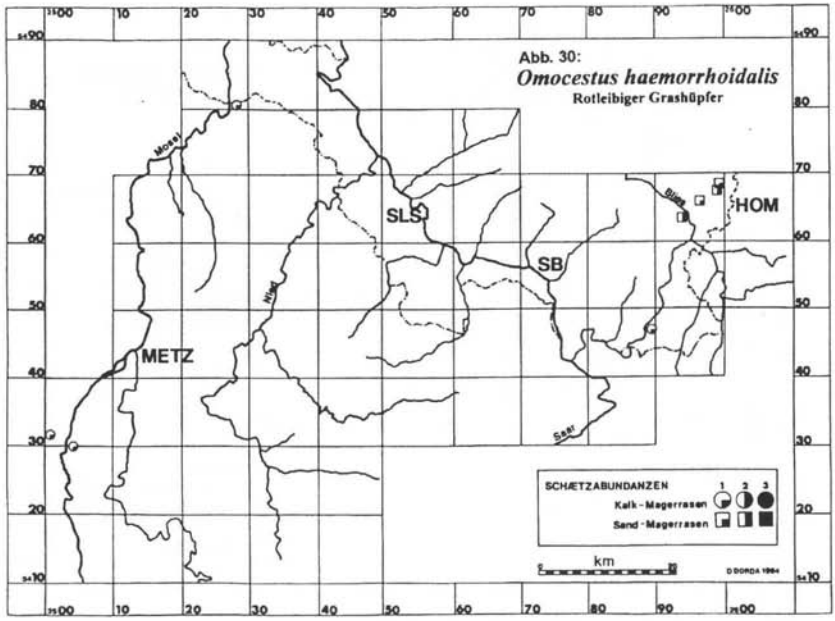


Abb. 30:
Omocestus haemorrhoidalis
Rotleibiger Grashüpfer
SLS
SB
HOM
METZ
Moselle
Nied
Saar
Blies
SCHÄTZABUNDANZEN
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km

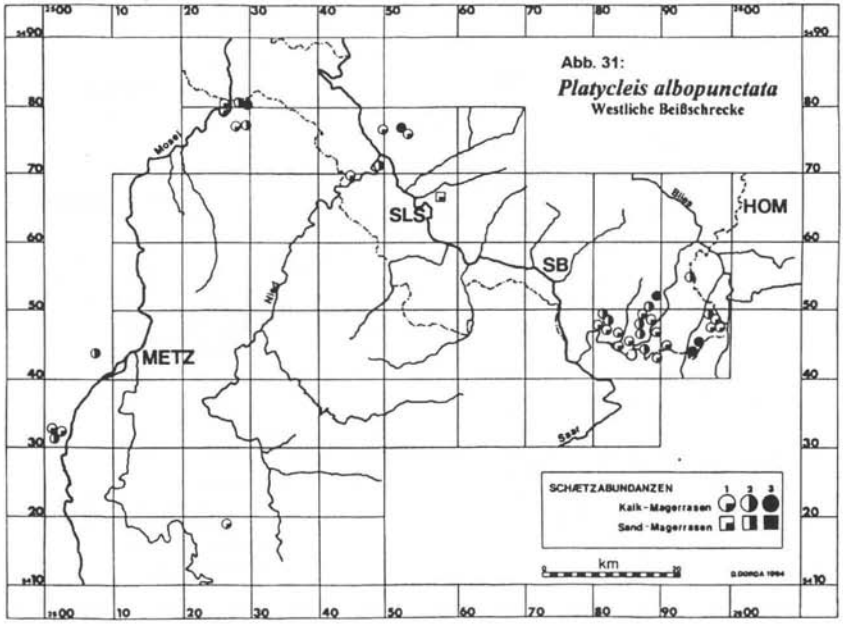
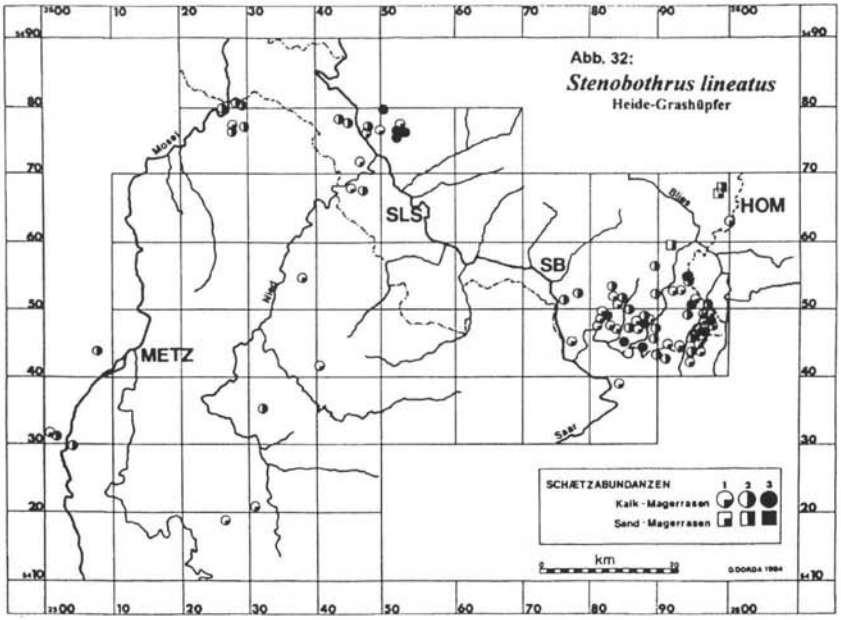


Abb. 31:
Platycleis albopunctata
Westliche Beißschrecke
SLS
SB
HOM
METZ
Moselle
Nied
Saar
Blies
SCHÄTZABUNDANZEN
Kalk-Magerrasen
Sand-Magerrasen
km



Die Abbildungen 17-22 und 24-32 zeigen die unterschiedliche räumliche Einnischung der Arten (Saltatoria u. Mantodea) im Untersuchungsgebiet. Am Beispiel des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*) wird in Kapitel 4.15 und 5.5 (vgl. Abb. 54-57) das Thema „Dispersion" noch einmal aufgegriffen.

4.5 DER FAKTOR GEOLOGIE

Die Abb. 17-32 deuten bereits die Rolle des Faktors Geologie bei der Verbreitung bestimmter Arten an. Nachfolgend sei deshalb das Vorkommen der Arten in Abhängigkeit vom Faktor Geologie dargestellt.

Abb. 33 (Erläuterung der Abkürzungen siehe Anhang) stellt die Anzahl aller untersuchten Standorte in Abhängigkeit von der Geologie dar. Die Abb. zeigt, daß ein Großteil der untersuchten Standorte im Muschelkalk (Unterer-, Mittlerer- und Oberer Muschelkalk) liegt. An zweiter Stelle folgen die Buntsandsteingebiete (Mittlerer- und Oberer Buntsandstein). Einen eher geringen Anteil machen die Jura-Kalke (Bajocien) bzw. der Keuper aus.

Die Abb. 34 a-h dokumentieren das Vorkommen ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Geologie.

Abb. 34a stellt z.B. *Platycleis albopunctata* als typische Kalkart heraus, die in nur einem Fall auf Buntsandstein kartiert worden ist. Noch deutlicher wird die Situation bei *Oecanthus pellucens*, die ausschließlich auf Kalk festgestellt wurde (Abb. 34b). *Oedipoda caerulescens* hat dagegen eine positive Beziehung zum Buntsandstein (Abb. 34c), während *Stenobothrus lineatus* und *Omocestus ventralis* wiederum bevorzugt auf Kalk leben (Abb. 34d und e). *Omocestus haemorrhoidalis* verhält sich ambivalent, erreicht allerdings auf Buntsandstein die höchsten Bestandsdichten (Abb. 34f). Abb. 34g stellt wiederum *Myrmeleotettix maculatus* als Sandart heraus, wobei das Vorkommen auf den Jura-Kalken (*bj*=Bajocien-Jura) besonders erwähnt werden muß. Abb. 34h dokumentiert schließlich das zweigipflige Verbreitungsbild von *Chorthippus mollis* mit einem Schwerpunkt des Vorkommens im Buntsandstein sowie auf den Jura-Kalken des Bajocien. Der Nachweis im *mo* ist dabei gleichzeitig das einzige saarlandweit bekannt gewordene Vorkommen der Art auf Kalk

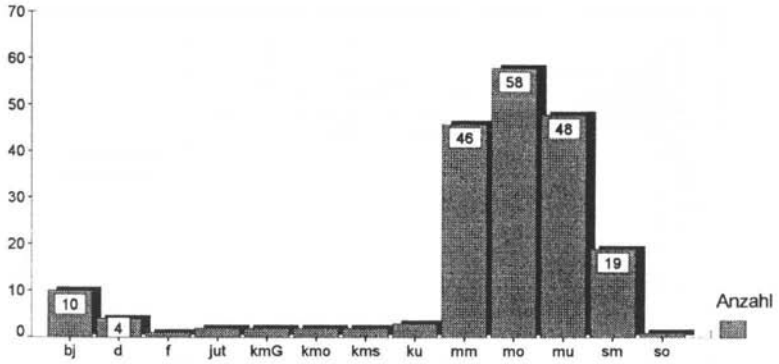


Abb. 33: Die untersuchten Standorte in Abhängigkeit von der Geologie

4.6 DER FAKTOR VEGETATIONSTYP

Vegetationstypen werden durch den jeweiligen geologischen Untergrund mitbestimmt (vgl. 2.6.3). Heuschreckenzönosen lassen sich demnach nicht nur nach dem Faktor Geologie, sondern auch nach dem vorherrschenden Vegetationstyp gliedern.

Abb. 35 zeigt die Anzahl der untersuchten Standorte in Abhängigkeit vom Vegetationstyp. Es fällt auf, daß der Vegetationstyp „Hochrasiger Trespenrasen" (HOTR) den größten Anteil an den untersuchten Standorten ausmacht, während an zweiter Stelle bereits die Kurzrasigen Trespenrasen (KUTR) folgen. Unter „XXX" und „YYY" sind anthropogene Sonderstandorte auf Kalk bzw. Sand zusammengefaßt, die als Steinbruch, Sandgrube u.ä. keinem Vegetationstyp explizit zugeordnet werden können.

Es bedeuten: GATR=Gamanderreiche Trespenrasen, HOTR=Hochrasige Trespenrasen, HSTKTR=Hochstaudenkalktrift, KHRe=eingewachsene Kalk-Halbtrockenrasen, KUTR=Kurzrasige Trespenrasen, PFGR=Pfeifengrasrasen, SGKL=Silbergras-Kleinschmielen-Fluren, SR=Sandrasen, TR=Trockenrasen (auf Kalk), XXX=anthropogene Sonderstandorte auf Kalk, YYY=anthropogene Sonderstandorte auf Sand, ZWR=Zwenkenrasen.

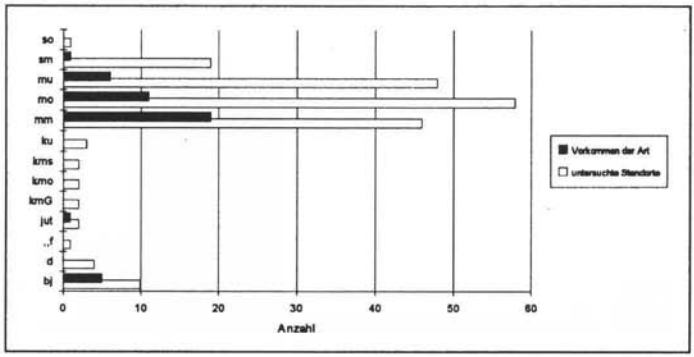


Abb. 34a: *Platycleis albopunctata* in Abhängigkeit von der Geologie

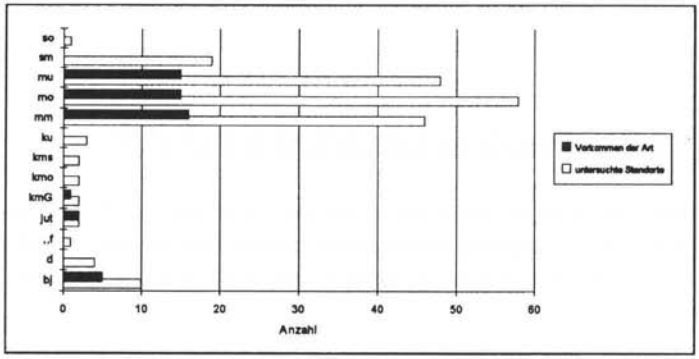


Abb. 34b: *Oecanthus pellucens* in Abhängigkeit von der Geologie

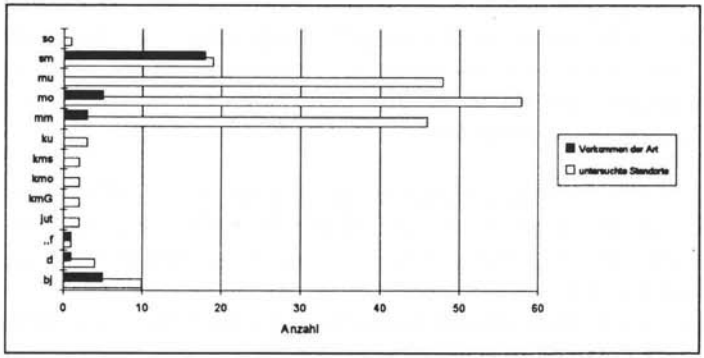


Abb. 34c: *Oedipoda caerulescens* in Abhängigkeit von der Geologie

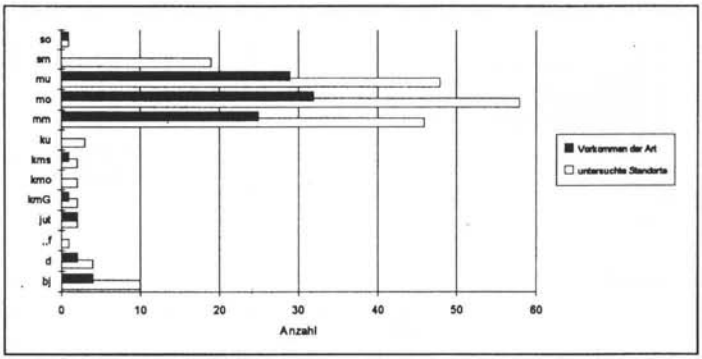


Abb. 34d: *Stenobothrus lineatus* in Abhängigkeit von der Geologie

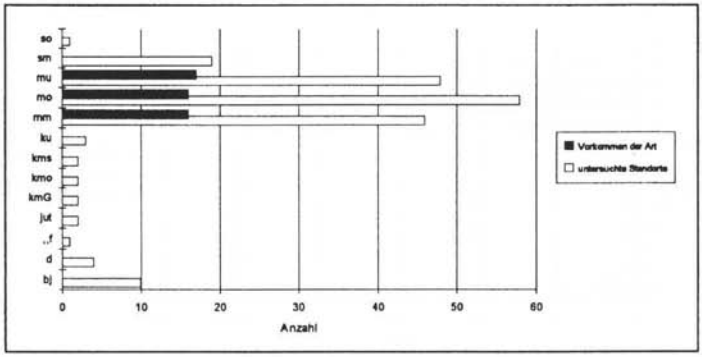


Abb. 34e: *Omocestus ventralis* in Abhängigkeit von der Geologie

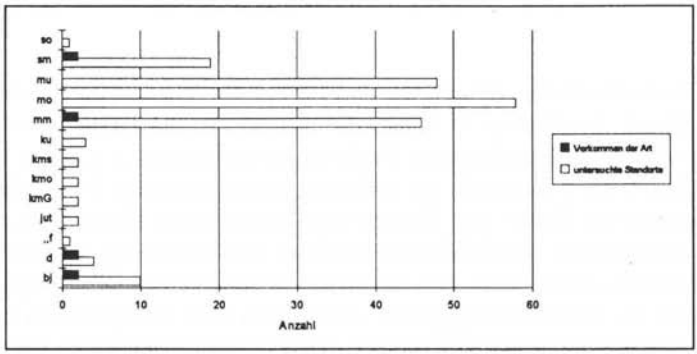


Abb. 34f: *Omocestus haemorrhoidalis* in Abhängigkeit von der Geologie

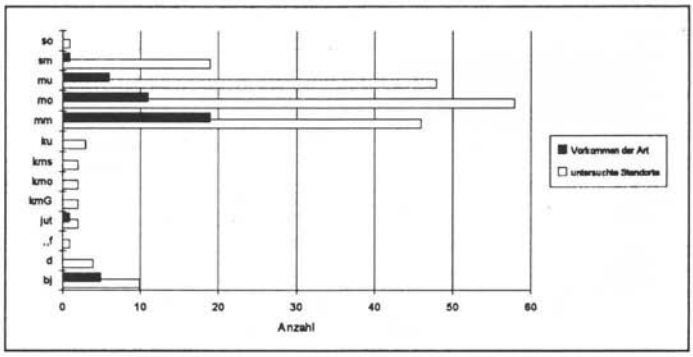


Abb. 34g: *Myrmeleotettix maculatus* in Abhängigkeit von der Geologie

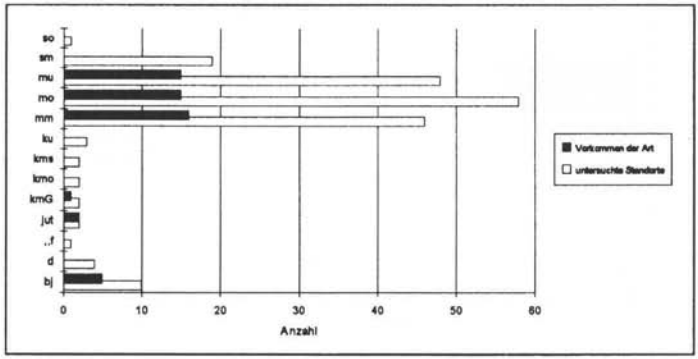


Abb. 34h: *Chorthippus mollis* in Abhängigkeit von der Geologie

Abb. 36a weist *Decticus verrucivorus* als eine Art der Trespenrasen (Hochrasige- und Kurzrasige Trespenrasen) sowie der Sandrasen aus. *Metrioptera roeseli* bevorzugt die vegetationsdichteren Hochrasigen Trespenrasen sowie die Zwenkenrasen (Abb. 36b). Innerhalb der Kalkmagerrasen bevorzugt *Oecanthus pellucens* eindeutig die Hoch- und Kurzrasigen Trespenrasen (Abb. 36c). Die nur wenigen Vorkommen von *Calliptamus italicus* beschreiben sie als eine Art der Volltrockenrasen (Abb. 36d). Die nur wenigen Vorkommen von *Chrysochraon brachyptera* im Untersuchungsgebiet erschweren eine Interpretation des Vorkommens der Art. Offensichtlich werden aber die dichterwüchsigen Vegetationstypen bevorzugt (Abb. 36e). Innerhalb der Kalkmagerrasen bevorzugt *Stenobothrus lineatus* die Kurzrasigen- sowie die Gamanderreichen Trespenrasen. Die

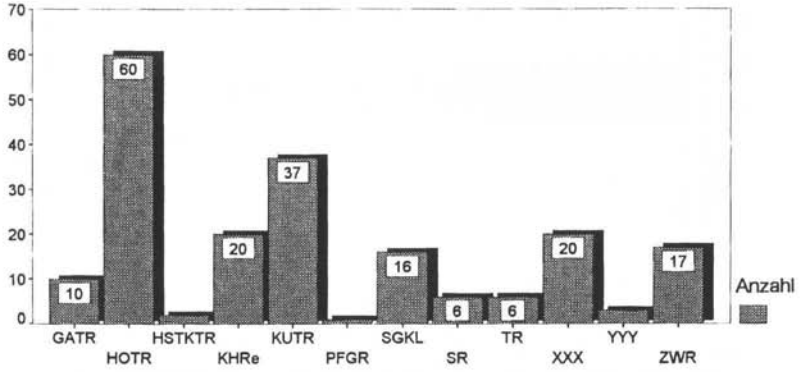


Abb. 35: Die untersuchten Standorte in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

Art wurde aber auch in den Hochrasigen Trespenrasen kartiert (Abb. 36f). *Omocestus ventralis* ist dagegen eine streng an den kurzrasigen Typ (Gamanderreicher und Kurzrasiger Trespenrasen) gebundene Art. Die Vorkommen auf den anthropogenen Sonderstandorten auf Kalk belegen darüberhinaus die Bevorzugung vegetationsoffener, steiniger Stellen (Abb. 36g). *Myrmeleotettix maculatus* ist eine Art der lückigen Silbergrasfluren, bei der die vegetationsoffenen Verhältnisse auf den Trockenrasen der Felsheide aber auch das Vorkommen im Bajocien-Jura ermöglichen (Abb. 36h).

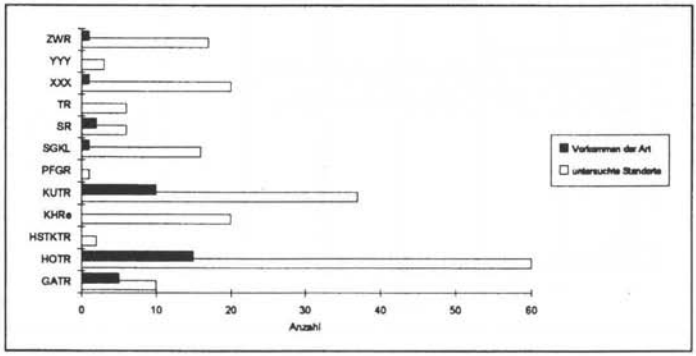


Abb. 36a: *Decticus verrucivorus* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

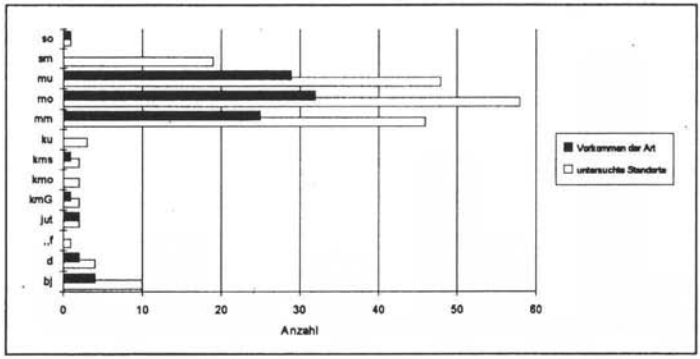


Abb. 36b: *Metrioptera roeseli* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

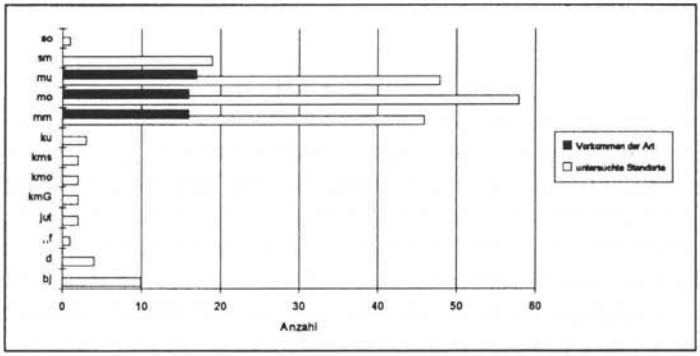


Abb. 36c: *Oecanthus pellucens* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

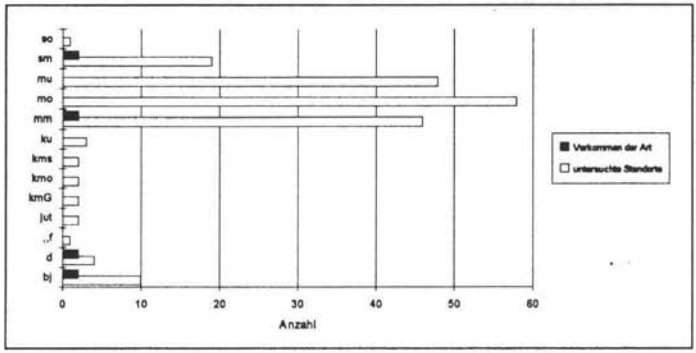


Abb. 36d: *Calliptamus italicus* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

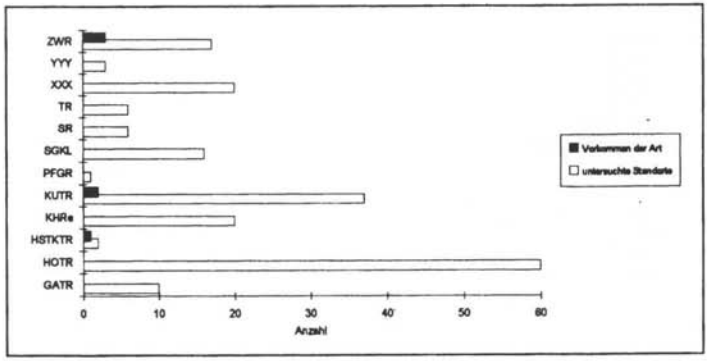


Abb. 36e: *Chrysochraon brachyptera* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

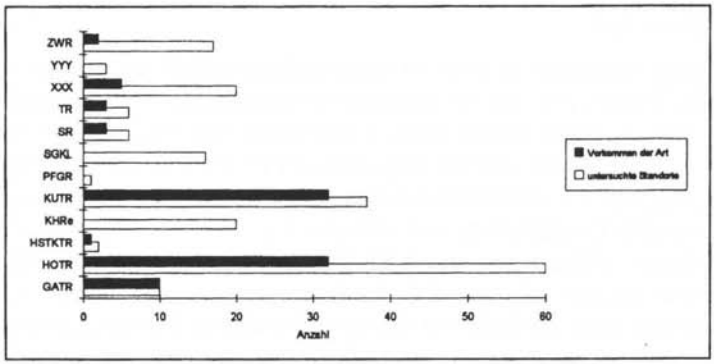


***Abb. 36f**: Stenobothrus lineatus* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

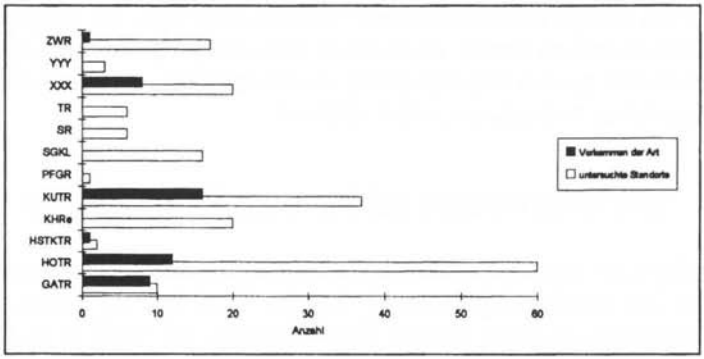


Abb. 36g: *Omocestus ventralis* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

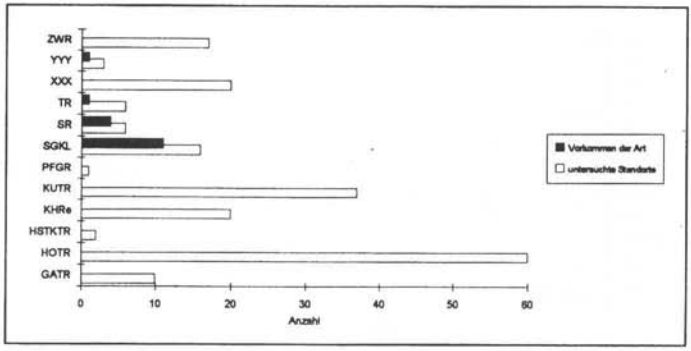


Abb. 36h: *Myrmeleotettix maculatus* in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

Ohne Abbildungen:

Chorthippus biguttulus ist eine im Untersuchungsgebiet häufige Art, die eher durch das Fehlen auf den in Sukzession befindlichen Kalkhalbtrockenrasen (KHRe) charakterisiert werden kann. *Chorthippus mollis* ist in erster Linie eine Art der Silbergrasfluren, kommt aber auch auf Kurzrasigen Trespenrasen sowie auf Trockenrasen vor. *Platycleis albopunctata* scheint dagegen ausschließlich an den kurzrasigen Typ gebunden, was auch durch das Vorkommen in den eher vegetationsoffenen, anthropogen geprägten Sekundärstandorten unterstrichen wird. *Metrioptera bicolor* ist eine Art der Hochrasigen Trespenrasen, wobei die Zwenkenrasen nicht die Rolle wie bei der Schwesterart *Metrioptera roeseli* spielen. *Oedipoda caerulescens* kommt auf Kalk nur auf den anthropogen geprägten Sonderstandorten vor. *Omocestus haemorrhoidalis* ist in erster Linie eine Art der Sandrasen und der Silbergras-Kleinschmielen-Fluren, kommt darüberhinaus aber auch auf den echten Trockenrasen vor. *Gomphocerus rufus* bevorzugt eindeutig die vegetationsdichten Stellen und kommt auch im Zwenkenrasen häufiger vor. Die Vorkommen auf den anthropogenen Sonderstandorten auf Kalk sind allesamt auf verbuschende Verhältnisse zurückzuführen.

4.7 DIE FAKTOREN HÖHE UND EXPOSITION

Der Großteil der untersuchten Standorte liegt süd- bzw. südwestexponiert (vgl. Abb. 37). Als Mittelgebirgslandschaft hat das Untersuchungsgebiet Anteil an einer Meereshöhe zwischen 190 und 370 m NN (Abb. 38). Wenn in der Folge von „höheren -" und „tieferen Lagen" die Rede sein wird, muß dies vor dem Hintergrund der nur geringen Höhenunterschiede gesehen werden.

Abb. 39 zeigt die Gesamtverteilung der Standorte in Abhängigkeit von der Höhe (H) und der Exposition (E). Auf der Ordinate wurden abgetragen: der Quartilabstand, d.h. der Bereich in dem 50 % aller Meßwerte liegen (schraffiert), der Median (dunkler Balken), die Standardabweichung, Ausreißer (Kreise) sowie Extreme (Kreuze). Die Abszisse differenziert nach der jeweiligen Exposition und summiert diese schließlich auf (N).

Abb. 39 zeigt, daß die süd-, südost- bzw. südwestexponierten Standorte in aller Regel um einen Median von 300 m NN schwanken.

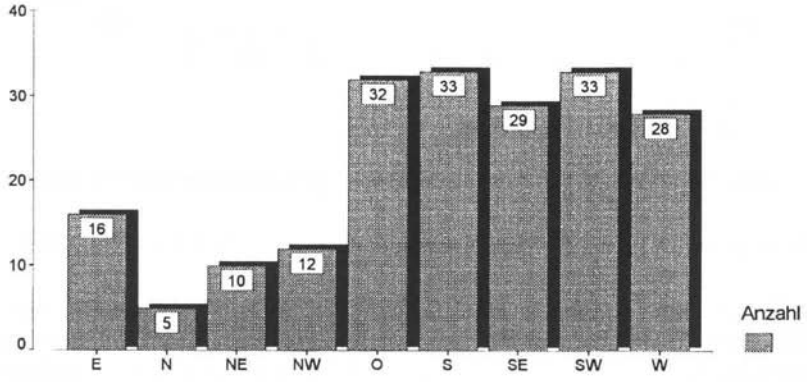


Abb. 37: Die Standorte in Abhängigkeit von der Exposition

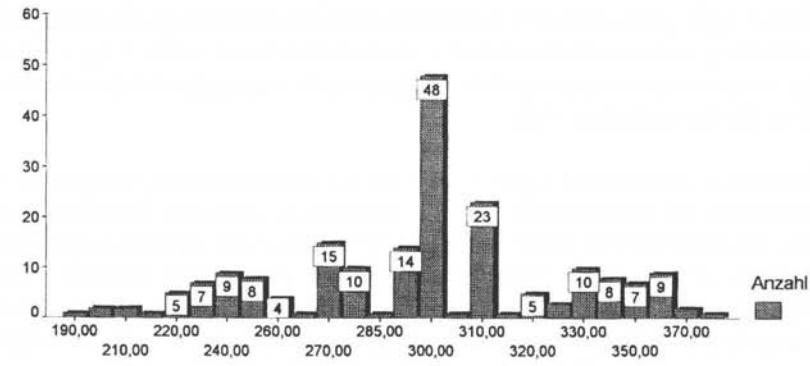


Abb. 38: Die untersuchten Standorte in Abhängigkeit von der Höhe

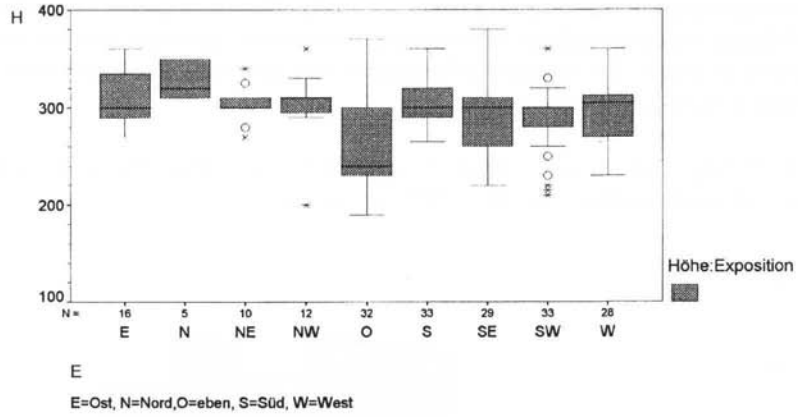


Abb. 39: Verteilung der Standorte in Abhängigkeit von Höhe und Exposition

Für (ausgewählte) Heuschreckenarten stellt sich die Situation wie folgt dar:

Das Vorkommen von *Phaneroptera falcata* erstreckt sich zwischen 280 und 350 m NN wobei keine Bevorzugung einer bestimmten Exposition abgeleitet werden kann (Abb. 40a). *Decticus verrucivorus* ist offensichtlich eine Art, die auch in tiefere Lagen geht (Abb. 40b). *Metrioptera bicolor* wurde wiederum in den höheren Lagen häufiger kartiert (Abb. 40c). *Oecanthus pellucens* bevorzugt die südexponierten Lagen (Abb. 40d) und *Stenobothrus lineatus* bevorzugt die südexponierten Flächen, kommt auf den ebeneren Flächen aber bis in tiefere Lage vor (Abb. 40e). *Omocestus ventralis* wurde verstärkt auf den südexponierten Standorten um 300 m NN kartiert (Abb. 40f).

Chorthippus biguttulus kommt bevorzugt auf südexponierten Standorten vor. Auffällig ist die Höhenverteilung bei *Gomphocerus rufus* und *Chorthippus dorsatus*, die insbesondere auf den ebenen Flächen bis in die tieferen Lagen gehen. *Oedipoda caerulescens* wurde verstärkt auf den eher ebenen Flächen kartiert. *Platycleis albopunctata* ist eine Art der tieferen Lagen, die darüberhinaus die südexponierten Standorte bevorzugt. *Metrioptera roeseli* wurde wie *Metrioptera bicolor* schwerpunktmäßig in den höheren Lagen kartiert.

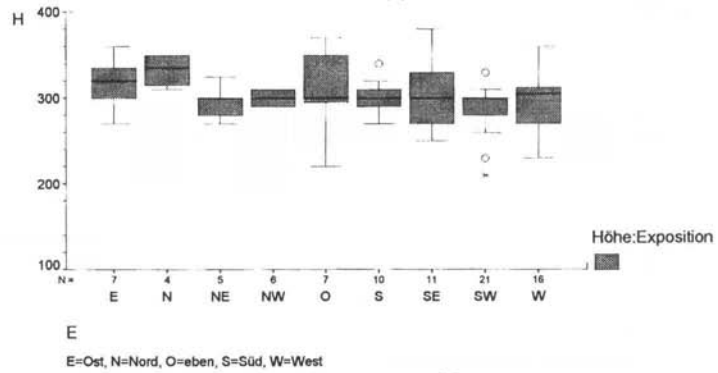


Abb. 40a: *Phaneroptera falcata*

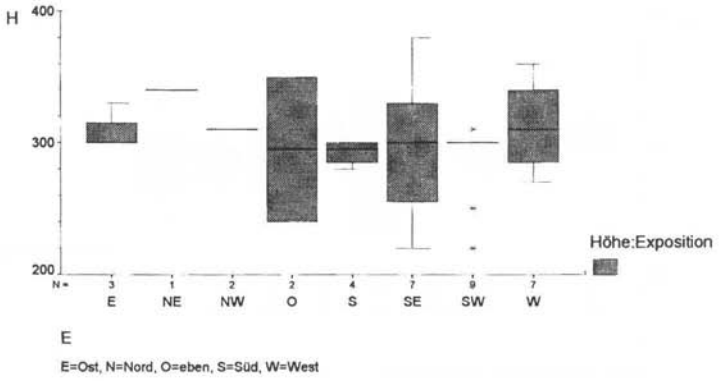


Abb. 40b: *Decticus verrucivorus*

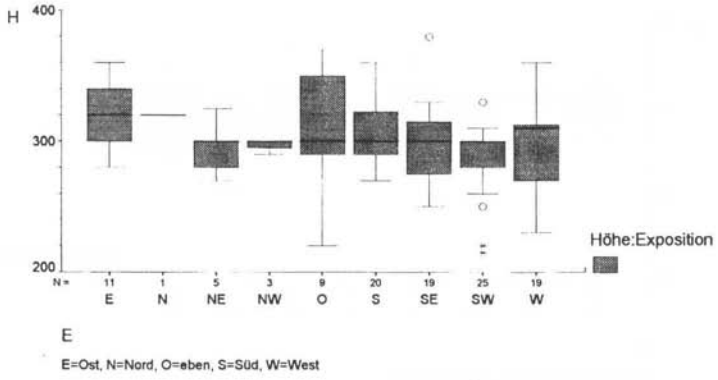


Abb. 40c: *Metrioptera bicolor*

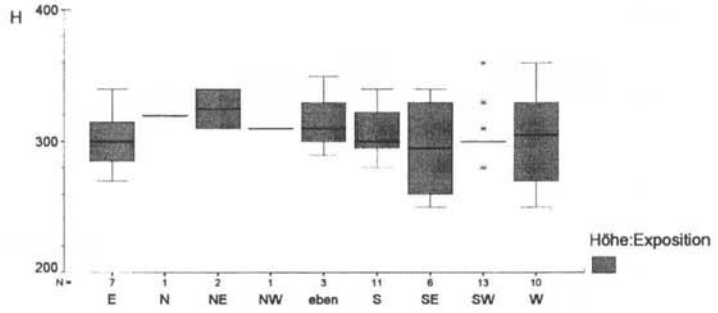


Abb. 40d: *Oecanthus pellucens*

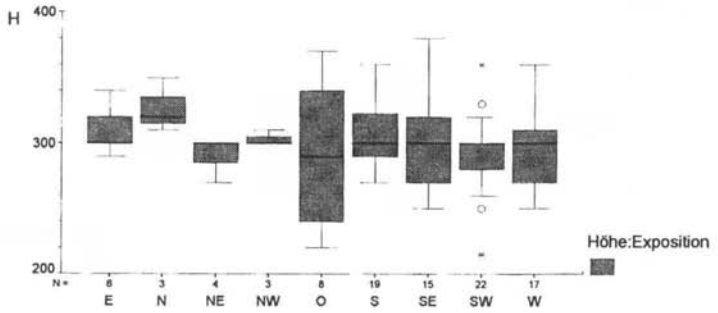


Abb. 40e: *Stenobothrus lineatus*

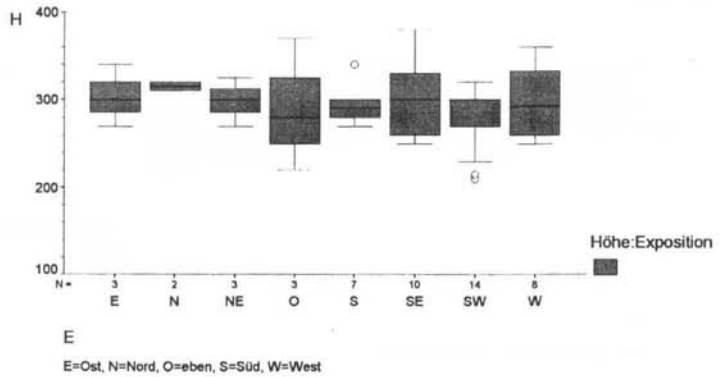


Abb. 40f: *Omocestus ventralis*

4.8 ZEIGERWERTE NACH ELLENBERG

Wie in 3.2.2 bereits besprochen, wurde auf einem Großteil der Flächen die Vegetation mitkartiert. Die Vegetationsaufnahmen wurden nach ELLENBERG ausgewertet und die Zeigerwerte (ELLENBERG-Werte) für die Faktoren „Licht", „Temperatur" und „Stickstoff" ermittelt (vgl. Tab. 5 u. 6).

KROPF (1993) bzw. BORCHERDING (1994), die z.B. das Zeigerartensystem ELLENBERGs zur autökologischen Charakterisierung von Spinnen- bzw. Käferarten verwenden, arbeiten mit allen ELLENBERG-Werten. Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden die Faktoren „Reaktion", „Feuchte" und „Kontinentalität" dagegen nicht näher betrachtet: „Reaktion" wird bereits hinlänglich durch die Betrachtung der Geologie abgedeckt; die Feuchtezahl erweist sich im konkreten Fall als zu wenig differenziert, da in die Analyse nur wärmeexponierte Kalk- und Sandmagerrasen eingehen; die Kontinentalitätszahl scheidet aus, da das Untersuchungsgebiet in seiner räumlichen Ausdehnung zu kleinflächig ist, als daß Unterschiede (wenn überhaupt) herausgearbeitet werden könnten.

Lichtzahl (L)

Nach ELLENBERG kennzeichnet die Lichtzahl (L) „den Bereich des Vorkommens im Gefälle der relativen Beleuchtungsstärke". Alle Gefäßpflanzen - auch die sogenannten Schattenpflanzen - gedeihen im vollen oder nur wenig gedämpften Tageslicht am besten, vorausgesetzt, daß die Luftfeuchtigkeit genügend hoch bleibt. Die eigentlichen Lichtpflanzen (L9 und 8) vertragen nur eine geringe Minderung der Beleuchtungsstärke, während die übrigen Arten eine mehr oder minder weite Amplitude in den Schatten hinein haben.

Stickstoffzahl (N)

ELLENBERG unterscheidet als Extreme die Magerkeitszeiger (N1 und N2) sowie die Stickstoffzeiger (N8 und N9). „Von allen anderen Arten läßt sich sagen, daß sie zwischen beiden Extremen stehen und eher dem einen als dem anderen zuneigen" (ELLENBERG et al. 1991). Gerade der Stickstoff-Wert kann sich zur Beurteilung exogener Störeinflüsse im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und moderner Landnutzung als wichtige Meßgröße erweisen (vgl. ELLENBERG 1987).

Temperaturzahl (T)

Die Temperaturzahl beruht nicht auf der Auswertung von Temperaturmessungen sondern vielmehr auf arealgeographischen Grundlagen. Trotzdem scheint die Bezeichnung gerechtfertigt, weil der Wärmefaktor in erster Linie über die Nordgrenze einer Art in Europa sowie über ihre Höhengrenzen in den Gebirgen

entscheidet. Unter T9 sind mediterrane Arten zusammengefaßt. Mediterran-submediterrane (T8), submediterrane (T7) und stärker temperate oder montane Arten (T6) lassen sich schließlich zwischen T9 und T5 einreihen (vgl. ELLENBERG et al. 1991).

Die ELLENBERG-Werte für „Licht" und „Stickstoff" sind also geeignet, die Vegetationsdichte eines Heuschreckenhabitates zu indizieren. Die Temperaturzahl ist schließlich in der Lage, einen Beitrag zur Rolle des Faktors „Wärme" im Biotop zu liefern.

Um nun das Vorkommen der Heuschrecken in Abhängigkeit der Parameter Licht, Stickstoff und Temperatur zu dokumentieren, wurden die nach ELLENBERG ermittelten Zeigerwerte in einen dreidimensionalen Raum, der in der y-Achse durch den Faktor Licht (L), in der x-Achse durch den Faktor Stickstoff (N) und in der z-Achse durch den Faktor Temperatur (T) charakterisiert ist, übersetzt.

Es ergibt sich folgende Situation:

Phaneroptera falcata, Metrioptera roeseli (vgl. Abb. 41b), *Metrioptera bicolor, Pholidoptera griseoaptera* und *Gomphocerus rufus* sind in erster Linie vegetationsdichte Verhältnisse bevorzugende Arten. *Phaneroptera falcata* und *Metrioptera bicolor* haben darüberhinaus eine Präferenz für wärmeexponierte Standorte.

Die Arten *Decticus verrucivorus* (vgl. Abb. 41a), *Platycleis albopunctata, Oecanthus pellucens* (vgl. Abb. 41c), *Oedipoda caerulescens, Stenobothrus lineatus, Omocestus ventralis* und *Myrmeleotettix maculatus* (vgl. Abb. 41d) haben eine Präferenz für vegetationsoffene, wärmeexponierte Standorte. Von allen genannten Arten scheint *Myrmeleotettix maculatus* am stärksten an vegetationsoffene Standorte gebunden zu sein während *Oecanthus pellucens* offensichtlich auch in die Bereiche mit hohen Gräsern geht.

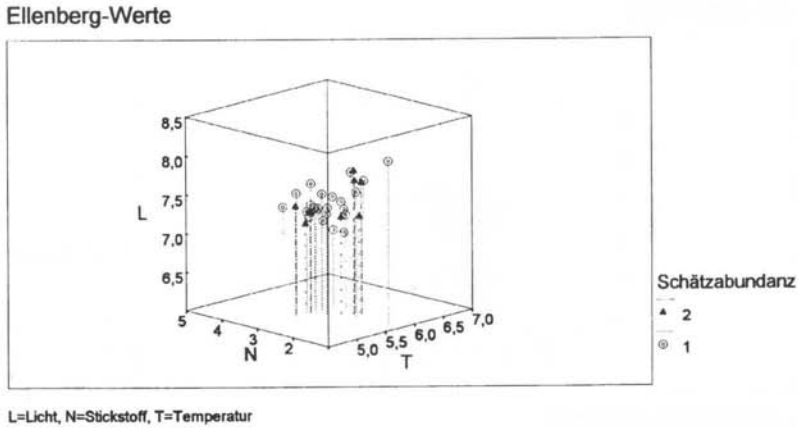


Abb. 41a: *Decticus verrucivorus*

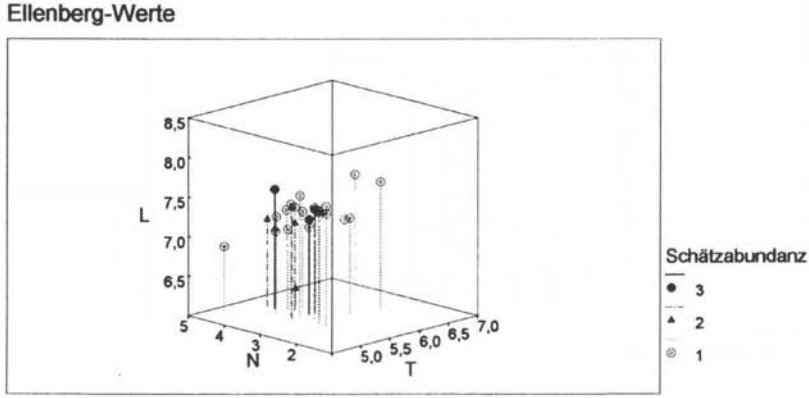


Abb. 41b: *Metrioptera roeseli*

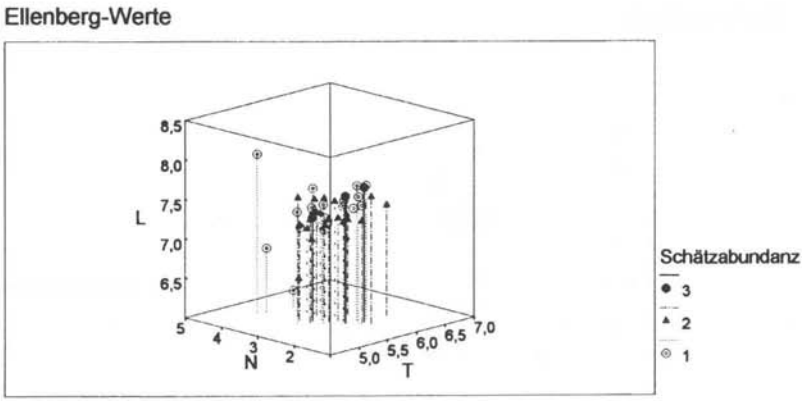


Abb. 41c: *Oecanthus pellucens*

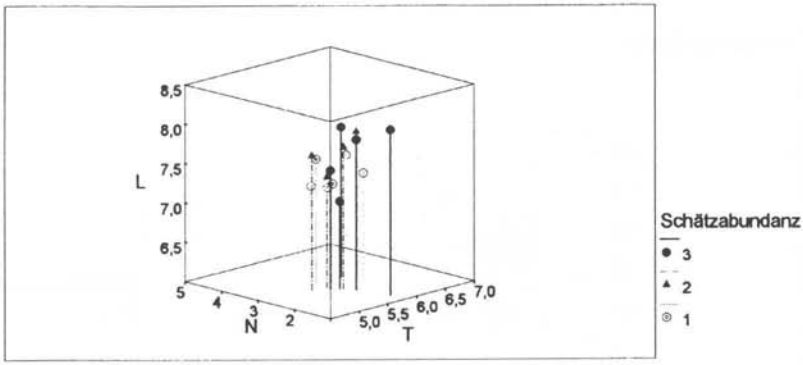


Abb. 41d: *Myrmeleotettix maculatus*

4.9 SYNOPSE DER ABIOTISCHEN FAKTOREN

Die in 4.3 - 4.8 mitgeteilten Ergebnisse ermöglichen lediglich eine sektorale Betrachtung der Arten in Abhängigkeit von den Faktoren Geologie, Vegetation, Regionalität, Exposition, Höhe bzw. (indirekt durch die ELLENBERG-Werte) den Parametern Lichtzahl, Stickstoffzahl und Temperaturzahl. Natürliche Systeme sind aber äußerst komplex und dürfen nicht ausschließlich über einen monokausalen Ansatz zu entschlüsseln versucht werden; sie zu verstehen, verlangt vielmehr eine zusammenschauende, synoptische Betrachtung.

Zur Analyse komplexer Systeme hat die moderne Statistik eine Reihe von Verfahren entwickelt, die unter dem Stichwort „Multivariate Verfahren" bekannt sind und - dank leistungsfähiger PC's - heute über alle gängigen Statistik-Prozeduren (vgl. 3.2.4) aufgerufen werden können. Multivariate Prüfverfahren sind aber nur anwendbar, wenn auch die Datengrundlage entsprechend ist und die Daten kardinalskalierten Charakter haben (zur Anwendbarkeit multivariater Prüfverfahren vgl. SACHS 1974, WEBER 1986, u.a.).

Vorliegendes Datenmaterial ist für den Einsatz multivariater Verfahren jedoch viel zu „weich": die Angaben zur Populationsdichte sind Schätzabundanzen (vgl. 3.2) und bestenfalls ordinalskaliert; die Angaben zur Geologie, Exposition, Höhe usw. sind reine JA/Nein-Entscheidungen unter Bestätigung des Vorkommens/Fehlens einer Art (nominalskalierte Daten). Eine solche Datengrundlage verbietet den Einsatz multivariater Prüfverfahren.

Um die Abhängigkeit der untersuchten Heuschreckenarten von den einzelnen abiotischen Faktoren zusammenschauend bewerten zu können, wurden die Ergebnisse zur Geologie, Vegetation, Regionalität, Exposition und Höhe als Synopse in eine Gesamttabelle (Tab. 6) übertragen. In der Tab. sind auffallende Ergebnisse „fett" hervorgehoben. Als Referenz dient die Zeile „total", die die jeweilige Gesamtsumme angibt.

Lesebeispiel:

Chorthippus mollis wurde z.B. im Rahmen vorliegender Arbeit auf insgesamt 15 Standorten gefunden. Die kartierten Vorkommen liegen im Bajocien-Dogger, im Buntsandstein sowie im Muschelkalk. Der Bajocien-Dogger hat an vorliegender Untersuchung einen Anteil von 10 Flächen. Die Muschelkalkgebiete machen einen Anteil von 152 Flächen aus, während die kartierten Buntsandsteingebiete mit einen Anteil von 20 Flächen in die Statistik eingehen.

Von 25 untersuchten Sand-Magerrasen-Flächen kommt die Art auf 8 Flächen vor. Demgegenüber stehen 173 bearbeitete Kalk-Magerrasen-Flächen, auf denen die Art „nur" 7 mal kartiert worden ist. *Chorthippus mollis* wurde in 4 von 6 untersuchten Trockenrasen gefunden.

Chorthippus mollis zeigt einen Schwerpunkt des Vorkommens im Metzer und Saarlouiser Raum. Auffällige Abhängigkeiten von der Exposition sind keine gegeben (vg. auch Tab. 23). Dem steht die Höhenverteilung gegenüber: so liegt ein Schwerpunkt des Vorkommens zwischen 230 und 260 m; ein anderer Schwerpunkt liegt zwischen 295 und 320 m.

Die zur Verfügung stehenden ELLENBERG-Werte charakterisieren den Biotop von *Chorthippus mollis* als wärmeexponiert (Temperatur-Wert), lückig (Stickstoff-Wert) und vegetationsoffen (Licht-Wert).

Tab. 6 charakterisiert demnach *Chorthippus mollis* als wärmepräferente, vegetationsoffene Verhältnisse liebende Art der Trocken- bzw. Sandmagerrasen, die im Untersuchungsgebiet ausgeprägte regionale Präferenzen aufweist und fast ausschließlich im Metzer und Saarlouiser Raum auf dem Bajocien-Dogger der geologischen Formation der Jura-Kalke bzw. im Buntsandstein vorkommt (vgl. Tab. 6; Anhang).

In Tab. 23 (Anhang) ist die Abhängigkeit der Heuschrecken von den einzelnen Faktoren auf Signifikanz geprüft (Mehrfelder-Chi-Quadrat-Test).

Die Tabelle zeigt, welche Arten in ihrem Vorkommen wie stark von den einzelnen Faktoren beeinflußt werden. So wird z.B. die Art *Chorthippus biguttulus* in ihrem Vorkommen signifikant von den Faktoren Geologie, Regionalität und Exposition bestimmt. Der Vegetationstyp bzw. die Höhenlage üben dagegen keinen signifikanten Einfluß auf das Vorkommen der Art aus.

Zu weiteren Arten vgl. Tab. 23.

4.10 CHARAKTERARTEN

Die Betrachtung der dargestellten Ergebnisse legt die Vermutung nahe, daß bestimmte Heuschreckenarten sich besonders gut zur Kennzeichnung der Magerrasen eignen, d.h. für den betreffenden Vegetationstyp charakteristisch sind. Im folgenden soll deshalb überprüft werden, ob und wieweit für die Kalk- bzw. Sandmagerrasen spezielle Charakterarten genannt werden können.

4.10.1 Ausgangslage

Verfahren, die bestimmte taxonomische Einheiten zur Kennzeichnung und Benennung von Gemeinschaften verwenden, sind in der Biozönologie gebräuchlich (vgl. KRATOCHWILL 1987, WILMANNS 1987). Man unterscheidet Kenn- oder Charakterarten bzw. Trenn- und Differentialarten (SCHWERDTFEGER 1975). Charakterarten sollen dabei der Charakterisierung von Gemeinschaften dienen.

Der Begriff „Charakterart" wird von etlichen Autoren jedoch unterschiedlich gebraucht. SCHWERDTFEGER (1975) hat deshalb die in diesem Zusammenhang gebräuchlichsten Definitionen miteinander verglichen:

So versteht RENKONEN (1938) unter Charakterarten solche, die die übrigen an Individuenzahl erheblich übertreffen. RENKONEN sieht also den Dominanzgrad als Kriterium an. Für HESSE (1943) sind Charakterarten dagegen Arten, die ausschließlich bzw. überwiegend in der betreffenden Lebensgemeinschaft vorkommen. TISCHLER versteht unter Charakterarten dagegen die euzönen Arten, also die stenöken oder stenotopen Arten. Für TISCHLER (1984) ist demnach der Grad der Zönosebindung von Bedeutung. Bei THORSON und BUCHANAN (n. SCHWERDTFEGER 1975) werden hingegen Grade der Frequenz und der Massendominanz miteinander kombiniert: So muß eine Charakterart in mindestens 50 bzw. 70 % der Proben vorkommen und 5 bzw. 10 % des gesamten Biolebendgewichtes ausmachen.

Nach BRAUN-BLANQUET (1951) sind Charakterarten in erster Linie dazu geeignet, die Assoziationen „vor allem durch bestimmte, ihnen eigene oder vorzugsweise eigene" Arten zu unterscheiden. BRAUN-BLANQUET faßt unter Charakterarten aber auch morphologisch schwerer faßbare Rassen, Subspezies und selbst Varietäten zusammen.

4.10.2 Die Charakterarten des Untersuchungsgebietes

Für die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit wird der Begriff „Charakterart" wie folgt definiert: Eine Art gilt dann als charakteristisch, wenn sie - bezogen auf das Merkmal der Präsenz, (vgl. TISCHLER 1984) - im Untersuchungsgebiet häufig, außerhalb aber eher selten vorkommt (DORDA 1991a).

Das Charakteristische ergibt sich also durch einen Vergleich der Häufigkeit des Auftretens der Art im Gebiet (Untersuchungsgebiet) mit der Häufigkeit des

Auftretens in einem übergeordneten Bezugsraum. Als Bezugsraum können dabei verschiedene naturräumliche und/oder regionale Einheiten dienen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde als Bezugsraum das Saarland gewählt. Es konnte auf Daten rückgegriffen werden, die Gegenstand des „Atlas der Heuschrecken des Saarlandes" sind (DORDA, MAAS & STAUDT 1996); die Daten liegen als Punktkartierung vor. Die im Rahmen vorliegender Arbeit im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes festgestellten Arten werden - politisch unzulässig aber methodisch richtig - dem Bezugsraum Saarland zugeordnet.

Wie die nachfolgenden Tab. 7 und 8 zeigen, kann unter Zugrundelegung der o.g. Definition einer Charakterart, eine Art dann als charakteristisch bezeichnet werden, wenn der Quotient aus N/n (wobei „N" = Gesamtzahl der Vorkommen im Bezugsraum und „n" = Gesamtzahl der Vorkommen im Untersuchungsgebiet) relativ klein ist.

Tab. 7: Charakterarten der Kalk-Magerrasen

Art	UG	n	N	N/n
Oecanthus pellucens	54	54	54	1
Chrysochraon brachyptera	6	6	6	1
Calliptamus italicus	5	5	5	1
Mantis religiosa	2	2	2	1
Oedipoda germanica	1	1	1	1
Omocestus ventralis	50	50	53	1,1
Stenobothrus lineatus	97	94	110	1,2
Tetrix tenuicornis	8	8	11	1,3
Platycleis albopunctata	43	42	67	1,6
Omocestus haemorrhoidalis	8	4	10	2,5
Phaneroptera falcata	87	87	242	2,7
Decticus verrucivorus	34	31	121	3,9
Gomphocerus rufus	49	48	216	4,5
Chorthippus dorsatus	43	43	282	6,6
Chorthippus biguttulus	119	103	794	7,8
Leptophyes punctatissima	8	8	92	11,5
Chorthippus parallelus	136	117	1415	12,1
Tettigonia viridissima	73	70	848	12,1
Nemobius sylvestris	27	27	355	13
Chorthippus mollis	15	7	92	13
Metrioptera roeseli	29	29	396	13,7
Oedipoda caerulescens	33	13	182	14
Chrysochraon dispar	107	105	1745	16,7
Gryllus campestris	28	23	481	21
Pholidoptera griseoaptera	31	31	712	23
Chorthippus brunneus	31	9	428	47,6
Myrmeleotettix maculatus	17	1	59	59
Metrioptera bicolor	113	111	850	77,3
Conocephalus discolor	7	7	641	91,6
Chorthippus montanus	1	1	111	111
Omocestus viridulus	3	1	764	764

UG= Häufigkeit im Untersuchungsgebiet
n = Häufigkeit auf den Kalk-Magerrasen
N = Häufigkeit im Bezugsraum "Saarland"

Tab. 7 stellt die Charakterarten der Kalkmagerrasen dar. Als die Charakterart der Kalkmagerrasen kann das Weinhähnchen *(Oecanthus pellucens)* vorgestellt werden.

Tab. 8: Charakterarten der Sand-Magerrasen

Art	UG	n	N	N/n
Omocestus haemorrhoidalis	8	4	10	2,5
Myrmeleotettix maculatus	17	16	59	3,7
Oedipoda caerulescens	33	20	182	9
Chorthippus mollis	15	8	92	11,5
Chorthippus brunneus	31	22	428	19,5
Stenobothrus lineatus	97	3	110	37
Decticus verrucivorus	34	3	121	40
Chorthippus biguttulus	119	16	794	49,6
Platycleis albopunctata	43	1	67	67
Chorthippus parallelus	136	19	1415	74,5
Gryllus campestris	28	5	481	96
Chorthippus montanus	1	1	111	111
Gomphocerus rufus	49	1	216	216
Tettigonia viridissima	73	3	848	282
Omocestus viridulus	3	2	764	382
Metrioptera bicolor	113	2	850	425
Chrysochraon dispar	107	2	1745	873

UG = Häufigkeit im Untersuchungsgebiet
n = Häufigkeit auf den Sand-Magerrasen
N = Häufigkeit im Bezugsraum "Saarland"

Tab. 8 stellt die Charakterarten der Sandmagerrasen dar. Hochcharakteristische Arten der Sandmagerrasen sind demnach *Omocestus haemorrhoidalis* und *Myrmeleotettix maculatus*.

4.11 GRAD DER VERGESELLSCHAFTUNG

In den Abbildungen 42-46 wird der Grad der Vergesellschaftung mittels Clusteranalyse-Verfahren (vgl. DEICHSEL & TRAMPISCH 1985) gezeigt.

Abb. 42 stellt das Ergebnis für die Arten der Sandmagerrasen dar. Die Abb. zeigt, daß mit *Chorthippus brunneus, Oedipoda caerulescens, Myrmeleotettix maculatus* und *Chorthippus mollis* eine Gruppe formuliert werden kann, zu der sich ab Niveau 22 noch *Chorthippus biguttulus* gesellt.

Abb. 43 zeigt das Ergebnis für die Arten der Kalkmagerrasen. Auch hier können verschiedene Gruppen erkannt werden. Auffallend ist die Gruppe um *Chrysochraon dispar, Metrioptera bicolor* und *Chorthippus parallelus*, die sich bereits auf dem Niveau 24 von den restlichen Arten trennen läßt. Auffällig ist aber auch die zweite Gruppe mit *Chorthippus biguttulus* und *Stenobothrus lineatus*.

In den Abb. 44a-g ist die Situation in den Kalkmagerrasen nach den einzelnen Vegetationstypen aufgeschlüsselt. Die Abb. 44a und 44d zeigen, daß zwischen Gamanderreichen Trespenrasen (GATR) und Kurzrasigen Trespenrasen (KUTR) keine auffälligen Unterschiede bestehen. Für die Hochrasigen Trespenrasen (HOTR) kann mit *Chorthippus parallelus, Chrysochraon dispar* und *Metrioptera bicolor* auf dem Niveau 16 eine eigenständige Gruppe formuliert werden (Abb. 44b). Die gewachsenen Kalkhalbtrockenrasen (KHRe) lassen sich ab Niveau 10 in unterschiedliche Gruppen aufteilen (Abb. 44c). Für die Trockenrasen (TR) kann mit *Chorthippus biguttulus, Chorthippus mollis* und *Calliptamus italicus* eine eigenständige Gruppe formuliert werden (Abb. 44e). Bei den anthropogenen Sonderstandorten auf Kalk sind es *Oedipoda germanica, Oedipoda, caerulescens, Chorthippus brunneus* und *Oecanthus pellucens*, die sich bereits bei einem Niveau 22 abspalten (Abb. 44f). Innerhalb der Zwenkenrasen (ZWR) ist insbesondere die Artengruppe um *Metrioptera roeseli* erwähnenswert (Abb. 44g).

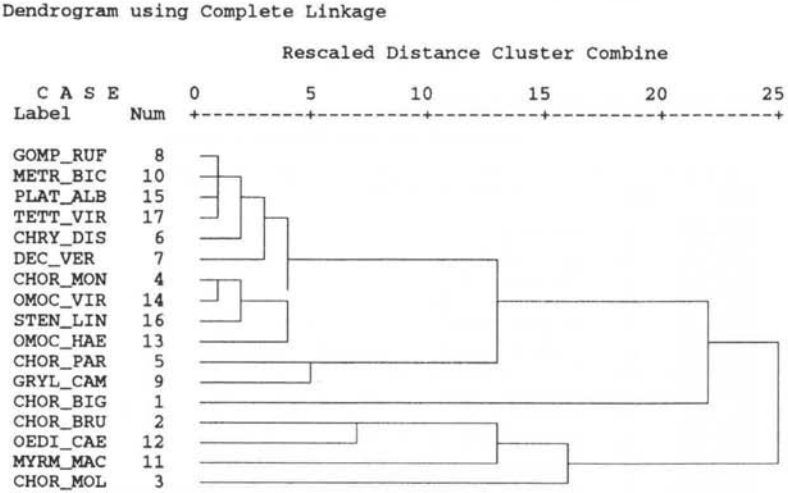


Abb. 42: Grad der Vergesellschaftung der Sandarten

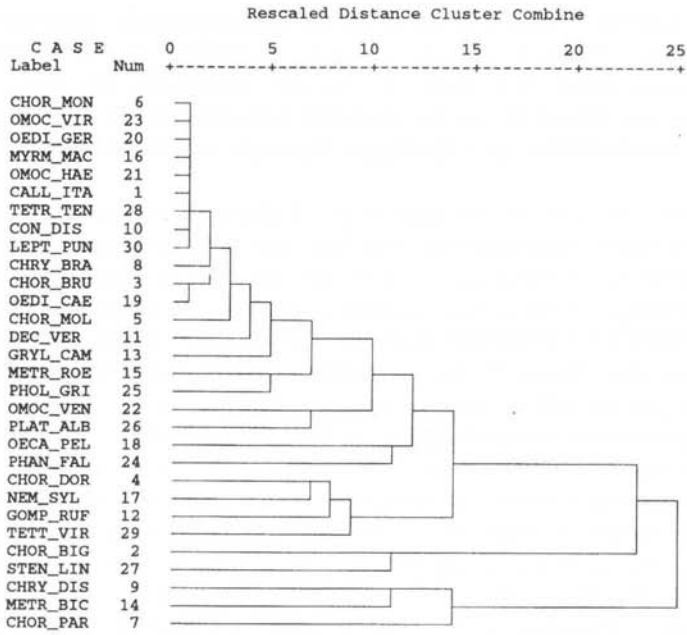


Abb. 43: Grad der Vergesellschaftung der Kalkarten

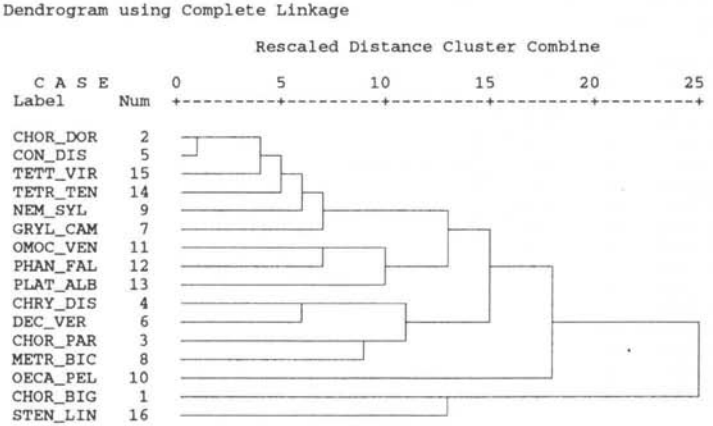


Abb. 44a: Gruppierung - Gamanderreiche Trespenrasen

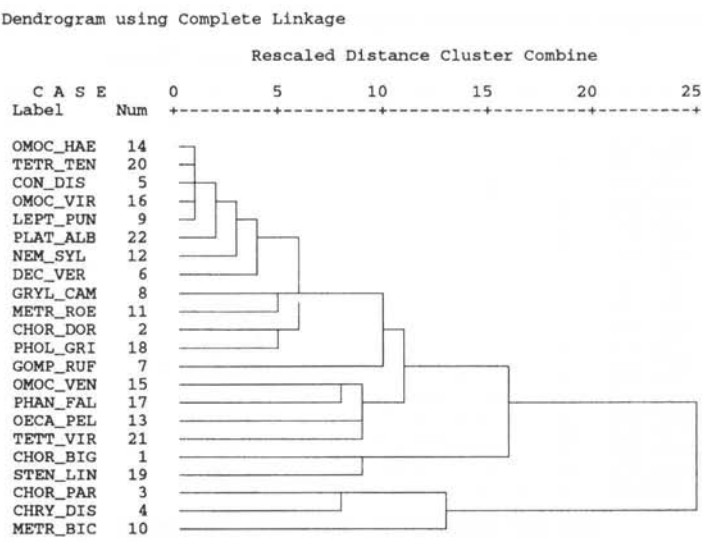


Abb. 44b: Gruppierung - Hochrasige Trespenrasen

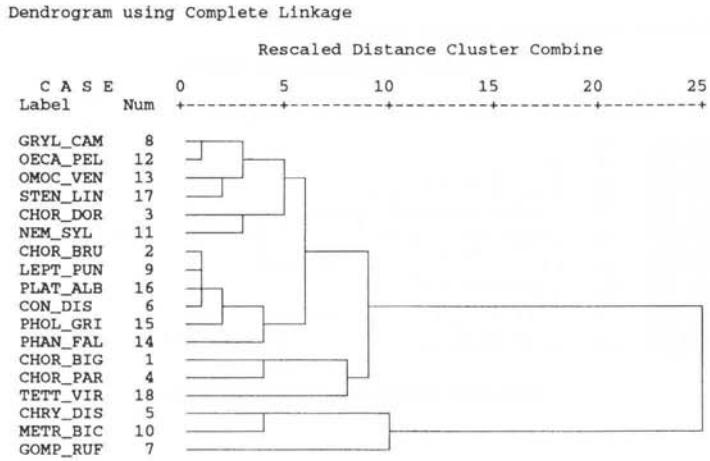


Abb. 44c: Gruppierung - Halbtrockenrasen in Sukzession

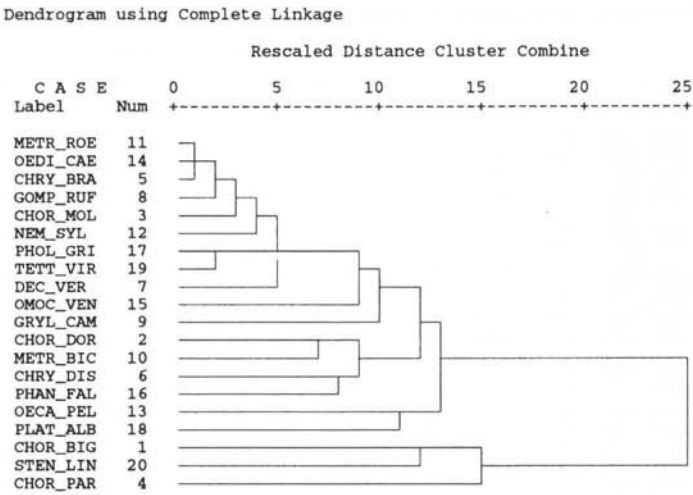


Abb. 44d: Gruppierung - Kurzrasige Trespenrasen

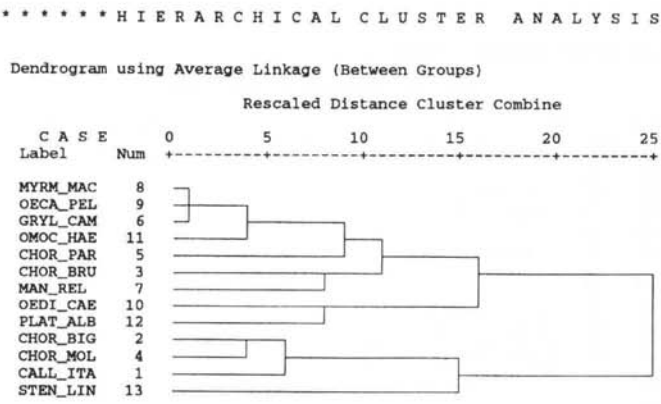


Abb. 44e: Gruppierung - Trockenrasen

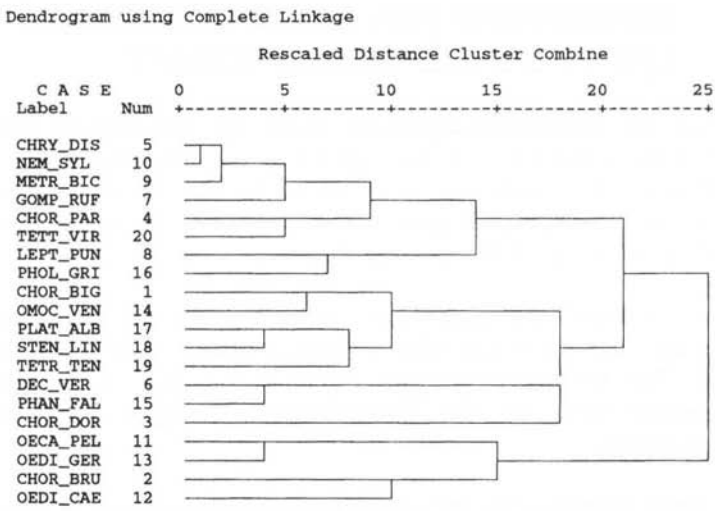


Abb. 44f: Gruppierung - Anthropogene Sonderstandorte auf Kalk

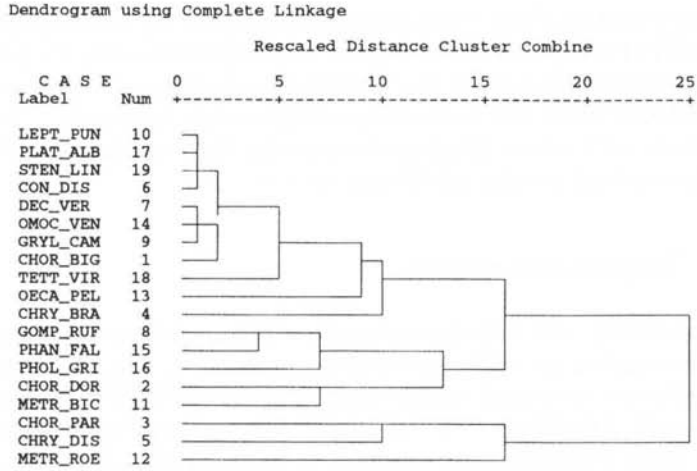


Abb. 44g: Gruppierung - Zwenkenrasen

4.12 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT

Die in Kap. 4.6 dargestellten Ergebnisse zeigen, daß bestimmte Heuschreckenarten in ihrem Vorkommen von der Ausbildung spezieller Vegetationstypen (= Strukturtypen, z.B. „Hochrasiger Trespenrasen", „Kurzrasiger Trespenrasen") abhängig sind. Im folgenden Kapitel soll nun untersucht werden, ob diese Form der Bindung auch unter dem Aspekt der Soziologie gültig ist.

Die Abb. 45 und 46 (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis im Anhang) sind das Ergebnis einer Clusterung aller untersuchten Sand- (Abb. 45) bzw. Kalkstandorte (Abb. 46). Die Abbildungen verdeutlichen, daß sich Heuschreckenarten/-gruppen recht gut zur Charakterisierung vegetationstypologischer Strukturen eignen.

Unklar bleibt allerdings, bis auf welche hierarchisch/soziologische Ebene eine derartige Übereinstimmung von Heuschreckenzönose und Pflanzengesellschaft Gültigkeit hat, d.h. wie weit nach unten sich mittels Heuschrecken die Vegetation gliedern läßt.

Zur Beantwortung der Frage wurde pflanzensoziologisch im Sinne von BRAUN-BLANQUET (1951) gearbeitet. Es wurden Kalkmagerrasen nach der in 3.3 vorgestellten Methodik ausgewählt. Die Nomenklatur der Pflanzen richtet sich nach ROTHMALER (1990). Die Auswertung erfolgt mittels Artvergleich (Vergleich auf Artniveau, 4.12.1) bzw. pflanzensoziologischer Tabellenarbeit (z.B. KREEB 1983) (Vergleich auf Gesellschaftsniveau, 4.12.2).

4.12.1 Vergleich auf Artniveau

Zur Beschreibung von Artengemeinschaften (Zusammensetzung, Verteilung, Ähnlichkeit) sind in der Ökologie verschiedene Formeln, Indices und Korrelationskoeffizienten entwickelt worden (vgl. SCHWERDTFEGER 1975, SOUTHWOOD 1978, STUGREN 1986, MÜLLER 1988, MÜHLENBERG 1989 u.a.). Mit Hilfe dieser mathematischen Verfahren ist vielfach eine Aufschlüsselung der Artenbestände möglich.

Zur Klärung der Frage nach der topographischen Übereinstimmung von Heuschreckenzönose und Pflanzengesellschaft wurde im vorliegenden Fall das SPSS-Modul „Multidimensional Scaling" benutzt. Multidimensional Scaling

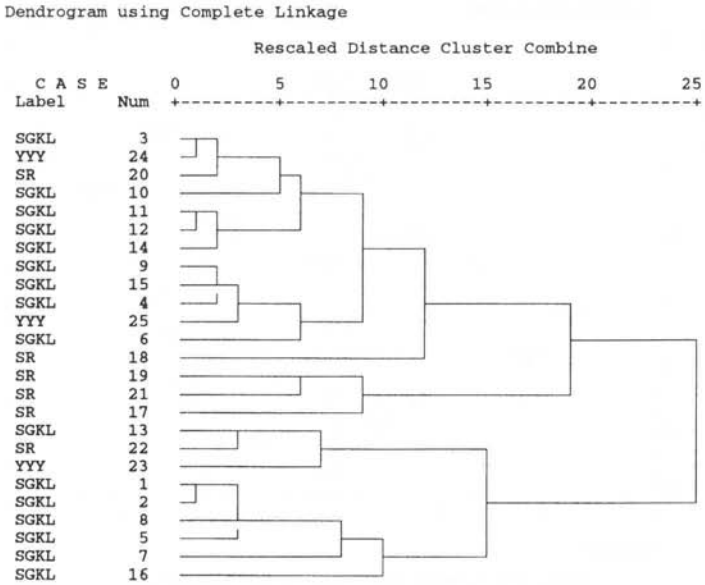


Abb. 45: Clusteranalyse Sandmagerrasen

(MDS) ist ein Programm, das die Ähnlichkeit (degree of similarity) zweier Komplexe analysieren hilft, indem es die jeweilige Struktur der Distanzdaten (dissimilarity data) graphisch darstellt (vgl. SPSS Professional Statistics, Release 5, 1992). In den jeweiligen Plots eng (Punktewolke) beieinander liegende Punkte besitzen eine hohe Ähnlichkeit, während die weit voneinander entfernt liegenden Punkte eine geringe Ähnlichkeit miteinander haben.

Zur Berechnung bietet SPSS verschiedene Prozeduren an. Im vorliegenden Fall wurde als Distanzmaß die Euklidische Distanz verwendet. Es werden die Pflanzensoziologischen Aufnahmen (Abb. 47a) den Heuschreckenaufnahmen (Abb. 47b) gegenübergestellt.

Die Abb. 47a deutet z.B. auf eine gute floristische Übereinstimmung zwischen den Standorten 71, 74 u. 36; 60, 62, u. 58 oder aber auch 37 u. 87 hin. Hinsichtlich der Heuschreckenauswertung ähneln sich z.B. die Standorte 39 u. 36; 64 u. 70 oder aber auch 62 u. 58 (Abb. 47b).

Die zweidimensionalen Plots zeigen, daß auf Artniveau kaum Ähnlichkeiten zwischen Heuschreckenzönose und Pflanzengesellschaft bestehen.

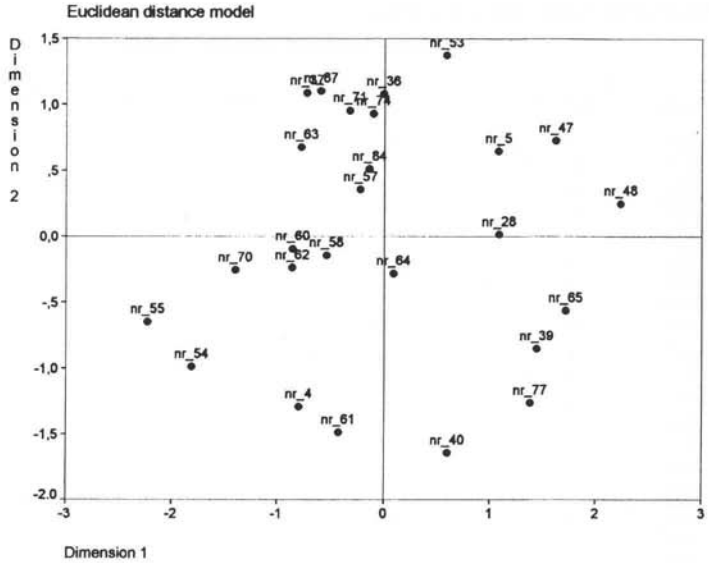


Abb. 47a: Vergleich auf Artniveau - Vegetation;

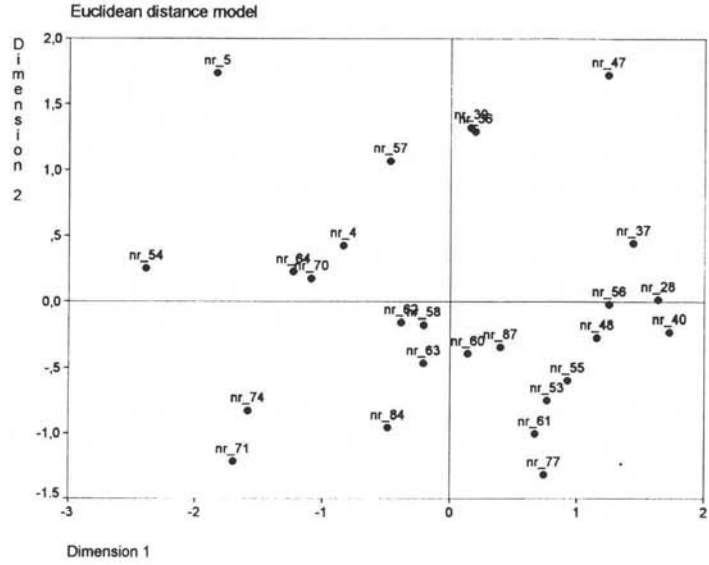


Abb. 47b: Vergleich auf Artniveau - Heuschrecken;

4.12.2 Vergleich auf Gesellschaftsniveau

Tab. 9 zeigt das Ergebnis pflanzensoziologischer Aufnahmen auf (ausgewählten) Kalkmagerrasen des Untersuchungsgebietes. Die Tabelle ordnet die Standorte („Aufnahme Nummer") nach pflanzensoziologischen Gesichtspunkten. Es können Ausbildungen mit Gamanderreichen Trespenrasen, Ausbildungen mit Frühlings-Fingerkraut und Schmalblättrigem Lein, Ausbildungen mit Fiederzwenke, Ausbildungen mit Saumarten sowie Ausbildungen mit Arten von Glatthaferbrachen und Säumen unterschieden werden (Tab. 9).

Das Ergebnis der Heuschreckenaufnahmen auf den zuvor (Tab. 9) pflanzensoziologisch untersuchten Flächen ist in den Tab. 10 u. 11 dargestellt.

Die beiden Tabellen 10 u. 11 unterscheiden sich lediglich dadurch, daß sie nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erstellt worden sind. So ordnet Tab. 10 die Aufnahmeflächen unter pflanzensoziologischen Gesichtspunkten, also nach derselben Reihenfolge, die in Tab. 9 erarbeitet worden ist. Tab. 11 ist dagegen das Ergebnis einer Tabellenarbeit unter „heuschreckenzönologischen" Gesichtspunkten.

Tab. 10 zeigt, daß mit *Chorthippus biguttulus, Stenobothrus lineatus, Omocestus ventralis* und *Platycleis albopunctata* in etwa eine kurzrasige Verhältnisse liebende Gruppe I formuliert werden kann, die standörtlich (vgl. Tab. 9) mit der Ausbildung der Gamanderreichen Trespenrasen bzw. der Ausbildung mit Frühlings-Fingerkraut in Zusammenhang gebracht werden kann. Allerdings ist - wie Tab. 11 zeigt - die kurzrasige Verhältnisse liebende Gruppe I damit keineswegs vollständig, sondern wäre insbesondere um die Aufnahmeflächen 5, 57, 39, 71, 64, 84 u. 87 zu erweitern.

Tab. 10 zeigt mit Gruppe II eine indifferente Gruppe, die mit den Ergebnissen der Pflanzensoziologie kaum in Einklang gebracht werden kann. Dagegen scheint Gruppe III aus Tab. 11 mit den Saumarten aus Tab. 9 topographisch übereinzustimmen.

Die Heuschreckenzönosen lassen sich also kaum nach pflanzensoziologischen Typen ordnen. Wie der Vergleich zwischen Tab. 9 und Tab. 11 zeigt, kann eher von zwei Struktur-Typen (kurzrasiger und hochrasiger Typ) ausgegangen werden anhand derer sich die Heuschreckenzönose gliedern läßt.

4.12.3 Gliederungsansatz für Heuschreckenzönosen

Bei der methodischen Bewertung und Klassifizierung von Lebensräumen aus der Sicht des Tierartenschutzes gilt zu beachten, daß Tierarten im Regelfalle nicht das System als ganzes, als vielmehr nur bestimmte Teile davon besiedeln. Der überwiegende Teil der Fauna ist wohl weniger an die Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaft, als vielmehr an das Wirkungsgefüge deren räumlicher Struktur gebunden. Zoozönosen sind daher im Vergleich zu Phytozönosen besonders komplex. Gelegentlich lassen sich bereits auf regionaler Ebene Beziehungen zwischen Vegetation und dem Vorkommen von Tierarten erkennen. Diese sind häufig aber nur auf Assoziationsniveau möglich; bei überregionaler Betrachtung lediglich auf dem Niveau von Klassen bzw. Formationen.

Große Tiere mit großem Aktionsraum benötigen oft Bestände mit unterschiedlichen Vegetationstypen, während kleinere Tiere (z.B. Heuschrecken) oft nur eine bestimmte Ebene davon als Lebensraum besiedeln. Tierarten können in ihrem Vorkommen die Vegetationstypen überlagern oder auch nur einen Teil davon als Habitat besetzen.

Die Ergebnisse der „Tabellenarbeit Heuschrecken" (Tab. 11) deuten das Vorhandensein von drei Gruppen an: Gruppe III kennzeichnet einen Typ Kalkhalbtrockenrasen, der sich u.a. durch das Dominieren der Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) auszeichnet. Im konkreten Fall handelt es sich um die Standorte 56, 53 und 40. Gruppe I repräsentiert einen Typ Kalkhalbtrockenrasen, der am ehesten als kurzrasige Trespen-Variante umschrieben werden kann, in der Pflanzenarten wie etwa *Sanguisorba minor, Hieracium pilosella, Potentilla neumanniana, Carex caryophyllea, Teucrium chamaedrys* u.a. vorkommen.

Zwischen beiden Gruppen vermittelt eine indifferente Gruppe II. Es handelt sich um eine Gruppe, der vom Vegetationstyp her keine eindeutige Variante zugesprochen werden kann (vgl. Tab. 11 und Tab. 9).

Die Ergebnisse zeigen, daß ein Gliederungsansatz für Heuschrecken im vorliegenden Fall bestenfalls bis auf das Niveau der Assoziation, keinesfalls aber darunter möglich ist.

Tab. 10: Heuschrecken nach vegetationskundlichen Gesichtspunkten geordnet

Fläche Nr.	61	4	70	62	60	63	55	54	58	57	84	74	37	71	36	53	87	28	40	47	64	77	48	56	39	5	Fläche Nr.
Gruppe I																											Stetigkeit
Chor. biguttulus	2	3	3	2	1	2	0	3	2	2	2	2	0	3	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	3	15
Sten. lineatus	0	1	1	1	1	1	1	3	1	2	2	1	2	1	1	0	2	0	0	2	1	0	0	0	3	3	19
Omoc. ventralis	0	2	1	1	0	0	0	2	1	2	0	1	0	1	3	0	0	0	0	2	1	0	1	0	2	2	14
Plat. albopunctata	0	0	2	0	0	0	0	2	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3	8
Gruppe II																											
Chor. parallelus	2	1	1	0	1	0	2	1	1	0	1	2	1	2	1	1	1	0	1	3	2	1	0	1	1	1	21
Tett. viridissima	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	2	2	2	0	0	1	0	15
Gryll. campestris	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	6
Metr. bicolor	2	1	1	2	1	1	0	1	2	2	1	2	1	2	1	2	0	1	1	2	2	2	0	0	2	2	1	22
Phan. falcata	0	1	1	1	1	1	2	1	0	2	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0	2	0	1	1	1	3	17
Chr. dispar	2	0	0	0	1	1	0	0	0	2	1	2	3	0	1	1	1	3	3	3	0	0	1	2	1	2	17
Dect. verrucivorus	2	0	0	1	2	1	0	2	0	2	1	2	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	13
Oeca. pellucens	0	0	0	1	1	2	1	3	0	1	2	3	0	2	2	2	1	0	0	0	1	2	0	0	0	1	15
Artenzahl	5	6	8	8	10	8	4	10	6	8	8	12	5	9	8	6	6	5	4	6	8	3	5	5	8	11	

Tab. 11: Heuschrecken nach strukturellen Gesichtspunkten geordnert

Fläche Nr.	36	5	82	57	58	39	71	61	74	64	4	84	54	78	87	48	66	77	28	60	63	37	47	56	53	40	Fläche Nr.
Gruppe I																											Stetigkeit
Plat. albopunctata	0	3	0	0	1	1	1	0	2	0	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Omoc. ventralis	3	2	1	2	1	2	1	0	1	1	2	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	14
Sten. lineatus	1	3	1	2	1	3	1	0	1	1	1	2	3	1	2	0	1	0	0	1	1	2	2	0	0	0	19
Oeca. pellucens	2	1	1	1	0	0	2	0	3	1	0	2	3	0	1	0	1	2	0	1	2	0	0	0	2	0	15
Dect. verrucivorus	0	1	1	2	0	0	0	2	2	0	0	1	2	0	1	0	0	1	1	2	1	0	0	0	1	0	13
Chor. biguttulus	0	3	2	2	2	0	3	2	2	3	3	2	3	3	1	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	15
Gruppe II																											
Gryll. campestris	0	0	0	0	0	1	3	0	2	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6
Tett. viridissima	1	1	1	0	0	0	1	0	1	2	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	2	1	0	0	15
Chor. parallelus	1	1	0	0	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	0	2	1	0	1	0	1	3	1	1	1	21
Gruppe III																											
Chr. dispar	1	2	0	2	0	1	0	2	2	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3	1	1	3	3	2	1	3	17
Phan. falcata	2	3	1	2	0	1	0	0	1	2	1	0	1	1	0	1	2	0	1	1	1	0	0	1	2	0	17
Metr. bicolor	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	2	2	2	1	22
Artenzahl	8	11	8	8	6	8	9	5	12	8	6	8	10	8	6	5	4	3	5	10	8	5	6	5	6	4	

4.13 RAUMWIDERSTAND

Im Rahmen vorliegender Arbeit war es nur für die im Untersuchungsgebiet häufigeren Arten möglich, repräsentativ die Struktur zu messen. Im Untersuchungsgebiet seltene Arten oder aber auch Arten, die ausschließlich auf den Silbergras- und Kleinschmielenfluren bzw. den lückigen Xerobrometen der Felsheide vorkommen, blieben unberücksichtigt (vgl. 3.4.1).

Tab. 12 stellt die Ergebnisse für 12 der im Untersuchungsgebiet festgestellten Heuschrecken dar. Es werden der Mittelwert der Berührungspunkte, getrennt nach Gräsern und Kräutern, für die unterschiedlichen Höhenniveaus (10-50 cm) sowie die der Berechnung zugrunde gelegte Anzahl der Standorte mit dem Vorkommen der betreffenden Art angegeben. Die Tab. ordnet die Arten in eine Reihenfolge zunehmender Vegetationsdichtepräferenz (Raumwiderstand).

Tab. 12: Raumwiderstandstabelle

		Berührungspunkte (Mittelwerte)										Anzahl der Standorte
		Gräser					Kräuter					
		cm Höhe					cm Höhe					
		10	20	30	40	50	10	20	30	40	50	
geringe Vegetationsdichte												
	Omocestus ventralis	15	3	3	2	1	2	1	0	0	0	33
	Stenobothrus lineatus	17	6	4	2	2	3	1	0	0	0	45
	Chorthippus biguttulus	18	5	3	2	1	3	0	0	0	0	45
	Decticus verrucivorus	20	6	6	5	3	2	1	1	0	0	15
	Platycleis albopunctata	23	6	4	2	2	4	1	0	0	0	30
mittlere Vegetationsdichte												
	Metrioptera bicolor	30	12	5	2	1	3	1	0	0	0	36
	Chorthippus parallelus	30	14	7	3	2	3	1	0	0	0	58
	Phaneroptera falcata	33	14	4	1	0	4	1	0	0	0	53
	Chrysochraon dispar	33	15	7	3	2	3	1	0	0	0	51
hohe Vegetationsdichte												
	Gomphocerus rufus	41	21	11	3	2	4	3	1	0	0	21
	Metrioptera roeseli	41	24	11	4	2	3	1	0	0	0	36
	Pholidoptera griseoaptera	50	31	17	5	3	4	2	1	0	0	18

Wie das Ergebnis einer zusätzlich durchgeführten Clusteranalyse in Abb. 48 zeigt, können bei den 12 Arten drei Struktur-Typen-Gruppen unterschieden werden, die sich nach Tab. 12 wie folgt beschreiben lassen: Mit *Omocestus ventralis, Stenobothrus lineatus, Chorthippus biguttulus, Decticus verrucivorus* und *Platycleis albopunctata* kann von der Existenz einer Gruppe mit einer Präferenz für eine geringe Vegetationsdichte ausgegangen werden. Dieser steht mit *Gomphocerus rufus, Metrioptera roeseli* und *Pholidoptera griseoaptera* eine zweite Gruppe entgegen, die einen hohen Raumwiderstand bevorzugt. Zwischen diesen Gruppen schließlich vermittelt mit *Metrioptera bicolor, Chorthippus parallelus, Phaneroptera falcata* und *Chrysochraon dispar* eine dritte Gruppe, die eine Präferenz für eine mittlere Vegetationsdichte hat.

Die unterschiedlichen Struktur-Typen (Auswahl) sind als Skizze in Abb. 49 gegenübergestellt. Die Abb. verdeutlicht, daß geophile Arten, wie z.B. *Decticus verrucivorus, Stenobothrus lineatus* (Abb. 49a und b) an eine geringe Struktur angepaßt sind, während phytophile Arten, wie *Metrioptera bicolor* oder *Chorthippus parallelus* (Abb. 49c und d) die vegetationsdichteren Strukturen in den Kalkhalbtrockenrasen bevorzugen. Mit *Pholidoptera griseoaptera* bzw. *Gomphocerus rufus* ist in Abb. 49e und f schließlich ein Beispiel für eine Artengruppe aufgegriffen, die eine Präferenz für einen extrem hohen Raumwiderstand im Kalkmagerrasen hat.

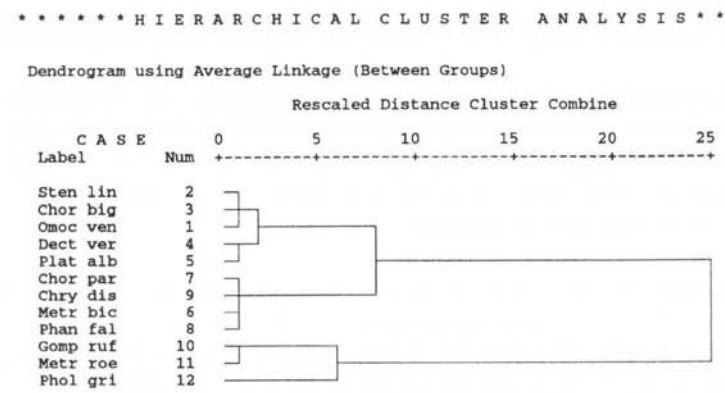


Abb 48: Clusteranalyse Raumwiderstand

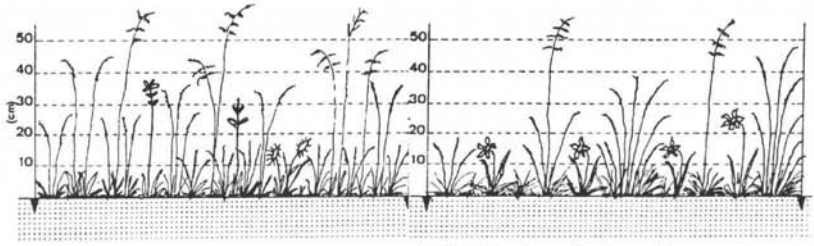


Abb 49a: *Decticus verrucivorus*

Abb 49b: *Stenobothrus lineatus*

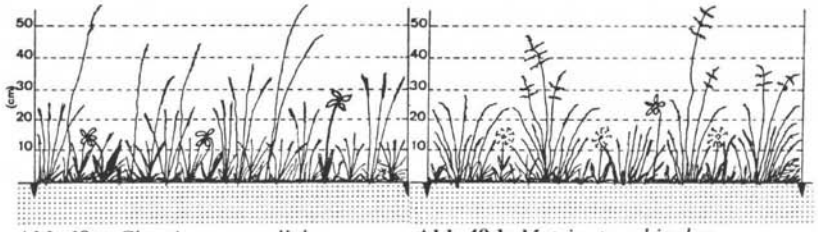


Abb 49c: *Chortippus parallelus*

Abb 49d: *Metrioptera bicolor*

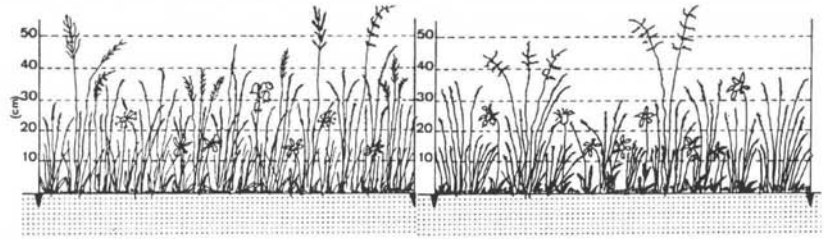


Abb 49e: *Pholidoptera griseoptera*

Abb 49f: *Gomphocerus rufus*

Abb. 49 a-f: Vegetationsstruktur-Skizzen für ausgewählte Arten

4.14 PERSISTENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSEN

In den vorangegangenen Kapiteln über die Raumbindung von Heuschreckenzönosen wurden die Parameter Raumwiderstand, Geologie, Temperatur usw. als mögliche habitatbestimmende Faktoren untersucht. Wie in den genannten Kapiteln gezeigt wurde, sind Heuschreckenzönosen in der Lage, sensitiv auf bestimmte Umweltfaktoren zu reagieren.

Bislang unbeantwortet aber blieb, ob diese Form der Abhängigkeit auch eine zeitliche Dimension besitzt, denn grundsätzlich wäre es doch vorstellbar, daß Heuschreckenzönosen über die Jahre hinweg äußerst dynamisch reagieren und dabei sowohl in der Arten- als auch Individuenzahl stark variieren.

Wäre dem so, müßten die in den vorangegangenen Kapiteln mitgeteilten Ergebnisse stärker hinterfragt werden, denn sie berücksichtigten in dem dann erforderlichen Maße nicht mehr ausreichend den Faktor Zeit. Dies hätte aber zur Folge, daß Ergebnisse auf der Basis kurzfristiger Untersuchungen kaum haltbar sind. Sie besäßen vielmehr - immer gleichbleibende Nutzung und damit gleichbleibende Struktur vorausgesetzt - über den Moment der Aufnahme hinaus, nie den Anspruch auf Gültigkeit.

Dies würde aber auch bedeuten, daß für den praxisrelevanten Einsatz von Heuschrecken (z.B. als Bewertungsindikatoren innerhalb der Naturschutzplanung, vgl. Kap. 6) erst langwierige Folgeuntersuchungen notwendig wären, ehe eine einigermaßen konkrete gutachterliche Stellungnahme abgegeben werden könnte. Daraus ergeben sich folgende Fragen:

- Hängt das indikative Potential von Heuschreckenzönosen außer von den untersuchten Umweltfaktoren etwa auch von einem Faktor Zeit ab?
- Sind Heuschreckenzönosen bei gleichbleibender Nutzung, d.h. bei gleichbleibender Struktur damit über die Jahre hinweg persistent?
- Wie reagieren Heuschreckenzönosen bei einem plötzlichen Nutzungswechsel, d.h. Strukturveränderung hinsichtlich Arten- und/oder Individuenkonstanz?

Die Beantwortung solcher Fragen ist wichtig. Liegt hierin doch der Schlüssel zum Verständnis der Funktionsweise von Heuschreckenzönosen und damit auch zur Verwendung von Heuschreckenzönosen im Rahmen der Bioindikation.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen vorgestellt. Wegen der in 3.5.2.1 vorgestellten „Problematik" erfolgt eine Differenzierung nach Transektflächen und Isolationsquadrat-Flächen.

4.14.1 Pflegeflächen am Wolferskopf

4.14.1.1 Transektflächen

4.14.1.1.1 Gewachsener Kalkhalbtrockenrasen (KHRe I)

Transektfläche I entsprach zu Beginn der Untersuchung einer verbrachten Kalkhalbtrockenrasenvarianten mi hohen Gräsern unter eingewachsenem Streuobst.

An Heuschrecken wurden im Jahr 1990 kartiert (in „()" die jeweilige Schätzabundanz): *Chorthippus biguttulus* (1), *Chorthippus dorsatus* (2), *Chorthippus parallelus* (1), *Chrysochraon dispar* (3), *Gomphocerus rufus* (2), *Metrioptera bicolor* (3), *Stenobothrus lineatus* (1), *Tettigonia viridissima* (1)

Die Fläche wurde 1991 erstmals vom Pflegetrupp der Naturlandstiftung gepflegt. Dabei wurden die verbrachten Halbtrockenrasen gemäht und die jungen Gebüsche gerodet. Die gesamte Fläche wurde 1992 und 1993 folgegepflegt:

Hochrasige Bedingungen liebende Arten wie *Chrysochraon dispar, Gomphocerus rufus* und *Metrioptera bicolor* fielen sukzessive aus und antworteten damit auf die neuen, kurzgrasigen Bedingungen am Standort. Die geophilen Arten *Chorthippus biguttulus* und *Stenobothrus lineatus* blieben dagegen bis 1994 in ihrer Dichte (Schätzabundanz) gleich. *Chorthippus parallelus* nahm an Bestandsdichte (Schätzabundanz) offensichtlich zu (vgl. Abb. 50a).

4.14.1.1.2 „Jesuitenstücker" (II)

Transektfläche II entspricht dem Zentralbereich des Wolferskopfgebietes. Es handelt sich um einen gepflegten, kurzrasigen, orchideenreichen, wärmeexponierten Kalkhalbtrockenrasen mit kaum gliedernden Strukturen.

An Heuschrecken wurden am 25.07.1990 festgestellt: *Chorthippus biguttulus* (2), *Chorthippus dorsatus* (3), *Chorthippus mollis* (1), *Chorthippus parallelus* (1), *Chrysochraon dispar* (2), *Decticus verrucivorus* (1), *Metrioptera bicolor* (3),

Omocestus ventralis (1), *Phaneroptera falcata* (1), *Platycleis albopunctata* (3), *Stenobothrus lineatus* (3).

Bis ins Jahr 1991 wurde die Fläche regelmäßig im Spätsommer gemäht. Nach dem Pflege- und Entwicklungsplan ist vorgesehen, die Fläche künftig nur noch alle 5 Jahre zu mähen.

Auffällig war 1993 das individuenmäßig geringe Auftreten von *Metrioptera bicolor* bei gleichzeitigem Hinzukommen von *Gomphocerus rufus*. Die geophilen Arten *Platycleis albopunctata* und *Stenobothrus lineatus* zeigten nach wie vor aber geringen Raumwiderstand an (Abb. 50b), wenngleich *Platycleis albopunctata* im Jahr 1994 offensichtlich abgenommen hatte. Auch *Chorthippus dorsatus* nahm auf den Flächen offensichtlich ab. *Oecanthus pellucens* tauchte 1994 zum ersten Mal in einer Artenliste für den Wolferskopf auf (vgl. Kap. 5.5).

4.14.1.1.3 Verbuschte Kalkhalbtrockenrasen-Brache (KHRe III)

Die Transektfläche III ist am 25.07.1990 als leicht verbuschte Kalkhalbtrockenrasen-Brache kartiert worden.

An Heuschrecken wurden 1990 folgende Arten kartiert: *Chorthippus biguttulus* (2), *Chorthippus dorsatus* (3), *Chorthippus parallelus* (2), *Chrysochraon dispar* (2), *Gomphocerus rufus* (3), *Metrioptera bicolor* (3), *Omocestus ventralis* (1), *Stenobothrus lineatus* (1).

Die Fläche ist seit 1990 der natürlichen Sukzession überlassen und war 1993 bereits stark verbuscht:

Bis auf *Chrysochraon dispar* war bei allen Arten eine Abnahme der Individuendichte zu vermerken. Bemerkenswert war jedoch das spontane Auftreten von *Platycleis albopunctata* im Jahr 1994.

4.14.1.1.4 „Fischerberg" (IV)

Transektfläche IV liegt am Fischerberg. Es handelt sich um einen hochrasigen Kalkhalbtrockenrasen.

Im Rahmen der Heuschrecken-Bestandserhebung am 24.07.1990 wurden folgende Arten erfaßt: *Chorthippus biguttulus* (1), *Chorthippus parallelus* (2), *Chrysochraon dispar* (3), *Metrioptera bicolor* (3), *Phaneroptera falcata* (1), *Stenobothrus lineatus* (3).

Die Fläche wurde bis 1993 nicht mehr gemäht. Die Daten aus dem Jahr 1994 waren wegen kurz zuvor stattgefundener Mahd nicht verwertbar:

Auffällig war die Dichteabnahme bei *Stenobothrus lineatus* und *Chrysochraon dispar*. Das sowohl 1990 als auch 1993 individuenreiche Vorkommen von *Metrioptera bicolor* deutete, nach wie vor, auf Vegetationsverhältnisse mit langen Gräsern hin.

4.14.1.1.5 Hochrasiger Kalkhalbtrockenrasen (KHRe V)

Transektfläche V entspricht vegetationstypologisch einem hochrasigen Kalkhalbtrockenrasen, der zum Zeitpunkt der Aufnahme am 24.07.1990 als „leicht bis stark verbuscht" charakterisiert worden war.

An Heuschreckenarten wurden 1990 kartiert: *Chorthippus parallelus* (2), *Chrysochraon dispar* (3), *Gomphocerus rufus* (3), *Metrioptera bicolor* (3), *Stenobothrus lineatus* (2).

Die Fläche wurde im Jahr 1991 vollkommen freigestellt. In den Jahren 1992 und 1993 wurde die Fläche je einmal im Spätsommer gemäht:

Auffällig war das Ausscheiden von Arten, die an lange Gräser gebunden sind wie *Metrioptera bicolor* und *Gomphocerus rufus* bei gleichzeitigem Ansteigen der Individuendichte von *Stenobothrus lineatus*. Die geophile Art *Chorthippus biguttulus* ist im Jahr 1993 neu eingewandert, hatte allerdings bis 1994 noch nicht im Bestand zugenommen.

In der Summe hatte die Heuschreckenzönose bereits drei Jahre nach dem Freistellen der Fläche auf die neuen Standortverhältnisse reagiert.

4.14.1.1.6 Kalkhalbtrockenrasen in Sukzession (KHRe VI)

Transektfläche VI entsprach am 26.07.1990 einem Kalkhalbtrockenrasen in Sukzession.

An Heuschrecken wurden 1990 kartiert: *Chorthippus biguttulus* (1), *Chorthippus parallelus* (2), *Chrysochraon dispar* (3), *Gomphocerus rufus* (2), *Metrioptera bicolor* (2).

Die Fläche wurde 1991 freigestellt und seit 1992 je einmal im Spätsommer gemäht:

Auch auf Transektfläche VI hatte die Heuschreckenzönose innerhalb von drei Jahren auf die vollkommen neuen Standortverhältnisse reagiert. Arten mit einer

Tab. 13: Ergebnisse Dauerbeobachtung - Transekt Schätzabundanzen

	Wolferskopf, KHRe, Streuobst			Wolferskopf, Jesuitenstücker			Wolferskopf, KHRe			Wolferskopf Fischerberg		Wolferskopf, KHRe, Haus			Wolferskopf, KHRe,		
Nr	I	I	I	II	II	II	III	III	III	IV	IV	V	V	V	VI	VI	VI
Art	1990	1993	1994	1990	1993	1994	1990	1993	1994	1990	1993	1990	1993	1994	1990	1993	1994
Chorthippus biguttulus	i	i	i	i	i	i	ii	.	.	i	i	.	I	I	i	ii	i
Chorthippus brunneus															.	.	i
Chorthippus dorsatus	ii	ii	I	iii	ii	I	iii	ii	I	.	i				.	i	i
Chorthippus mollis				i	.	.											
Chorthippus parallelus	I	iii	iii	i	i	ii	ii	ii	i	ii	iii	ii	ii	ii	ii	.	i
Chrysochraon dispar	iii	ii	ii	ii	i	I	ii	iii	iii	iii	ii	iii	ii	ii	iii	.	.
Conocephalus discolor						I	.	I	.								
Decticus verrucivorus				i	i	i											
Gomphocerus rufus	ii	.	.	.	ii	.	ii	ii	ii			III	.	.	ii	.	i
Metrioptera bicolor	iii	ii	ii	iii	i	i	III	I	I	iii	iii	III	.	.	ii	i	ii
Oecanthus pellucens				.	.	I											
Omocestus ventralis				i	i	i	i	i	i								
Phaneroptera falcata	.	i	.	i	i	.	.	i	i	i	i						
Pholidoptera griseoaptera							.	i	i								
Platycleis albopunctata	.	ii	.	iii	iii	i	.	.	i								
Stenobothrus lineatus	i	i	i	iii	ii	ii	i	.	.	iii	ii	ii	iii	ii	.	II	I
Tettigonia viridissima	i	i	.	.	.	i									.	.	i
Nr.	I	I	I	II	II	II	III	III	III	IV	IV	V	V	V	VI	VI	VI
	1990	1993	1994	1990	1993	1994	1990	1993	1994	1990	1993	1990	1993	1994	1990	1993	1994
	i = vereinzelt, ii = zerstreut/dicht, iii = sehr dicht																

Präferenz für vegetationsdichte Verhältnisse wie *Chrysochraon dispar* oder *Gomphocerus rufus* hatten im Jahr 1993 bereits abgenommen. Die geophile Art *Stenobothrus lineatus* erschien im Jahr 1993 sogar neu auf der Fläche. Die phytophile Art *Metrioptera bicolor* hatte im Jahr 1994 offensichtlich wieder im Bestand zugenommen.

Tab. 13 zeigt als Gesamtübersicht das Ergebnis aller Transektbegehungen, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Erhebungsjahren.

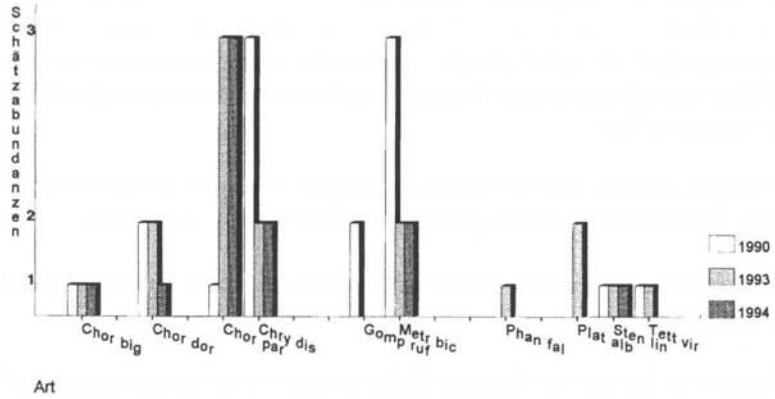


Abb. 50a: Wolferskopf, KHRe, Streuobst

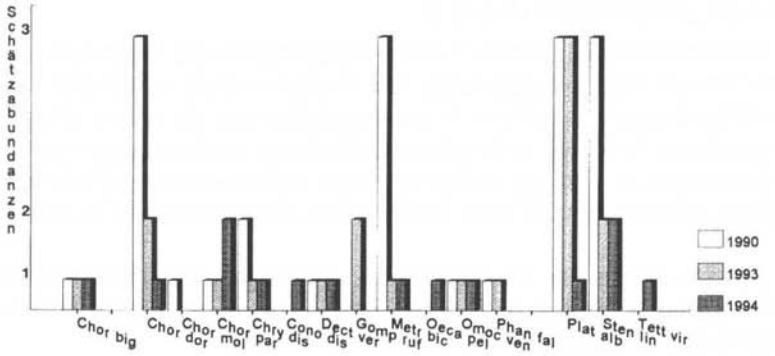


Abb. 50b: Wolferskopf, Jesuitenstücker

4.14.1.2 Isolationsquadrat-Flächen

4.14.1.2.1 „Wolferskopf" (6 und 17)

Die Dauerbeobachtungsflächen 6 und 17 entsprechen einem Zwenkenrasen-Typ, der insbesondere durch das Dominieren des Weidenblättrigen Alant (*Inula salicina*) gekennzeichnet ist.

Unter Vorgabe des Pflegeplanes wurde ab 1991 ein Teil der Fläche (Dauerbeobachtungsfläche 17) jährlich im Sommer und der andere (Dauerbeobachtungsfläche 6) jährlich im Herbst gemäht. Die Flächen waren ausgewählt, weil dadurch mögliche Auswirkungen einer Sommer- im Vergleich zu einer Herbst-Mahd verfolgt werden sollten.

Die Flächen wurden jeweils Anfang September befangen. Zu diesem Zeitpunkt war die Sommerfläche bereits gemäht - die Herbstfläche noch nicht.

Die Untersuchungen im Jahr 1994 konnten erst nach einer längeren Regenperiode durchgeführt werden:

Auffällig war, daß auf der Sommerfläche weniger Arten als auf der Herbstfläche lebten. *Gomphocerus rufus* erreichte auf der Herbstfläche größere Bestandsdichten als auf der Sommerfläche. Die häufige Art *Chorthippus dorsatus* schien „unbeeindruckt" von den unterschiedlichen Mahdterminen (Tab. 14).

4.14.1.2.2 „Wolferskopf" (7 und 8)

Die Dauerbeobachtungsflächen 7 und 8 repräsentieren den nordwestlichen zentralen Teil des Wolferskopfgebietes. Die Flächen wurden ausgewählt, weil die eine (Dauerbeobachtungsfläche 8) künftig jährlich und die andere (Dauerbeobachtungsfläche 7) künftig in dreijährigem Rhythmus gepflegt werden sollten. Mit der Einrichtung der Flächen sollten mögliche Auswirkungen einer jährlichen im Vergleich zu einer alle drei Jahre stattfindenden Mahd untersucht werden.

Die gesamte Fläche war vor Inkrafttreten des Pflegeplanes jährlich einmal gemäht worden. Die beiden Teilflächen wurden erstmals am 29.07.1992 mit dem Isolationsquadrat befangen:

Die Bestandsdichte von *Chorthippus dorsatus* nahm seit 1992 signifikant ab (Trendanalyse nach PFANZAGL; $p <= 0{,}01$). *Stenobothrus ineatus* fiel auf der

dreijährigen Fläche bereits nach einem Jahr aus. Auffallend war die in der Relation gleichbleibend hohe Bestandsdichte von *Phaneroptera falcata* auf der dreijährigen Fläche im Vergleich zur einjährigen. *Gomphocerus rufus* fiel auf der jährlich gemähten Dauerbeobachtungsfläche 8 bereits nach drei Jahren aus. (Tab. 14).

4.14.2 Nutz- und Sukzessionsflächen im Bliesgau

4.14.2.1 „Badstube" (1 und 2)

Die beiden Dauerbeobachtungsflächen 1 und 2 sind Teil des Naturschutzgebietes „Badstube" bei Mimbach.

Die floristische und faunistische Bedeutung der Badstube ist bereits seit längerer Zeit bekannt (vgl. HAFFNER 1960, DEMPEWOLFF 1964, MÜLLER 1964, NAGEL 1975b).

Die Badstube trägt im Volksmund ihren Namen, weil man dort im Sommer, wie die Landwirte zu berichten wissen, „im eigenen Schweiß so richtig baden gehen kann". Dies mag im übertragenen Sinn auch als Hinweis auf das submediterrane Element gewertet werden, was durch das Vorkommen zahlreicher Orchideenarten hinlänglich bestätigt wird.

Geländemorphologisch wird die Badstube durch einen bewaldeten Taleinschnitt in zwei Hänge, einen westlichen (Dauerbeobachtungsfläche 1) und einen östlichen Hang (Dauerbeobachtungsfläche 2) unterteilt.

Der westliche Hang wurde im Jahr 1991 von einem Pflegetrupp gemäht. Am Beobachtungstag im Jahr 1994 herrschten extrem heiße Temperaturen vor.

Die Bestandsdichte von *Oecanthus pellucens* nahm auf beiden Flächen signifikant zu (Trendanalyse nach PFANZAGL; $p <= 0{,}05$; Tab. 22). *Chorthippus parallelus* war in den Jahren 1992 und 1993 auf dem östlichen Hang wesentlich häufiger als auf dem westlichen; im Jahr 1994 nahm die Art auf dem östlichen Hang dagegen auffällig ab. *Stenobothrus lineatus* nahm auf Dauerbeobachtungsfläche 1 über die Jahre kontinuierlich ab (Abb. 51a und b).

4.14.2.2 „Auf der Lohe" (3)

Dauerbeobachtungsfläche 3 repräsentiert den Zentralbereich der „Lohe" zwischen Gersheim und Reinheim. Die Lohe stellt einen fast 20 ha großen, äußerst homogenen, im Frühjahr wechselfeuchten, Kalkhalbtrockenrasen dar, der durch das Vorkommen zahlreicher wärmeliebender Pflanzen- und Tierarten gekennzeichnet ist. Wertbestimmend sind insbesondere die Vorkommen von Orchideen sowie das der Heidelerche (*Lullula arborea*), die auf der Lohe, als saarlandweit extrem seltene Art, wohl immer noch einen Verbreitungsschwerpunkt hat. Regional bedeutend ist aber auch das Vorkommen des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*), mit der im Saarland wohl größten Bestandsdichte. Neben dem Weinhähnchen kommen auch Bergzikade (*Cicadetta montana*) sowie weitere wärmeliebende Arten, wie z.B. Schlingnatter (*Coronella austriaca*) vor.

Die Lohe wird durch einen steinigen, alten Parzellengrenzweg in zwei etwa gleich große Flächen geteilt. Auf dem steinigen und skelettreichen Weg lebt in auffälliger Zahl die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens)* (Abb. 8).

Die Lohe ist im Rahmen der Biotopkartierung (KAULE & SAUER 1982-1984; BfÖ 1988-1992) als NSG vorgeschlagen worden. Die Halbtrockenrasen auf der Lohe werden nicht mehr genutzt und liegen seit ca. 15 Jahren brach. Sie sind aus ehemaliger Schafbeweidung hervorgegangen (SAUER mdl.). Wärmeliebendes Gebüsch deutet die Sukzessionsbereitschaft der Fläche an. Die im Rahmen vorliegender Untersuchung eingerichtete Dauerbeobachtungsfläche repräsentiert den westlichen Teilbereich der Lohe.

Das Gebiet „Auf der Lohe" ist großenteils im Besitz der Naturlandstiftung Saar und wird seit 1991 (Streifenmahd unter Stehenlassen großer Bereiche) gepflegt. Vegetationstypologisch ist das Dominieren von Hauhechel (*Ononis repens)* bemerkenswert.

Die Heuschreckenzönose schien unter dem Gesichtspunkt der Artenkonstanz über die Jahre hinweg persistent (vgl. Abb. 51c). Auffällig war die signifikante Zunahme des Weinhähnchens von 60 Individuen/25 m^2 im Jahr 1992 auf 111 Individuen/25 m^2 (!) im Jahr 1994 (Trendanalyse nach PFANZAGL, $p <= 0{,}01$; Tab. 22). *Stenobothrus lineatus* nahm zwischen 1992 u. 1994 offensichtlich ab.

4.14.2.3 westlich „Rebenklamm" (4)

Dauerbeobachtungsfläche 4 repräsentiert einen im Besitz der Naturlandstiftung Saar befindlichen Kalkhalbtrockenrasenhang nördlich Reinheim. Wie auf der Lohe bildet das Bliestal auch hier eine klimatisch abgeschirmte warme Beckenlage mit einem hohen Jahresmittel der Temperatur von 9,2° C (DIDION & TROCKUR 1991).

Der Saar-Pfalz-Kreis hat bereits 1988 mit Pflegemaßnahmen (Mahd und Austragen des Mähgutes) im Rahmen seines Landschaftspflegeprogrammes „Landwirte pflegen schutzwürdige Flächen" begonnen. Die Naturlandstiftung hat 1990 und 1991 Erstpflegemaßnahmen durchgeführt.

Die geophile Art *Chorthippus biguttulus* hat seit 1992 abgenommen. Die Bestandsdichte von *Stenobothrus lineatus* blieb bis 1993 gleich und nahm im Jahr 1994 ab. Auffällig war das Ansteigen der Bestandsdichte beim Weinhähnchen (Trendanalyse nach PFANZAGL, $p <= 0,05$; vgl. Tab. 22). Die hohe Gräser liebenden Arten wie *Phaneroptera falcata, Metrioptera bicolor* blieben nach wie vor auf der Fläche. Die Bestandsdichte von *Platycleis albopunctata* nahm auffällig zu (Abb. 51d).

4.14.2.4 „Rußtal" (5 und 12)

Die Dauerbeobachtungsflächen 5 u. 12 repräsentieren einen standörtlich einheitlichen, mageren Kalkhalbtrockenrasenhang, der einesteils mit Rindern beweidet wird (Dauerbeobachtungsfläche 12) und andernteils brach liegt (Dauerbeobachtungsfläche 5). Pflanzensoziologisch entspricht die gesamte Fläche einem Gamanderreichen Trespenrasen. Floristisch ist das Vorkommen von *Linum tenuifolium* bedeutend.

Der brachliegende Hang wurde im Jahr 1993 mit ca. 30 Rindern nachbeweidet. Die Beweidung verursachte eine insgesamt stärkere Heterogenität der Fläche.

Mit *Chorthippus dorsatus, Chorthippus parallelus, Conocephalus discolor, Decticus verrucivorus* und *Omocestus ventralis* erschienen auf Dauerbeobachtungsfläche 5 in 1993 exakt 5 Arten weniger als im Vergleichsjahr 1992. Die genannten Arten waren allerdings 1992 bereits in geringen Dichten kartiert worden. Auffällig war das im Jahr 1993 vorübergehende Ausfallen von *Chorthippus biguttulus*, die noch 1992 recht häufig auf der Fläche kartiert wurde (Abb. 51e). Auf der mit Rindern beweideten Vergleichsfläche war *Chorthippus biguttulus* auch im Jahr 1993 relativ häufig (Abb. 51f).

4.14.2.5 „Kuckucksberg" (9)

Dauerbeobachtungsfläche 9 charakterisiert einen seit Jahren der Folgenutzung Naturschutz überlassenen Kalkhalbtrockenrasenhang, der insbesondere durch das zahlreiche Vorkommen der Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*) ausgezeichnet ist.

Die Fläche wurde seit Beginn der Untersuchungen nicht mehr gemäht.

Das Artengefüge blieb über die Jahre relativ konstant (Tab. 14). Auffällig war die Bestandsdichteabnahme bei *Stenobothrus lineatus* (Trendanalyse nach PFANZAGL, $p <= 0{,}05$).

4.14.2.6 „Kuckucksberg" (11 und 15)

Die Dauerbeobachtungsflächen 11 u. 15 repräsentieren einen standortökologisch einheitlichen Halbtrockenrasenhang. Die eine Hälfte des „Kuckucksberges" wird mit Pferden (Dauerbeobachtungsfläche 11) beweidet während die andere (Dauerbeobachtungsfläche 15) bereits seit Jahren brach liegt. Pflanzensoziologisch entspricht der „Kuckucksberg" einem Gamanderreichen Trespenrasen.

Das Artengefüge blieb über die Jahre mehr oder weniger konstant. Auffällig war in den Jahren 1992 und 1993 die hohe Individuendichte von *Chorthippus biguttulus* auf der mit Pferden beweideten Fläche im Vergleich zur Brache. Auf Fläche 11 hatte *Chorthippus biguttulus* im Jahr 1994 dagegen in auffälliger Weise abgenommen (vgl. Tab. 14).

4.14.2.7 „Zwiebelberg" (10, 13 und 14)

Die Dauerbeobachtungsflächen 10, 13 u. 14 repräsentieren einen standortökologisch einheitlichen Magerrasenhang, der durch unterschiedliche Nutzungsweisen gekennzeichnet ist.

So entspricht Dauerbeobachtungsfläche 10 einem (bis 1994) brachliegenden Kalk-Halbrockenrasen (die Fläche wurde am 15. Mai 1994 **erstmalig** seit Jahren wieder gemäht), der durch das Vorkommen zahlreicher Orchideen (z.B. *Himantoglossum hircinum*) charakterisiert ist. Bemerkenswert war im Jahr 1991 auch der Fund des Rotleibigen Grashüpfers (*Omocestus haemorrhoidalis*), der bislang allerdings nicht mehr bestätigt werden konnte (vgl. Kap. 4.4.3.13).

Dauerbeobachtungsfläche 14 war als Referenzfläche gedacht und kann pflanzensoziologisch als Übergang zur Trespen-Glatthaferwiese eingestuft werden. Floristisch ist das Vorkommen von *Eryngium campestre* bedeutend. Fläche 14 wird regelmäßig Anfang August jeden Jahres gemäht.

Zwischen dem brachliegenden Kalkhalbtrockenrasen und der genutzten Trespen-Glatthaferwiese vermittelt die dritte am „Zwiebelberg" eingerichtete Dauerbeobachtungsfläche 13. Es handelt sich um eine (zum Zeitpunkt der Einrichtung im Jahr 1992) als „einjährige Wiesenbrache" bezeichnete Fläche. Die Fläche ist zu einem Weg hin mit *Ononis* bestanden. Fläche 13 wird seit August 1993 wieder jährlich gemäht.

Die Heuschrecken wurden jeweils Ende August (25.08) kartiert.

Nachdem bis 1993 auf den Flächen 10 und 14 das Artengefüge in etwa gleich geblieben war, trat nach der Freistellung der bis heute brachliegenden Fläche 10 eine auffällige Änderung des Artengefüges ein: *Chorthippus parallelus* nahm signifikant zu (Trendanalyse nach PFANZAGL, $p <= 0{,}01$), *Stenobothrus lineatus* dagegen signifikant ab ($p <= 0{,}05$; vgl. auch Abb. 51g; Tab. 14).

Auf der 1993 erstmalig wieder gemähten Glatthaferbrache (Fläche 13) nahm die Individuendichte von *Chorthippus biguttulus* in auffälliger Weise ab (Abb. 51h).

4.14.2.8 „Homerech" (16)

Dauerbeobachtungsfläche 16 repräsentiert einen der wenigen derzeit noch in Nutzung befindlichen Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes. Auf „Homerech" ist damit der klassische Typ eines genutzten Kalkhalbtrockenrasens erhalten, der bis heute noch nicht „driesch", d.h. brachgefallen ist.

Die Fläche wird zur Heuernte genutzt, kann aufgrund des geringen Ertrages aber nur einmal im Jahr gemäht werden. Die Mahd findet gewöhnlich Anfang bis Mitte Juni jeden Jahres statt. Im Jahr 1994 war die Fläche nicht gemäht worden.

Arealgeographisch ist die Fläche durch das Vorkommen des Feld-Mannstreus (*Eryngium campestre*) bedeutend (vgl. SAUER 1993), der - wie die vegetationskundlichen Untersuchungen im Rahmen vorliegender Arbeit ergaben (vgl. 3.2.2) - im Bliesgau sonst nur noch am „Zwiebelberg" bei Walsheim (vgl. 4.14.2.7) ein isoliertes Vorkommen hat.

Tab. 14: Ergebnisse Dauerbeobachtung - Isolationsquadrat
Individuen

Art	Nr.	Badstuba, 1. Hang, GATR			Badstuba, 2. Hang, GATR			Lohe, Gerstheim, KUTR			Reben-klamm, Rekheim, KUTR			Rudrat, Altheim, (Linum), GATR			Wolfsrastopf, Pflege 3jährig, KUTR			Wolfsrastopf, Pflege jährlich, KUTR			Kuckucks-berg, Altheim, (Pulsatilla), GATR			Zwiebelberg, Walsheim, (Orsch), HOTR			Kuckucks-berg, Altheim, (Pferde), GATR			Rudrat, Altheim, (Rhodet), GATR			Zwiebelberg, Walsheim, Gleisheller-bruche			Zwiebelberg, Walsheim, Treppen-Gleisheller			Kuckucks-berg, Altheim, (Pferde, brach), HOTR			Homereich, Nüssibuch, (Wiese penutzt), KUTR			Wolfsrastopf (brute), Sommer-mahd, Herbstaufnahme, ZWR			Wolfsrastopf (brute), Herbst-mahd, Herbstaufnahme, ZWR		
		1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
Chorthippus biguttulus		3	7	8																			7	4	3																						
Chorthippus dorsatus					0	1	0	13	8	9	2	1	4	24	0	6											1	1	5	81	75	29	33	22	16	9	5	6	12	9	6	3	0	0	1	1	
Chorthippus parallelus		3	1	1	25	33	2				2	5	2	1	0	4				77	30	9	105	30	4				2	4	5	2	8	37				1	0	1	0	2	7	21	16	9	1	0	16	6
Chrysochraon dispar														0	0	1																														
Conocephalus discolor																																															
Decticus verrucivorus		5	1	1				4	1	2	2	1	2	1	0	0	2	0	0	1	0					4	0	1				1	0	0	1											
Gomphocerus rufus																	7	3	2	15	3	0																				3	2	2	6	10
Gryllus campestris																																															
Leptophyes punctatissima																																											2	0	0			
Metrioptera bicolor																																													1	1	1
Oecanthus pellucens		0	4	3	0	3	7	4	1	1	1	2	3	1	1	1				0	3	2	4	2	8	6	1	9	1	1	2	0	2	2				1	0	2	0	1	1					
Omocestus ventralis		29	34	59	2	32	36	60	80	111	2	10	30	6	5	12										0	0	1				1	0	0	3						0	2	8	0	0	1			
Phaneroptera falcata					0	0	1							1	0	1										8	3	2	4	1	1	1	1	3													
Pholidoptera griseoaptera		1	11	3	15	15	15	2	4	1	1	2	3	3	5	1	25	21	5	25	18	5	5	2	2	6	1	0	2	0	0	1	0	0	1	1	2				1	0	0	2	0
Platycleis albopunctata		1	4	1																5	1	2				1	0	0																		
Stenobothrus lineatus		21	31	7	3	5	3	17	10	2	26	22	2	13	8	5	25	0	0	5	1	0	36	18	10	26	21	8	4	3	2	9	15	8	0	7	1	2	0	4	3	2	1	0	1	0	1	0
Tetrix tenuicornis																																															
Tettigonia viridissima								1	0	1							1	1	4																												
Larvae (indet)		7	13	18	15	19	5	6	0	0				77	17	7	0	8	10	0	0	4	12	4	17	2	2	1	14	3	0	0	2	0												
Summe		70	106	101	60	108	69	126	125	146	63	56	65	146	49	44	137	65	30	155	57	17	69	36	46	62	39	70	115	58	42	44	33	34	21	12	7	31	18	11	30	27	26	13	7	12	21	14	10	32	23
	Nr.	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	7	7	7	8	8	8	9	9	9	10	10	10	11	11	11	12	12	12	13	13	13	14	14	14	15	15	15	16	16	16	17	17	17	6	6

Die aus nur wenigen Arten bestehende Zönose blieb über die Jahre offensichtlich konstant (Tab. 14).

Tab. 14 zeigt als Gesamtübersicht das Ergebnis aller Isolationsquadrat-Flächen-Untersuchungen.

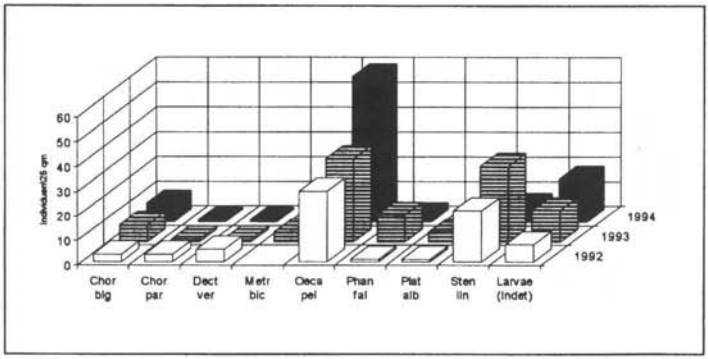


Abb. 51a: Badstube 1. Hang, GATR

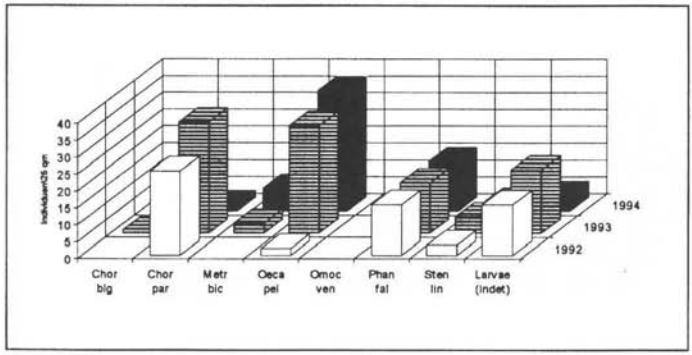


Abb. 51b: Badstube 2. Hang, GATR

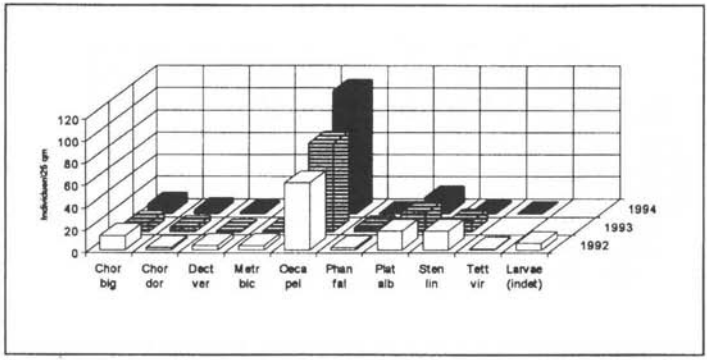


Abb. 51c: Auf der Lohe, KUTR

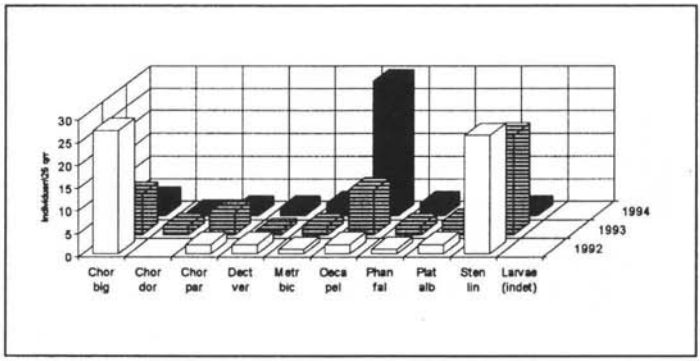


Abb. 51d: Rebenklamm Reinheim, KUTR

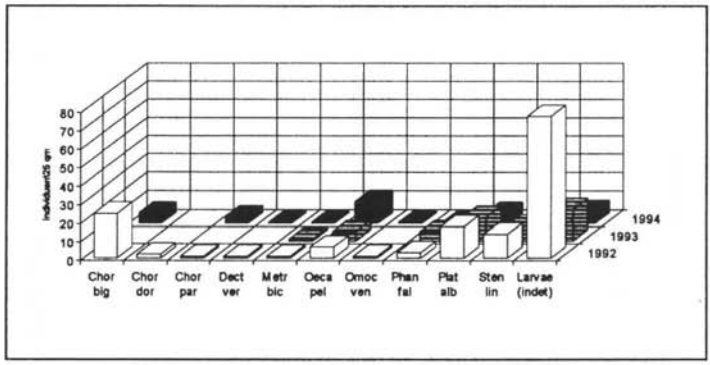


Abb. 51e: Rußtal Altheim (Linum), GATR

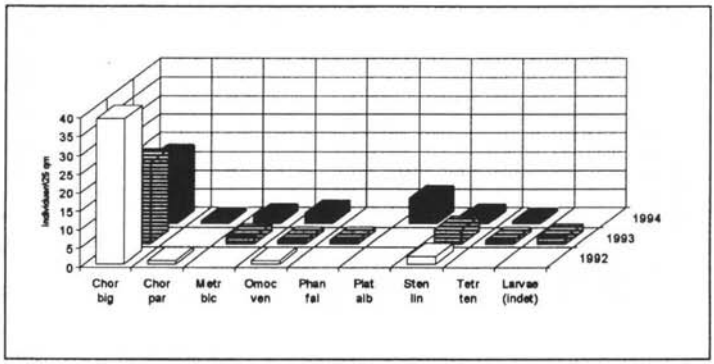


Abb. 51f: Rußtal Altheim (Rinder), GATR

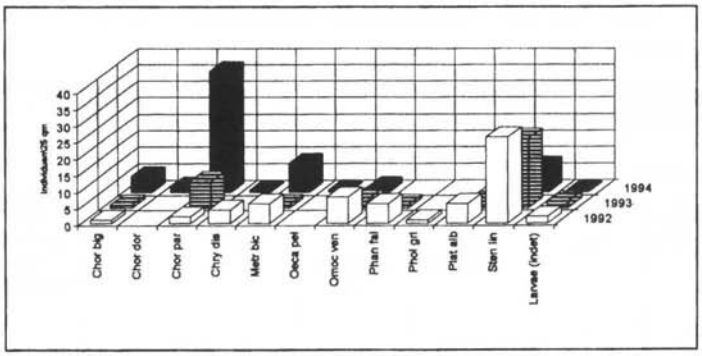


Abb. 51g: Zwiebelberg Walsheim (brach), HOTR

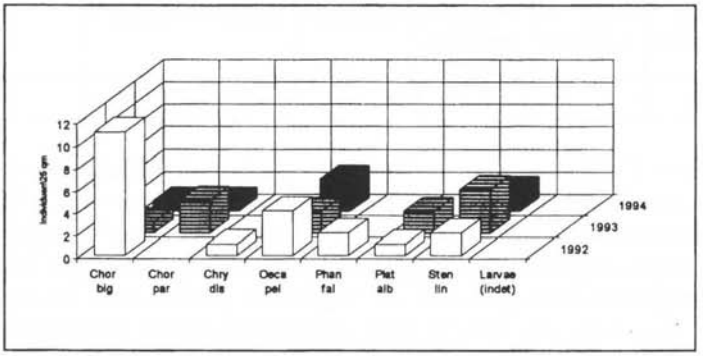


Abb. 51h: Zwiebelberg Walsheim, Glatthaferbrache

4.15 ZUR ÖKOLOGIE DES WEINHÄHNCHENS

4.15.1 Vorkommen, Einnischung und Habitatpräferenz

Im Rahmen vorliegender Arbeit konnten etliche neue Weinhähnchen-Vorkommen gefunden werden (Abb. 28). Unter Berücksichtigung auch der im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes gemachten Funde, ergibt sich unter dem Gesichtspunkt der Verteilung der Weinhähnchen auf die einzelnen Nutzungs- und Vegetationstypen bzw. auf die Geologie insgesamt folgende Statistik (Tab. 15):

Tabelle 15 zeigt, daß das Weinhähnchen ausschließlich in den Kalkgebieten gefunden wurde.

Tab. 15: Standortanalyse Weinhähnchen
Häufigkeit des Auftretens im untersuchten Vegetationstyp bzw. Geol. Formation

Vegetationstyp						
HOTR	**ZWR**	**GATR**	**XXX**	**HSTKTR**	**TR**	**KHR, e**
Hochrasiger Trerspenrasen	Zwenken-rasen	Gamander-reicher Trespenrasen	anthr. Sonder-standort auf Kalk	Hoch-stauden-kalktrift	Trockenrasen	einge-wachsener Kalk-Halbtrockenra sen
19	5	5	2	1	1	1
Geologie						
mu	**mo**	**mm**	**kmG**	**jut**	**bj**	
Unterer Muschelkalk	Oberer Muschelkalk	Mittlerer Muschelkalk	Gipskeuper	Jura-Kalk	Bajocien	
15	15	16	1	2	5	

Während der Untersuchungen zur Persistenz (Isolationsquadratfänge, vgl. Kap. 4.14) war aufgefallen, daß sich die Weinhähnchen (tagsüber) gehäuft in bestimmten Habitatstrukturen aufhalten. Dies war Anlaß, die Habitatpräferenz des Weinhähnchens genauer zu untersuchen. Dazu wurden die bekannten Weinhähnchen-Lebensräume begangen und die Vegetation gezielt nach Weinhähnchen abgesucht (vgl. Kap. 3.6). Abb. 52 stellt, als Ergebnis dieser Untersuchungen, die Habitatpräferenz des Weinhähnchens dar.

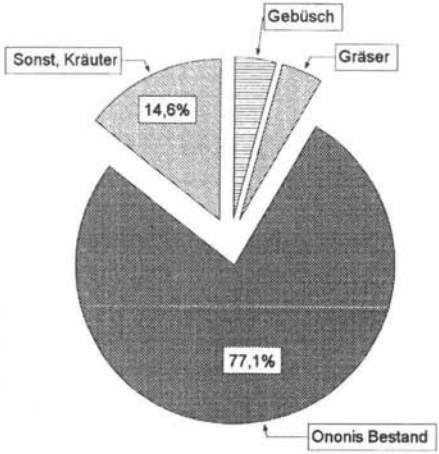


Abb. 52:
Habitatpräferenz beim Weinhähnchen

Die Abb. zeigt, daß sich die Weinhähnchen am Tage bevorzugt auf Hauhechel (*Ononis repens)* aufhalten. Andere Strukturen, wie Gebüsche, *Brachypodium*-Rasen oder sonstige krautige Bestandteile im Kalkhalbtrockenrasen werden eher selten aufgesucht.

4.15.2 Gesangsaktivität

Bei den verschiedenen Kontrollgängen konnte festgestellt werden, daß die Weinhähnchen gelegentlich schon am Tage zirpen. Dies war Anlaß, die tageszeitlich unterschiedliche Gesangsaktivität des Weinhähnchens näher zu untersuchen (vgl. Kap. 3.6).

Als Zusammenfassung der Feldergebnisse kann die Gesangsaktivität des Weinhähnchens wie folgt beschrieben werden: die Weinhähnchen beginnen im Untersuchungsgebiet ab ca. 19 Uhr (MESZ) zu rufen. Das Konzert erreicht gegen 23 Uhr etwa seinen Höhepunkt und klingt bis gegen 2 Uhr allmählich ab. Danach sind nur noch vereinzelte Rufe zu hören.

Tagsüber - so ab 15 Uhr und während der Hauptfortpflanzungszeit, das ist August bis Mitte September - rufen dagegen nur Einzeltiere. Nach HOHORST (1937) handelt es sich bei den tagsüber rufenden Einzeltieren um Männchen, die am Abend zuvor zu keiner Kopulation gelangt waren.

Die Gesangsaktivität ist auch temperaturabhängig. So ist es vorstellbar, daß bei niederen Temperaturen kein einziges Tier singt, obwohl auf der Fläche bekanntermaßen Weinhähnchen leben. Dies erschwert natürlich die Abschätzung der Bestandsdichte (s.u.).

4.15.2.1 Zum Aspekt der Entfernung

Die Frage, bis zu welcher Entfernung die Weinhähnchen verhört werden können, hängt neben den üblichen äußeren Faktoren (Windstille, Lärm) natürlich auch von der Gehörleistung des Bearbeiters ab.

Wie aber HOHORST (1937) bereits feststellt, ist zusätzlich von Bedeutung, wieviele Tiere sich an dem Konzert beteiligen. HOHORST nennt eine Entfernung von 200 m z.B. als Richtweite, bis zu der man ein „Massenkonzert" vernehmen kann. ZEBE (1954) hörte die Weinhähnchen am Rheinufer bei Bingen sogar bis auf eine Entfernung von 500 m. BELLMANN (1985) gibt wiederum an, der Gesang sei ca. 50 m weit zu hören. HARZ (1957, 1960) nennt als Richtweite 120 m. SCHULTE (1992) hörte die gefundenen Tiere dagegen deutlich bis weit über 250 m.

Zur Klärung der Frage wurden die nächtlich festgestellten Weinhähnchenvorkommen lokalisiert und am darauffolgenden Tag wurde anhand einer Karte bzw. im Gelände die Entfernung nachgemessen.

Die getesteten Entfernungen bestätigen in etwa die Feststellungen von ZEBE. So wurden z.B. im NSG „Großbirkel" (Naturraum Zweibrücker Westrich) die Weinhähnchen bis auf eine Entfernung von ca. 500 m verhört. Ein Versuch am „Zwiebelberg" bei Walsheim ergab bei günstiger Witterung und einem Massenkonzert eine Entfernung von ca. 250 m. Einzelne Weinhähnchen am „Schloßberg" bei Utweiler konnten dagegen „nur" bis auf eine Entfernung von ca. 200 m verhört werden. Ergebnisse von anderen Flächen ergaben als Entfernung ebenfalls eine Distanz zwischen 200 und 500 m.

Als mittlere Entfernung bei günstigen äußeren Bedingungen (absolute Windstille, kein Lärm) und entsprechend zahlreichem Gesang kann als Richtgröße demzufolge etwa 250 m angenommen werden.

4.15.3 Bestandsdichte

Exakte Angaben über die Bestandsdichte des Weinhähnchens sind schwierig und wie alle Bestandsdichteschätzungen methodenabhängig. Eine wenig aufwendige Methode bietet - wie oben gezeigt - das Verhören bei Nacht. Die Abschätzung der Bestandsdichte kann aber enormen Fehlerquellen unterliegen.

Exaktere Angaben zur Bestandsdichte sind z.B. mit dem Isolationsquadrat möglich. In einem Biotop sind die Individuen einer Art aber nicht in jedem Falle gleichmäßig verteilt und es können Teile höherer mit solchen niederer Dichte (**patchiness**) abwechseln (KÖHLER 1990).

Wie o.a. bevorzugen die Weinhähnchen im Kalkhalbtrockenrasen besonders die verkrauteten Vertikalstrukturen mit seitlich abgehenden Blättern, wie sie insbesondere Hauhechel (*Ononis repens)* garantiert (vgl. Abb. 53; Anhang).

Nach KÖHLER ist als Grundlage für den Dispersionsstatus einer Population insbesondere das Verteilungsmuster von Mikrobiotopen anzusehen (vgl. KÖHLER 1990).

Dies gilt auch für das Verteilungsmuster des Weinhähnchens auf den Kalkhalbtrockenrasen. So wurden auf den überwiegend von *Ononis repens* dominierten Flächen grundsätzlich die größten Individuendichten festgestellt. In einem Fall (Kalkhalbtrockenrasen „Auf der Lohe" bei Gersheim) wurden als Maximumauf einem von *Ononis* dominierten Kalkhalbtrockenrasen auf 1 m^2 sogar 17 Individuen gezählt.

4.15.4 Nahrungsverhalten

Aufgrund der Beobachtungen aus dem Freiland durfte vermutet werden, daß die Weinhähnchen Hauhechel auch als Nahrungspflanze bevorzugen. Zur Beantwortung der Frage wurden deshalb in den Jahren 1992 und 1993 gezielt Fütterungsversuche im Labor durchgeführt (vgl. Kap. 3.6). Dabei wurde den Weinhähnchen Hauhechel sowohl einzeln als auch im Menü mit anderen Vegetabilien gereicht.

Es konnte keine Vorliebe für die eine oder die andere Pflanze beobachtet werden. Die Weinhähnchen haben vielmehr alle als Futter gereichten Vegetabilien angenommen. Wurde Hauhechel z.B. einzeln angeboten, wurde eben nur Hauhechel verspeist; wurden andere Pflanzen mitgegeben, fraßen die Weinhähnchen auch an den anderen als Futter gegebenen Pflanzen.

In einem weiteren Versuch wurde getestet, wieweit die Weinhähnchen phytophag sind oder ob gelegentlich auch tierische Kost genommen wird. Dazu wurden dem Futter verschiedene Sorten Wurst und Hackfleisch beigemischt.

Es konnte beobachtet werden, daß die Weinhähnchen auch die als Beifutter gereichte tierische Kost verzehrten. Im Experiment nahm ein männliches Tier sogar die eben gereichte Wurst direkt an.

Unabhängig davon konnten bei den bereits als Larven ins Experiment eingebrachten Tieren nie abgestreifte Exuvienhäute gefunden werden. Wieweit dies als Kompensation einer ggf. im Experiment unzureichenden tierischen Kost verstanden werden kann, bleibt Spekulation.

Die im Versuch gehaltenen Weinhähnchen waren also keine ausschließlichen Vegetarier. Die zu Beginn des Versuches angenommene Bevorzugung von Hauhechel, etwa im Sinne einer Monophagie, konnte demzufolge nicht bestätigt werden.

In der Literatur (z.B. HARZ 1957, 1960; KRETSCHMER 1984) wird erwähnt, daß die Imagines in der Regel weichere Vegetabilien aber auch kleinere Insekten verzehren. Nach VIDANO aber vertilgen insbesondere die Weinhähnchenlarven in großer Zahl Blattläuse. Dabei liegt keine rein zufällige Carnivorie vor (z.B. im Rahmen der Nahrungsaufnahme von Pflanzenmaterial), sondern die Läuse werden gezielt aufgesucht (VIDANO 1967).

4.15.5 Eiablageverhalten

Mit zunehmender Entwicklungszeit und aufgrund eines kräftig angeschwollenen Abdomens wurden die (in 1992 u. 1994) in Gefangenschaft gehaltenen Weibchen zusehends träger. Das ist die Zeit der Eiablage. Im Gegensatz zu der zu Beginn der Untersuchungen als möglich angenommenen Bindung des Weinhähnchens an *Ononis repens*, waren die in Gefangenschaft gehaltenen Weibchen in bezug auf den Eiablageplatz wenig wählerisch. Sie legten ihre Eier in allen angebotenen krautigen Stengeln ab (z.B. *Ononis repens, Achillea millefolium, Inula conyza, Inula salicina, Scabiosa columbaria, Knautia arvensis, Agrimonia eupatoria* u.a.). Das Weibchen beißt dabei ein Loch in das Mark und führt die Legeröhre ein. Anschließend wird die Einstichstelle mit einem schaumigen Sekret verschlossen.

Dies deckt sich mit Ergebnissen von KRETSCHMER (1984), der die Eiablage an Pflanzen mit markführenden Stengeln, z.B. Feldbeifuß, Königskerze, Schafgarbe, Wegwarte, Odermennig oder Rainfarn beobachtete.

Paarung, Eiablageverhalten und Fortpflanzungsstrategie des Weinhähnchens (z.B. die Funktion des Hannock'schen Organs) sind in der Literatur (SCHROEDER 1925, HOHORST 1937, KRETSCHMER 1984) exakt beschrieben, so daß an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen werden soll.

4.15.6 Ausbreitung

Abb. 57 zeigt als Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 1988-1994 auf der Basis von 1x1-km-Rasterquadraten eine Karte der aktuellen Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland.

Schlüsselt man das Untersuchungsergebnis nach einzelnen Untersuchungsjahren auf, ergibt sich folgendes Bild:

Abb. 55 aus dem Jahre 1991 belegt z.B. das Vorkommen des Weinhähnchens auf Flächen, die seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 1988 (Abb. 54) nicht bekannt waren. Abb. 56 aus dem Jahre 1992 zeigt darüberhinaus Flächen, auf denen das Weinhähnchen 1991 nicht festgestellt werden konnte.

Die Karten (Abb. 54-57) deuten auf eine offensichtliche Arealexpansion beim Weinhähnchen hin. Diese Einschätzung wird in Kap. 4.15.6.1 anhand von Beispielen erläutert.

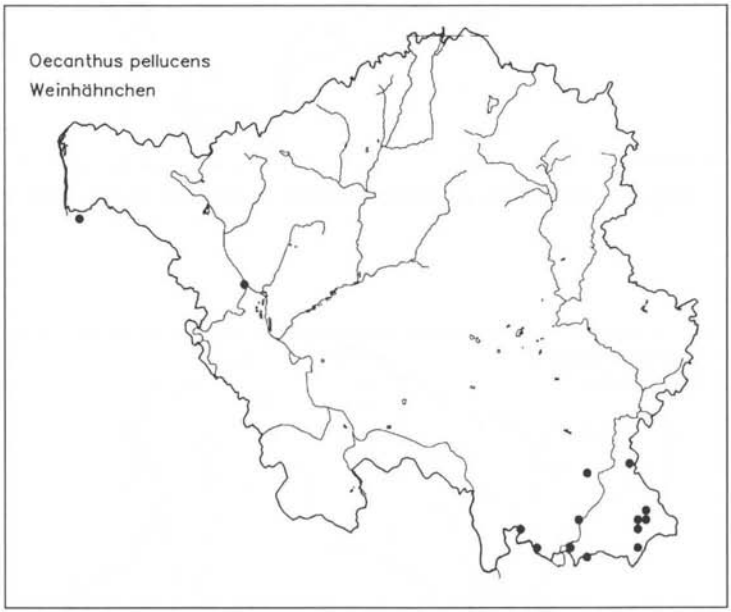


Abb. 54: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1988

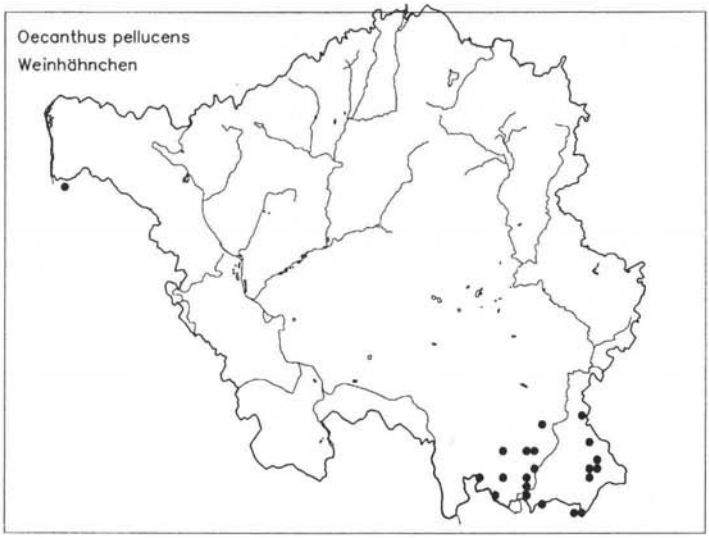


Abb. 55: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1991

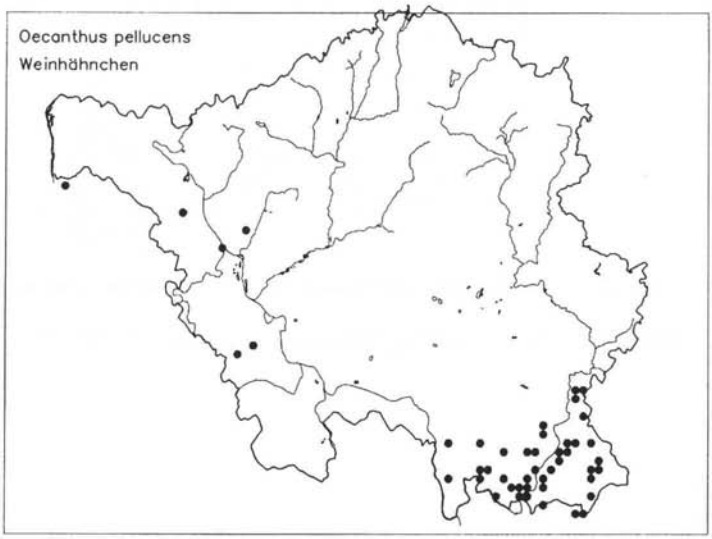


Abb. 56: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1992

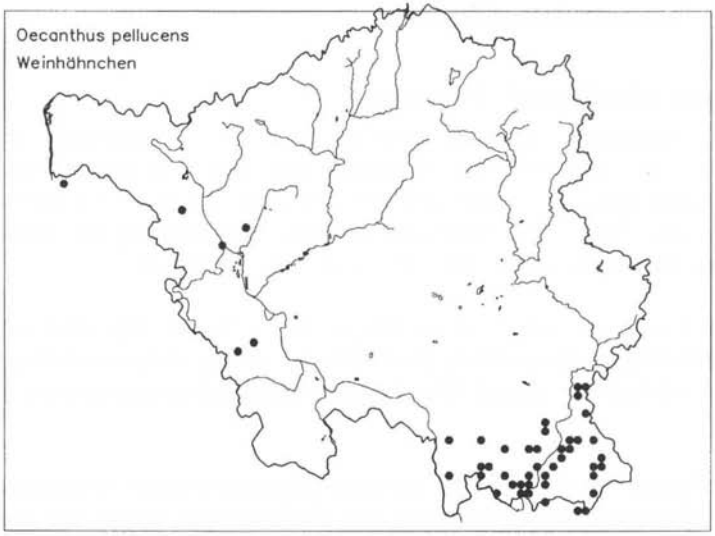


Abb. 57: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1994

4.15.6.1 Traditionell besiedelte Flächen

Fallbeispiel: „Auf der Lohe", Gersheim

Auf der Lohe bei Gersheim wurde seit 1988 kontinuierlich die Entwicklung des Weinhähnchens verfolgt. Die Art konnte bis heute in allen Jahren in großer Zahl angetroffen werden.

Fallbeispiel: „Badstube", Mimbach

Auch in der Badstube wurde im Rahmen vorliegender Arbeit das Vorkommen des Weinhähnchens seit 1988 untersucht. Wie „Auf der Lohe" konnte auch hier die Art bislang in allen Jahren in großer Zahl festgestellt werden.

Von ganz besonderer Bedeutung aber scheint die Tatsache, daß bereits DEMPE-WOLFF (1964) das Weinhähnchen für die Badstube erwähnte. Damit kann zumindest rechnerisch von einer 30jährigen Besiedlung der Badstube durch das Weinhähnchen ausgegangen werden.

4.15.6.2 Neu besiedelte Flächen

Fallbeispiel: „Großbirkel", Riesweiler

Das NSG „Großbirkel" bei Riesweiler wurde in den vier Sommern zwischen 1988 und 1991 mehrere Male begangen und dabei vergeblich nach dem Weinhähnchen abgesucht. Auch DIDION (mdl.), der das NSG "Großbirkel" im Rahmen eines Pflege- und Entwicklungsplanes orthopterologisch bearbeitete, konnte das Weinhähnchen im Jahr 1991 nicht dort nachweisen.

Umso überraschender war es, als am Abend des 15. August 1992 der Fund einer kleinen Weinhähnchenpopulation am Großbirkel gelang und zwar exakt an einer Stelle, wo während der ganzen Jahre bislang ohne Ergebnis nachgesucht worden war.

Bei dem Fundort handelte es sich um einen Gamanderreichen Trespenrasen mit lückig eingestreuten *Ononis*-Büscheln. Die Weinhähnchen sangen von eben diesen Hauhechel-Büscheln aus, ein einzelnes war aber auch aus einem *Prunus*-Gebüsch zu hören.

Fallbeispiel: zwischen Wittersheim und Ormesheim

Auch bei dieser Kalkhalbtrockenrasenfläche handelte es sich um einen Standort wo seit 1988 intensiv nach dem Weinhähnchen nachgesucht worden war. Auch hier gelang der Nachweis erst im Jahr 1992.

Bei der Fläche handelte es sich um einen großflächigen Landschaftsausschnitt mit Kalkhalbtrockenrasen und Streuobstwiesen. Die Fläche ist insofern „leicht" zu bearbeiten, da sie entlang eines Feldwirtschaftsweges bequem kontrolliert werden kann. Am 10.09.1992 konnten gegen 22.30 Uhr mehrere flötende Weinhähnchen direkt am Wegrand festgestellt werden. Die Tiere sangen von allen möglichen krautigen Pflanzen aus, so. z.B. von *Inula conyza, Cornus sanguinea, Ononis repens, Hypericum perforatum, Agrimonia eupatoria* u.a..

Fallbeispiel: Straßenböschung bei Altheim

Von einer überwiegend mit *Brachypodium* bestandenen Straßenböschung aus sang am 10.08.1992 erstmals ein Weinhähnchen. Die Möglichkeit, daß die Art in den Jahren zuvor übersehen worden war, ist gering, da die Fläche in den zurückliegenden Sommern mehrfach kontrolliert worden war.

Fallbeispiel: Rinderweide bei Altheim

Die Rinderweide bei Altheim mag als Beispiel dafür verstanden werden, daß die Weinhähnchen bei äußerlich günstigen Bedingungen spontan auch auf suboptimalen Flächen auftauchen können.

Bei dem Fundort handelte es sich um eine mit Rindern dauerbeweidete Fläche, aus der das Weinhähnchen ebenfalls noch nie verhört worden war. Umso mehr überraschte der Gesang mehrerer Tiere am Abend des 10.08.1992. Eine Nachsuche am darauffolgenden Tag blieb allerdings erfolglos.

Fallbeispiel: Trespen-Glatthaferwiesen bei Böckweiler

Auch die Trespen-Glatthaferwiesen bei Böckweiler waren nicht als Lebensraum des Weinhähnchens bekannt, bis am Abend des 12. August 1992 ein ganz großartiges Konzert flötender Männchen von den Hängen bis auf die Landstraße herübertönte.

Fallbeispiel: Fund bei Saarfels und bei Felsberg

Am 05.08.1992 gelang bei Saarfels (Beckingen) erstmals der Nachweis des Weinhähnchens für den Naturraum Saar-Nied-Gau. Bis dahin schien es „unverständlich", warum die Art saarlandweit nur den Hammelsberg bei Perl, die Muschelkalkgebiete im Bliesgau und nicht den dazwischen liegenden Saar-Nied-Gau besiedelte, zumal hier ähnliche Verhältnisse wie im Bliesgau gegeben sind.

Am 01.09.1994 schließlich konnte das Weinhähnchen erstmals am „Sauberg" bei Felsberg nachgewiesen werden.

Fallbeispiel: „Wolferskopf"

Der im Rahmen eines Pflege- und Entwicklungsplanes intensiv bearbeitete Wolferskopf war bis ins Jahr 1991 mit größter Wahrscheinlichkeit „weinhähnchenleer". Am Abend des 10.09.1992 wurde erstmals ein einzelnes Weinhähnchen aus einem Kalkhalbtrockenrasen verhört, aufgrund der einbrechenden Dunkelheit konnte der Standort allerdings nicht mehr ausfindig gemacht werden. Am 23.08.1994 konnten sechs Individuen in einem *Ononis*-Büschel gekeschert und damit der endgültige Nachweis des Weinhähnchens für den Wolferskopf geliefert werden. Am 02.08.1995 wurden schließlich zwei weitere Stellen mit Vorkommen des Weinhähnchens am Wolferskopf gefunden.

Fallbeispiel: NSG „Nackberg", Merzig

Auch das NSG „Nackberg" bei Merzig war bis 1992 vermutlich kein Lebensraum des Weinhähnchens. Diese Einschätzung begründet sich mit den Ergebnissen eines Gutachtens auf Schutzwürdigkeit, in dem die Heuschreckenfauna intensiv untersucht worden war (DORDA in AfÖ 1990b) sowie diverser Kontrollfahrten, die im Rahmen vorliegender Arbeit auf der Suche nach dem Weinhähnchen durchgeführt worden waren.

Im Sommer des Jahres 1992 berichtete SÜSSMILCH (mdl.) schließlich vom Vorkommen der Art am Nackberg.

4.15.6.3 Flugverhalten

Die bislang mitgeteilten Ergebnisse zeigen, daß das Vorkommen der Weinhähnchen sich in erster Linie mit der Ausbildung von Kalkhalbtrockenrasen deckt. Die Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes liegen aber teilweise recht isoliert. Auch HARD (1964), der die Kalktriften zwischen Metzer Land und (Zweibrücker) Westrich vom floristischen Standpunkt aus untersuchte, stellte fest, daß die teilweise doch recht weit voneinander wegliegenden Halbtrockenrasenflächen Wanderhemmnisse für die Vegetation darstellen. Floristisch gesehen muß man also von einem Verinselungseffekt ausgehen.

Gilt das Problem der Verinselung nun auch für das Weinhähnchen?

Da über das bislang Vorgestellte aber kaum Näheres über das Weinhähnchen im Untersuchungsgebiet bekannt ist, sollen zunächst Untersuchungsergebnisse von in Gefangenschaft gehaltenen Tieren vorgestellt werden. Dazu waren im Jahr 1992 fünf Weinhähnchen in einem Glas gezogen worden (vgl. 3.6). Neben nicht zu leugnenden „wohntechnischen Konsequenzen", die sich zwangsweise aus der nächtlichen Gesangsaktivität ergaben, konnten dabei auch recht interessante Erkenntnisse zum Flugverhalten des Weinhähnchens gewonnen werden.

4.15.6.3.1 Gefangenschaftsbeobachtungen

Aus der Literatur (z.B. HOHORST 1937, SCHROEDER 1925, HARZ 1960) war bekannt, daß die Weinhähnchen flugunfähig sind. In der Praxis wurde diese Behauptung bislang nicht hinterfragt. Die Flugunfähigkeit wurde damit begründet, daß die Hinterflügel zu schmal seien oder daß die Vorderflügel nicht horizontal ausgebreitet werden können, weil sie nur nach vorn oben in die Stridulation gebracht werden können (MESSMER 1991).

Auch bei den in Gefangenschaft gehaltenen Weinhähnchen wurde von einer Flugunfähigkeit ausgegangen. Bei den in einem bauchigen, nach oben sich verjüngenden, Glas gehaltenen Tieren bestand - so war anzunehmen - nicht die Notwendigkeit, den Behälter abzudecken.

Bei dem Experiment konnten nun interessante Beobachtungen über die Flugfähigkeit des Weinhähnchens gemacht werden. So stellte sich z.B. heraus, daß alle im Glas gehaltenen Tiere in der Lage waren, aktiv, d.h. unter Zuhilfenahme der Flügel, zu entkommen. Die entkommenen Tiere wurden bei der Gelegenheit sogar im Fluge wieder eingefangen. Die Beobachtungen wurden schließlich als Beweis für die Flugfähigkeit des Weinhähnchens gewertet (vgl. DORDA 1994 u. 1995).

4.15.6.3.2 Freilandbeobachtungen

Die Flugfähigkeit des Weinhähnchens konnte 1993 auch im Freiland demonstriert werden.

Im Rahmen der Isolationsquadratfänge war in dem Halbtrockenrasen „Auf der Lohe" bei Gersheim das Vorkommen makropterer Formen beim Weinhähnchen aufgefallen. Bei einer Serie von 80 vermessenen Individuen ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Hinterflügellängen von Männchen und Weibchen (t-Test für abhängige Stichproben, $p < 0{,}01$, $df = 35$) (Abb. 58 u. 59; Abb. 72). Aber auch die Länge der Vorderflügel differierte (Abb. 60 u. 61), wenngleich hier zwischen beiden Geschlechtern keine signifikante Differenz zwischen den durchschnittlichen Vorderflügellängen von Männchen und Weibchen festgestellt wurde (Abb. 60 u. 61; Abb. 72).

So konnte bei den Männchen als maximale Flügellänge 1,55 cm (Hinterflügel) bzw. 1,2 cm (Vorderflügel) ermittelt werden. Bei den Weibchen betrug die maximale Hinterflügellänge 1,6 cm, während als maximale Vorderflügellänge noch 1,15 cm gemessen werden konnte. Analog dazu betrugen die jeweils kleinsten Flügellängen, die beim Weibchen immerhin noch 1 cm (Hinterflügel) bzw. 0,9 cm (Vorderflügel) und beim Männchen je 0,95 cm.

Die Längen der Vorder- und Hinterflügel - aufgeteilt nach Weibchen und Männchen - sind in den Tabellen 16 u. 17 zusammengestellt.

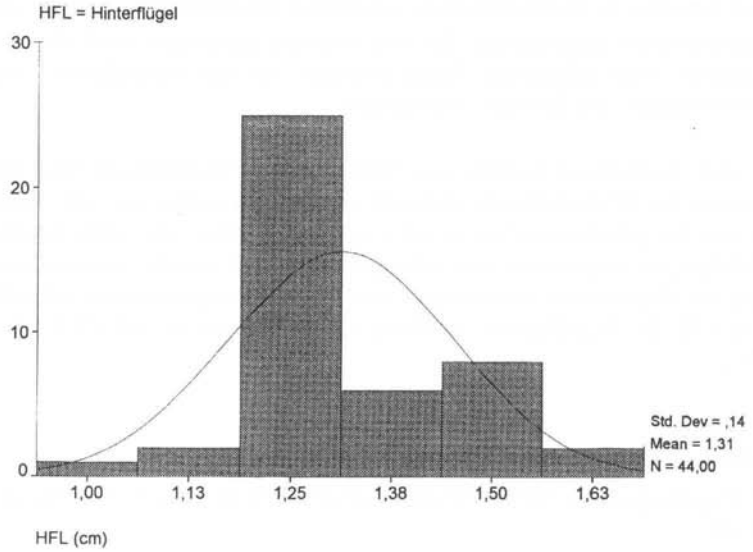


Abb. 58: Hinterflügellängen beim Weinhähnchen (Weibchen). Die Verteilung folgt einer Glockenkurve. Die meisten Individuen haben „mittlere" Flügellängen.

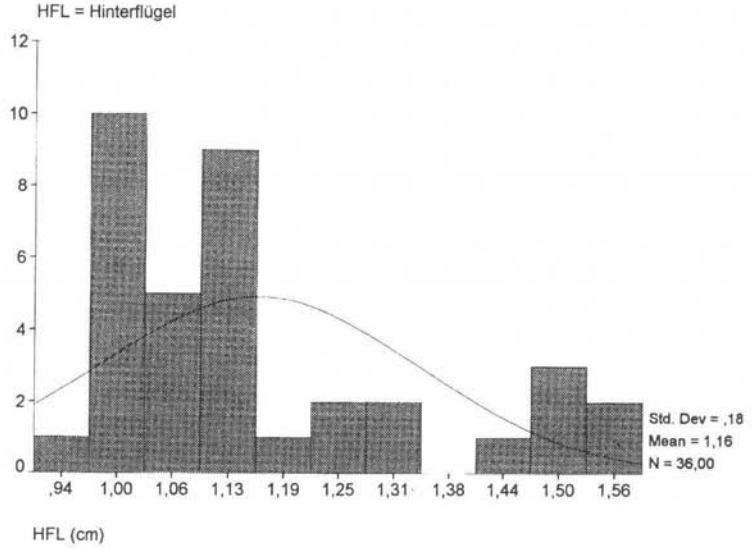


Abb. 59: Hinterflügellängen beim Weinhähnchen (Männchen)

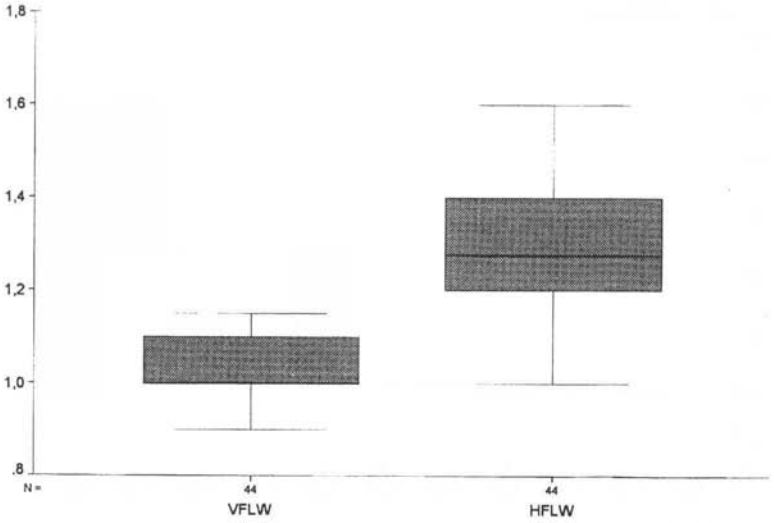


Abb. 60: Variation der Flügellänge (Weibchen). Bei den vermessenen Exemplaren (N=44) schwankt die Länge der Hinterflügel stärker als die der Vorderflügel.

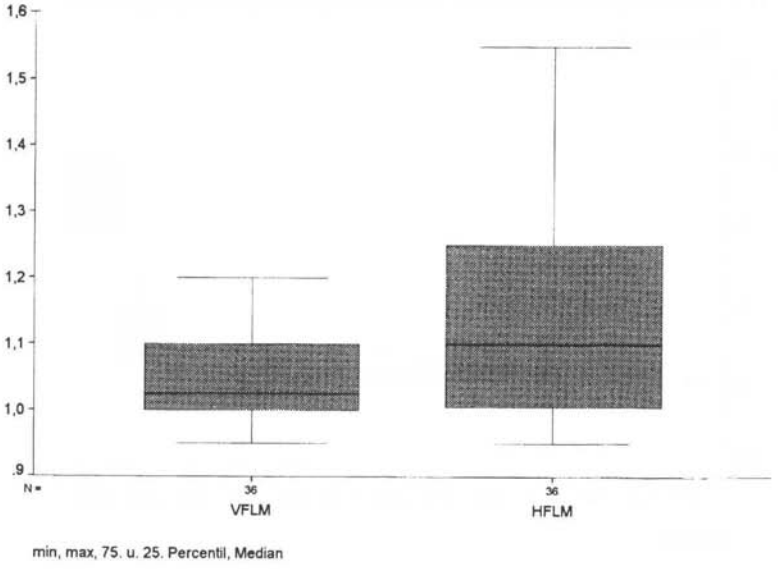


Abb. 61: Variation der Flügellänge (Männchen). Bei den vermessenen Exemplaren (N=36) schwankt die Länge der Hinterflügel stärker als die der Vorderflügel.

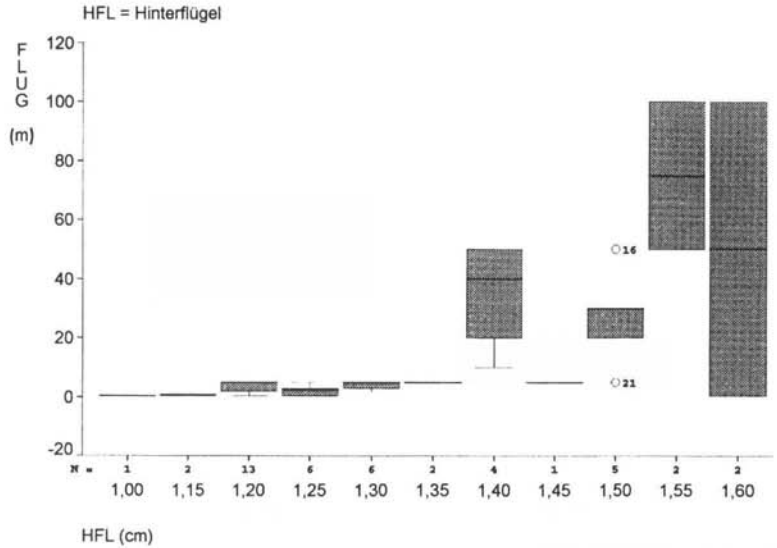


Abb. 62: Variation der Flugstrecke in Abhängigkeit von der Länge der Hinterflügel (Weibchen). Dargestellt sind der Minimum- und Maximumwert, das 75- und 25-Percentil (schraffiert), der Median (Balken) sowie die Ausreißer (Kreise). Die Abbildung zeigt, daß mit langen Hinterflügeln (> 1,40 cm) Flugstrecken zwischen 40 und 75 m (Median) zurückgelegt werden.

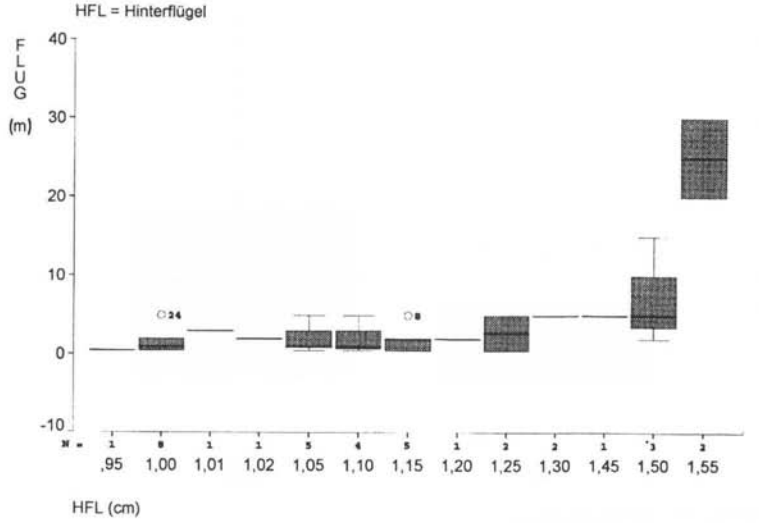


Abb. 63: Variation der Flugstrecke in Abhängigkeit von der Länge der Hinterflügel (Männchen). Dargestellt sind das Minimum und Maximum, das 75- und 25-Percentil, der Median sowie die Ausreißerwerte (s.o.). Lange Hinterflügel bedingen ausschließlich große Flugstrecken.

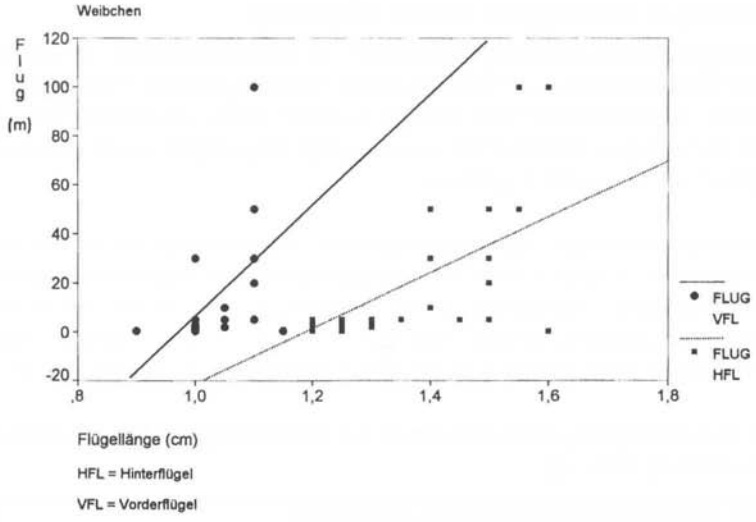


Abb. 64: Zusammenhang zwischen Flügellänge (VFL=Vorderflügel, HFL=Hinterflügel) und zurückgelegter Flugstrecke beim Weinhähnchen (Weibchen)

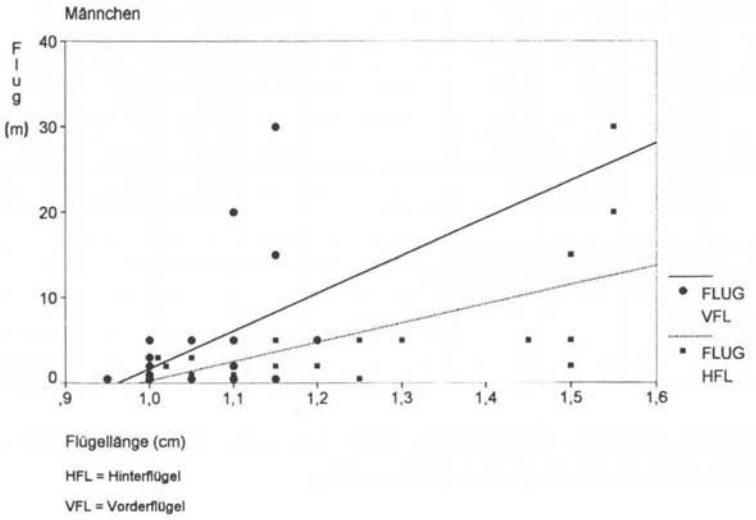


Abb. 65: Zusammenhang zwischen Flügellänge (VFL=Vorderflügel, HFL=Hinterflügel) und zurückgelegter Flugstrecke beim Weinhähnchen (Männchen)

Flugleistung in Abhängigkeit von der Flügellänge

Die unterschiedliche Fügellänge beeinflußt - so war anzunehmen - die Flugfähigkeit der Weinhähnchen. Zur Prüfung dieser Arbeitshypothese wurden die „vermessenen" Weinhähnchen zum Fliegen animiert. Dazu wurden die Tiere senkrecht in die Luft geworfen und die zurückgelegte Flugstrecke wurde protokolliert. Es ergaben sich folgende Ergebnisse:

Die maximal bewältigte Flugstrecke betrug bei den Weibchen >=100 und bei den Männchen 30 m. Dabei scheint ein Zusammenhang zwischen Flügellänge [cm] und zurückgelegter Flugstrecke [m] für die Weibchen im gleichen Maße wie für die Männchen gegeben zu sein (Abb. 62 - 65, Tab. 16 u. 17), wobei „richtiges Fliegenkönnen" wohl erst ab 1,40 cm HFL-Länge möglich zu sein scheint.

Dieser Zusammenhang wird auch durch die Berechnung der Korrelationskoeffizienten deutlich (Tab. 18).

Tab. 18: Zusammenhang zwischen Flugstrecke und Länge der Hinter- bzw. Vorderflügel

Weibchen				Männchen			
	Flug	HFL	VFL		Flug	HFL	VFL
Flug	1,00	0,67	0,50	Flug	1,00	0,68	0,47
	(44)	(44)	(44)		(36)	(36)	(36)
	p= .	p= ,000	p=0,001		p= .	p= ,000	p= ,004
HFL	0,67	1,00	0,79	HFL	0,68	1,00	0,78
	(44)	(44)	(44)		(36)	(36)	(36)
	p= ,000	p= .	p=0,00		p= ,000	p= .	p= ,000
VFL	0,50	0,80	1,00	VFL	0,47	0,78	1,00
	(44)	(44)	(44)		(36)	(36)	(36)
	p=0,001	p= ,000	p= .		p= ,004	p= ,000	p= .

(Coeffizient/ (Cases) / 2-tailed Significance)
"." is printed if a coeffizient cannot be computed

HFL=Hinterflügel
VFL=Vorderflügel

Die unterschiedlichen Flügellängen sind, wie Abb. 66 exemplarisch zeigt, annähernd normalverteilt (K-S-Lilliefors-Test).

Abb. 66 (Anhang) stellt einen Normalverteilungsplot der Hinterflügellängen beim Weinhähnchen (Weibchen) dar. Wären die Werte nicht annähernd normalverteilt, würden sie sich nicht um die Gerade scharen.

Um nun zu überprüfen, was (Vorder- oder Hinterflügel) letztlich die Flugleistung des Weinhähnchens beeinflußt, wurde eine multiple Regressionsberechnung durchgeführt. SPSS startet dabei mit allen Variablen in der Gleichung und entfernt sie nacheinander. Anstelle von Aufnahmekriterien werden also Ausschlußkriterien verwendet (Rückwärtselimination).

Es ergibt sich, daß sowohl bei den Weibchen als auch bei den Männchen die Länge der Hinterflügel einen signifikanten Einfluß ($p < 0,01$) auf die Flugfähigkeit des Weinhähnchens hat (Abb. 73 u. 74; Anhang).

Dies wird auch bei Betrachtung der Abb. 67 u. 68 (Anhang) deutlich.

Die Abbildungen sind kumulative Wahrscheinlichkeitsplots der Flugresiduen (in der Modellbildung ist ein Residuum das, was nach der Modellanpassung übrigbleibt; es ist die Differenz zwischen einem beobachteten Wert und dem durch das Modell vorhergesagten Wert) von Weibchen und Männchen. Anfangs liegen die beobachteten Residuen oberhalb der „normalen" Geraden, weil es eine kleinere Anzahl großer negativer Residuen gibt als erwartet. Sobald die größte Konzentration der Residuen erreicht ist, liegen die beobachteten Punkte unterhalb der Geraden, weil - wegen der größeren Hinterflügel-Länge - der beobachtete kumulative Anteil den erwarteten übersteigt.

Flügellänge in Abhängigkeit vom Standort

Tab. 19 zeigt die Variation der Flügellänge (Vorder- und Hinterflügel) in Abhängigkeit vom Standort. Auf kurzrasigen Trespenrasen der „Badstube", „Auf der Lohe" bzw. Auf dem „Zwiebelberg" wurden zwar langflügelige Formen gefunden (besonders auffallend waren die Hinterflügellängen von 1,50 bzw. 1,60 cm in dem Halbtrockenrasen „Auf der Lohe"); der Mittelwert schwankte jedoch „nur" zwischen 1,10 bzw. 1,20 cm (vgl. Abb. 69).

Auf dem Standort „Hahnen" bei Webenheim, der einem einjährigen Rapsfeld entspricht und vollkommen isoliert in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereich liegt (vgl. Abb. 71), wurden - bis auf eine Ausnahme - ausschließlich langflügelige Formen gefunden. Der Mittelwert lag sogar bei 1,50 cm Hinterflügellänge (Abb. 69).

Bei der Interpretation sind die unterschiedlichen statistischen Summen zu berücksichtigen. Auf „Hahnen" wurden nur 10 Individuen gefangen, während es in der „Badstube" dagegen 32 Individuen waren (vgl. Tab. 19).

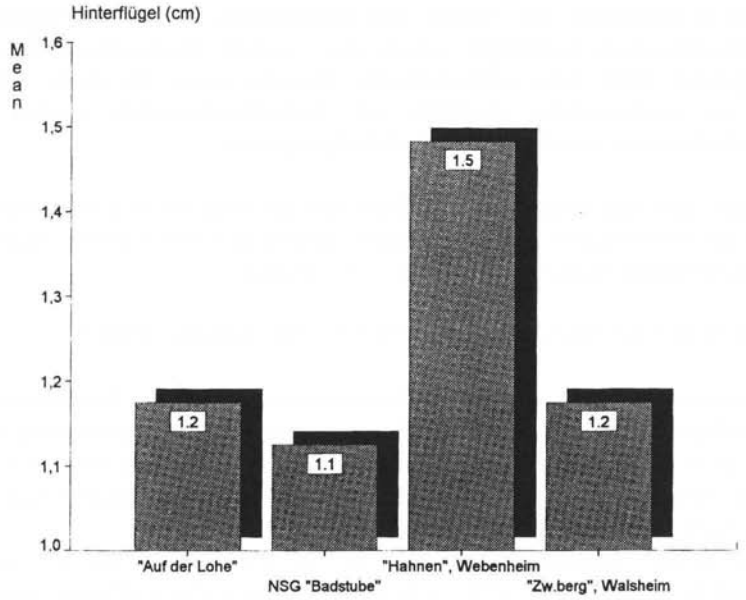


Abb. 69: Mittelwertsvergleich Flügellänge in Abhängigkeit vom Standort. Die im Schnitt größten Hinterflügellängen wurden auf dem Standort „Hahnen" bei Webenheim erreicht.

Tab. 19: Variation der Flügellängen (cm) in Abhängigkeit vom Standort

"Badstube", Mimbach 20.08.1994 Kurzrasiger Trespenrasen, Ononis-Bestand				"Auf der Lohe", Gersheim 22.08.1994 Kurzrasiger Trespenrasen, Ononis-Bestand				"Zwiebelberg", Walsheim 28.08.1994 Kurzrasiger Trespenrasen, Ononis-Bestand				"Hahnen", Webenheim 04.09.1994 Rapsfeld, einjährig			
Nr	Sex	VFL	HFL	Nr	Sex	VFL	HFL	Nr.	Sex	VFL	HFL	Nr.	Sex	VFL	HFL
1	w	1,00	1,30	33	w	1,00	1,20	53	w	1,00	1,30	59	m	1,10	1,25
2	w	0,90	1,10	34	w	0,90	1,15	54	m	1,00	1,00	60	m	1,10	1,50
3	m	0,95	1,00	35	m	0,90	1,05	55	w	1,10	1,20	61	m	1,10	1,50
4	w	0,95	1,15	36	w	1,00	1,50	56	w	0,90	1,15	62	m	1,15	1,55
5	w	0,95	1,15	37	m	0,90	1,00	57	w	1,00	1,20	63	m	1,10	1,25
6	m	1,00	1,05	38	w	0,95	1,15	58	w	1,00	1,20	64	m	1,15	1,55
7	m	1,00	1,05	39	m	1,00	1,00					65	m	1,15	1,55
8	m	1,00	1,00	40	w	0,90	1,15					66	m	1,10	1,50
9	w	0,95	1,15	41	w	0,90	1,05					67	m	1,15	1,55
10	m	1,00	1,10	42	m	1,00	1,00					68	m	1,15	1,55
11	w	1,10	1,25	43	w	0,95	1,05								
12	w	1,00	1,10	44	w	1,00	1,05								
13	m	0,90	0,90	45	m	1,00	1,00								
14	m	1,00	1,00	46	w	0,95	1,60								
15	w	0,95	1,20	47	m	0,90	0,90								
16	w	0,90	1,15	48	m	1,00	1,15								
17	w	1,00	1,25	49	w	0,90	1,10								
18	w	0,90	1,15	50	w	0,90	1,20								
19	w	1,00	1,15	51	m	1,00	1,00								
20	w	0,90	1,10	52	w	0,95	1,40								
21	m	1,00	1,00												
22	w	0,95	1,30												
23	w	0,90	1,10												
24	w	0,90	1,10												
25	w	1,00	1,15												
26	w	1,00	1,20												
27	m	1,00	1,00												
28	m	1,00	1,00												
29	m	1,00	1,00												
30	w	0,90	1,00												
31	m	1,00	1,00												
32	w	0,90	1,10												

VFL=Vorderflügel (Elytra), HFL=Hinterflügel (Alae), m=Männchen, w=Weibchen

5 DISKUSSION

5.1 TEMPERATUR

Mikroklimatische Untersuchungen in unterschiedlichen Biotopen zeigen, daß die Temperaturen räumlich kaum getrennter Standorte je nach Exposition und Hangneigung äußerst unterschiedlich sein können (GEIGER 1961, KERSBERG 1968, SCHUMACHER 1977). Ökologisch betrachtet stellt sich dabei die Frage, ob und wie sich z.B. kurzfristig gemessene Temperaturunterschiede auch über längere Zeiträume hinweg auswirken. Die Temperatur kann nämlich unter vergleichbaren Verhältnissen die Geschwindigkeit chemischer Reaktionsabläufe beeinflussen und bei einseitig verlaufenden biologischen oder anorganischen Reaktionen sogar das quantitative Reaktionsausmaß bestimmen (PALLMANN et al. 1940). Dies gilt für die Phytozönose im gleichen Maße wie für die Zoozönose.

KÜHNELT (1943) geht z.B. davon aus, daß nur langfristige systematische Untersuchungen sichere Schlüsse auf das Mikroklima eines betrachteten Standortes erlauben. Die Bindungen der Orthopteren an ihre Monotope zu erklären wurde deswegen bereits auf verschiedene Art und Weise versucht (FRANZ 1933, JAKOVLEV 1954 u. 1959, INGRISCH 1977 u. 1983b). Wie KERSBERG (1968) es eindrucksvoll formuliert, scheitert die Möglichkeit der Mitteilung mehrerer täglicher Einzelmessungen im allgemeinen aber an dem unzumutbaren Arbeitsaufwand, denn „die Aufstellung vieler selbstregistrierender Meßgeräte im Gelände ist aus Beschaffungs- und Risikogründen kaum möglich".

Zur Ermittlung längerfristiger Durchschnittswerte der Temperatur wurde im Rahmen vorliegender Arbeit die Zuckerinversmethode nach PALLMANN angewandt (vgl. Kap. 3).

Die über einen Zeitraum von 105 Tagen integrierenden Temperaturmessungen erlauben eine weitgehende Beurteilung der mikroklimatischen Verhältnisse der untersuchten Standorte während der Vegetationsperiode 1993.

Was die bodennahe Luftschicht in 30 cm Höhe anbelangt, sind z.B. die festgestellten Temperaturunterschiede auffallend gering. Dies gilt für die im Bliesgau ermittelten Werte im gleichem Maße wie für den ca. 100 km entfernten Hammelsberg bei Perl. Bringt man die relative Ungenauigkeit der Meßmethode in Abzug, kann bei einem maximalen Temperaturunterschied von 1° C T_{eff} sogar von einer mehr oder weniger gleichen Wärmesumme für alle untersuchten Halbtrockenra-

senflächen ausgegangen werden. Regionale Unterschiede bzgl. der Temperatursumme können damit keine abgeleitet werden.

Anders sieht es bei den Bodentemperaturen aus, welche durchweg höher als die Luftwerte sind. Teilweise wurden beträchtliche standörtliche Unterschiede gemessen. Besonders auffällig sind diese Unterschiede in den Gamanderreichen - und in den Kurzrasigen Trespenrasen. Hier herrschen vegetationsarme Bedingungen vor. Die wärmenden Sonnenstrahlen können die Bodenoberfläche besser erreichen und führen so zu einer stärkeren Erwärmung des Erdbodens. Zusätzlich wirkt der Boden wie ein Kondensator, der die einfallende Strahlung speichert, sich dabei erwärmt und die Wärme schließlich kontinuierlich abgibt. Je offener und vegetationsärmer ein Halbtrockenrasen, umso höhere Bodentemperaturen herrschen folglich am Standort.

Die gemessenen Bodenwerte sind aber auch eine Funktion der Bodenfeuchtigkeit am Standort, denn feuchte Böden erwärmen sich aufgrund der erhöhten Wärmeleitfähigkeit und -kapazität deutlich langsamer als trockene. Dies mag z.B. den relativ niedrigen Bodenwert des wechselfeuchten Kalkhalbtrockenrasens „Auf der Lohe" erklären.

Nach GEIGER (1961) können z.B. die lokalklimatischen Verhältnisse selbst innerhalb eines eng begrenzten Gebietes erhebliche Abweichungen erfahren. Diese Abweichungen sind besonders groß bei starken Expositions- und Neigungsunterschieden, und sie sind im Bereich der bodennahen Luftschicht noch gesteigert.

Ähnliche Ergebnisse erzielte KERSBERG (1968) bei seinen mikroklimatischen Messungen in der Prümer Kalkmulde. Auch bei KERSBERG kommen in offenen Rasengesellschaften die Temperaturunterschiede der Böden und der bodennahen Luftschicht gut zum Ausdruck. In seiner Meßreihe lagen beispielsweise an einem südexponierten Trockenrasenhang die Bodentemperaturen bei 25° Celsius T_{eff}, während die entsprechenden bodennahen Lufttemperaturen in 25 cm Höhe „nur" 20° Celsius T_{eff} betrugen.

Auch SCHUMACHER (1977) ermittelte mit der Zuckerinversmethode ein deutliches Temperaturgefälle zwischen Boden und bodennaher Luftschicht.

So betrachtet sind auch die geringen Werte im Zwenkenrasen zweifelsfrei zu erklären: Die dichten *Brachypodium*-Halme lassen kaum Wärmestrahlen durch. Der Boden kann sich infolgedessen kaum erwärmen und Boden und bodennahe Luftschicht nähern sich in der Effektiv-Temperatur spürbar an.

Wieweit können die durchgeführten Temperatur-Messungen nun einen Beitrag zur Analyse des Heuschreckenbiotops leisten?

5.1.1 Regionale Beurteilung

Die geringen Temperaturunterschiede in der bodennahen Luftschicht machen eine mehr oder weniger gleiche Wärmesumme für alle untersuchten Halbtrockenrasenflächen wahrscheinlich. Die Unterschiede sind dabei zu gering, als daß mögliche Unterschiede hinsichtlich Vorkommen und Verbreitung von Heuschrecken auf Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes erklärt werden könnten. Mit anderen Worten: Das Vorkommen einer Heuschrecke im Untersuchungsgebiet wäre - soweit es denn in irgendeiner Weise einem Faktor Wärmesumme folgt - potentiell auf allen Flächen möglich. Etwaige Unterschiede im Vorkommen müßten deshalb mit anderen Faktoren, im vorliegenden Fall z.B. mit der Bodentemperatur erklärt werden.

Zu einem vergleichbaren Schluß kommt BRUCKHAUS (1986, 1990 u. 1994), der der Erwärmbarkeit des Bodens, bzw. allgemein des Ablagesubstrats, eine ausschlaggebende Bedeutung für die Verbreitung der Heuschrecken beimißt.

Ähnlich interpretieren auch WINGERDEN et al. (1993) ihre Untersuchungsergbnisse zum Einfluß der Temperatur auf den Jahreszyklus von *Chorthippus biguttulus*, wo in einer schwach gedüngten Weide im Vergleich zu einer ungedüngten Wiese, aufgrund des Temperaturunterschiedes eine Verzögerung in der postdiapausebedingten Entwicklung festgestellt werden konnte, die „besonders in kühlen Sommern die Chance auf Vollendung des Lebenszyklus" verringert und damit als „Kausalfaktor für den Verbreitungszustand von *Chorthippus biguttulus* betrachtet werden" kann. WINGERDEN et al. (1993) konnten damit nachweisen, daß Arten, deren Verbreitung auf warme Biotope beschränkt ist, sich langsam entwickelnde Eier legen und daß Arten, die auch in kühleren Biotopen vorkommen, dagegen sich schnell entwickelnde Eier legen. Infolge des Einflusses auf das Schlupfdatum und damit auf die Vollendung des Lebenszyklus, wird damit die bodennahe Temperatur als wichtiger Habitatparameter angesehen (vgl. auch INGRISCH 1983b)

5.1.2 Biotopbindung

Gelten in 30 cm Höhe noch gleiche Ausgangsbedingungen, werden diese am Boden bereits stark revidiert. Wie Tab. 2 zeigt, treten hier große Unterschiede

zutage und die Bodenwerte nehmen von den Gamanderreichen Trespenrasen über die Kurz- und Hochrasigen Trespenrasen zu den Zwenkenrasen hin ab. Unterschiede im Vorkommen von Heuschrecken ließen sich also durchaus mit unterschiedlichen Bodentemperaturen, z.B. infolge unterschiedlicher Feuchteverhältnisse erklären (vgl. Kap. 5.1). So kommt z.B. auf dem wechselfeuchten, Kurzrasigen Trespenrasen (KUTR) „Auf der Lohe" bzw. auf dem von dem Weidenblättrigen Alant (*Inula salicina)* dominierten frühjahrsfeuchten Zwenkenrasen (ZWR) am Wolferskopf der Wiesengrashüpfer (*Chorthippus dorsatus)* in auffälliger Dichte (Schätzabundanz) vor. Nach INGRISCH besitzt *Chorthippus dorsatus* ein starkes Feuchtigkeitsbedürfnis während der Embryogenese, denn durch die Feuchte wird sowohl die Schlupfrate als auch die Entwicklungsdauer beeinflußt (INGRISCH 1983b).

Aus Tab. 2 ist ersichtlich, daß auf dem Halbtrockenrasen „Auf der Lohe" mit 18,4° C (T_{eff}) relativ geringe Bodentemperaturen vorherrschen. Die Präsenz von *Chorthippus dorsatus* auf diesem Standort könnte deshalb mit den geringen Bodentemperaturen in Zusammenhang gebracht werden. (Am Wolferskopf wurden zwar keine Temperaturmessungen durchgeführt; es ist aber davon auszugehen, daß auch hier die Diskussion des Vorkommens der Art über die Bodentemperatur zu führen wäre).

Nun wirken im Heuschreckenbiotop die verschiedenen abiotischen Parameter aber nie monokausal, sondern immer synergetisch. So auch im vorliegenden Fall, wo zwar unterschiedliche Bodentemperaturen gemessen worden sind, gleichzeitig diese Werte aber auch mit der Ausbildung unterschiedlicher Vegetations- und damit Strukturtypen korrelieren (Abb. 14 u. 15; Tab. 2) und damit nicht immer so eindeutig wie oben das Vorkommen einer Art im Biotop interpretiert werden kann. Das synergetische Wirken von Struktur einerseits und Bodentemperatur andererseits dürfte zu einem nicht unerheblichen Teil die Art und Weise der habitatbindenden Faktoren im Heuschreckenbiotop beeinflussen. Ob dabei letztlich nun die hohen Bodentemperaturen eine kurzgrasige Vegetation oder eben die kurzgrasige Vegetation hohe Bodentemperaturen bedingen, ist für vorliegende Fragestellung unerheblich. Denn wird die Vegetationsdecke infolge direkter oder indirekter landwirtschaftlicher Maßnahmen wie z.B. Mahd, Beweidung usw. durch Eingriffe in den Wasserhaushalt oder aber die Nutzungsaufgabe beeinflußt, so verändern sich sowohl die strukturellen wie auch die mikroklimatischen Voraussetzungen für die jeweiligen Arten (BONESS 1953, SÜSSMILCH 1993).

Heuschrecken sind in ihrem Vorkommen an spezifische, sowohl durch das Mikroklima als auch durch die Struktur des Pflanzenwuchses charakterisierte

Habitate gebunden (vgl. INGRISCH 1983b). In der Summe dürfte die Biotopbindung der einzelnen Orthopteren auf einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren beruhen, wobei das Faktorengefüge sein Schwergewicht wohl im Mikroklima - die von INGRISCH (1978a und b) gewonnenen Ergebnisse zum Temperatur- und Feuchteeinfluß machen den deutlich größeren Einfluß der Temperatur gegenüber der Feuchte wahrscheinlich - und/oder in der Raumstruktur hat (BRUCKHAUS 1986, KÖHLER & BRODHUN 1987, KÖHLER 1988a, 1989b).

5.1.3 Phänologie

Während also das Vorkommen einer Heuschrecke im Biotop von dem Zusammenwirken mehrerer standortökologischer Parameter abhängt, müssen Temperaturunterschiede der Bodenschicht auch vor dem Hintergrund möglicher intraspezifischer Auswirkungen diskutiert werden. Nach KÖHLER & BRODHUN (1987) ist davon auszugehen, daß die Werte der bodennahen Luftschicht auf Larvalstadien und Imagines, die der oberen Bodenschicht auf Eier bzw. die Eiablage der adulten Weibchen wirken. So kann BRUCKHAUS (1992) für die von ihm untersuchten *Ch. biguttulus, Ch. brunneus* und *Ch. parallelus* zeigen, daß in den kurzrasigen und damit wärmeren Biotopen die Larven früher erscheinen (Phänologie) als auf den Vergleichsflächen. Dies kann sogar populationsbiologisch von Vorteil sein, denn bei den genannten Arten hat BRUCKHAUS sowohl eine ein- als auch mehrjährige Entwicklungsdauer bei den Embryonen festgestellt. So werden im Falle eines klimatisch sehr günstigen Jahres auch die im Folgejahr später schlüpfenden Tiere noch relativ frühzeitig fortpflanzungsfähig und können einen langen Reproduktionszeitraum nutzen (vgl. BRUCKHAUS 1992 u. 1994). Damit dürften auf allen kurzrasigen und infolgedessen wärmeren Flächen all jene Heuschreckenarten mit fakultativ ein- oder mehrjähriger Entwicklungsdauer selektionsbegünstigt sein.

5.1.4 Methodendiskussion

Das Verfahren zur integrierten Temperaturmessung mittels Zuckerinversmethode nach PALLMANN ist im Rahmen freilandökologischer Arbeiten gut einsetzbar. Einer vertretbaren finanziellen Investition (ein Kilo „Saccharose reinst" kostet im Handel ca. 50 DM) stehen integrierende Meßergebnisse über einen wahlweise langen Zeitraum gegenüber. Die Tatsache, daß es sich „nur" um Effektiv-Temperaturen handelt, schmälert dabei kaum das Ergebnis, denn gerade bei freilandökologischen Arbeiten kommt es eher auf vergleichende als auf absolute

Angaben an. Dem möglichen Einwand, daß es sich bei der nach dem Verfahren zu ermittelnden Wärmesumme nicht um eine lineare, sondern um eine exponentielle Funktion handelt, kann entgegnet werden, daß gerade die biologischen Prozesse vielfach exponentiell und weniger linear ablaufen und die angewandte Methodik damit recht gut den Anforderungen, die sich „aus der Natur der Sache" ergeben, entspricht. Unabhängig davon dürfte die relative Unsicherheit, die aus Ermittlung der „T_{eff}" resultiert, auch im Rahmen dessen liegen, was letztlich den Charakter freilandökologischer Forschung ausmacht.

Der Versuch zur Ermittlung der Wärmesumme sollte ursprünglich bereits 1992 durchgeführt werden, war damals aber gründlich mißlungen. Bei diesem ersten Durchlauf wurden „Schnappdeckel-Gläschen" (kleine zylindrische Gläschen mit überstülpbarem Plastikdeckelchen) verwendet, die sich in der Folge als vollkommen ungeeignet erwiesen: Obwohl zuvor im Labor ein Probelauf - mit dem Ergebnis, daß die Deckel „hielten" - durchgeführt worden war, sprang während der extrem heißen Sommertage des Jahres 1992 ein Großteil der Deckel auf. Es drangen Ameisen ein, die Flüssigkeit verdunstete und der Versuch mußte abgebrochen werden.

Von ähnlichem Mißgeschick berichtet auch KERSBERG (1968).

Von dieser Stelle aus soll deshalb der praktische Rat gegeben werden, bei der Wahl der Gläschen unbedingt auf gut verschließbare, luft- und wasserdichte Deckel (konischer Propfen; Drehverschluß) zu achten. Besonders gut geeignet sind Glasampullen, die vor dem Ausbringen ins Gelände zugeschweißt werden können.

Abschließend bleibt noch die „Attraktivität" der Saccarosegläschen zu diskutieren, denn offensichtlich üben im Gelände exponierte Gläschen einen schier magischen Reiz auf Besucher aus. Anders ist die durch den Faktor „Mensch" herbeigeführte Verlustquote von 15 % jedenfalls nicht zu interpretieren. Besonders schmerzhaft war der Verlust einer ganzen Meßreihe, bestehend aus 5 Saccharosegläschen, im NSG „Badstube" ca. 1 Woche vor dem geplanten Einholen der Gläschen.

Auch SCHUMACHER (1977) berichtet, daß ein Großteil seiner Proben mutwillig zerstört worden war.

Besonders nachteilig ist bei der Zuckerinversmethode deshalb die Tatsache, daß eine in Verlust gegangene Meßreihe nicht wieder neu eingerichtet werden kann. Für vergleichende Temperaturmessungen im Rahmen freilandökologischer Arbeiten scheint die Methode aber gut geeignet.

5.2 KONGRUENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSE UND PFLANZENGESELLSCHAFT

Wie im Kap. 4.12 gezeigt werden konnte, besteht auf Artniveau keine topographische Übereinstimmung zwischen Heuschreckenzönose einerseits und Pflanzengesellschaft andererseits. Ordnet man dagegen die Aufnahmen nach soziologischen Gesichtspunkten, können sowohl für die Vegetation als auch für die Heuschrecken Formen der Gruppenzugehörigkeit erkannt werden. Heuschrecken und Vegetation stehen damit in einer gewissen Abhängigkeit zueinander.

So kann innerhalb der Artengruppe der Heuschrecken einerseits eine vegetationsdichte Verhältnisse liebende Gruppe II (nach der Stetigkeit des Auftretens mit der Leitart *Metrioptera bicolor* an der Spitze) mit einer durch Saumarten und Arten der Zwenkenrasen charakterisierten pflanzensoziologischen Gruppe in Verbindung gebracht werden. Andererseits ist von der Existenz einer kurzrasige Bedingungen liebenden Gruppe I (nach der Stetigkeit des Auftretens mit der Leitart *Stenobothrus lineatus* an der Spitze) auszugehen, die eine Präferenz für vegetationsoffene Verhältnisse hat und der pflanzensoziologischen Gruppe der Kurzrasigen (KUTR) bzw. Gamanderreichen Trespenrasen (GATR) zugeordnet werden kann.

Für einen Gliederungsansatz bedeutet dies, daß im konkreten Fall Heuschreckengruppen günstigenfalls bis auf Assoziationsniveau (Kalkmagerwiese und Kalkmagerweide, vgl. OBERDORFER 1978) aufeinander bezogen werden können.

Bei diesem Befund muß allerdings vor einer Verallgemeinerung gewarnt werden. So ist es einleuchtend, daß Angehörige der *Metriopter abicolor-* bzw. *Stenobothrus lineatus*-Gruppe auch außerhalb der Kalkhalbtrockenrasen (und damit außerhalb der geologischen Formation des Muschelkalks) vorkommen. Kennzeichnend ist damit die Gruppe, d.h. die Beziehung der Arten untereinander.

Wichtig ist bei dieser Betrachtung auch zu erkennen, daß Nutzungsaspekte die soziologischen Befunde überdecken können. So ist z.B. die klassische Differenzierung in *Brachypodium-* und *Bromus*-Varianten heute vielerorts schwierig geworden. „Einschürige Magerwiesen sind nicht mehr gefragt, extensive Magerweiden werden in Intensivweiden umgewandelt oder aufgeforstet" (OBERDORFER 1978). So kommt es, daß - auch im Untersuchungsgebiet - vielfach Brachen mit hohen Gräsern auf dem Standort des *Mesobromion erecti* ausgebildet sind, auf denen dann die *Metrioptera bicolor*-Gruppe lebt. Dies zeigt, daß Strukturparameter oftmals vegetationstypologische Aspekte überlagern können

und der Schluß Vegetationstyp - Heuschreckengruppe nur in der einen Richtung zulässig ist, nicht aber vice versa.

Die Beziehung zwischen Heuschreckenzönose und der Vegetation besteht weniger auf soziologischem Niveau als vielmehr auf der strukturellen Ebene. Die Beziehung Heuschrecken zur Vegetation ist eher als Reaktion der Heuschrecken auf das entsprechende Angebot „an raumstruktureller Diversität und Nahrung in der Vegetation" zu verstehen (KÖHLER, VOPEL & BALLMANN 1989). Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen zuvor bereits SOUTHWOOD, BROWN & READER (1979), die die fehlende Kongruenz zwischen Diversität der Vegetation und der der Tier-Assoziationen vor allem mit der Verteilung der Pflanzen im Raum sowie der Verteilung der unterschiedlichen Typen pflanzlicher Strukturen begründen.

In der Folge soll über einen möglichen Gliederungsansatz für Heuschreckenzönosen auf Kalkhalbtrockenrasen diskutiert werden.

Umfangreiches Material über das faunistische Inventar von (in diesem Sinne) abgrenzbaren Vegetationstypen bieten z.B. der Biologische Atlas von Schleswig-Holstein (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980), der Biotopatlas von Rheinland-Pfalz, Niedersachsen oder dem Saarland (DRACHENFELS, MEY & MIOTK 1984; DRACHENFELS, LÜTTMANN & ZACHAY 1984; DORDA, MAAS & STAUDT 1990) bzw. der Gliederungsansatz für Tierlebensstätten in Mitteleuropa (BLAB & RIECKEN 1989).

Die Vorgehensweise einer solchen Gliederung ist zugleich deduktiv und induktiv (BLAB 1988b). Der „Biotopatlas Saarland" z.B. nennt auf einer relativ hohen hierarchischen Ebene sogenannte „Biotoptypen-Obergruppen", für die Tier- und Pflanzenkollektive gleichermaßen zugeordnet werden können. Das können, um es an einem anschaulichen Beispiel zu zeigen, auf dem Niveau der Biotoptypen-Obergruppe „Nasses, feuchtes Grünland" die Artengruppe der Wiesenavifauna (Wiesenweihe, Braunkehlchen, Wiesenpieper etc.), die bestimmter feuchtigkeitsliebender Insektengruppen (Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken) oder aber auch Vertreter aus der Artengruppe der Herpetofauna (bestimmte Amphibien, Reptilien) sein, die eben zusammen mit bestimmten feuchteliebenden Pflanzenkollektiven kennzeichnend für die Ordnungsstufe „Nasses, feuchtes Grünland" sind.

Während nun auf Vegetationstypenniveau von oben nach unten weiter differenziert werden kann (z.B. wechselnasse/wechseltrockene Wiese im Muschelkalk, binsen- und seggenreiche Naßwiese, wechselfeuchte Wiese, Kalkflachmoor-Streuwiese usw.) und jeder dieser Vegetationstypen noch einmal mit bestimmten Arten beschrieben werden kann (z.B. *Silaum silaus, Juncus acutifloris, Orchis morio, Eriophorum vaginatum*), ist eine weitere Untergliederung innerhalb des Faunenbestandes kaum noch ausschließlich, d.h. von oben nach unten möglich. So betrachtet, würde der Versuch einer inhaltlichen Beschreibung des Faunenbestandes einer wechselfeuchten Wiese methodisch bereits daran scheitern, daß ein Großteil dieses Tierarten-Inventars gewöhnlich auch auf der wechselnassen/wechseltrockenen Wiese, der binsen- und seggenreichen Naßwiese oder auf der Kalkflachmoor-Streuwiese lebt. Darüberhinaus sind sogar Querverbindungen zu anderen Biotoptypen-Obergruppen denkbar: So ist es vermutlich sogar die Regel, daß ein (gleichwie) weiter differenziertes Artenkollektiv z.B. „feuchtepräferenter Insekten" auch auf mesotraphenten Hochstaudenfluren, Braunseggensümpfen oder Waldsimsenfluren fliegt.

Unterhalb der Biotoptypen-Obergruppe „Nasses, feuchtes Grünland" beginnen im konkreten Fall die Tierartenkollektive die Vegetationstypen zu überlagern und ganz selten nur noch sind bestimmte Tierartengruppen geeignet, einen Vegetationstyp eindeutig zu beschreiben. Beispiele wären etwa die Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus)* für den Typus genutzter Naßwiesen oder der Mädesüß-Perlmuttfalter (*Brenthis ino)* für den Typus brachgefallener Wiesen, „die sich gewöhnlich zu feuchten Hochstauden-, meist Mädesüßfluren entwickeln" (ULRICH 1992).

Die Möglichkeit der Feindifferenzierung von Zoozönosen ist also sehr beschränkt (BLAB 1988b). Unabhängig davon kommt es für alle Gliederungsansätze für Zootope aber darauf an, daß ein konkreter Standortsbezug gewährleistet ist. Dieser kann typologischer (z.B. PASSARGE 1981) oder funktionaler (vgl. WILMANNS 1987) Art sein.

Während sich also in der Literatur genügend Abhandlungen über die Autökologie bestimmter Tierarten finden, sind Beiträge über das „Verhalten" dieser Tiere in einer soziologischen Gruppe auffallend rar. Dies mag u.a. daran liegen, daß der Zoologe bislang kaum geneigt war, pflanzensoziologisch zu arbeiten und/oder umgekehrt; zur Problematik vgl. TÜXEN (1965). Eine der Pflanzensoziologie vergleichbare Tiersoziologie muß demzufolge erst noch geschrieben werden.

Tatsache jedenfalls ist, daß trotz der vergleichsweise weit fortgeschrittenen Avifaunistik z.B. eine „Emberiziden-Silviden-Region" (MÜLLER 1964) termi-

nologisch auch heute noch weniger greifbar ist als z.B. ein *Berberidion typicae* - ein wärmeliebendes Gebüsch -, welches bereits MÜLLER (1964) am Beispiel der Badstube mit der Emberiziden-Silviden-Region, d.h. der Goldammer-Grasmücken-Gesellschaft topographisch in Zusammenhang bringt.

Soll tiersoziologisch gearbeitet werden, muß zuerst einmal über das „wie" diskutiert werden. Folgt man z.B. KÜHNELT, ist sich die Wissenschaft darin einig, daß ein dem Braun-Blanquet'schen Prinzip vergleichbares hierarchisch gliederbares Gerüst mit übergeordneten Einheiten (Klassen, Ordnungen, Verbände) sowie Charakter- und Differentialarten auch für die Tierökologie möglich ist. „Dabei ist (allerdings) besonders darauf zu achten, daß die Beziehungen von Gesellschaften zueinander behandelt werden und nicht die von Einzelarten". „ .. es geht nicht um die Feststellung von Einzelarten, sondern um die von Gesellschaften". „ ..viele der genannten Arten können auch an anderen Stellen vorkommen", „ .. die dargestellte Artenkombination findet sich aber nur als der tierische Anteil der (Wald)-Gesellschaft" (KÜHNELT 1944).

Für KÜHNELT besteht also eine regelmäßige Beziehung zwischen der Tiergesellschaft und Pflanzengesellschaft einer gut definierten Biozönose. Es gelingt ihm sogar, Tiere als Leitformen der ökologischen Höhenstufen seines Untersuchungsgebietes (Lunzer Gebiet bei Wien) zu definieren (vgl. auch KÜHNELT 1943). Es ergibt sich, daß die Zahl der „Leitformen" unabhängig von deren spezieller Raktionsweise mit dem extremen Charakter der Lebensbedingungen zunimmt. „Dieser Umstand bedingt, daß umgekehrt an Biotopen mit wenig extremen Bedingungen, die also im normalen Lebensbereich vieler Arten liegen, die Zahl der Formen sehr gering ist, die hier ihre Grenzwerte erreichen. Das bedeutet aber eine beträchtliche Schwierigkeit bei der Beurteilung nicht extremer Lebensräume, die gerade flächenmäßig große Ausdehnung besitzen und deren genauere Kennzeichnung auf biologischer Grundlage daher erwünscht wäre" (KÜHNELT 1943).

Erste „Empfehlungen" die Braun-Blanquet'sche Arbeitsweise z.B. für die Beschreibung von Carabiden-Assoziationen zu übernehmen, gibt es bereits 1953 (QUEZEL & VERDIER 1953). Aber auch AMIET (1967 u. 1968) hat soziologisch gearbeitet.

Auch für MARCHAND (1952 u. 1953) erweist es sich am Beispiel der Heuschrecken und Schnabelkerfe als zweckmäßig, die Untersuchungen auf die Pflanzengesellschaften zu beziehen. Nach den Ergebnissen von MARCHAND besteht zwar keine ins Detail gehende Übereinstimmung mit den pflanzensoziologischen Gesellschaftseinheiten; wenn überhaupt, trifft sie für die untersuchten Heu-

schrecken und Schnabelkerfe aber noch am ehesten für die höheren Einheiten (Ordnung, Klasse) zu. So stellen die ... „für die untersuchten Grünlandtypen die in der Pflanzensoziologie von TÜXEN als Klassen definierten systematischen Einheiten der *Molinio-Arrhenathereta* und *Corynephoreta* die pflanzliche Komponente zweier deutlich getrennter Biozönosen dar" (MARCHAND 1952). MARCHAND spricht in diesem Zusammenhang von einer xerophilen, mesophilen und hygrophilen Gruppe, deren Arten sich derart stenök verhalten, „daß kaum eine (Art) außerhalb der für sie charakteristischen Biotope gefunden werden konnte (MARCHAND 1953).

Auch für Spinnen wurden bereits Abhängigkeiten vom Vegetationstyp nachgewiesen. So untersuchte RABELER (1967) Spinnen verschiedener Straten mitteleuropäischer Eichen-Birkenwälder und erhielt unterschiedliche Spinnenarten-Gruppierungen.

Für PASSARGE (1981) sind die Tiergemeinschaften (oder Tiergesellschaften im engeren Sinne) von den Pflanzengesellschaften ähnlich ab- bzw. unabhängig wie letztere vom Standort. PASSARGE propagiert ein Verfahren, das nicht von Mindestflächengrößen, sondern von Mindestindividuenzahlen ausgeht. Als Ergebnisbeispiel dienen Lumbriciden-Zönosen, die durch Tabellenarbeit so sortiert worden sind, daß deutlich zwei Artengruppen entstehen, wovon die eine Gruppe vornehmlich in Streu und Humus nahe der Bodenoberfläche und die andere im Mineralboden des Waldes lebt.

Sobald die häufigste Art in der Aufnahme z.B. in ca. 10 adulten Exemplaren verteten ist, dürfte die assoziationstypische Artenverbindung annähernd vollständig sein und es können (wie in einem dritten Schritt gefordert wird) „die synzönologischen Ergebnisse aus dem pflanzlichen und tierischen Bereich im Rahmen der Biozönose verknüpft werden" (PASSARGE 1981).

Auch für KRATOCHWIL (1987) ist der Standortsbezug mit das Wichtigste bei einem Gliederungsansatz. So ist es seiner Meinung nach zunächst die vordringliche Aufgabe zoozönologischer Forschung, Koinzidenzen mit dem pflanzensoziologischen System zu suchen und nicht für jede Taxozönose eine eigene Syntaxonomie zu erarbeiten - denn: „So naheliegend dies auch sein mag, ich sehe darin eine große Gefahr, daß eine Vielzahl verschiedenster zoozönologischer Syntaxa entsteht, die eine Synthese eher erschweren als erleichtern wird. Der Versuch, Ordnung und Übersicht zu erreichen, wird dadurch wohl kaum Wirklichkeit" (KRATOCHWIL 1987).

Während also die Autökologie bestimmter Tierarten bislang relativ gut bekannt ist, ist die Synökologie, d.h. das Verhalten dieser Tierarten in einer soziologisch definierten Gruppe bislang kaum untersucht. Dabei ist letzteres mit das Interessanteste, was Tier- und Pflanzensoziologie ohne Anstrengung gemeinsam leisten können.

Wie o.a., weist KÜHNELT darauf hin, daß insbesondere die Beziehungen von Gesellschaften zueinander behandelt werden müssen und nicht die von Einzelarten. Vor diesem Hintergrund ist auch die weitere Diskussion der „Heuschreckenbefunde" auf den untersuchten Magerrasen zu sehen.

5.3 RAUMWIDERSTAND

Heuschrecken besitzen in hohem Maße Eigenschaften, die die Wissenschaft für die Verwendbarkeit von Bioindikatoren fordert (vgl. ARNDT 1979, BICK 1982, ELLENBERG 1982, ARNDT, NOBEL & SCHWEIZER 1987, RECK 1990, SCHUBERT 1991a und b). Heuschreckenzönosen werden demzufolge verstärkt zur Klärung umweltrelevanter Fragen herangezogen (z.B. V.U.B.D. 1992, DETZEL 1991).

Die Artengruppe der Heuschrecken kann die in sie gesetzten Erwartungen aber nur erfüllen, wenn auch die Gesetzmäßigkeiten der Biotopbindung bekannt sind. Gültige Abhängigkeiten der Biotopbindung von Heuschrecken zu klären, ist deshalb ein besonderes Anliegen orthopterologischer Forschung.

Ein mit der Biotopbindung von Heuschrecken vielfach in Zusammenhang gebrachter Faktor ist das Mikroklima und damit die Temperatur (vgl. Kap. 3.1 u. 4.1). Wegbereitend dafür waren die große Zahl verhaltensphysiologischer Arbeiten z.B. zur Transpiration der Heuschrecken („Temperaturorgel"), von denen stellvertretend JAKOVLEV (1957 u. 1959) sowie JAKOVLEV & KRÜGER (1954) genannt werden sollen. FRANZ (1931 u. 1933) diskutiert die Temperatur als biotopbestimmenden Faktor und RÖBER (1949) wollte die Heuschrecken als Indikatoren des Mikroklimas verstanden wissen. FISCHER (1950) wagt sogar eine klimatische Gliederung Schwabens aufgrund der Heuschreckenverbreitung. Auch KALTENBACH (1963) mißt der Milieufeuchtigkeit als wertbestimmendem Parameter eine besondere Bedeutung bei.

Nun „besteht" der Heuschreckenbiotop aber nicht nur aus dem Faktor Mikroklima/Temperatur. Auch die Rolle der Vegetation als biotopbestimmender

Faktor wurde deshalb bereits mehrfach untersucht (z.B. RABELER 1954 u. 1955; HEYDEMANN 1956; OSCHMANN 1966 u. 1973; SCHMIDT & SCHLAGBAUER 1965; PROUTEAU & ROBERT 1973; SÄNGER 1977). Dabei wurden neben der Vegetation im Sinne der Pflanzensoziologie auch strukturelle Gegebenheiten diskutiert, denn: „die Tiere müssen den in der Vegetation bestehenden Strukturen morphologisch und ethologisch angepaßt sein, um den zur Verfügung stehenden Raum, in dem sie das ihnen zusagende Mikroklima vorfinden, ausnützen zu können" (SÄNGER 1977). Auch HEYDEMANN (1956) folgert, daß bei der Analyse der Habitatbindung dem „Raumwiderstand", d.h. der Biotopstruktur eine Schlüsselrolle zukommt.

Tatsächlich scheinen bestimmte Heuschreckenarten an eine bestimmte Biotopstruktur gebunden zu sein, was auch recht früh bereits zur Einteilung in „geophile" (an der Bodenoberfläche lebende) und „phytophile" (in bzw. an der Vegetation lebende) Artengruppen geführt hat (vgl. JACOBS 1953, HARZ 1957). OSCHMANN (1973) zeigt in diesem Zusammenhang sehr schön, wie sich die Artenzusammensetzung innerhalb einer natürlichen Sukzessionsabfolge ändern kann.

Der Einfluß der Vegetation wird aber auch bei aufmerksamer Betrachtung des Fluchtverhaltens bestimmter Heuschreckenarten deutlich. So flüchten die geophilen *Sphingonotus caerulans* bzw. *Oedipoda caerulescens* „stets fliegend, unter Zurücklegung kürzerer Stecken mit anschließender Hakenlandung" (HORN 1980) und der phytophilen *Conocephalus discolor* gelingt es auf irgendeine Weise immer, sich längs hinter einen Grashalm zu ducken. (*Conocephalus discolor* kann auf diese Weise recht einfach zu Pirouetten um den Grashalm veranlaßt werden).

Für jeden Vegetationstyp ist also eine eigene Biotopstruktur kennzeichnend. Besondere Bedeutung erhält die Biotopstruktur dann, wenn es sich, wie am Beispiel der Kalkhalbtrockenrasen, um einen vom Menschen geschaffenen Lebensraum handelt. Gerade in den Kalkhalbtrockenrasen ist eine Untersuchung des Raumwiderstandes wichtig, denn als in extremer Weise auf das Wirken des Menschen angewiesen, sind Halbtrockenrasen nach Nutzungsaufgabe in der Lage, schnell zu verbuschen.

Dem Raumwiderstand als möglichem Strukturparameter ist bereits von etlichen Autoren in gebührender Weise Beachtung geschenkt worden. Demzufolge ist die Palette der in diesem Zusammenhang „angebotenen" Aufnahmemethoden lang. Nachfolgend sollen die gebräuchlichsten Aufnahmetechniken diskutiert werden:

HEYDEMANN (1956) beschreibt in seiner richtungsweisenden und zwischenzeitlich vielzitierten Arbeit über die Biotopstruktur, die Möglichkeit eines einfachen Auszählens zur Bestimmung des von ihm geprägten Begriffes „Raumwiderstand". Nach der Methode ergibt die Anzahl der Halme pro Flächeneinheit, multipliziert mit einem repräsentativ ermittelten Halmquerschnitt, den Raumwiderstand, ausgedrückt in Prozent.

Ein ähnliche Methodik wendet SÄNGER (1977) an. Bei seinem Verfahren erfolgt die Erfassung der Raumstruktur auf parallelen Zählstrecken von 1 m Länge und 10 cm Breite. Auf diesen Streifen werden die Bodendeckung sowie Anzahl und Querschnittsfläche der Halme und Blätter unmittelbar über dem Boden bzw. in 10, 30, 50 und 100 cm Höhe ermittelt, und daraus wird auf die Vegetationsdichte geschlossen.

BROCKSIEPER wendet hingegen ein Schätzverfahren an. Er ermittelt als Pflanzendeckung „wieviel Prozent der Bodenoberfläche von den oberirdischen Organen der Krautschicht einschließlich der Höheren Moose und der Strauchschicht bedeckt wird, wenn sie darauf projeziert werden" (BROCKSIEPER 1978). Berücksichtigt wird die Kraut- und Strauchschicht bis ca. 2 m Höhe.

OPPERMANN, REICHHOLF & PFADENHAUER (1987) schlagen davon unabhängig ein anderes Verfahren vor. Es werden die „Höhe" (durchschnittliche Oberhöhe der Gras- und Krautschicht) sowie der „Deckungsgrad" (unter Verwendung eines einseitig offenen, 40 cm seitenlangen Rahmens) anhand einer Schätzskala „5,10,15,20,25,30,40...100" in 10 cm und 30 cm Höhe ermittelt. Die Parameter „Dichte" und „Struktur" ergeben sich dabei aus: Dichte = Deckungsgrad in 10 cm Höhe/Deckungsgrad in 30 cm Höhe und „Struktur" = Höhe der Vegetation/Deckungsgrad in 10 cm Höhe.

Technische Innovationen kommen auch der Heuschreckenforschung zugute. Ein den Fortschritten der Elektrotechnik entsprechendes Meßinstrument hat OPPERMANN (1989) vorgestellt. Es handelt sich dabei um einen „Vegetations-Stratimeter", der nach dem Lichtschrankenprinzip funktioniert. Auf einer Platte sind Leuchtdioden montiert, die pulsiertes Infrarotlicht aussenden, das auf einer gegenüberstehenden Empfängerplatte wieder gemessen wird. Die Extinktion entspricht dabei exakt dem Wert, der von der Vegetation zurückgehalten wird. „Als Dichte der Vegetation wird hier der Wert „100 minus Anzeigewert" definiert, so daß die Dichte in mageren Beständen einen niedrigen Wert (gegen 0) und in mastigen Beständen eine hohen Wert (gegen 100) aufweist" (OPPERMANN 1989).

Das Vegetations-Stratimeter hat sich zwischenzeitlich auch in der Praxis bewährt und wurde erfolgreich in freilandbiologischen Arbeiten (z.B. FEDERSCHMIDT 1988) eingesetzt.

Ein der Oppermann'schen Methode vergleichbares Verfahren wendet KLEINERT (1991) an. Sie erfaßt die Vegetationsdichte über die Ermittlung der Lichtundurchlässigkeit der Vegetation. Dazu wird eine weiße Platte in die Vegetation gestellt, die Vegetation gegen den Hintergrund fotografiert und das Photo digitalisiert. Es ergeben sich „undurchlässige" und „durchlässige" Bildpunkte, über die die Dichte der Vegetation schließlich definiert werden kann.

Bei der Vegetationsdichte-Untersuchung kommen die Schwierigkeiten einer Freilandarbeit gut zum Ausdruck.

So erwähnen z.B. PROUTEAU & ROBERT (1973) witterungsbedingte Dislokationen: bei Schlechtwetter suchen vegetationsarme Stellen liebende Arten dichtere Vegetationsstrukturen auf.

SÄNGER (1977) erwähnt die Bedeutung tageszeitlicher Aspekte. Demzufolge nimmt in den Mittagsstunden die Aktivität vieler Heuschrecken deutlich ab und die Mehrzahl der Tiere verkriecht sich in der Vegetation.

SÄNGER erwähnt in derselben Arbeit die Tatsache eines saisonal schwankenden Raumwiderstandes infolge des herbstlichen Vertrocknens der Grasrispen. Nach seinen Ausführungen wird der Raumwiderstand auf kurzrasigen Abschnitten infolge Trockenheit geringer, während er auf Flächen mit langen Gräsern höher wird, weil dann nämlich die vertrockneten Halme zu Boden fallen.

SÄNGER (1977) zeigt in diesem Zusammenhang auch, daß mit zunehmendem Alter und Größe der Tiere und mit einem im Laufe der Individualentwicklung besser gewordenen Lokomotionsapparat die Bindung der Arten an bestimmte Vegetationsstrukturen enger wird. SÄNGER spricht von einer Konkordanz, die in den Monaten August und September ihr Maximum erreicht. „Zu dieser Zeit ist die Raumfülle, also die Gesamtheit der von der Tierwelt ausnutzbaren Flächen- und Raumfülle pro Volumeneinheit, am höchsten und gleichzeitig erreichen die Tiere mit abgeschlossener Larvalentwicklung eine maximale Anpassung an die Vegetation ihrer Habitate" (SÄNGER 1977).

Gerade Letzteres - die Larvenfänge - wurde in vorliegender Untersuchung nicht mit einbezogen und zwar unabhängig davon, daß sich Angaben in der Litera-

tur teilweise widersprechen. So sieht z.B. KALTENBACH (1963), daß die Heuschreckenlarven nicht an die gleichen Habitate gebunden sind wie die Imagines, während OSCHMANN (1973) findet, daß auch die Habitatbindung der Larven bereits manifest ist und sich demzufolge Larven-Habitate und Imagines-Habitate nicht mehr großartig unterscheiden.

Larven eignen sich für eine vergleichende Beurteilung weniger als z.B. die Imagines. Dies hat auch verhaltensphysiologische Gründe. So urteilt z.B. JACOBS (1949) über *Chrysochraon brachyptera* als einen nach Gestalt und Bewegungsform „typischen Langgrasbewohner".

Tatsächlich ergeben sich bereits bei einer distanzierten Betrachtung des Habitus' einiger Arten zwingende Hinweise auf eine stattgefundene Anpassung an die Vegetationsstruktur. So kann eine Art wie z.B. *Conocephalus discolor* eigentlich nur mit einem vertikal ausgerichteten, dünnschaftigen Graselement in Verbindung gebracht werden und nicht etwa mit einer vegetationsoffenen Stelle. Heuschrecken zeigen damit ein ihrer Umgebung entstammendes Linienmuster, d.h. durch entsprechendes Verhalten (Körperposition) gehen die Bildelemente von Tiergestalt und Umwelt ineinander über (MARTI 1989).

Aber auch das arttypische Fluchtverhalten bestimmter Heuschreckenarten - geophile, horizontalorientierte Tiere können in der Regel schlecht klettern und suchen ihr Heil in der Flucht, wobei zusätzlich ein bestimmter Absprungswinkel kennzeichnend ist, während vertikalorientierte Arten sich oftmals einfach, unter Ausnützung der Schwerkraft, nach unten fallen lassen und so in der dichten Vegetation leichter einem möglichen Feind entkommen können - kann als Indiz für eine Anpassung an die Vegetationsstruktur verstanden werden.

Nicht zuletzt können auch leicht beobachtbare Formen der kryptischen Anpassung mit der Vegetationsstruktur in Zusammenhang gebracht werden. Phytophile Arten z.B. sind oftmals grün gefärbt, während geophile Arten vielfach die Farbe des Untergrundes repräsentieren, sei es nun genetisch bedingt oder im Laufe der Individualentwicklung erworben.

NAGY (1944 u. 1947) sieht einen direkten Zusammenhang zwischen dem Standortparameter Raumwiderstand und der Größe und Biologie der Heuschreckenarten. Demnach halten sich die größeren Arten eher in einem hohen Pflanzenbestand auf als die kleineren. NAGY nennt das Beispiel der 19 mm langen Art *Chorthippus albomarginatus*, die in einem 40-60 cm hohen *Agrostio-Beckmannietum* dominiert, während die 13 mm kleine Art *Omocestus petraeus* hauptsächin dem 5-10 cm hohen *Festucetum pseudovinae* vorkommt.

Für RABELER (1955) ist das Vorkommen der Heuschrecken in erster Linie von der Vegetationsbeschaffenheit als dem hauptsächlich limitierenden Faktor abhängig.

Nach OSCHMANN (1966 u. 1973) ist die Dichte und Höhe der Vegetation, „deren Wirkung besonders deutlich in Sukzessionen zum Ausdruck kommt" von hervorragendem Einfluß für die Habitatbindung von Heuschrecken.

SÄNGER (1977) stellt fest, daß für jeden Vegetationsstrukturtyp eine eigene Heuschreckengemeinschaft abgegrenzt werden kann. Die Korrelation zwischen Raumstruktur und Heuschreckenart läßt sich dabei durch bestimmte Anpassungen der einzelnen Saltatoria in Lokomotion, Flucht-, Paarungs- und Eiablageverhalten erklären.

Auch die Ergebnisse von FEDERSCHMIDT (1988) machen die Abhängigkeit eines Großteils, der von ihm untersuchten Heuschrecken von der Vegetationsstruktur wahrscheinlich. Nur für die eurytopen Arten *Chorthippus parallelus* und *Tetrix subulata*, für die an einen Komplex von Pflanzengesellschaften gebundene *Pteronemobius heydenii* sowie für die, unabhängig von der Vegetationsstruktur, ausschließlich an das Xero- und Mesobrometum gebundene Art *Stenobothrus lineatus* können keine direkten Abbhängigkeiten von der Vegetationsstruktur erkannt werden.

Die Ergebnisse von KLEINERT zeigen für 3 Acrididen Korrelationen zwischen der Vegetationsdichte und ihrem Vorkommen (*Omocestus viridulus, Chorthippus dorsatus, Chorthippus montanus*). Für alle anderen Orthoptera konnten keine Vegetationsdichtepräferenzen nachgewiesen werden. „Eine statistische Überprüfung durch die Regressionsanalyse konnte (allerdings) mangels ausreichender Variablengrößen nur für die Arten *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus parallelus* durchgeführt werden. Danach besteht zwischen dem Vorkommen dieser Arten und der Vegetationsdichte kein Zusammenhang" (KLEINERT 1991).

5.3.1 Die Rolle des Faktors Raumwiderstand am Beispiel ausgewählter Arten

Zur Messung der Biotopstruktur wurde in der vorliegenden Arbeit das inKapitel 3.4 vorgestellte Verfahren zur Vegetationsstrukturmessung angewandt. Dieses Verfahren bietet trotz seiner Einfachheit die Möglichkeit quantitativer Auswertung (vgl. MÜHLENBERG 1989).

Anlaß vorliegender Untersuchung war demnach das Bestreben, Zusammenhänge zwischen Heuschreckenzönosen und der „Raumstruktur" ihrer Habitate, im Sinne von HEYDEMANN (1956), als dem „Umweltwiderstand, der der Aktivität der Tiere in verschiedenen Schichten der Lebensräume hemmend entgegenwirkt und von der Struktur des gedachten Quer- und Längsschnitts der geologischen und floristischen Aufbauelemente eines Biotops verursacht wird", abzuleiten.

Die Ergebnisse vorliegender Untersuchung weisen auf eine Form der Abhängigkeit hin, die auf einen Zusammenhang zwischen Biotopstruktur und Heuschreckenart/-gruppe im Sinne von OSCHMANN (1966 u. 1973), SÄNGER (1977) u.a. schließen läßt.

Allerdings soll diese Form der Abhängigkeit nicht mit jener Ausschließlichkeit behauptet werden, die z.B. RABELER (1955) dazu verleitet hat, bei den in Mitteleuropa herrschenden Klima- und Geländeverhältnissen von der Vegetationsbeschaffenheit als dem hauptsächlich habitatbestimmenden Faktor zu sprechen.

Aus Abb. 48 bzw. aus Tab. 12 ist ersichtlich, daß bei den für 12 Heuschreckenarten auswertbaren Strukturdaten von einer Existenz von drei Strukturtypen-Gruppen ausgegangen werden kann. Diese Gruppen lassen sich nach der jeweiligen Vegetationsdichtepräferenz (geringe, mittlere, hohe Vegetationsdichte) ihrer Mitglieder bilden (Kap. 4.13).

Wie Tab. 12 zeigt, ist dabei weniger der Anteil an Kräutern, als vielmehr der Anteil an Gräsern im Halbtrockenrasen entscheidend. So ist beispielsweise das Habitat der vegetationsoffene Verhältnisse liebenden Arten *Omocestus ventralis, Stenobothrus lineatus, Chorthippus biguttulus, Decticus verrucivorus* und *Platycleis albopunctata* durch einen (geringen) Raumwiderstand zwischen 15 u. 23 Berührungspunkten von Gräsern gekennzeichnet. Die vegetationsdichtere Verhältnisse liebenden Arten *Metrioptera bicolor, Chorthippus parallelus, Phaneroptera falcata* und *Chrysochraon dispar* leben in einer Vegetationshöhe von 10 cm mit einem Raumwiderstand zwischen 30 u. 33 (Berührungspunkten) und in einer Vegetationshöhe von 20 cm mit einem Raumwiderstand zwischen 12 u. 15 (Berührungspunkten). Das Habitat der phytophilen Arten *Gomphocerus rufus, Metrioptera roeseli* und *Pholidoptera griseoaptera* ist in einer Vegetationshöhe von 10 cm bereits durch einen dichten verfilzten Halbtrockenrasen mit einem Raumwiderstand zwischen 41 und 50 (Berührungspunkten) gekennzeichnet, der in einer Vegetationshöhe von 30 cm noch einen Raumwiderstand zwischen 11 und 17 (Berührungspunkten) garantiert.

Wird der Halbtrockenrasen dichter, ändert sich also das Artengefüge.

Kalkhalbtrockenrasen sind durch menschliche Nutzung entstandene Vegetationstypen (vgl. 2.7.1), die bei Nutzungsaufgabe verbrachen und über verschiedene Sukzessionsstadien in einen Vorwald und schließlich einen Wald übergehen (HARD 1972, BÖTTCHER et al. 1992). Der Faktor Licht ist der alles entscheidende Parameter. Ist die Nutzung aufgegeben, werden die Lichtarten verdrängt. Der Halbtrockenrasen wird dichter, d.h. der Raumwiderstand nimmt zu. Wie oben gezeigt, ändert sich bei einem zunehmenden Raumwiderstand auch das Artengefüge der im Halbtrockenrasen lebenden Heuschrecken.

Aus der Sicht der Ökologie ist dies ein wertneutraler Vorgang; aus der Sicht des Naturschutzes grundsätzlich nicht. Naturschutzfachlich ließe sich z.B. die Frage aufwerfen, wie eine bestimmte Heuschreckenart/-gruppe eines bestimmten Strukturtyps erhalten werden kann. Will man aus Artenschutzgründen beispielsweise die geophilen Arten *Omocestus ventralis, Stenobothrus lineatus, Decticus verrucivorus, Platycleis albopunctata* auf Dauer in einem Halbtrockenrasen erhalten, ist dies nur durch ein Offenhalten der Fläche (Nutzung, Pflege) durch gelegentliche Mahd/Beweidung möglich.

Die bislang diskutierten Ergebnisse zeigen, daß die Biotopstruktur ein wichtiger, sicherlich aber nicht der einzige Abhängigkeitsparameter für die Artengruppe der Heuschrecken auf den untersuchten Kalkhalbtrockenrasen ist. Dies würde sich auch mit dem gegenwärtigen Stand der Diskussion in der Literatur decken, wonach die Habitatbindung der Heuschrecken sowohl als Funktion der Vegetationsstruktur verstanden als auch mit dem Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit in Zusammenhang gebracht werden kann (z.B. INGRISCH 1978 a und b, 1983b, BRUCKHAUS 1990 u.a.).

5.3.2 Methodendiskussion

Die in 5.3 genannten technisch aufwendigen Verfahren zur Messung der Vegetationsdichte liefern sicherlich genaue und gut quantifizierbare Daten. Die Geräte sind aber, zumal sie nicht in Serie produziert werden, nicht gerade billig. Angesichts einer oftmals nur begrenzten Auswertbarkeit der Daten sollte deshalb im Vorfeld einer jeden Vegetationsdichte-Untersuchung die spezielle Fragestellung und die Zielsetzung des Vorhabens exakt definiert werden, ehe man sich für die eine oder andere Methode entscheidet.

Von allen vorgestellten Methoden ist das von MÜHLENBERG (1989) beschriebene und im Rahmen vorliegender Arbeit angewandte Verfahren sicherlich eines der einfachsten und billigsten und, wie die Arbeiten von HEYDENREICH & BÖLSCHER (1993), LANGMAACK (1994) und WILKEN (1994) zeigen, auch im Rahmen statistisch komplizierter Prozeduren (z.B. Hauptkomponentenanalyse) einsetzbar.

5.4 DIE PERSISTENZ VON HEUSCHRECKENZÖNOSEN

Ein Strukturvergleich (Kap. 4.13) zwischen verschiedenen Habitaten kann einerseits weitreichende Hinweise zur Biotopbindung der Arten liefern. Andererseits wird aber auch aus Strukturveränderungen eines Habitats in der Zeit deutlich, welche Einflüsse in welchem Ausmaß auf ein System einwirken können (vgl. KÖHLER 1988a).

Will man nun die Änderungen im Heuschreckenbestand messen, sind langfristige Untersuchungen notwendig. Bis auf HANDKE & SCHREIBER (1985), HANDKE (1988), JOERN & PRUESS (1986), KÖHLER & BRODHUN (1987), KÖHLER (1988a) und BORNHOLDT (1991) gibt es in der Literatur jedoch bemerkenswert wenige Arbeiten, die sich mit der möglichen Fluktuation in Heuschreckenzönosen befassen .

Von ökologischer Seite ist dabei das „wie" des gemeinsamen Vorkommens von Heuschreckenarten in einem Biotop interessant. Nach KÖHLER (1988a) geht z.B. eine erste und weitverbreitete, „wenn auch häufig nicht explizit ausgedrückte Auffassung" davon aus, daß die einzelnen Arten ausschließlich gemäß ihrer ökologischen Potenzen (also ihrer Nischenansprüche) beteiligt sind und daher „beziehungslos nebeneinander existieren". Eine andere, neue Auffassung favorisiert, aufgrund von Studien zur Nahrungs- und Mikrobiotopnutzung in artenreichen nordamerikanischen Assoziationen, dagegen eine mehr oder weniger enge interspezifische Wechselwirkung (KÖHLER 1988a).

Die Frage nach der Persistenz von Heuschreckenzönosen beinhaltet also aus ökologischer Sicht die Untersuchung möglicher interspezifischer Verknüpfungen, d.h. die Analyse der Biotopbindung der Arten bei gleichbleibender als auch bei sich ändernder Nutzung. Dies eröffnet die Möglichkeit, sowohl das „Phänomen" Biotopbindung als auch die mögliche Rolle von Konkurrenz für die einzelnen Arten zu klären (KÖHLER 1988a).

5.4.1 Pflegeflächen

5.4.1.1 Artenkonstanz

Die Ergebnisse am Wolferskopf - wo ja eine Strukturveränderung nach Pflegeplan durchgeführt worden ist - zeigen, daß Heuschreckenzönosen in der Lage sind, auf Standortveränderungen kurzfristig zu reagieren, um ggf. das Artengefüge neu zu organisieren.

In der Summe dürften phytophile Arten eher ausfallen als geophile Arten neu einwandern (4.14.1.1). Sukzession kann zu einer Abnahme der Individuendichte (Schätzabundanz) führen (4.14.1.1.3). Eine Sommermahd kann im Vergleich zu einer Herbstmahd den Heuschreckenbestand einer zuvor einheitlich genutzten Fläche vermutlich reduzieren (4.14.1.2.1).

Aus den Ergebnissen in Kap. 4.12 wäre abzuleiten, daß z.B. eine infolge Mahd verursachte Änderung in der Artenkombination der Flora kaum der Grund für eine Veränderung der Heuschreckenzönose sein kann. Wie bereits in Kap. 4.12 festgestellt wird, sind Heuschrecken eher an Strukturtypen als an Vegetationstypen gebunden. Dies würde sich auch mit Erkenntnissen von BONESS (1953) decken. So betrachtet wären die vorliegenden Ergebnisse verständlich, findet durch die Mahd doch eine gleichzeitige Veränderung sowohl der Vegetationsstruktur als auch des Mikroklimas mit all den Änderungen bzgl. der Luftfeuchtigkeit, Insolation usw. statt.

Das, im Rahmen der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchung nach stattgefundener Mahd, festgestellte Ausfallen phytophiler Arten wäre deshalb mit dem plötzlichen Fehlen geeigneter Vertikalstrukturen zu erklären, denn bereits ein einziger Pflegeschnitt beseitigt alle vorhandenen Eiablagemöglichkeiten auf der Fläche.

Dies dürfte auch der Grund sein, warum auf der sommerlich gemähten *Inula*-Fläche am Wolferskopf (4.14.1.2.1) weniger und auch andere Heuschreckenarten als auf der im Herbst gemähten Fläche lebten: der Sommerschnitt fand zu einem für den Großteil der Heuschreckenzönose entwicklungsbiologisch ungünstigen Zeitpunkt statt. Die für die Reproduktion notwendigen Vertikalstrukturen (Gräser, Kräuter z.B. *Inula salicina*) wurden von der Fläche entfernt, was sich insbesondere auf das Vorkommen der phytophilen Arten (z.B. *Conocephalus discolor, Leptophyes punctatissima*) auswirkte. Arten, die ihre Eier an bzw. nahe der Erdoberfläche ablegen (z.B. *Chorthippus dorsatus, Chorthippus biguttulus,*

Stenobothrus lineatus), können dagegen nach wie vor auf der sommerlich gemähten Inula-Fläche leben bzw. wandern als „Pionierart" neu ein (*Chorthippus parallelus*). Eine Sommermahd kann also einen Heuschreckenbestand sowohl qualitativ als auch quantitativ reduzieren (vgl. Tab. 13).

Wie bereits oben ausgeführt, dürften nach stattgefundener Mahd phytophile Arten eher ausfallen als geophile neu einwandern. Zur Adaptation an die neuen Standortverhältnisse, d.h. bis zur Manifestation der geophilen Arten braucht die Heuschreckenzönose aber Zeit. Wie sieht nun der zeitliche Rahmen eines solchen Faunenaustausches aus, d.h. wie lange braucht die „neue" Zönose bis sie sich etabliert hat?

Vorliegendes Datenmaterial erlaubt dazu keine eindeutige Aussage. Zwar konnte im Rahmen der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen ein Neu-Einwandern geophiler Arten, wie z.B. von *Chorthippus biguttulus* oder *Stenobothrus lineatus*, bereits drei Jahre nach stattgefundener Erstpflege auf bis dahin verbrachten Halbtrockenrasenflächen beobachtet werden; ein Trend läßt sich derzeit aber - im Gegensatz zu den phytophilen Arten, wie z.B. *Chrysochraon dispar, Metrioptera bicolor*, die bereits drei Jahre nach der stattgefundenen Mahd eine Abnahme erkennen lassen - nicht ableiten.

BORNHOLDT (1991) kommt zu ähnlichen Ergebnissen. Er nennt einen Zeitraum von drei Jahren, innerhalb dessen es mit dem Einsatz von Mahd, Mulchschnitt und Beweidung nicht möglich war, auf stark verfilzten und versaumten Halbtrockenrasen eine Annäherung an die Artenzusammensetzung der offenen Halbtrockenrasen zu erzielen. BORNHOLDT folgerte, daß Halbtrockenrasen-Zönosen - sind die Halbtrockenrasen denn erst einmal brachgefallen und in Sukzession - nur durch langwierige und kostenaufwendige Maßnahmen wiederherzustellen sind. Entscheidend dabei ist, wieweit die Vegetation zwischen den aufkommenden Sträuchern eine Umwandlung erfahren hat (BORNHOLDT 1991).

5.4.1.2 Individuenkonstanz

Im Rahmen der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchung am Wolferskopf wurden außer halbquantitativen Methoden auch quantitative Methoden (Isolationsquadrat) eingesetzt (vgl. 3.5.2.1 u. 5.4.3), so daß an dieser Stelle auch ein Vergleich auf Individuenniveau möglich ist.

Gomphocerus rufus z.B. erschien auf der nach dem gültigen Pflege- und Entwicklungsplan fortan jährlich zu mähenden Dauerbeobachtungsfläche 8 in immer geringer werdender Individuendichte, bis die Art im Jahr 1994 vollkommen von der Fläche verschwand (vgl. 4.14.1.2.2). Das Ausbleiben von *Gomphocerus rufus* auf der Fläche dürfte wohl mit der umgesetzten Pflegemahd in Zusammenhang zu bringen sein, denn als phytophile Art ist *Gomphocerus rufus* auf Bedingungen mit hohen Gräsern angewiesen, welche eine jährlich gemähte Fläche nicht mehr garantieren kann.

Der Wiesengrashüpfer (*Chorthippus dorsatus)* nahm auf den Dauerbeobachtungsflächen 7 u. 8 am Wolferskopf über die Dauer der dreijährigen Untersuchungsperiode in auffallender Weise in seiner Bestandsdichte ab (vgl. 4.14.1.2.2). Nach gegenwärtiger Datengrundlage sind die Gründe dafür offen. Sollten abiotische Parameter (Temperatur) verantwortlich sein, könnte z.B. angenommen werden, daß sich die Feuchteverhältnisse am Standort verändert haben. Es wäre also keine artspezifische Populationsdichteschwankung zu attestieren, denn auf den ebenfalls dauerbeobachteten Flächen 6 u. 17 (vgl. Tab. 14) blieb *Chorthippus dorsatus* in seiner Bestandsdichte in etwa konstant.

5.4.2 Nutz- und Sukzessionsflächen

5.4.2.1 Artenkonstanz

Betrachtet man Persistenz unter dem Gesichtspunkt der Artenkonstanz, ergeben sich, sowohl für die Nutz- als auch für die Sukzessionsflächen, Anhaltspunkte für eine weitgehende Konstanz des Artengefüges. Auf den dauerbeobachteten Flächen waren - mit wenigen Ausnahmen, s.u. - keine Arten ausgefallen; es waren aber auch keine Arten neu eingewandert.

Ausnahmen im o.g. Sinn sind insofern möglich, wenn Arten auf der Fläche in nur geringer Populationsdichte vorkommen. Es scheint verständlich, daß Arten, die nur in geringer Dichte auf der Fläche leben, quantitativ weniger gut erfaßt werden als z.B. Arten mit einem sehr dichten Vorkommen. Das gelegentliche Ausbleiben bzw. Wiederauftauchen von Arten mit auf der Fläche vereinzelten Vorkommen wäre damit methodisch bedingt. Es ist davon auszugehen, daß im Falle hoher Abundanzen auch diese Arten mit erfaßt würden.

Eine Ausnahme stellen auch die „Vorgänge" auf Dauerbeobachtungsfläche 5 dar. Auf der Fläche wurden im Jahr 1993 mit *Chorthippus dorsatus, Chorthippus pa-*

rallelus, Conocephalus discolor, Decticus verrucivorus und *Omocestus ventralis* 5 Arten weniger kartiert als im Jahr 1992; im Jahr 1994 war die Heuschreckenzönose wieder komplett.

Wie bereits in Kap. 4.14.2.4 darauf hingewiesen worden ist, war die Fläche im Jahr 1993 nachbeweidet worden. Es ist deshalb wahrscheinlich, daß die Beweidung eine (vorübergehende) Änderung des Artengefüges bewirkt hat. Dies würde sich auch mit Untersuchungsergebnissen von KÖHLER & BRODHUN (1987) decken. Demnach wäre davon auszugehen, daß Mahd und Beweidung die Heuschrecken teilweise von der Fläche verdrängen können. In Abhängigkeit von der Jahreszeit kommt es aber durch Nachschlupf aus den Ootheken und/oder aktiver Rückwanderung wieder zu einem Dichteausgleich (vgl. KÖHLER & BRODHUN 1987).

Unter der Annahme, daß die Habitatbindung von Heuschrecken außer mit dem Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit, insbesondere auch mit der Vegetationsstruktur in Zusammenhang gebracht werden kann (vgl. Kap. 5.3.1), wäre die oben festgestellte Artenkonstanz in erster Linie mit der im Beobachtungszeitraum gleich gebliebenen Vegetationsstruktur zu erklären. Dies scheint verständlich, kann doch davon ausgegangen werden, daß sich im Rahmen der natürlichen Sukzession auf einem Halbtrockenrasen die Vegetationsstruktur binnen drei Jahren kaum spürbar ändert (vgl. HARD 1972, HAKES 1987).

Die mitgeteilten Ergebnisse dürften sich auch mit Beobachtungen von KÖHLER (1988a) decken, der auf Rasenflächen des mittleren Saaletales um Jena/-Thüringen „Persistenz und Genese von Heuschrecken-Assoziationen" untersuchte. Seinen Berechnungen liegt Material zugrunde, welches zwischen 1971 und 1986 (!) in verschieden langen Zeiträumen mit unterschiedlichen Methoden gesammelt wurde. Nach den Ergebnissen von KÖHLER gibt es unter dem Gesichtspunkt der Artenkonstanz (auf 3 untersuchten Testflächen) über 15 Jahre hinweg kaum Veränderungen.

5.4.2.2 Individuenkonstanz

Im vorliegenden Fall ergibt sich unter dem Gesichtspunkt der Individuenkonstanz, insbesondere für die Art *Oecanthus pellucens*, eine signifikante Zunahme der Individuendichte in den bislang als traditionellen Weinhähnchenrevieren gehandelten NSG's „Badstube" und „Auf der Lohe". Ergebnisse artbezogener

Untersuchungen (vgl. 4.15.6.2) belegen darüberhinaus die Besiedlung neuer Flächen. In der Summe könnte dies mit einer Arealexpansion der Art in Zusammenhang gebracht werden. Zu Dichte und Persistenz, Flugverhalten und Ausbreitung des Weinhähnchens vgl. aber Kap. 5.5.

Eine zweite Art, *Stenobothrus lineatus*, nahm auf einem Großteil der dauerbeobachteten Flächen ab. Ob und wieweit die auf fast allen Dauerbeobachtungsflächen festzustellende Bestandsdichteabnahme bei *Stenobothrus lineatus* mit natürlichen Populationsdichte-Schwankungen in Zusammenhang gebracht werden kann, bleibt ungewiß. Wie im folgenden ausgeführt wird, ist für Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen ein Zeitraum von drei Jahren jedoch zu kurz, um gefestigte Aussagen, z.B. in Form eines Trends, für alle Arten ableiten zu können.

Eine exakte Analyse der Dynamik von Heuschreckenpopulationen scheint also nur vor dem Hintergrund langfristiger Untersuchungen möglich.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt KÖHLER (1988b), der für (nachweisbare) Faunenveränderungen in den von ihm untersuchten Rasenökosystemen eine Untersuchungszeit von mindestens 20 Jahre veranschlagt, was aber nicht unbedingt bedeuten muß, daß die Population bzgl. der Individuendichte streng konstant sein muß. So haben z.B. Untersuchungsergebnisse von KÖHLER & BRODHIUN (1987) ergeben, daß die Dichte der Heuschreckenpopulation als Folge relativ nasser Jahre stark absinken kann, um nach relativ trockenen Jahren ebenso stark wieder zuzunehmen. Dazwischen hat man sich dann unterschiedlich breite Indifferenzzonen festzustellen (vgl. KÖHLER 1988b).

Nach KÖHLER & BRODHUN sind festgestellte Populationsdichteschwankungen immer - unter Ausnahme anthropogener Einflüsse, z.B. Mahd/Beweidung (s.o) - vor dem Hintergrund abiotischer Parameter zu sehen. So ist zwar der Einfluß von Räubern (Spinnen und Vögel) und Krankheiten (Pilze) kaum abzuschätzen, er kann im Vergleich zu den abiotischen Einflüssen jedoch als unbedeutend angesehen werden (vgl. KÖHLER & BRODHUN (1987). Ebenso unbedeutend ist allerdings auch der Einfluß der Heuschrecken selbst auf die Vegetation. So werden beispielsweise auf den Halbtrockenrasen des mittleren Saaletales von den Heuschrecken (nur) 7-8 % der Nettoprimärproduktion entnommen (BRODHUN 1987).

Im folgenden sollen, soweit möglich (s.o.), im Rahmen der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen festgestellte Bestandsdichteveränderungen diskutiert werden (zur Problematik „Weinhähnchen" vgl. Kap. 5.5).

Chorthippus parallelus erschien auf Dauerbeobachtungsfläche 2 (NSG „Badstube) im 3. Beobachtungsjahr nur noch in auffallend geringer Populationsdichte, während die Art auf Dauerbeobachtungsfläche 10 („Zwiebelberg", Walsheim) im selben Jahr in der Bestandsdichte offenbar zugenommen hatte. Was die Zunahme am Zwiebelberg anbelangt, kann dies mit der im Frühjahr des Jahres 1994 stattgefundenen Wiederaufnahme der Nutzung erklärt werden. Durch den Mulchschnitt waren neue Strukturen entstanden, die die eurytope Pionierart *Chorthippus parallelus* von allen auf der Fläche vorkommenden Heuschreckenarten am besten nutzen konnte.

Die Bestandsdichteabnahme von *Chorthippus parallelus* in der Badstube könnte dagegen mit den am Untersuchungstag auf der Fläche vorgeherrschten extrem heißen Temperaturen erklärt werden, die möglicherweise *Chorthippus parallelus*-Individuen zu einer kleinräumigen Ausbreitung in Richtung schattenspendender Gehölze - die außerhalb der Untersuchungsfläche liegen - bewegt haben.

Chorthippus biguttulus erschien auf Dauerbeobachtungsfläche 11 (Pferdeweide) im Jahr 1994 in auffallend geringerer Populationsdichte als in den Vorjahren. Wie bereits in Kap. 4.14.2.6 darauf hingewiesen wurde, hatte die Beweidung im Jahr 1994 stärker als in den Jahren zuvor die Vegetationsstruktur verändert; deckunggebende Kleinstrukturen waren verschwunden, auf einem Großteil der Untersuchungsfläche war nur noch spärlich Vegetation vorhanden. Es erscheint deshalb wahrscheinlich, daß die Beweidung eine (vorübergehende?) Ausbreitung bewirkt hatte und *Chorthippus biguttulus* kurzfristig aus der Fläche abgewandert war.

Die mitgeteilten Ergebnisse lassen aufgrund der nur dreijährigen Dauerbeobachtungsperiode keine allgemeingültigen Aussagen zu. Es scheint sich aber abzuzeichnen, daß die Abundanzdynamik der untersuchten Heuschreckenzönosen im wesentlichen von abiotischen (Temperatur) und/oder anthropogenen Faktoren (Mahd, Beweidung) gesteuert wird. Aufgrund der bekannten Fortpflanzungsbiologie der Heuschrecken wäre anzunehmen, daß sich mikroklimatische Veränderungen in der Bodenschicht eher auf das Fortpflanzungsstadium Ei auswirken, während bei Veränderungen in der bodennahen Luftschicht eher die Larvalstadien sowie die Imagines betroffen sind.

In der Summe scheinen die Heuschrecken eine recht persistente Artengruppe zu sein. Nach KÖHLER (1988a) erweisen sich z.B. die Acrididen, im Vergleich zu anderen Arthropodengruppen auf den von ihm untersuchten Rasenökosystemen, als die Gruppe mit der größten Persistenz (vgl. KÖHLER 1988a).

5.4.3 Methodendiskussion

Die vorgelegten Ergebnisse können natürlich nur so gut sein wie die angewandte Methodik. Weil am Wolferskopf im Zuge der ab 1992 abgeschlossenen Erstpflege und der beginnenden Umsetzung des Pflege- und Entwicklungsplanes, Persistenz sinnvollerweise auch unter dem Gesichtspunkt der Individuenkonstanz betrachtet werden sollte, wurden zusätzlich zur Standard-Transekt-Methode auch quantitative Untersuchungen mittels Isolationsquadrat durchgeführt. Das dazu verwendete Isolationsquadrat hatte eine Grundfläche von 1 m^2.

Verschiedentlich wird in der Literatur aber gefordert, statt mit 1 m^2 Grundfläche mindestens mit 2 oder gar mit 4 m^2 Grundfläche zu arbeiten (z.B. FEDER-SCHMIDT 1988, KLEINERT 1991, DETZEL 1991, V.U.B.D. 1992 u.a.). Diese Forderung ist legitim, zumal bei größeren Grundflächen randlich weniger Störeffekte auftreten.

Im vorliegenden Fall sollten aber keine Bestandserfassung durchgeführt, sondern möglichst die Voraussetzung für längerfristige Untersuchungen geschaffen werden. Damit verlagerte sich der Schwerpunkt der Untersuchung hin zu einer größtmöglichen Standardisierung der Methodik.

Unabhängig davon sollte die Größe des zu verwendenden Isolationsquadrates immer vor dem Hintergrund des konkreten Einsatzortes im Gelände diskutiert werden. Handelt es sich um ebene, leicht zu bearbeitende Flächen, macht die Forderung nach einer Grundfläche von 2 m^2 sicherlich Sinn. Bei Isolationsquadraten von 4 m^2 Grundfläche bedarf es dagegen schon wieder der Mithilfe einer weiteren Person, was bei einem „Einzelunternehmen" - wie im vorliegenden Fall - sehr schnell die Kapazitätsgrenze deutlich werden läßt.

Bei Halbtrockenrasen auf teilweise steilen und verbuschten Hanglagen kann also der Einsatz eines 2 oder 4 m^2 großen Isolationsquadrates recht mühsam werden. Weil eben ein großes Isolationsquadrat in der Praxis Schwierigkeiten bereitet hätte, wurde mit der Flächengröße von 1 m^2 eine Methodik gewählt, die bei einem Einsatz im normalen Gelände gegebenenfalls als zu ungenau kritisiert wer-

den könnte (s.o.). Die verwendete Flächengröße stellt bei der Schwierigkeit des Geländes aber einen Kompromiß dar, der seine Tragfähigkeit letztlich dadurch beweist, daß eine reproduzierbare Methodik gefunden worden ist, die schließlich eine Vergleichbarkeit der Daten gewährleistete.

5.5 DIE ÖKOLOGIE DES WEINHÄHNCHENS

5.5.1 Problemaufriß

Kalkhalbtrockenrasen sind vom Menschen geschaffene Ersatzgesellschaften auf dem Standort natürlicher, wärmeliebender, extrazonaler (Orchideen-)Buchenwälder, die bei Nutzungsaufgabe verbrachten und infolge Sukzession rasch einzuwachsen begannen. Der Lichtfaktor ist der alles entscheidende Standortsfaktor im brachliegenden Halbtrockenrasen (HAKES 1987, MÖSELER 1989). „Nur durch menschliche Nutzung (Mahd oder Beweidung) erhält sich die gebüschlose Fläche, wobei eine Zuführung von Nährstoffen nur sehr extensiv möglich, da wenig Zuwachs vorhanden ist" (BERGSTEDT 1992).

Da die Halbtrockenrasen durch menschliche Nutzung entstanden und vom Wirken des Menschen in direkter Weise abhängig sind, hängt auch die biologische Zukunft der auf ihnen lebenden Zönosen unmittelbar vom Wirken des Menschen ab. Dies erklärt einesteils den Gefährdungsgrad der Kalkhalbtrockenrasen, mag andererseits aber auch als Hinweis auf deren Schutzwürdigkeit verstanden werden. Denn „will man" - wie HARD (1964) es so treffend charakterisiert - „die Kalkhalbtrockenrasen (samt ihrem Inventar) erhalten, ist es (eben) sinnvoll, sie zu schützen".

Der Erfolg einer Unterschutzstellung hängt aber in entscheidendem Maße davon ab, wieweit es gelingt, das erfolgreiche Überleben der Population langfristig zu sichern. Diese Überlebensgarantie ist sowohl Ausdruck von Angebot und Qualität der Habitate als auch von deren Besiedelbarkeit, Erreichbarkeit und Entfernung. Damit sind in direkter Weise Aspekte der Isolation angesprochen, wie sie bereits von MAC ARTHUR & WILSON (1967) im Rahmen der Inselbiogeographie diskutiert worden sind. Die Artenzahl einer Fläche wäre demnach von der Flächengröße und dem Grad der Isolation abhängig; lokales Aussterben und Wiederbesiedlung wären als durchaus häufige und natürliche Vorgänge zu betrachten (vgl. HOVESTADT et al. 1991, PLACHTER 1991c).

Unabhängig davon wurde bereits vielfach versucht, die Ergebnisse der Inselbiogeographie auf auszuweisende Schutzgebiete auszudehnen; die Diskussion über die praktische Anwendungsmöglichkeit der inselökologischen Erkenntnisse ist bis heute aber noch nicht endgültig abgeschlossen (vgl. MÜHLENBERG & WERRES 1983, SIMBERLOFF 1986).

So wurde z.B. im Rahmen der **SLOSS**-Debatte (SLOSS für „Single Large Or Several Small") heftigst darüber diskutiert, welches nun die wirkungsvollste Naturschutzstrategie sei: Die Unterschutzstellung einzelner großer Flächen oder besser der Schutz vieler kleinerer Flächen. Im gegenüber Nordamerika „beengten" Europa manifestierte sich dieser Streit sogar im Konflikt zwischen **Segregations- und Integrationsmodell**: Nach dem Segregationsmodell sollen einzig die für den Naturschutz wertvollen Flächen unter Schutz gestellt werden; beim Integrationsmodell wird unter Nutzungsextensivierung schließlich ein Naturschutz durch Nutzung propagiert (vgl. MADER 1990). Nach dem gegenwärtigen Stand der Diskussion geht man allerdings davon aus, daß die Inselbiogeographie weder eine Vorhersage zur Anzahl und Größe noch zur Form (rund oder länglich) von Naturschutzgebieten erlaubt (vgl. SIMBERLOFF 1994).

Weil die Theorie der Inselbiogeographie aber auch voraussagt, daß Flächenverkleinerung zu einem Verlust an Arten führt (HOVESTADT et al. 1991), wurde verschiedentlich auch gefordert, sogenannte **Minimalareale** zu beschreiben und mit konkreten Zahlen zu belegen.

Dem ist u. a. HEYDEMANN (1981) gefolgt, der zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz konkret Stellung nimmt. Unterdessen verfolgt FRANKLIN (1980) einen eher populationsbiologischen Ansatz und nennt eine nicht zu unterschreitende Populationsgröße von ca. 500 Individuen pro Population. Diese Größe ist aber nicht als tatsächliche Populationsgröße, sondern als effektive Populationsgröße der auch tatsächlich an der Fortpflanzung beteiligten Individuen einer Population zu verstehen, wobei eine andauernde Reduktion der Populationsgröße um eben diesen Wert zu einem Verlust an genetischer Information führen würde. Dabei ist zu beachten, daß eine genetisch verarmte Population kaum mehr in der Lage ist, auf exogene Einflüsse adaptiv zu reagieren (HOVESTADT 1990a und b).

Während einerseits aber vor den sich abzeichnenden Fehlentwicklungen bei der Formulierung von Minimalpopulationen, Minimalarealen oder auch Minimalumwelten gewarnt wird - MADER (1990) kritisiert den Schritt z.B. als „Entwicklung von Naturschutznormen aus Minimalwerten und kleinsten noch tolerierbaren Ökosystemmeßwerten, in die Natur eingezwängt werden wird"-, bemühen sich andere Autoren mit Nachdruck um Konzepte zur Beschreibung eben jener Minimalumwelten (z.B. HOVESTADT et al. 1991).

Dabei dient als Grundlage das hauptsächlich in den USA entwickelte Konzept der „minimalgroßen überlebensfähigen Population „ (**MVP**). Dieses Konzept (MVP für „Minimum Viable Population) erlaubt es, den Flächenbedarf quantitativ zu untersuchen.

„Eine MVP für eine bestimmte Art in einem bestimmten Habitat ist die kleinste isolierte Population mit einer definierten Überlebenschance (z.B. 95 %) über einen bestimmten Zeitraum (z. B. 100 Jahre) unter Berücksichtigung der absehbaren Effekte von demographischen und genetischen Zufallsprozessen, Umweltschwankungen und Naturkatastrophen auf die Population" (nach SHAFFER in HOVESTADT et al. 1991). (Die Berücksichtigung der absehbaren Effekte erfolgt im Rahmen der **PVA** (PVA für „Population Vulnerability Assessment"), was im deutschen in etwa mit „Abschätzung der Populationsgefährdung" übersetzt werden kann. PVA's werden in den USA in zunehmendem Maße durchgeführt und sind Gegenstand konkreter Naturschutzplanung geworden).

Bei der MVP interessiert man sich also weniger für den gegenwärtigen Status als vielmehr für die Zukunftschancen der Population. Diese zu beurteilen ist unendlich schwer, denn Tierarten existieren häufig in lückig verteilten Subpopulationen, die untereinander genetisch in Kontakt stehen. Einen solchen Fleckenteppich aus Lokalpopulationen bezeichnet man als **Metapopulation**. Betrachtet werden also nicht mehr einzelne isolierte Teilpopulationen mit reduziertem genetischen Austausch, sondern Gruppen episodisch/periodisch verschwindender und wieder auflebender Teilpopulationen (HOVESTADT 1990a, MADER 1990, HENLE 1994).

In zerstückelten Landschaften kann dabei das Vorhandensein von Korridoren oder Trittsteinen „**stepping stones**" (JEDICKE 1990) eine gewichtige Rolle spielen. „Wenn also lineare Strukturen und/oder Trittsteine in enger Vernetzung als Verbindungselemente bestehen, scheint die Betrachtung der Gemeinschaft dieser Splitterpopulationen angemessener als ihre isolierte Betrachtung. Es scheint plausibel, daß die Überbrückbarkeit des Raumes mit Hilfe linearer Strukturen oder Trittsteine und ein Verbund potentiell zu besiedelnder Habitate eine Voraussetzung für das dynamische Auf und Ab von Teilpopulationen darstellt" (MADER 1990).

Nun bedürfen faunistische Angaben in aller Regel keiner Untersetzung durch die Populationsdynamik der betreffenden Arten. Wird aber ggf. versucht, die faunistischen Daten qualitativ zu untersetzen oder auch nur zu interpretieren, ist Wissen um die Populationsdynamik unbedingt notwendig (vgl. KÖHLER 1990).

In dem folgenden Kapitel geht es nun um die dynamische Seite einer im Rahmen vorliegender Arbeit beobachteten Faunenveränderung bei Heuschrecken und um deren Gründe. Genauer gesagt: es geht um das Weinhähnchen (*Oecanthus*

pellucens (SCOP.)), das im Untersuchungsgebiet am Rande seines bis Süddeutschland reichenden Areals lebt (vgl. HARZ 1969) und von dem angenommen werden kann, daß bei ihm arealspezifische Prozesse (die nicht unbedingt anthropogene Ursachen haben müssen) besonders deutlich zum Ausdruck kommen.

Aussagen oder fundierte Spekulationen über Faunenveränderung sind aber nur dann sinnvoll, wenn

- die Fauna eine Gebietes schon relativ gut bekannt ist
- die Systematik der betreffenden Tiergruppe halbwegs gefestigt ist (KÖHLER 1990).

Für das Weinhähnchen sind diese Voraussetzungen insoweit erfüllt, als erste Angaben über das Vorkommen der Art für das Untersuchungsgebiet bereits bis 1964 zurückreichen.

5.5.2 Vorkommen und Verbreitung

Das Weinhähnchen ist ein wärmeliebendes, holomediterranes Faunenelement, dessen Vorkommen sich bis Deutschland (Süd- und Südwestdeutschland) und sogar Westsibirien erstreckt.

Nach HARZ (1957, 1969) ist es insgesamt wie folgt verbreitet: „Lokal in Süddeutschland, CSSR, Belgien und Polen, Ungarn, von Nieder-Österreich und dem Burgenland ostwärts bis W-Sibirien, Mittel- und Westasien, im mittelschweizer Hügel- und Tiefland, sonst in ganz Südeuropa, in Frankreich, N-Afrika".

Im Mittelmeergebiet (z.B. Roussillon, Toskana) ist das Weinhähnchen nach eigenen Beobachtungen eine der Charakterarten.

Nachfolgend wird eine Zusammenschau der Verbreitungsangaben aus der Literatur, bezogen auf Deutschland gegeben:

LEYDIG (in NIEHUIS 1991) nennt für das Jahr 1902 das Weinhähnchen für Jugenheim a.d. Bergstraße. KNÖRZER (1909) beschreibt das Vorkommen der

Art von Regensburg bis gegen Wörth. DÖDERLEIN (1912) nennt Vorkommen aus dem Elsaß (Straßburg). ZACHER 1917 meldet die Art aus Hessen, Bayern, Baden, Schlesien und Thüringen. Die Angaben für Thüringen (Eckartsberga) und Oberschlesien, die z.B. bei LEONHARDT (1913) noch zitiert sind, finden bei HARZ (1957, 1969) allerdings keine Bestätigung mehr (vgl. auch NIEHUIS 1991).

Im Mittelrheintal wurde die Art erstmals wohl von KNIPPER im Jahre 1921 gefunden (vgl. NIEHUIS 1991), während ZEBE (1954) das Vorkommen des Weinhähnchens schließlich von St. Goarshausen bis etwa Bingen lokalisiert. STROHM (1924) erwähnt das Weinhähnchen als „recht häufig" am Kaiserstuhl. HOHORST's Untersuchungen zufolge kam die Art in der Umgebung von Frankfurt a. M. vor (HOHORST 1937).

Nach RIETSCHEL (1969) bewohnt das Weinhähnchen in Deutschland nur die klimabegünstigten Gegenden, „so vor allem die Weinbaugebiete am Rhein und in seinen Nebentälern".

Jüngeren Mitteilungen von WEID & BRICK zufolge gibt es in Bayern (bei Regensburg und in Unterfranken) nur noch zwei aktuelle Fundorte (WEID & BRICK 1990).

Nach INGRISCH (1979b) lebt das Weinhähnchen in Hessen z.B. in der nördlichen Oberrheinebene, in den sich anschließenden Flußtälern sowie an den Odenwaldhängen an der Bergstraße. Neben den bei INGRISCH genannten Fundorten kommt das Weinhähnchen aber auch in der Umgebung von Darmstadt vor (KRETSCHMER 1984, RAUSCH 1985).

INGRISCH (1987) erwähnt das Weinhähnchen wiederum für den Mainzer Sand. Nachweise und Neufunde für die Pfalz „nebst Randgebieten" hat LANG (1984b) z.B. für Mertesheim, Battenberg, Herxheim zusammengetragen. Nach SIMON (1987) ist das Weinhähnchen darüberhinaus vor allem am Haardtrand und im Nordpfälzer Bergland verbreitet, wurde im Jahre 1987 aber auch im pfälzischen Rheingraben wiederentdeckt. Jüngste Untersuchungen bestätigen das Vorkommen der Art am Rheindamm zwischen Mainz und Ingelheim (SIMON & SIMON 1994). Recht hohe Fundort- und Individuenzahlen gibt es nach Beobachtungen von FROEHLICH beispielsweise im oberen Mittelrheintal (FROEHLICH 1990). Unterdessen zieht sich im Rheintal das Verbreitungsgebiet des Weinhähnchens weit nach Norden und in einige wärmebegünstigte Nebentäler hinein (DETZEL 1991). SCHULTE (1992) berichtet von Vorkommen

in Karlsruhe und auf pfälzischer Seite bei Hagenbach. ZACHAY (1993) nennt etliche neue Fundpunkte für die Region Trier-Saarburg. Im Landkreis Daun (Eifel) kommt *Oecanthus pellucens* dagegen nicht vor (ISSELBÄCHER 1993).

Eine vollständige Übersicht geben NIEHUIS (1991) für Rheinland-Pfalz und DETZEL (1991) für Baden-Württemberg.

Aus Luxemburg sind aus den frühen sechziger Jahren nur wenige Fundstellen bekannt (HOFFMANN 1960, 1962). REICHLING u. HOFFMANN fanden die Art „zahlreich" auf einem Trockenrasengelände bei Niederanven (REICHLING & HOFFMANN 1963); eine der letzten Beobachtungen stammt aus 1971. Jüngere Nachforschungen blieben erfolglos (KINN & MEYER 1988) bis PROESS & GEREND im Sommer des Jahres 1992 ein „größerer" Fund bei Dudelange gelang (MEYER mdl.).

In Lothringen lebt das Weinhähnchen vorzugsweise auf älteren Magerrasenbrachen und kommt schwerpunktmäßig in den Départements „Moselle" und „Meurthe et Moselle" vor (MEYER mdl.).

Aus dem Saarland waren bis zu Beginn vorliegender Arbeit nur wenige Fundorte bekannt (vgl. MEYER 1980, GOLDAMMER 1988). Erwähnt wird das Vorkommen der Art insbesondere für die Halbtrockenrasen im Südwesten des Landes (vgl. DORDA 1991a).

5.5.3 Biotop und Eiablagesubstrat

Die Ausführungen in Kap. 5.5.2 charakterisieren das Weinhähnchen als holomediterranes Faunenelement, dessen Arealsystem unterschiedliche Teilregionen umfaßt.

Tiere verhalten sich in unterschiedlichen Regionen autökologisch aber vielfach verschieden (Regionalität, vgl. Kap. 6.2); aus diesem Grunde ist die Diskussion der Biotoppräferenz und insbesondere die Interpretation möglicher überregionaler Unterschiede oftmals schwierig.

Im folgenden sollen nun mögliche habitatbestimmende Faktoren beim Weinhähnchen und deren Ursachen für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes diskutiert werden. Als Vergleichsraum dienen zunächst nur die dem Untersuchungsgebiet unmittelbar angrenzenden Gebiete (Luxemburg, Rheinland-Pfalz).

Aus Luxemburg z.B. wird das Weinhähnchen überwiegend von Trockenrasen gemeldet; geologisch betrachtet beschränkt sich ein Großteil der Vorkommen auf die Keuper-Hochflächen (MEYER mdl.). NIEHUIS nennt als Lebensraum des Weinhähnchens in Rheinland-Pfalz überwiegend vergraste und verkrautete Brachflächen. Dabei kommen neben Weinbergsbrachen insbesondere auch Steinbrüche, Sandrasen, Sandgruben, Sandbrachen und Halbtrockenrasen überwiegend südexponierter, nährstoffreicher, trockener, lehmiger Standorte, steiler bis mittlerer südexponierter Hanglagen in Frage (NIEHUIS 1991).

Die Ergebnisse vorliegender Arbeit charakterisieren den Lebensraum des Weinhähnchens dagegen als überwiegend südexponierte Trespenrasen mittlerer Höhenlage und mittleren Nährstoffgehaltes auf Jura- bzw. Muschelkalkhängen (vgl. Tab. 6). Auf den gleichfalls untersuchten Sandmagerrasen des Untersuchungsgebietes wurde *Oecanthus pellucens* nicht gefunden (Kap. 4.15).

Was den geologischen Untergrund anbelangt, steht dies zumindest im Gegensatz zu den Ergebnissen von NIEHUIS, wonach das Weinhähnchen in Rheinland-Pfalz zwar überwiegend die lehmigeren Biotope, daneben aber auch die sandigen Biotope, z.B. im Norden Rheinhessens, besiedelt. In Luxemburg könnten sich dagegen eher saarländische Verhältnisse widerspiegeln.

Die Ergebnisse von NIEHUIS (1991) zeigen, daß in Rheinland-Pfalz das Weinhähnchen auch auf Sand lebt. Im Untersuchungsgebiet kommt *Oecanthus pellucens* dagegen (fast) ausschließlich (vgl. 5.5.5) in den Kalkgebieten vor. Über die Gründe für das Verbreitungsbild im Untersuchungsgebiet kann gegenwärtig nur spekuliert werden.

Regionalklimatische Unterschiede scheiden bei der Interpretation aus, zumal die Buntsandsteingebiete des Saarlouiser und Homburger Raumes klimatologisch in nichts den Muschelkalkgebieten nachstehen. So handelt es sich z.B. beim Saarlouiser Raum um einen klimatisch begünstigten Raum. Dokumentiert wird diese günstige Lage durch den frühen Beginn der Apfelblüte zwischen dem 1. Mai und 5. Mai. Dies ist der früheste Zeitpunkt im südwestdeutschen Raum nach der Oberrheinischen Tiefebene. Gleichzeitig hat Saarlouis mit 703 mm Niederschlag pro Jahr den niedrigsten Wert im Saarland (vgl. MAAS 1985).

Auch ein Erklärungsversuch über die Vegetationsstruktur und damit das Eiablagesubstrat scheitert, denn obwohl ein Großteil der im Untersuchungsgebiet festgestellten Weinhähnchen auf Hauhechel (*Ononis repens*) kartiert worden ist, besteht - wie in Kap. 4.15.5 gezeigt worden ist - an Hauhechel weder eine Bin-

dung im Sinne einer Monophagie noch eine Bindung als Eiablagesubstrat. Zwar benötigt das Weinhähnchen krautige Pflanzen zur Eiablage (das Weibchen beißt dabei ein Loch in das Mark, führt die Legeröhre ein und verschließt anschließend die Eiablagestelle mit einem schaumigen Sekret; vgl. 4.15.5); zur Eiablage geeignete Pflanzen finden sich aber sowohl in den Kalk- als auch in den Sandmagerrasen.

Dies würde sich auch mit Erkenntnissen von KRETSCHMER (briefl.) über die Wahl des Eiablagesubstrates beim Weinhähnchen decken. KRETSCHMER, der seit den 80er Jahren umfangreiches Material über das Eiablageverhalten des Weinhähnchens im Darmstädter Raum zusammengetragen hat, nennt von *Artemisia campestris* über *Conyza canadensis, Tanacetum vulgare, Ononis spinosa, Dianthus carthusianorum, Verbascum nigrum* zu *Lysimachia vulgaris* eine ganze „Palette" standortökologisch unterschiedlicher Pflanzenarten, die das Weinhähnchen als Eiablagepflanzen nutzt. Darüberhinaus läßt ein Vergleich mit den frühen Arbeiten von CHOPARD (1951) bzw. VIDANO (1967) eine geringe Spezialisierung beim Weinhähnchen vermuten, so daß auch das Eiablageverhalten bzw. das Angebot an Eiablagepflanzen keinen Beitrag zur Interpretation des Verbreitungsbildes der Art im Untersuchungsgebiet leisten kann.

Möglicherweise müssen zum Verständnis des Verbreitungsbildes geländeklimatische Gründe angeführt werden. Auffallend ist z.B., daß das Weinhähnchen im Untersuchungsgebiet ausschließlich die Hänge, aber nicht die Tallagen besiedelt. Ein ähnliches Verbreitungsbild - mit dem Vorkommen in mittleren Hanglagen - ergibt sich nach NIEHUIS für Rheinland-Pfalz (s.o.). Es wäre deshalb vorstellbar, daß Hanglagen generell den standortökologischen Ansprüchen des Weinhähnchens entsprechen. Dies könnte mesoklimatisch begründet werden. So stellen Hanglagen vielfach mesoklimatische Gunststandorte dar, die die in den angrenzenden Höhen sich bildende Kaltluft in die Täler ableiten, dadurch dunst- und nebelfrei bleiben und auch weniger spätfrostgefährdet sind (vgl. GEIGER 1961). Biotope in Hanglage wären demnach für das Weinhähnchen populationsbiologisch von Vorteil, denn, wie NIEHUIS (1991) vermutet, könnte sich eine Häufung naßkalter Bedingungen im allgemeinen negativ auf die Entwicklung des Weinhähnchens auswirken.

Das Fehlen besiedelbarer Hänge in den für das Weinhähnchen grundsätzlich, d.h vom übergeordneten Regionalklima her, geeigneten Gebieten, könnte demzufolge für die Verbreitungslücken von *Oecanthus pellucens* im Untersuchungsgebiet (weitgehendes Fehlen in den Buntsandsteingebieten des Saarlouiser und Homburger Raumes) verantwortlich sein. Was nun die notwendige Überprüfung

dieser Hypothese anbelangt, scheitert dies allerdings an der Tatsache, daß die wenigen Hänge im Buntsandsteingebiet des Saarlouiser und Homburger Raumes bewaldet und demzufolge kaum als Lebensraum für das Weinhähnchen geeignet sind.

Die Schlußfolgerung, „das Fehlen des Weinhähnchens im Buntsandsteingebiet des Saarlouiser bzw. Homburger Raumes hängt von dem Nichtvorhandensein besiedelbarer Hänge ab", darf jedoch nicht verallgemeinert werden und reicht, z.B. als Erklärungsversuch für das bis ins Jahr 1992 weitgehende Fehlen des Weinhähnchens in den Muschelkalkgebieten des Saargaus nicht mehr aus.

Hier müssen vielmehr arealgeographische Gründe angeführt werden. Denkbar ist demnach, daß das Weinhähnchen pessimale Phasen (vgl. 5.5.5) nur in optimalen Gebieten zu überdauern in der Lage ist; der Saargau, aufgrund der geringeren Biotopdichte und der weiteren Strecken zwischen möglichen Ausbreitungszentren als Refugialraum aber weniger gut geeignet ist als z.B. der Bliesgau, wo das Vorkommen des Weinhähnchens nachweislich, dank der Untersuchungen von DEMPEWOLFF (1964) seit über 30 Jahren bekannt ist.

Damit sind in direkter Weise Aspekte der Persistenz und des Ausbreitungsverhaltens angesprochen, welche in den nachfolgenden Kapiteln diskutiert werden sollen.

5.5.4 Dichte und Persistenz

Auf die Schwierigkeit der Abschätzung von Populationsdichten wurde bereits in Kapitel 4.15.3 hingewiesen. Demnach sind in einem Biotop die Individuen einer Art nicht in jedem Falle gleichmäßig verteilt; es können Teile höherer mit solchen niederer Dichte (patchiness) abwechseln (vgl. KÖHLER 1990). Aus diesem Grunde ist auch ein Hochrechnen der mit dem Isolationsquadrat ermittelten Fangzahlen, wie es z.B. FROEHLICH (in NIEHUIS 1991) unternimmt, äußerst problematisch.

FROEHLICH ermittelt in der vorgetragenen Weise eine Zahl von ca. 1.000-2.000 adulten Exemplaren, die pro ha leben können, wobei „an Stellen der Konzentration auch ein Vielfaches davon möglich ist" (vgl. NIEHUIS 1991).

Würden die im Untersuchungsgebiet mittels Isolationsquadrat ermittelten Fangzahlen auf einen ha hochgerechnet, ergäbe sich beispielsweise für den Kalkhalbtrockenrasen „ Auf der Lohe" (bei 111 Individuen/25 m^2) eine Zahl von rund

44.000 (!) Exemplaren pro ha. Ausgehend von einer Flächengröße von rund 20 ha für den Halbtrockenrasen „Auf der Lohe" wäre sogar von einer geschätzten Gesamtzahl von 880.000 adulter Exemplare auszugehen; dies wäre um den Faktor 8 mehr als beispielsweise NIEHUIS für das gesamte rheinland-pfälzische Untersuchungsgebiet, bei einer Flächengröße von 100-300 ha, angibt. Damit hätten im Jahr 1994 bereits auf einer Fläche des Untersuchungsgebietes 8 mal mehr adulte Weinhähnchen gelebt als z.B. NIEHUIS für das Jahr 1989 für das gesamte rheinland-pfälzische Gebiet ermittelt hat.

Der Exkurs mag zeigen, daß derartige „Hochrechnungen" nicht überstrapaziert werden sollten. Die Beispiele verdeutlichen aber, daß gegenwärtig (auf geeigneten Flächen des Untersuchungsgebietes) von Bestandsdichten ausgegangen werden muß, die sicherlich als hoch eingestuft werden können, und die - seit Beginn der kontinuierlichen Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen im Jahr 1992 - stetig zugenommen haben (vgl. 4.14.2). Dabei können die Bestandsdichtezunahmen für die Halbtrockenrasen „Auf der Lohe", „Badstube" und „Rebenklamm" sogar statistisch abgesichert werden (Trendanalyse nach PFANZAGL; vgl. Tab. 22). Von einer Persistenz im Sinne einer Individuenkonstanz kann derzeit beim Weinhähnchen aber nicht die Rede sein.

Aber nicht nur im Untersuchungsgebiet, auch in Rheinland-Pfalz (ZACHAY mdl.), im Darmstädter Raum (KRETSCHMER briefl.) bzw. im Rheintal (zw. Koblenz u. Düsseldorf) (SANDER 1995) nehmen die Populationsdichten des Weinhähnchens gegenwärtig zu, so daß eine mögliche Bestandsdichtezunahme sinnvollerweise in einem überregionalen Kontext gesehen werden muß.

Größere Bestandsdichten (z.B. infolge zurückliegender mediterran geprägter Sommer) und - wie in Kapitel 4.15.6.3 gezeigt worden ist - ein ausgeprägtes Flugverhalten (Kap. 5.5.5) können dabei eine wesentliche Erklärungshilfe sein.

5.5.5 Flugverhalten und Ausbreitung

Die im Kap. 4.15.6.3 bewiesene Flugtüchtigkeit läßt die Annahme einer weitgehenden Isolation der Weinhähnchenpopulationen im Freiland nicht länger aufrecht erhalten. Bereits MESSMER (1991) widerlegt die bislang geltende Auffassung, das Weinhähnchen könne die Flügel nicht horizontal ausbreiten. Die Beobachtungen an fünf männlichen und einem weiblichen Exemplar des Weinhähnchens ergaben für ihn „Anhaltspunkte für die Fähigkeit zum aktiven Fliegen" (MESSMER 1991).

KRETSCHMER (briefl.) nötigte mehrere Männchen von der Hand durch mehrmaliges Anstoßen zum Absprung: „Wenn die leichte Sprungkurve zum Fall überging, etwa nach einem halben Meter, wurden die Flügel entfaltet. Beim anschließenden unsteten Flug mit leichten Richtungsänderungen wurde kein Höhengewinn erreicht. Die Weibchen fielen nach dem Absprung senkrecht auf den Boden. Nur ein Weibchen öffnete etwa 30 cm über der Erde die Flügel. Anschließend wurden Weibchen aus der geöffneten Hand etwa 4 m hoch nach oben geworfen. Zwei fielen ohne Flugbewegungen zur Erde. Vier öffneten, nach durchschnittlich einem Meter Fall, die Flügel und erreichten beim Abwärtsflug 1,5 - 2 Meter" (KRETSCHMER briefl.). KRETSCHMER (1991) belegt in diesem Zusammenhang die Flugfähigkeit des Weinhähnchens mit einem Foto.

Auch SCHULTE (1992) bezweifelt die angebliche Flugunfähigkeit des Weinhähnchens und berichtet von einem Experiment, bei dem ein gefangenes Männchen in der Lage war, aus dem Kescher im Flugsprung zu entkommen.

Vorliegende Untersuchungsergebnisse belegen nun die Flugfähigkeit des Weinhähnchens.

So wurde das Weinhähnchen z.B. im Sommer des Jahres 1992 an Standorten verhört, wo es seit Beginn der Untersuchungen noch nie festgestellt worden war und die nach bisherigem Kenntnisstand als suboptimal für das Weinhähnchen bezeichnet werden müssen. Es handelte sich dabei um Rinderweiden, Straßenböschungen, genutzte Wiesen, Ackerraine usw. Die Möglichkeit, daß die Art auf den genannten Standorten in den Jahren zuvor überhört worden war, schied aufgrund der vielen durchgeführten Kontrollgänge aus - es müssen also andere Gründe für das spontane Auftreten des Weinhähnchens geltend gemacht werden.

Die geschilderten Beobachtungen machen die Annahme von „Ausbreitungszentren" beim Weinhähnchen notwendig. Bei diesen Ausbreitungszentren dürfte es sich um Standorte handeln, auf denen die Weinhähnchen traditionell, und zwar in relativ großer Dichte, vorkommen (z.B. NSG „Badstube" bei Mimbach, „Auf der Lohe" bei Gersheim) von denen eine Neu- bzw. Wiederbesiedlung ausgehen kann.

Denn bei der sowohl in vivo als auch in vitro beobachteten Flugtüchtigkeit der Tiere bedarf es wohl nur ausreichender Besonnung tagsüber und einer evtl. günstigen Konvektionsströmung, die die „aufgeladenen" Tiere gegen Abend in die Luft treibt. Kommt innerhalb dieser Migrationsphase begünstigend hinzu, daß außer flugfähigen Männchen auch flugfähige Weibchen vorhanden sind (Tiere

also, deren Abdomen noch nicht prall mit Eiern gefüllt ist), so dürfte es in dem dann neuen Lebensraum auch zur erfolgreichen Eiablage kommen. Nach den Ergebnissen der in Gefangenschaft gehaltenen Tiere zu urteilen, wäre dies etwa Anfang August der Fall.

Die vorgetragene Annahme ist hypothetisch. Sie stimmt jedoch mit Ergebnissen aus der Literatur überein (z.B. KRETSCHMER 1991, MESSMER 1991), wo dem Weinhähnchen ebenfalls die Fähigkeit zu (nächtlicher) Dislokation attestiert wird.

Die Beobachtungen im Bliesgau (4.15.6.1 u. 4.15.6.2) zeigen, daß etwa Anfang August der Höhepunkt der Ausbreitung ist. Dies ist exakt auch die Zeit, wo die Imaginalhäutung abgeschlossen ist und die Abdomen der Weibchen noch nicht prall mit Eiern gefüllt sind. Die in vivo ermittelte Flugträgheit der Weibchen, Mitte bis Ende August, könnte sich dagegen auch im Freiland hinderlich auf eine aktive Ausbreitung auswirken. Nach den in Gefangenschaft erzielten Ergebnissen dürften die Männchen allerdings über die ganze Imaginalzeit flug- und ausbreitungsfähig sein.

Wieweit die Art nun nach erfolgter Ausbreitung in der Lage sein wird, neue Gebiete dauerhaft zu besiedeln, hängt von einem ganzen Komplex von Faktoren ab und wäre zufriedenstellend nur im Rahmen der eingangs vorgestellten PVA zu lösen. So betrachtet ist die Situation des Weinhähnchens im Untersuchungsgebiet wohl am ehesten mit dem Modell der Metapopulation zu umschreiben, denn die Verbreitung ist einmal als recht lückig zu bezeichnen und großenteils auf einen Vegetationstyp beschränkt (Kalkhalbtrockenrasen).

NIEHUIS (1991) gibt für die rheinland-pfälzischen Vorkommen alle Sukzessionsstadien von Brachen, insbesondere aber die brachliegenden Weinberge an, wobei der Anteil lehmiger Böden mit weitem Abstand überwiegt. Felsige Biotope sind vergleichsweise selten, sandige Böden kommen dagegen im Norden Rheinhessens und am Rande der nördlichen Oberrheinebene vor . Nach SIMON (in NIEHUIS 1991) halten sich Imagines und Larven gleichermaßen bevorzugt auf Gräsern und Kräutern (*Calamagrostis, Achillea, Hypericum, Origanum*), aber auch auf Umbelliferen und niedrigen Sträuchern auf.

Im Untersuchungsgebiet wurde dagegen eine positive Beziehung zu Hauhechel festgestellt. In welchem Maße nun für die untersuchten Populationen das Vorhandensein von Hauhechel eine Rolle spielt, kann derzeit nicht gesagt werden. Sicher scheint lediglich, daß an Hauhechel weder eine Bindung im Sinne

einer Monophagie noch im Sinne einer Präferenz als Eiablagesubstrat besteht (vgl. 5.5.2).

Nicht diskutiert wurde bislang aber die Möglichkeit von Schutz und Deckung, die Hauhechel möglicherweise dem Weinhähnchen bietet. Betrachtet man z.B. das Fluchtverhalten der Tiere, versteht man, daß die Strategie von „sich auf den Boden fallen lassen" bzw. „hinter ein Blatt ducken" in büschelartigen Strukturen, wie z.B. Hauhechel, insgesamt erfolgversprechender als in weniger raumdichten Strukturen ist. Dies gilt sowohl für die Larven als auch für die Imagines. Tatsächlich finden sich in einem Großteil der untersuchten Halbtrockenrasen im Sommer außer Hauhechel kaum vergleichbare Pflanzenbestände, die ähnlich gut Schutz und Deckung bieten würden. So betrachtet, könnte die Bevorzugung von *Ononis* etwa im Sinne von SÄNGER (1977) als Anpassung an die Vegetationsstruktur verstanden werden.

Unabhängig davon aber - wie diese Form der Bindung letztlich interpretiert werden mag - bleibt die Tatsache einer tagsüber (fast) ausschließlichen Bevorzugung von *Ononis* während nachts (Ausbreitungsphase ?) offensichtlich alle möglichen exponierten Warten aufgesucht werden.

Darüberhinaus tauchen im einen Jahr spontan Vorkommen auf, die im nächsten Jahr durchaus wieder verschwunden sein können. Migration und Aussterben könnten damit als natürliche Vorgänge innerhalb des jährlichen Populationsverlaufes beim Weinhähnchen verstanden werden.

Wieweit neu eroberte Flächen letztlich ausreichen, um auf Dauer überlebensfähige Populationen zu begründen, hängt (nach dem Konzept der MVP) sowohl von der Individuendichte als auch von der Flächengröße ab. Da die - für die Zielsetzung einer PVA - notwendige Ermittlung populationsgefährdender Faktoren aber den Rahmen vorliegender Arbeit sprengen würde, soll deshalb auf deduktivem Wege ein Lösungsangsatz versucht werden.

So liefern z.B. die Untersuchungsergebnisse von DEMPEWOLFF, die bereits 1964 das Weinhähnchen für die Badstube nachgewiesen hat, einen ersten groben Anhaltspunkt dafür, was die Definition einer minimalgroßen überlebensfähigen Population im Sinne der MVP anbelangt.

Demnach wäre davon auszugehen, daß ein ca. 3 ha großer Halbtrockenrasen ausreichend sein kann, um das Überleben einer recht individuenstarken Population Weinhähnchen für zumindest 30 Jahre zu garantieren. Nach Beobachtungen von

SIMON (in NIEHUIS 1991) unterschreitet z.B. für den rheinland-pfälzischen Raum die Größe der Minimalareale nicht Flächen von 80x100 m.

Die Definition einer Minimalumwelt wirft aber die Frage nach einer richtungsweisenden Strategie auf, denn der Einwand von MADER (1990), wonach die Entwicklung von Naturschutznormen aus Minimalwerten sowohl taktisch als auch naturschutzpolitisch unklug ist, hat sicher seine Berechtigung.

Unabhängig davon erscheint in diesem Zusammenhang aber auch die Frage wichtig, ob und wieweit das ab 1993 beobachtete Auftreten langflügeliger (makropterer) Formen (zur exakten Terminologie siehe HARZ 1969) im Sinne von RAMME (1931) als sekundäre Makropterie und damit als Teil einer adaptiven Ausbreitungsstrategie, z.B. als Reaktion auf bestimmte klimatische Veränderungen (mediterran geprägte Sommer?) zu verstehen ist.

Auf dem Standort „Hahnen" (vgl. Kap. 4.15.6.3.2), der ohne Biotopverbundelemente (z.B. Trittsteine, Korridore) in einem landwirtschaftlich intensiv genutztem Gebiet liegt (Abb. 71) und der von dem nächsten bekannten Weinhähnchenvorkommen (NSG „Badstube" bei Mimbach) ca. 3,5 km Luftlinie entfernt liegt, wurden z.B. im Jahr 1994 fast ausschließlich langflügelige Formen vorgefunden (Abb. 70). Sollten die Tiere fliegend dorthin gekommen sein, könnte das spontane Auftreten (bei der Fläche handelt es sich um ein Rapsfeld; im Vorjahr stand auf derselben Fläche noch Getreide) ein stichhaltiges Argument für die Hypothese sein, daß die Ausbreitungsstrategie beim Weinhähnchen im wesentlichen von dem Anteil langflügeliger, flugfähiger Formen bestimmt wird. Bemerkenswert ist an dieser Beobachtung aber auch, daß die Fläche im Buntsandstein liegt und dies damit das erste nachgewiesene Vorkommen von *Oecanthus pellucens* auf Buntsandstein ist.

Nun ist die Frage nach den Ursachen der Makropterie von normalerweise mikropter oder brachypter vorkommenden Arten bereits häufig aufgeworfen und diskutiert worden (vgl. HARZ 1957).

Dabei sind die Ursachen, die zu Makropterie bei Insekten in den bisher bekannten Fällen führen, nach den Literaturangaben in allen Fällen ähnlich: höhere Temperaturen und/oder schlechtere Nahrung und/oder dichtere Population (vgl. BERGER 1988). Nach BERGER ist diese Makropterie immer von einem oder mehreren der folgenden Phänomene begleitet:

- verminderte Fertilität oder Sterilität; meist bei Weibchen gefunden, dort aber auch über Eiproduktion leichter zu untersuchen
- längere Entwicklungsdauer
- größere Vagilität

„Höhere Temperaturen erzeugen demnach eine größere Dichte in einer Insektenpopulation, und bei kurzflügeligen Arten treten dann vermehrt makroptere Ausreißer auf, die um den Preis verminderter Reproduktionsfähigkeit neue Lebensräume besiedeln können" (BERGER 1988).

Was nun die Vagilität anbelangt (Untersuchungen zur Fertilität wurden keine durchgeführt, es sei an dieser Stelle aber erwähnt, daß bei den im Jahr 1994 in Gefangenschaft gehaltenen makropteren Weibchen keine Auffälligkeiten in bezug auf das Eiablageverhalten festgestellt werden konnten) würden die im Rahmen vorliegender Arbeit gefundenen Ergebnisse (Dichtezunahme und Ausbreitung; vgl. Kap. 4.15.3 und Kap. 4.15.6) gut in diese allgemeine Theorie passen.

Sollte es sich im vorliegenden Fall also tatsächlich um eine „alternative Modifikation" (SÄNGER 1984) als Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen handeln, wären wir gegenwärtig Zeugen einer großartigen, an der nördlichen Arealgrenze einer Art, stattfindenden Arealexpansion. Als Bestätigung biogeographischer Arbeitshypothesen wäre dies insofern von Bedeutung, da nirgendwo sonst evolutive, phylogenetische und ökologische Prozesse eine größere Dynamik besitzen, als an der Arealgrenze einer Art bzw. Sippe (DELATTIN 1967, MÜLLER 1981).

Das Auftreten makropterer Formen beim Weinhähnchen würde insofern auch gut in einen seit Beginn der 90er Jahre beobachtbaren Trend zunehmenden Auftretens thermophiler Insekten passen (vgl. auch NIEHUIS & SCHULTE 1993). In diesem Zusammenhang wäre es deshalb äußerst interessant zu prüfen, ob beispielsweise auch Weinhähnchenpopulationen im Mittelmeerraum ebenfalls langflügelige Formen hervorbringen können.

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse machen wahrscheinlich, daß die (Neu?)-Besiedlung von Flächen ein - möglicherweise als Reaktion auf zurückliegende mediterran geprägte Sommer - zyklisch wiederkehrender Prozeß auf saarländischen Kalkhalbtrockenrasen ist. War bislang z.B. davon auszugehen, daß

die Weinhähnchenpopulationen isoliert voneinander leben, kann nunmehr ein spontaner Kontakt der Subpopulationen angenommen werden.

Betrachtet werden brauchen also nicht mehr einzelne isolierte Teilpopulationen, sondern Gruppen spontan verschwindender und wieder auftauchender Teilpopulationen innerhalb der landschaftsökologischen Einheiten. Denkbar wäre, daß das Weinhähnchen refugiale Phasen in Optimal-Habitaten (z.B. die Halbtrockenrasen „Auf der Lohe", „Badstube", „Hammelsberg") überdauert, um sich von dort aus, während expansiver Phasen, die wohl immer vom Großklima eingeleitet werden, auszubreiten. Dies würde aber bedeuten, daß zu gegebener Zeit auch wieder mit einer Bestandsdichteabnahme beim Weinhähnchen zu rechnen ist. Ähnliches vermutet KRETSCHMER (briefl.), der für „seine" Weinhähnchenpopulationen im Darmstädter Raum einen Rückgang wetterbedingt oder durch Parasitierung und Verpilzung prognostiziert.

In der Summe läßt die bewiesene Flugfähigkeit des Weinhähnchens die Verbreitungsstrategie der Art in einem anderen Licht erscheinen und mindert das Risikopotential in bezug auf die grundsätzliche Gefährdung der Art (s.u.).

Was liegt letztlich aber - im Sinne eines effektiven und richtungsweisenden Ökosystemschutzes - näher, als die ohnehin unter landwirtschaftlichen Gesichtspunkten unrentablen Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes, unter Beibehaltung einer extensiven Landnutzungsweise, mit Hilfe von Korridoren und Trittsteinen (sog. stepping stones) untereinander zu verbinden und damit das vermutete Auf und Ab der Teilpopulationen auf Dauer zu garantieren?

Das Verbreitungsbild des Weinhähnchens als Beitrag zur Landschaftsgeschichte?

Das Konzept der Metapopulation und damit die Annahme von Teilpopulationen, auch über den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes hinaus, macht es notwendig, die in Teilen der Literatur (z.B. ZEBE 1954, KRETSCHMER 1984, WEID & BRICK 1990, NIEHUIS 1991, SANDER 1992) möglicherweise fehlinterpretierten „reliktären" Vorkommen neu zu überdenken. Damit scheint das Weinhähnchen aufgrund seiner Flugfähigkeit zur Diagnose der Landschaftsgeschichte insgesamt weniger gut geeignet als bisher angenommen.

5.6 DIE ARTEN ALS BIOINDIKATOREN

Im folgenden werden die Ökologie der im Untersuchungsgebiet festgestellten Heuschreckenarten diskutiert und die einzelnen Arten hinsichtlich ihres bioindikativen Potentials getestet.

Die exemplarische Betrachtung der Arten soll folgende Fragen klären:

- Dispersion: Wie ist die Art regional und überregional verbreitet? Gibt es Hinweise auf stattgefundene Arealveränderungen?
- Biotopbindung/ökologische Valenz: Bevorzugt die Art einen bestimmten Biotoptyp? Gibt es habitatbestimmende Faktoren, die das Vorkommen der Art im Biotop bedingen? Wie ist die Art hinsichtlich ihrer ökologischen Valenz, als dem „Spielraum der Lebensbedingungen unter denen eine Art zu existieren vermag" (MÜLLER 1981) einzustufen?
- Regionalität: Sind disjunkte Areale in dem Sinn vorhanden, daß die Art in einem Teillebensraum vorkommt, während sie im anderen fehlt und/oder sind regionalspezifische Biotoppräferenzen erkennbar?
- Indikatorisches Potential: Inwiefern ist die Art als Bioindikator geeignet?

Bei der Beurteilung einer Art als Bioindikator ist natürlich davon auszugehen, daß augenscheinliche Verhältnisse durch einen Bioindikator nicht indiziert zu werden brauchen. So zeigt z.B. die Schlüsselart Schwarzspecht im Wald Altholz an. Zur Ansprache des Biotoptyps Altholz bedarf es allerdings nicht der Zwischenstufe Schwarzspecht - dies sieht man auch so. Umgekehrt kann das Fehlen des Schwarzspechtes im Altholz aber wertvolle Hinweise auf das Vorhandensein bzw. Fehlen bestimmter „Umweltqualitäten" liefern.

5.6.1 *Phaneroptera falcata*

Phaneroptera falcata ist eine eurosibirische, thermophile Art, die bisher nur in Süddeutschland mit mehr oder weniger geschlossener Verbreitung vorkommt (HARZ 1957, BELLMANN 1985). Die Verbreitungsgrenze in Deutschland verläuft entlang dem Main- und Saaletal. Westlich des Rheins gilt das Konertal im

Hunsrück als nördlichster Punkt (MEYER 1980). In Frankreich ist sie bis zu den Départements Oise, Ardennes und Moselle verbreitet; in Luxemburg kommt sie im Südosten lokal vor (REICHLING & HOFMANN 1963, MEYER 1980). NACH FROEHLICH (1990) lebt *Phaneroptera falcata* lokal in den verschiedenen Landesteilen von Rheinland-Pfalz; örtlich sind ihre Bestände jedoch stark rückläufig. Im Regierungsbezirk Koblenz z.B. besiedelt sie die klimabegünstigten Tallagen ohne daß es offenbar Verbreitungslücken gibt (FROEHLICH 1990).

Lebensraum von *Phaneroptera falcata* sind vertikal strukturierte, gebüschreiche, trockene Biotope. Verbuschende Kalkhalbtrockenrasen werden dabei genauso besiedelt wie z.B. Besenginsterfluren oder auch Stauden-Unkrautfluren. Die Gemeine Sichelschrecke ist in den Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes dort anzutreffen, wo aufkommende Verbuschung bzw. sonstige gliedernde Elemente die zusätzliche vertikale Komponente stellen.

Wieweit *Phaneroptera falcata* z.B. schon „früher" im Untersuchungsgebiet bekannt war, belegen die nachfolgenden Literaturstellen: DEMPEWOLFF erwähnte die Art bereits 1964 als „zahlreich" bis „häufig" für die Badstube bei Mimbach (vgl. DEMPEWOLFF 1964). Auch MEYER (1980) fand *Phaneroptera falcata* „nicht selten" im Bliesgau.

DÖDERLEIN kartierte die Art im Elsaß bereits 1912 „ziemlich häufig an Gebüsch in der Ebene und den Vorhügeln" (vgl. DÖDERLEIN 1912). Hinweise auf stattgefundene regionale Arealveränderungen sind für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes nicht nachweisbar, wenngleich HERMANS & KRÜNER (1991) bzw. HOCHKIRCH (1993) gegenwärtig eine Ausbreitungstendenz der Art diskutieren.

Phaneroptera falcata ist eine Art mit einjährigem Entwicklungszyklus. Die Eier werden in Blättern von Sträuchern abgelegt (BELLMANN 1985, BRUCKHAUS 1986, HARZ 1957). Nach DETZEL (1991) sind für die Embryogenese und die Larvalentwicklung relativ hohe Temperaturen erforderlich. Die Entwicklungsdauer für jedes der sechs Larvenstadien ist lang und beträgt ca. 8-10 Tage. Dies ist auch der Grund, warum *Phaneroptera falcata* adult als eine der letzten Arten im Untersuchungsgebiet erscheint. Erste „ausgewachsene" Exemplare können demnach ab Mitte bis Ende Juli angetroffen werden. Zuvor finden sich zwar regelmäßig Larven auf den Flächen; diese könnten ggf. mit *Leptophyes punctatissima* verwechselt werden.

Phaneroptera falcata ist bei günstigen Witterungsverhältnissen sehr mobil und flugtüchtig. Aufgrund der Tatsache, daß saarlandweit außer Kalkhalbtrocken-

rasen auch andere Biotoptypen besiedelt werden (vgl. DORDA, MAAS & STAUDT in präp.) scheint das Problem einer Verinselung nicht wie bei ausschließlich auf z.B. Halbtrockenrasen lebenden Arten gegeben.

Regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Biotoptyps sind offensichtlich keine gegeben. SCHIEMENZ (1969) bezeichnet *Phaneroptera falcata* als Steppen- und Ödlandbewohner, die vorzugsweise auf Bäumen, Sträuchern und Stauden lebt (arboricol/arbusticol/frutexicol). Auch SÄNGER fand *Phaneroptera falcata* bevorzugt auf dichten Wiesen mit hohen Gräsern. „Ihr Lokomotionsapparat ist (demnach) einem Klettern zwischen Pflanzen angepaßt und nicht für ein rasches Durchdringen dichter Vegetation geeignet" (SÄNGER 19977). BORNHOLDT (1991) kann über die Veränderung der Biotopstruktur einen Einfluß der Mahd auf *Phaneroptera falcata* nachweisen: „Das Vorkommen dieser Art ist mit vertikalen Strukturen korreliert, so daß sie regelmäßig nach Mahd und Mulchschnitt im Juli verschwand, während sie auf anderen Untersuchungsflächen ... weiterhin präsent war" (BORNHOLDT 1991). DETZEL (1991) zieht letztlich den Schluß, daß *Phaneroptera falcata* auch in Baden-Württemberg in ihren Lebensräumen einen hohen Raumwiderstand benötigt. Aufgrund des hohen Temperaturbedarfs für Embryogenese und Schlüpfen der Larven werden nach Norden allerdings zunehmend xerotherme Standorte bevorzugt.

Auf den untersuchten Halbtrockenrasen besiedelt *Phaneroptera falcata* gewöhnlich die südexponierten Varianten mit hohen Gräsern und erreicht dort ihre höchsten Populationsdichten. Im Norden des Saarlandes fehlt die Art weitgehend, während sie im Süden zu den Charakterarten zählt (vgl. DORDA 1991a). *Phaneroptera falcata* wäre damit eine Art, die vegetationsdichte Verhältnisse, also einen hohen Raumwiderstand auf wärmebegünstigten Flächen anzeigen hilft. Die Art könnte insofern als Strukturparameter z.B. im Rahmen der Sukzessionsforschung auf Kalkhalbtrockenrasen eingesetzt werden, denn durch Aufforstung oder Verwaldung wird die Art im allgemeinen verdrängt (vgl. SCHLINDWEIN 1992).

5.6.2 *Leptophyes punctatissima*

Als westliche Art kommt *Leptophyes punctatissima* bis Griechenland, Rumänien, (ehemalige) UdSSR und in Teilen Südschwedens vor (RÖBER 1951, HARZ 1969, KINN & MEYER 1988) und ist in Deutschland, insbesondere im Südwesten, im Rhein-Main-Gebiet verbreitet (vgl. MEYER 1980).

In Luxemburg gilt *Leptophyes punctatissima* als häufig und weit verbreitet (HOFFMANN 1960). Neuere Untersuchungen von KINN & MEYER ergaben für Luxemburg zwar keine regelmäßige Verbreitung, „dabei mag aber die versteckte Lebensweise dazu beigetragen haben, daß sie öfter übersehen wurde" (KINN & MEYER 1988). Nach FROEHLICH ist *Leptophyes punctatissima* im Regierungsbezirk Koblenz weit verbreitet, fehlt großenteils aber im Westerwald und im Hunsrück, was sehr wahrscheinlich überwiegend klimatisch erklärt werden kann (FROEHLICH 1990).

Saarlandweit gibt es bislang nur wenige Funde. Die vorwiegend dämmerungsaktiven Tiere besiedeln dabei Flächen mit hohem Gras ebenso wie Gebüsche und Waldränder. Als Kulturfolger kommt *Leptophyes punctatissima* auch in Gärten und Parkanlagen vor.

Im Untersuchungsgebiet wurde die Art vereinzelt auf Kalkhalbtrockenrasen angetroffen; auf Sandrasen wurde *Leptophyes punctatissima* im Rahmen vorliegender Untersuchung dagegen nicht gefunden.

INGRISCH beurteilt *Leptophyes punctatissima* als Übergangsart zwischen eurythermen und kühlstenothermen Verhältnissen: „...diese Ergebnisse deckten sich mit den Freilandbefunden, nach denen *L. punctatissima* ein relativ indifferentes Verhalten gegenüber Witterungseinflüssen zeigte, extrem hohen Temperaturen (bzw. niederer Feuchtigkeit) aber auswich" (INGRISCH 1979a).

Aufgrund der wenigen bekannt gewordenen Vorkommen in den untersuchten Kalkhalbtrockenrasen können keine Aussagen zur Populationsdynamik gemacht werden. Auf einer dauerbeobachteten *Inula*-Fläche am Wolferskopf wurde zwischen 1990 und 1994 jeweils ein einzelnes Exemplar gefunden.

Lepotophyes punctatissima wurde bereits in den frühen Arbeiten von DEMPEWOLFF (1964) und MEYER (1980) für Teile des Untersuchungsgebietes genannt. DEMPEWOLFF beschrieb das Vorkommen in der Badstube als „vereinzelt auf Gebüsch am NW-Rand des Gebietes". Auch MEYER teilte einen Fund am Hanickel bei Rubenheim mit.

Im Rahmen vorliegender Arbeit konnte das Vorkommen der Art in der Badstube bei Mimbach bestätigt werden; am Hanickel bei Rubenheim wurde *Leptophyes punctatissima* dagegen nicht wieder gefunden.

Die wenigen Vorkommen von *Leptophyes punctatissima* im Untersuchungsgebiet lassen keine Aussagen zu möglichen Arealveränderungen zu. Unabhängig davon

fand DÖDERLEIN (1912) die Art im Elsaß „ziemlich oft in Höhen von 300-700 m, und zwar meist auf niederem Gebüsch in der Sonne sitzend, doch nie in großer Menge".

INGRISCH (1979a) schreibt, daß die Art je nach Temperatur bei der Eiablage eine ein- oder zweijährige Entwicklungsdauer hat. *Leptophyes punctatissima* kann also recht flexibel auf klimatische Bedingungen reagieren.

Die Art ist flugunfähig und besitzt infolgedessen eine geringe Mobilität. Dennoch können vom Menschen verursachte Arealveränderungen nicht ausgeschlossen werden. So berichtete BELLMANN (1985), daß die Art mit Gartenpflanzen bereits bis nach Berlin verschleppt worden ist.

Regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Biotoptyps sind offensichtlich keine gegeben. BROCKSIEPER (1976) z.B. fand die Art im Siebengebirge sowohl an heißtrockenen als auch an schattigkühlen Lokalitäten. Nach HANDKE & SCHREIBER besiedeln Larven und adulte Tiere unterschiedliche Lebensräume. So lebten die Larven hauptsächlich auf Kräutern und Grashalmen, während sich die Imagines, insbesondere zur Zeit der Eiablage, bevorzugt auf Büschen und Bäumen aufhielten (vgl. HANDKE & SCHREIBER 1985).

Aufgrund der Tatsache, daß die Art saarlandweit ohne Schwerpunkt verbreitet ist und damit eine offensichtlich breite ökologische Valenz besitzt, scheint die indikative Aussagekraft der Art gering.

5.6.3 *Conocephalus discolor*

Die holopalaearktische Art *Conocephalus discolor* ist von den britischen Inseln bis Zentralasien und von Südeuropa bis zur Nordsee verbreitet. Im Norden Deutschlands ist sie weitgehend ausgestorben, während ihr rezentes Hauptverbreitungsgebiet in Süddeutschland liegt (vgl. HARZ 1969, DETZEL 1991). In Luxemburg kommt *Conocephalus discolor* in vielen feuchten Biotopen vor (HOFFMANN 1960). Auch KINN & MEYER (1988) fanden die Art in den meisten der von ihnen untersuchten Feuchtbiotope. Im Regierungsbezirk Koblenz fehlt die Art offenbar in großen Teilen des Moseltals, während sie im Rheintal gemeinsam mit der Schwesterart *Conocephalus dorsalis* vorkommt. Auch das untere Lahntal wird nicht von *Conocephalus discolor* besiedelt (FROEHLICH 1990).

Conocephalus discolor kommt saarlandweit mit einem Schwerpunkt in den Feuchtgebieten vor, ist relativ häufig aber auch auf Ruderalflächen anzutreffen. Im Untersuchungsgebiet wurde die Art selten gefunden. Dennoch können insgesamt fünf Funde aus Halbtrockenrasen mitgeteilt werden, wobei drei Funde dem Typ eines verbuschenden Halbtrockenrasens mit hohen Gräsern und zwei Funde einer *Inula salicina*-Varianten (also einem ebenfalls vegetationsdichten Habitat) zugeordnet werden können.

DETZEL (1991) schreibt, daß weder für die Larven noch für die Imagines ein unmittelbares Feuchtigkeitsbedürfnis besteht und die adulten Tiere sogar die höchsten Feuchtigkeitsstufen meiden. Im Gegensatz zur Schwesterart *Conocephalus dorsalis* ist *Conocephalus discolor* damit nicht streng an Feuchtgebiete gebunden.

Conocephalus discolor wurde auch in den früheren Arbeiten bereits für die Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes genannt. DEMPEWOLFF (1964) schrieb, daß das Tier feuchtere Biotope liebt und nur wenige Stücke auf einer staufeuchten Wiese am SO-Rand der Badstube gefunden worden sind. MEYER (1980) hat eine Larve auf einem Halbtrockenrasen im Erzental bei Gersheim gefunden.

Beide Vorkommen konnten im Rahmen vorliegender Arbeit allerdings nicht bestätigt werden.

Conocephalus discolor legt die Eier überwiegend an Seggen und Binsen ab. Dennoch ist nach INGRISCH (1979a) für die Verteilung der Art weniger der Biotop als vielmehr die Art der Vegetation bestimmend. So kann die Embryogenese auch ohne Kontaktwasser abgeschlossen werden (DETZEL 1991). Auch SÄNGER schreibt, daß für die Eiablage von *Conocephalus discolor* markreiche Stengel ausschlaggebend sind. „Dementsprechend kommt diese Tettigoniidae sowohl in trockenen als auch in feuchten Biotopen vor, sobald die notwendigen Pflanzen in ihnen auftreten (SÄNGER 1977).

Regionale Unterschiede bzgl. des präferierten Biotops scheinen nicht gegeben. So stimmen sowohl die saarlandweiten Meldungen als auch die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet mit Angaben aus der Literatur überein, wonach zwar überwiegend die Feuchtgebiete besiedelt werden, es darüberhinaus aber immer wieder Vorkommen auf ruderalen, gelegentlich sogar warmen und trockenen Biotopen gibt. Die Funde an ca. 45 cm hoher *Inula salicina* auf Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes bestätigen demzufolge die Angaben von SÄNGER

(1977) und INGRISCH (1979a), wonach die Vegetationsstruktur ein wichtiger habitatbestimmender Faktor für die Langflügelige Schwertschrecke ist.

Aber auch für die Schwesterart *Conocephalus dorsalis* scheinen sich die Angaben aus der Literatur zu bestätigen. So wurde diese hygrophile Art weder in den Halbtrocken- noch in den Sandrasen des Untersuchungsgebietes angetroffen, was wiederum als Hinweis auf deren Feuchtegebundenheit verstanden werden kann.

Conocephalus discolor scheidet aufgrund des geringen Auftretens im Untersuchungsgebiet als geeigneter Bioindikator für submediterrane Magerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes aus.

5.6.4 *Tettigonia viridissima*

Tettigonia viridissima ist eine paläarktische Art, die in ganz Deutschland verbreitet (HARZ 1969) und in Luxemburg und Rheinland-Pfalz sehr häufig ist (vgl. HOFFMANN 1960, KINN & MEYER 1988, FROEHLICH 1990). Auch im Saarland hat die Art ein fast geschlossenes Verbreitungsbild (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Innerhalb der im Rahmen vorliegender Arbeit untersuchten Halbtrockenrasen werden vorzugsweise die Varianten mit hohen Gräsern besiedelt. Aber auch auf den kurzrasigen Halbtrockenrasen sowie auf Sandrasen konnten (adulte) Exemplare von *Tettigonia viridissima* gefunden werden. Aufgrund der Vagilität und der guten Flugfähigkeit der Art müssen Imaginalfunde aber immer vor dem Hintergrund einer möglichen Dislokation gesehen werden.

Das Grüne Heupferd ist eine der anpassungsfähigsten Heuschrecken (BELLMANN 1985). INGRISCH (1979a) schreibt, daß die Eier von *Tettigonia viridissima* eine geringere Feuchtigkeit für die Entwicklung brauchen, als die von eher in höheren Lagen lebenden und gewöhnlich mit *Tettigonia viridissima* vikariierenden *Tettigonia cantans*. Da beide die Eier in den Boden ablegen, ist aber auch dessen Wasserkapazität von Bedeutung, namentlich in Gebieten, in denen aufgrund der Niederschlagsmenge ein Auftreten beider Arten möglich wäre. Durch die unterschiedlichen Feuchtigkeitsansprüche während der Embryogenese kann also die Vikarianz beider Arten erklärt werden (INGRISCH 1979a, INGRISCH 1981), wenngleich eine solche Verteilung nicht statisch gesehen werden darf und grundsätzlich auch Wanderungsbewegungen mit berücksichtigt werden müssen (FROEHLICH & KUNDE 1992).

Im Untersuchungsgebiet, wie überhaupt im gesamten Saarland, kommt *Tettigonia cantans* (!) nicht vor. Eine Meldung aus dem St. Ingberter Raum (MÜLLER et al. 1982) kann im nachhinein nicht mehr überprüft werden. Unabhängig davon sind die saarlandnächsten Vorkommen von *Tettigonia cantans* aber in der westpfälzischen Moorniederung zwischen Kaiserslautern und Homburg zu finden (DIDION mdl.).

In den untersuchten Magerrasen wurde *Tettigonia viridissima* immer in nur wenigen Exemplaren, dafür aber in großer Regelmäßigkeit angetroffen. Begleitarten sind insbesondere *Gomphocerus rufus* und *Chorthippus dorsatus*.

Tettigonia viridissima dürfte auch früher schon häufig gewesen sein. So nennt bereits DÖDERLEIN (1912) die Art für das Elsaß als häufig und regelmäßig vorkommend. Auch DEMPEWOLFF (1964) erwähnt *Tettigonia viridissima* für die Badstube.

Tettigonia viridissima ist sehr mobil und flugtüchtig. Das Problem einer Verinselung ist aufgrund der fast flächendeckenden Verbreitung nicht gegeben.

Regionale Besonderheiten bzgl. des Vorkommens scheinen bei dieser eurytopen Art ebenfalls nicht gegeben. So ist die Art zwar in mitteleuropäischen Trockenrasen Bestandteil der Orthopterenfauna, zählt aber auch da nicht zu den konstanten Dominanten (vgl. SCHIEMENZ 1969). Lebensraum der Art sind vielmehr Ruderalflächen, Getreidefelder, Gebüsche, Brachen mit hohen Gräsern, Wegränder, Waldsäume, Gärten usw. (vgl. OSCHMANN 1966, BELLMANN 1985 u.a.). Dies deckt sich auch mit den bisherigen Ergebnissen der saarlandweiten Kartierung (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Obwohl davon ausgegangen werden kann, daß aufgrund der flächendeckenden Verbreitung von *Tettigonia viridissima* bei gleichzeitigem Fehlen von *Tettigonia cantans* praktisch optimale Verhältnisse für *Tettigonia viridissima* im Saarland und damit im Untersuchungsgebiet vorliegen (vgl. INGRISCH 1979a), scheidet *Tettigonia viridissima* aufgrund der eurytopen Verbreitung als guter Bioindikator für Magerrasen aus.

5.6.5 *Decticus verrucivorus*

Die eurosibirische Art *Decticus verrucivorus* ist im Norden Deutschlands seltener als im Süden anzutreffen (MEYER 1980, DETZEL 1991). *Decticus verrucivorus* kommt in Luxemburg recht häufig vor (HOFFMANN 1960, KINN &

MEYER 1988). Im Regierungsbezirk Koblenz konzentriert sich die Verbreitung auf das Untere Nahetal sowie die Räume Mayen bzw. Marienburg/Westerburg (FROEHLICH 1990). Der Warzenbeißer kommt im Saarland mit relativ wenigen Fundstellen im gesamten Landesbereich vor. Einen Schwerpunkt des Vorkommens stellen die Kalkhalbtrockenrasen dar, daneben werden auch Sandmagerrasen sowie magere Glatthaferbrachen besiedelt. Aber auch im siedlungsnahen Bereich oder in nur wenige Meter breiten Straßenrändern (z.B. PFEIFFER 1992) kann die Art gefunden werden.

Der Warzenbeißer wird bereits in den frühen Arbeiten von DEMPEWOLFF (1964) bzw. MEYER (1980) für Teile des Untersuchungsgebietes genannt. DÖDERLEIN schreibt, daß der Warzenbeißer „von den Rheinufern bis in die Hochvogesen überall im Elsaß zu Hause ist" (DÖDERLEIN 1912).

SIMON (1988), INGRISCH (1983b) und FROEHLICH (1990) stellen für die von ihnen untersuchten Gebiete - südliches Rheinland-Pfalz, Hessen bzw. Regierungsbezirk Koblenz - teilweise erhebliche Bestandsverluste fest, was für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes offensichtlich aber nicht gilt.

Decticus verrucivorus ist nach INGRISCH (1978b) eine warmstenotherme Art, deren „ökologischen Ansprüche durch konträre Forderungen an die Faktoren Temperatur und Feuchte während der Embryogenese und der postembryonalen Entwicklung gekennzeichnet sind" (INGRISCH 1979a). So benötigen die Eier während der zweijährigen Embryogenese eine hohe Feuchtigkeitsmenge, während die Larven zur Entwicklung dagegen hohe Temperaturen brauchen.

Decticus verrucivorus scheint in klimatisch unterschiedlichen Gebieten ökologisch verschieden zu reagieren. So berichtet FRUHSTORFER (zitiert in INGRISCH 1979), daß *Decticus verrucivorus* in der Schweiz ein hohes Maß an Feuchtigkeit für eine Massenentwicklung benötigt. OSCHMANN (1966) fand den Warzenbeißer im Raum Gotha vorzugsweise auf frischen Wiesen. Auch nach SCHIEMENZ (1969) ist *Decticus verrucivorus* ein Wiesenbewohner und keine „konstante dominante Art" in dem von ihm untersuchten mitteleuropäischen Trockenrasen der ehemaligen DDR. RÖBER (1951) fand *Decticus verrucivorus* in Mecklenburg eher in trockenen Wiesen, während sich die Fundstellen von INGRISCH (1979) am Vogelsberg durch hohe Niederschläge im Sommer und mikroklimatisch begünstigte Südexposition auszeichnen. Auch DETZEL attestiert dem Warzenbeißer eine Vorliebe für „montane Biotope in Südhanglage oder Moorwiesen mit Sonneneinstrahlung" (DETZEL 1991). BELLMANN (1985) dagegen schreibt, daß der Warzenbeißer sowohl auf Feuchtwiesen als auch auf Trockenrasen lebt.

Dies stimmt mit den „Verhältnissen" im Saarland bzw. dem Untersuchungsgebiet nun ganz und gar nicht überein. So kommt der Warzenbeißer in dem klimatisch ohnehin begünstigten Saarland insbesondere auf den submediterranen Halbtrockenrasen, daneben aber auch auf Vulkanit-Magerrasen, Sandrasen oder Glatthaferbrachen, kaum aber in feuchten oder frischen Wiesen vor. Auch im, von den klimatischen Rahmenbedingungen her, vergleichbaren Luxemburg wurde *Decticus verrucivorus* bislang ausschließlich auf Trockenrasen gefunden (KINN & MEYER 1988).

Die Tatsache, daß *Decticus verrucivorus* saarlandweit verstärkt in den Halbtrockenrasen auftritt, könnte mit der größeren Wasserspeicherkapazität der Muschelkalkböden im Vergleich zu den Sandböden und damit entwicklungsbiologisch (s.o.) erklärt werden. Das weitgehende Meiden der frischen und feuchten Wiesen stellt offensichtlich aber eine regionale Besonderheit dar.

Decticus verrucivorus ist eine Charakterart der Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes und wurde auf den kurzrasigen Flächen häufiger als auf den Flächen mit hohen Gräsern gefunden. In Gestalt und Form ist der Warzenbeißer auch ein Tier, das an ein Leben in bodennaher Vegetation angepaßt ist, was durch den geringen Raumwiderstand der untersuchten Flächen angezeigt wird. Es ist wahrscheinlich, daß die Art auf ein Verbuschen der Halbtrockenrasen reagiert und verschwindet.

Die Art ist fluguntüchtig. Aufgrund der Tatsache, daß „Natur" mehr und mehr auf die landwirtschaftlich nicht rentablen Gebiete zurückgedrängt und die Restfläche noch intensiver genutzt wird, ist grundsätzlich auch das Problem der Verinselung gegeben. So ist nach BELLMANN (1985) der Warzenbeißer insbesondere durch Intensivierung der Landwirtschaft gefährdet.

Das Vorkommen des Warzenbeißers könnte demzufolge zur Bewertung der Nutzungsintensität und - aufgrund der Tatsache, daß er an kurzrasige Biotope mit einem geringen Raumwiderstand gebunden ist - zur Dokumentation möglicher Eutrophierungseffekte herangezogen werden.

5.6.6 *Platycleis albopunctata*

Platycleis albopunctata ist als westmediterrane Art bis Skandinavien verbreitet (MEYER 1980). In Deutschland liegen die nördlichsten Vorkommen im Wendland. Die Bestände der Art sind in Norddeutschland derzeit stark rückläufig

(BELLMANN 1985). *Platycleis albopunctata* ist in Luxemburg lokal verbreitet (HOFFMANN 1960, KINN & MEYER 1988). Im Regierungsbezirk Koblenz ist das Vorkommen der Art hauptsächlich auf die niedrigeren Lagen beschränkt (FROEHLICH 1990). Auch saarlandweit ist *Platycleis albopunctata* recht selten. Bevorzugt besiedelt werden Kalkhalbtrockenrasen, Vulkanitmagerrasen sowie Sandmagerrasen - aber auch auf typischen Sekundärbiotopen, wie z.B. Industriebrachen, Sandgruben oder Steinbrüchen, kann die Art angetroffen werden.

Innerhalb der untersuchten Kalk- und Sandmagerrasen werden bevorzugt solche Flächen besiedelt, die unbewachsenen Boden als Habitat aufweisen. *Platycleis albopunctata* hat ein Optimum demzufolge in extrem kurzrasigen, schütteren Habitaten. Nach den Ergebnissen der Cluster-Analyse (Kap. 4.11) lebt die Art im Untersuchungsgebiet insbesondere vergesellschaftet mit *Omocestus ventralis*.

Platycleis albopunctata kann auf geeigneten Standorten zahlreich, d.h. häufig auf der ganzen Fläche sein. In der Mehrzahl der beobachteten Fälle scheint es sich aber um einzelne bis geringe Vorkommen zu handeln.

Platycleis albopunctata kann in auffälliger Weise auf eine von außen erzwungene Änderung der Vegetationsstruktur reagieren. So hat *Platycleis albopunctata* einen ehemals gewachsenen und zwischenzeitlich freigestellten Kalkhalbtrockenrasen am Wolferskopf (4.14.1.1.1) innerhalb von drei Jahren neu besiedelt.

Platycleis albopunctata besitzt einen einjährigen Entwicklungszyklus und wird in der Literatur als xerophil und thermophil eingestuft (vgl. HARZ 1957, BROCKSIEPER 1978. „Die Art besitzt - nach *Decticus verrucivorus* - den höchsten Vorzugstemperaturbereich und bevorzugte im Versuch die jeweils trockensten Kammern" (INGRISCH 1979a).

Platycleis albopunctata ist flugtüchtig und demzufolge in der Lage, etliche Meter fliegend zu überwinden.

Regionale Besonderheiten bezüglich des präferierten Habitats sind offensichtlich keine gegeben. In der Literatur ist man sich vielmehr „darüber einig", daß die Art vorzugsweise südexponierte Hänge mit einem Mosaik aus lückiger Vegetation und offenen Bodenstellen bewohnt (SCHIEMENZ 1966, BELLMANN 1985, INGRISCH 1979a, KINN & MEYER 1988, FROEHLICH 1990, DETZEL 1991). Dies deckt sich auch mit den Ergebnissen vorliegender Untersuchung.

Aufgrund ihrer Präferenz für schütter bewachsene Flächen wäre die Art als Zustandsindikator für magere, unverbuschte Trockenrasenhänge geeignet und

könnte z.B. im Rahmen der Sukzessionsforschung auf Kalkmagerrasen Verwendung finden.

5.6.7 *Metrioptera roeseli*

Metrioptera roeseli ist als eurosibirische Art von England, Frankreich und Belgien bis zum Kaukasus verbreitet. Die südliche Grenze bilden Tessin, Ungarn und Jugoslawien (MEYER 1980). Die Art kommt in ganz Deutschland vor (DETZEL 1991). In Luxemburg ist *Metrioptera roeseli* nur lokal im SW, mit Ausnahme der Umgebung von Remich, verbreitet (REICHLING & HOFFMANN 1963, KINN & MEYER 1988). Im Regierungsbezirk Koblenz ist die Art einerseits weit verbreitet, fehlt dagegen in anderen Bereichen, z.B. der Eifel, völlig. „Dies ist insofern bemerkenswert, als *Metrioptera roeseli* innerhalb des Teilareals meist ausgesprochen häufig (z.B. im Westerwald) und hinsichtlich der besiedelten Habitate sehr anspruchslos ist" (FROEHLICH 1990). Auch INGRISCH (zit. in FROEHLICH 1990) weist auf die geringe Verbreitung in der Eifel sowie disjunkte Vorkommen in Hessen hin.

Ein vergleichbares Bild hat sich bislang für das Saarland ergeben. So scheint die Art den Schwerpunkt ihres Vorkommens im südlichen Teil des Landes zu haben, während aus dem Nordsaarland bislang nur wenige Fundorte bekannt sind (DORDA, MAAS & STAUDT 1996). Saarlandweit werden die eher mäßig frischen Wiesentypen besiedelt (Tal-Glatthaferwiesen, Staudensäume, Feuchtbrachen und -wiesen, aber auch Ruderalflächen), während innerhalb der Kalkhalbtrockenrasen eher ein Schwerpunkt auf den *Brachypodium*-Varianten bzw. den Hochrasigen Trespenrasen liegt. Gelegentlich wird die Art auch auf gemähten Glatthaferwiesen gefunden. Insbesondere im Bliesgau scheint *Metrioptera roeseli* nicht selten zu sein.

Auf Sandmagerrasen konnte *Metrioptera roeseli* im Rahmen vorliegender Untersuchung nicht bestätigt werden. *Metrioptera roeseli* lebt im Untersuchungsgebiet insbesondere vergesellschaftet mit *Pholidoptera griseoaptera*.

Aussagen zur Populationsdynamik können vor dem Hintergrund der nur wenigen Vorkommen auf den Kalkhalbtrockenrasen keine getroffen werden; auch sind Rückschlüsse auf das „frühere" Verbreitungsbild nur beschränkt möglich. MEYER (1980) fand die Art z.B. im Bereich des Kartenblattes Gersheim nicht selten, „vor allem in den Talhängen unterhalb der Trockenhänge". DEMPEWOLFF (1964) erwähnte *Metrioptera roeseli* dagegen für die Badstube bei Mimbach nicht.

Nun konnte im Rahmen vorliegender Untersuchung *Metrioptera roeseli* in einer kleinen, von *Brachypodium* dominierten, Glatthaferbrache im äußersten westlichen Teil des NSG „Badstube" gefunden werden. Wieweit die Art auch schon früher hier vorgekommen war, kann natürlich nicht gesagt werden. Unabhängig davon scheint *Metrioptera roeseli* bereits um 1900 für den Raum des Elsaß häufig gewesen zu sein. So berichtet DÖDERLEIN (1912), daß die Art auf nassem Boden ziemlich häufig bis zu einer Höhe von etwa 600 m gefunden werden kann.

INGRISCH (1988) beurteilt *Metrioptera roeseli* als mesophil-hygrophil. *Metrioptera roeseli* ist dabei in der Lage, sowohl einen einjährigen als auch einen zweijährigen Entwicklungszyklus zu durchlaufen (INGRISCH 1984). Nach FROEHLICH (1990) ist die relative Unabhängigkeit der Art von Temperatur und Feuchtigkeit möglicherweise in diesem Zusammenhang zu sehen.

Die Arten der Gattung *Metrioptera* sind normalerweise brachypter, gelegentlich treten jedoch holoptere oder auch mesoptere Formen auf (INGRISCH 1979a). Nach VICKERY (in DETZEL 1991) sind im Raum Montreal (Kanada) während der Erstbesiedlung bis zu 70 % der Tiere langflügelig. Makroptere Formen scheinen damit in besonderem Maße zu Ortsveränderungen befähigt; auch im Untersuchungsgebiet wurden gelegentlich makroptere Exemplare angetroffen.

In der Literatur wird *Metrioptera roeseli* als hauptsächlicher Bewohner mäßig frischer Wiesen eingestuft, der aber auch Trockenbiotope besiedeln kann (OSCHMANN 1966, SCHIEMENZ 1969, GOLDAMMER 1988, KINN & MEYER 1988, DETZEL 1991). Das im Untersuchungsgebiet festgestellte Vorkommen auf Kalkhalbtrockenrasen scheint damit keinesfalls regional bedingt.

Aufgrund der Bindung an *Brachypodium* wäre *Metrioptera roeseli* in besonderer Weise zur Indikation von *Brachypodium*-Varianten mit langen Gräsern geeignet, die, wie in Kap. 2.7.2 ausgeführt wird, lokal mit früherem Weinanbau in Zusammenhang gebracht werden könnten. Ansprache und Bewertung eines von *Brachypodium* dominierten Halbtrockenrasens gelingt in der Regel aber auch ohne die „Zwischenstufe Heuschrecke", so daß die Art aufgrund der (auch saarlandweit) relativ breiten ökologischen Amplitude von sumpfig/naß über mäßig frisch zu trocken/warm, als guter Bioindikator für die Mesobrometen des Untersuchungsgebietes wohl ausscheidet.

5.6.8 *Metrioptera bicolor*

Metrioptera bicolor ist als eurosibirische Art von den Mittelgebirgen Frankreichs über Schweden bis in den Ural verbreitet (HARZ 1969, MEYER 1980). Die Art ist in Süddeutschland weit verbreitet. Früher kam sie bis ins südliche Schleswig-Holstein vor (BELLMANN 1985). Nach KINN & MEYER (1988) ist *Metrioptera bicolor* in Luxemburg recht weit verbreitet, „wenn auch lokalisiert an trockenheißen Standorten". Im Regierungsbezirk Koblenz besiedelt *Metrioptera bicolor* vorzugsweise den Eifel- und Naheraum, während sie im Westerwald und Teilen des Hunsrücks vollkommen fehlt (FROEHLICH 1990). Im Saarland scheint die Art ein insgesamt geschlossenes Verbreitungsbild zu haben wobei vorzugsweise brachgefallene bzw. brachfallende Magerrasen und Ruderalflächen besiedelt werden.

Innerhalb der untersuchten Halbtrockenrasen ist eine eindeutige Bevorzugung der Halbtrockenrasen-Varianten mit hohen Gräsern zu erkennen. *Metrioptera bicolor* konnte häufig zusammen mit *Chorthippus parallelus* und *Chrysochraon dispar* kartiert werden.

Während einer dreijährigen Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchung zeigte die Art bei mehr oder weniger gleichbleibender Struktur keine auffällige Populationsdynamik. Auf einen von außen erzwungenen "Input" in Form von massiven Pflegemaßnahmen (Wolferskopf) reagierte *Metrioptera bicolor* dagegen merklich, was sowohl in einer Abnahme der Individuendichte (Schätzabundanz) als auch in einem vollkommenen Verschwinden der Art zum Ausdruck kam (vgl. Tab. 14).

Metrioptera bicolor wird bereits in den früheren Arbeiten für Teile des Untersuchungsgebietes genannt, wenngleich DEMPEWOLFF (1964) sie in nur wenigen Exemplaren in der Badstube fand. Auch DÖDERLEIN (1912) bzw. HOFFMANN (1960) stuften die Art für ihren jeweiligen Untersuchungsraum (Elsaß, Luxemburg) als äußerst selten ein. Dies deckt sich nach bisheriger Datengrundlage nicht mit den Ergebnissen vorliegender Arbeit. So ist *Metrioptera bicolor* auf den Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes als durchaus häufige und charakteristische Art einzuordnen. Dies gilt wohl auch für Luxemburg, wo KINN & MEYER (1988) - im Gegensatz zu HOFFMANN (1960) - die Art als recht weit verbreitet einstuften.

Bei Betrachtung der offensichtlich stark voneinander abweichenden Verbreitungsangaben ergibt sich zwangsläufig die Frage nach einer möglichen Arealver-

änderung der Art. Geht man z.B. davon aus, daß seit 1950 etwa, sich weder die klimatischen Verhältnisse (vgl. GEIGER 1961, FLOHN 1985) noch sonstige Ausgangsbedingungen für wärmeliebende Arten im Untersuchungsgebiet entscheidend verändert haben, müßten andere Faktoren (Struktur?) für eine mögliche Arealexpansion der Art verantwortlich gemacht werden. *Metrioptera bicolor* könnte demzufolge in der Vergangenheit von der fortgeschrittenen Verbrachung von Teilen der Kulturlandschaft profitiert haben. Ähnliches vermuteten bereits KINN & MEYER (1988).

Auffällige regionale Unterschiede bzgl. des präferierten Habitats sind offensichtlich keine gegeben. So wird in der Literatur *Metrioptera bicolor* zwar weitgehend als xerophil eingestuft - SÄNGER (1977) stufte sie sogar als Leitart für Trockenrasen ein, da bei der Art eine hohe Trockenheitsresistenz der Eier sowie eine geringe Transpirationsrate nachgewiesen werden konnte - , gelegentlich werden aber auch Funde aus feuchterem Milieu publiziert (z.B. KÜHLHORN 1955, DREUX 1961, SCHMIDT & BÜHL 1970). Dies deckt sich grundsätzlich mit Ergebnissen aus dem Saarland (z.B. SÜSSMILCH 1993; DORDA, MAAS & STAUDT 1996), innerhalb derer der Art eine Präferenz für trockenwarme Standorte auf Flächen mit dichter Vegetation und vertikaler Struktur attestiert werden kann.

Metrioptera bicolor wäre demzufolge nicht nur zur Indikation xerothermer Habitate - HARZ (1957), DEMPEWOLFF (1964), BROCKSIEPER (1978) und INGRISCH (1988) stufen *Metrioptera bicolor* als xerophil ein - sondern auch als Bioindikator für die auf diesen Flächen natürlicherweise stattfindende Sukzession geeignet.

5.6.9 *Pholidoptera griseoaptera*

Vorkommen von *Pholidoptera griseoaptera* sind aus Nord-, Mittel-, West- und Osteuropa bekannt. Zum Mittelmeerraum wird die Art seltener, während in Deutschland das auch von anderen Tettigoniden bekannte Nord-Süd-Gefälle zum Ausdruck kommt (vgl. HARZ 1969). *Pholidoptera griseoaptera* ist in Luxemburg eine der häufigsten Laubheuschrecken (HOFFMANN 1960, KINN & MEYER 1988). Dies gilt auch für den Regierungsbezirk Koblenz, wo Verbreitungslücken nur im Hohen Westerwald und in Teilen des Hunsrücks bestehen (FROEHLICH 1990). Auch im Saarland ist *Pholidoptera griseoaptera* eine der am weitesten verbreiteten Heuschrecken. Als arbusticole Art bevorzugt sie Gebüschstrukturen und Waldränder. Dies erklärt ihr Vorkommen in den Halb-

trockenrasen, wo sie ausschließlich in unmittelbarer Nähe zu Hecken oder Gebüsch oder auch in *Brachypodium*-Varianten mit hohen Gräsern lebt. Hier tritt die Art oftmals gemeinsam mit *Metrioptera roeseli* auf.

RÖBER (1951) schreibt, daß die Art Sandböden meidet. Dies scheint sich für die Verhältnisse des Saarlandes nicht zu bestätigen (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Unabhängig davon stellen die Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes für die mesophile Art *Pholidoptera griseoaptera* einen eher suboptimalen Lebensraum dar, was sich letztlich auch in der meist geringen Populationsdichte (Schätzabundanz) ausdrückt.

Als Art der Krautschicht mit einer positiven Beziehung zu gebüschgeprägten Flächen kann *Pholidoptera griseoaptera* schnell auf Lebensraumveränderungen reagieren (vgl. SCHLINDWEIN 1992).

Pholidoptera griseoaptera wird in der Literatur als euryök eingestuft. OSCHMANN (1968) vermutet, daß die „mesophile, silvicole und kältebeständige" Art *Pholidoptera griseoaptera* „die etwas herabgesetzte nächtliche Ausstrahlung unter den Büschen und Bäumen bevorzugt und hierdurch an Gesträuch gebunden ist". Auch INGRISCH (1979a) folgert, daß der Aufenthalt in der Nähe von Hecken *Pholidoptera griseoaptera* die Möglichkeit bietet, extremen Witterungseinflüssen (z.B. Austrocknen der Eier; *Ph. griseoaptera* besitzt die wohl am stärksten hygrophilen Eier) bis zu einem gewissen Grade auszuweichen.

Aufgrund der Tatsache, daß es sich bei *Pholidoptera griseoaptera* um eine vorzugsweise in der Nähe von Gebüsch lebende Art mit breiter ökologischer Amplitude handelt, ist die Art kein guter Bioindikator für die submediterranen Magerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes.

5.6.10 *Gryllus campestris*

Gryllus campestris kommt nach HARZ (1969) in ganz Mitteleuropa vor. Im Norden Deutschlands ist die Art fast überall ausgestorben, während sie im Süden noch größere zusammenhängende Landschaftsteile besiedelt. Regional sind aber auch hier bereits Rückgangstendenzen zu verzeichnen (BELLMANN 1985, DETZEL 1991). So z.B. im Regierungsbezirk Koblenz, wo die Art nach dem heutigen Bild der Verbreitung die ausgesprochen hohen, kühlen und feuchten Lagen

meidet (FROEHLICH 1990). Auch in Luxemburg sind Bestandsrückgänge wahrscheinlich, und die Art wird als insgesamt seltener eingestuft wie z.B. vor 30 Jahren (KINN & MEYER 1988), als HOFFMANN (1960) die Feldgrille noch als „sehr häufig" für Luxemburg bezeichnete.

Im Saarland besiedelt die Feldgrille hauptsächlich die Muschelkalk-Landschaften des Bliesgaus, Buntsandsteingebiete im Warndt sowie Teile der Vulkanit-Landschaften im Prims-Hochland. Kleinere Vorkommen sind auch aus dem Homburger- sowie dem Saarlouiser Raum bekannt. Auffällige Verbreitungslücken bestehen dagegen im Prims-Blies-Hügelland sowie im Nordsaarland (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Aus phänologischen Gründen mußte die Feldgrille im Rahmen vorliegender Arbeit gesondert kartiert werden. Dies hängt damit zusammen, daß die Feldgrille als Larve überwintert, im Frühsommer (ab Mitte Mai) adult ist und im Sommer, während der Hauptkartierungszeit der anderen Heuschrecken, wieder nur Larven angetroffen werden können, die eben nicht singen. In Thüringen lebt *G. campestris* z.B. auf den ausgesprochen xerothermen Standorten und ist dort bereits ab Anfang Mai adult (vgl. KÖHLER & REINHARDT 1992).

Im Muschelkalkgebiet des Saarlandes beschränkt sich das Vorkommen der Feldgrille ausschließlich auf die Naturräume Saar-Blies-Gau/Zweibrücker Westrich. Die Art bevorzugt magere Wiesenvegetationstypen wie Salbei-Glatthaferwiesen aber auch Kalkhalbtrockenrasen, Wegraine und gelegentlich Grünländer der Aue.

Angaben zur Populationsgröße und -dynamik sind - wie bei fast jeder Art - schwierig. Dennoch kann davon ausgegangen werden, daß in Teilen des Untersuchungsgebietes recht individuenstarke Populationen existieren. So z.B. im Raum Gersheim, wo im Frühjahr das Zirpen der Feldgrille die ganze Landschaft erfüllt.

Innerhalb der für die Feldgrille geeigneten Lebensräume gibt es aber auch auffallende Verbreitungslücken. So ist z.B. der gesamte westliche Teil des Saar-Blies-Gaus, etwa von Rilchingen-Hanweiler im Süden bis nach Bischmisheim im Norden, feldgrillenleer. Auch zwischen Eschringen im Nordwesten und Ballweiler im Nordosten gibt es eine Verbreitungsgrenze, die sich nach Norden in den Zweibrücker Westrich sogar fortsetzt (Abb. 23).

Im Osten des Zweibrücker Westrichs bestehen Verbreitungslücken in der Umgebung Altheim und Brenschelbach. Feldgrillenfrei sind auch die Bliesaue (mit einer Ausnahme bei Gersheim), der „Hanickel" bei Rubenheim, die Umgebung Wittersheim sowie der gesamte Waldbereich (mit Ausnahme einer Windwurffläche am Freishauserhof).

Kleinere, offensichtlich isolierte, Teilareale gibt es z.B. bei Mimbach, Wecklingen, Ormesheim.

Die Feldgrille ist damit schwerpunktmäßig, aber keinesfalls flächendeckend im Bliesgau verbreitet. Auffällig sind die Verbreitungsgrenzen, die, nach bisherigem Kenntnisstand, nur schwer vollständig zu erklären sind.

So kommt im Gebiet des unteren Muschelkalks (mu) im Naturraum Zweibrücker Westrich die Feldgrille nur lokal in geringer Individuendichte vor. Der Untere Muschelkalk schließt im Gebiet mit einer Oberen Schaumkalk-Zone bzw. einem mergeligen, mehr oder weniger dichten Dolomit der Orbicularisschichten ab. Diese sind relativ widerstandsfest und könnten möglicherweise der Feldgrille Schwierigkeiten beim Graben der Röhre bereiten. Wieweit das Verbreitungsbild der Feldgrille nun mit einer schlechteren Grabmöglichkeit in den dick gebankten Kalken des Unteren Muschelkalks in Zusammenhang gebracht werden kann, bleibt allerdings ungewiß.

Eine besonders „interessante" Verbreitungsgrenze besteht an einem Hang östlich Ballweiler. Hier kommt in den extensiv genutzten Salbei-Glatthaferwiesen am Ost/Süd-Ost-Teil die Feldgrille vor, während sie in den ebenfalls extensiv genutzten Salbei-Glatthaferwiesen am Ost/Nord-Ost-Teil vollkommen fehlt. Dies ist verwunderlich. Einerseits bestehen keinerlei Ausbreitungsbarrieren in dem unter vegetationstypologischen Gesichtspunkten ansonsten als Einheit zu bezeichnenden Hang. Andererseits werden an dem vorgenannten Ost/Süd-Ost-Hang sogar suboptimale Habitate wie Wegraine, Kleefelder oder sogar Äcker besiedelt (Abb. 23).

Welche Faktoren letztlich nun das Vorkommen der Feldgrille im Untersuchungsgebiet bestimmen, ist unklar. Untersuchungsergebnisse aus anderen Bundesländern zeigen, daß *Gryllus campestris* in ihrem Vorkommen von extensiven Landnutzungsweisen profitiert (FROEHLICH 1990, DETZEL 1991). Die Übernahme des Faktors „Nutzung" als verbreitungsbestimmender Faktor könnte zwar das Vorkommen im Bliesgau, nicht aber das Fehlen im - vom abiotischen Standpunkt aus vergleichbaren - Saargau erklären. Es müssen also weitere Gründe für die Verbreitung der Feldgrille gefunden werden.

Eine Möglichkeit der Erklärung bieten populationsdynamische Aspekte, denn wie z.B. REMMERT (1979, 1980 u. 1985) zeigte, kann *Gryllus campestris* enorme Bestandsschwankungen im Laufe der Jahre „durchleben". Auch WEITZEL (zit. in FROEHLICH 1990) wies darauf hin, daß ca. 20 Jahre nach einem fast

vollständigen Zusammenbrechen im Trierer Raum die Feldgrille die Bereiche der früheren Vorkommen praktisch wieder vollständig besiedelt hatte.

Nun liegen für den Saargau aber keine Angaben über die Feldgrille aus früheren Jahren vor. Die weitere Entwicklung der Art ist deshalb unbedingt zu verfolgen. Sollten populationsdynamische Aspekte eine Rolle bei der jetzigen Verbreitung gespielt haben, wäre anzunehmen, daß sich der grillenfreie Raum Saargau in absehbarer Zeit wieder mit Feldgrillen füllt.

Gryllus campestris ist wärmeliebend und wäre demzufolge zur Indikation submediterraner Magerrasen geeignet. Dem steht aber entgegen, daß außer Magerrasen auch Wiesen, Böschungen, Ruderalflächen usw. besiedelt werden und daß die Feldgrille in den Muschelkalklandschaften des Saarlandes disjunkt und nicht flächendeckend verbreitet ist.

Geeignete Indikatorarten sollten in ihrem Vorkommen aber auf möglichst wenige Biotoptypen, ohne Verbreitungslücken, beschränkt sein. Die Feldgrille ist demzufolge kaum als Bioindikator für die Magerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes geeignet.

5.6.11 *Nemobius sylvestris*

Nemobius sylvestris ist eine westpaläarktische Art. Nach DETZEL (1991) verläuft die Verbreitungsgrenze zwischen dem Süden und dem Norden Deutschlands in etwa auf der Linie Niederrheinische Tiefebene - Teutoburger Wald - Weserbergland - südl. Harzvorland. Aus dem Norden Deutschlands sind nur einzelne Vorkommen bekannt, während im Süden nahezu alle Standorte besiedelt werden (BELLMANN 1985). *Nemobius sylvestris* ist z.B. im Regierungsbezirk Koblenz weit verbreitet und im Saarland die mit Abstand häufigste Grillenart (FROEHLICH 1990, DORDA, MAAS & STAUDT 1996). Aber auch in Luxemburg kommt die Art überall vor (KINN & MEYER 1988).

Saarlandweit werden alle geeigneten Biotope besiedelt. Das sind lichte Wälder, trockene Wald- und Gebüschränder, Hecken und Vorwälder. Aber auch in den untersuchten Halbtrockenrasen und Sandmagerrasen kommt die Art vor; vorzugsweise aber dort, wo Gebüsche und/oder Baumhecken die Magerrasen gliedern und damit ein eigenes Besiedlungselement stellen. Das Vorkommen der Waldgrille hängt damit nicht vom Magerrasen an sich, sondern von einem ihm übergeordneten Strukturelement ab.

Nemobius sylvestris ist ein typischer Bewohner des Fallaubs und in Gestalt und Form an das Leben in der Fallaubschicht angepaßt. Die Art ist wärmeliebend und hat ein gewisses Feuchtigkeitsbedürfnis (DETZEL 1991).

Regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Biotops bestehen keine. Aufgrund der eurytopen Verbreitung und der Bindung an das Strukturelement Gebüsch/Baumhecke, scheidet die Art als guter Bioindikator für die untersuchten Magerrasen aus.

5.6.12 *Oecanthus pellucens*

(vgl. Kap. 5.5)

5.6.13 *Tetrix tenuicornis*

Tetrix tenuicornis ist paläarktisch verbreitet. Die Art kommt in ganz Deutschland vor und wird zum Norden hin seltener (DETZEL 1991). Die Langfühler-Dornschrecke wird von HOFFMANN (1962) nur für den südlichen Teil Luxemburgs gemeldet. KINN & MEYER (1988) nennen für Luxemburg nur einen aktuellen Fundort, nehmen aber an, daß die Art „wohl übersehen worden ist". Im Regierungsbezirk Koblenz ist *Tetrix tenuicornis* (von vier) die zweithäufigste Tetrigide (FROEHLICH 1990), während im Saarland *Tetrix tenuicornis* dagegen die seltenste Tetrigidenart zu sein scheint. Allerdings ist die Bearbeitung der Art - wie die aller Tetrigiden - nicht einfach, so daß der Erfassungsgrad unvollständig ist. Nach dem Bild der gegenwärtigen Verbreitung (DORDA, MAAS & STAUDT 1996) besiedelt *Tetrix tenuicornis* vorwiegend trockene Magerrasenstandorte, kann aber auch in Sandgruben oder Steinbrüchen gefunden werden.

Wieweit die Kalkhalbtrockenrasen bei der Verbreitung der Art einen Schwerpunkt stellen, kann derzeit, aufgrund der Tatsache, daß außerhalb der Mesobrometen bislang kaum repräsentativ kartiert wurde, nicht gesagt werden. Unabhängig davon ist aber auch für die Kalkhalbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes der Erfassungsgrad als unvollständig zu bezeichnen. Dies begründet sich damit, daß aufgrund des Fehlens jeglicher Lautäußerungen der Art die Möglichkeit des akustischen Nachweises entfällt. Darüberhinaus ist - ähnlich wie bei der Feldgrille - *Tetrix tenuicornis* bereits im Frühjahr adult, so daß im Sommer in aller Regel nur schwer bestimmbare Larven gefunden werden können.

(HOENEMANN 1977 untersuchte Ökologie und Taxonomie von *Tetrix subulata* (!) und konnte die Existenz zweier Entwicklungsstämme nachweisen, die sich zeitlich unterschiedlich - mit einer Überwinterung sowohl im Imaginal- als auch im Larvalstadium - fortpflanzten. Nach DETZEL (1991) sind vermutlich auch bei *Tetrix tenuicornis* zwei Stämme ausgebildet).

Die Verbreitung von *Tetrix tenuicornis* hängt ausschließlich vom Biotopangebot ab. So kommt im Untersuchungsgebiet *Tetrix tenuicornis* ausschließlich auf schütter bewachsenen Halbtrockenrasenflächen vor, wobei Feinstrukturen (vgl. 2.8) mit bloß liegendem Oberboden (z.B. Fußpfade, Viehtritt, Feinerde) das eigentliche Besiedlungselement stellen. Als Habitat können demnach die schütter bewachsenen, vegetationsarmen, bodenoffenen Stellen innerhalb der Kalkhalbtrockenrasen angesehen werden.

Dies deckt sich grundsätzlich mit Angaben aus der Literatur, wonach die Langfühler-Dornschrecke vorzugsweise Sandgruben, Steinbrüche und vegetationsarme Trockenrasen aufsucht (OSCHMANN 1966, BELLMANN 1985, DETZEL 1991). Regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Habitats bestehen demzufolge keine. Wieweit die bevorzugten Lebensräume dabei wegen der vegetationsoffenen Stellen oder aufgrund einer ausgeprägten Xerophilie der Art aufgesucht werden, kann derzeit nicht abschließend beantwortet werden (DETZEL 1991).

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, daß die sowohl von DEMPEWOLFF (1964) als auch von MEYER (1980) genannten Vorkommen im Bliesgau im Rahmen vorliegender Arbeit bestätigt werden konnten. *Tetrix tenuicornis* wäre demnach in der Lage, ein geeignetes Habitat über Jahre hinweg dauerzubesiedeln. Dies würde aber bedeuten, daß *Tetrix tenuicornis* in ihrem Vorkommen mindestens genau so persistent wie ihr Biotop ist.

Aufgrund des unvollständigen Erfassungsgrades kann über das indikative Potential der Art nur spekuliert werden. *Tetrix tenuicornis* wäre aufgrund der Vorliebe für vegetationsarme, schüttere Stellen sicherlich als Bioindikator für Kalkhalbtrockenrasen geeignet, wenngleich die von DEMPEWOLFF (1964) bzw. OSCHMANN (1966) erwähnte Vorliebe für Kalkböden noch genauer untersucht werden müßte.

Aufgrund der Tatsache aber, daß nicht nur über Vorkommen und Verbreitung sondern auch über die Ökologie der Art bislang recht wenig bekannt ist, scheidet die Art als guter Bioindikator für die Magerrasen aus.

5.6.14 *Calliptamus italicus*

Die xerophile Art *Calliptamus italicus* ist in Deutschland nur lokal an den wärmsten Stellen verbreitet (vgl. HESS & RITSCHEL-KANDEL 1992, JÜRGENS & REHDING 1992). Im Saarland kommt die Art nicht vor.

Calliptamus italicus wurde auch im Untersuchungsgebiet an nur wenigen Stellen gefunden. Ihr Vorkommen beschränkt sich auf den Metzer Raum, so daß die Art in ihrer Verbreitung einen stark regionalen Charakter aufweist. *Calliptamus italicus* ist in ihrem Vorkommen auf die Jurakalke der Bajocien-Dogger-Stufe beschränkt und besiedelt dort, d.h. in ihrem natürlichen Lebensraum, die Volltrockenrasen (Xerobrometen) der Felsheide. *Calliptamus italicus* lebt vergesellschaftet mit *Chorthippus mollis* und *Chorthippus biguttulus*. Dazu gesellen sich in Einzelfällen Arten wie *Oedipoda caerulescens, Myrmeleotettix maculatus* und *Omocestus haemorrhoidalis*.

Im Rahmen vorliegender Untersuchung wurde *Calliptamus italicus* auch auf einer Steinschutthalde zusammen mit *Oedipoda germanica, Oedipoda caerulescens, Chorthippus brunneus* und *Chorthippus biguttulus* kartiert.

Nach WERNO (mdl.) soll *Calliptamus italicus* in den 60er Jahren bereits für den französischen Teil des Hammelsbergs nachgewiesen worden sein.

Der für die *Calliptamus*-Standorte aufgrund deren Vegetationszusammensetzung ermittelte Stickstoffwert nach ELLENBERG (< 2, vgl. Tab. 6) unterstreicht die in der Literatur (z.B. SÄNGER 1977) beschriebene Geophilie von *Calliptamus italicus*. *Calliptamus italicus* wäre damit zur Indikation von Trockenrasen geeignet.

5.6.15 *Oedipoda caerulescens*

Oedipoda caerulescens ist eine paläarktisch verbreitete Art. Sie ist im Norden Deutschlands selten geworden, während sie im Süden (an geeigneten Stellen) zuweilen noch recht häufig gefunden werden kann (vgl. DETZEL 1991). In Luxemburg ist die Art zwar lokal, aber nicht selten anzutreffen (HOFFMANN 1962). In Rheinland-Pfalz gibt es Vorkommen an Mittelrhein, Mosel, im Saar-Nahe-Bergland, in Rheinhessen-Vorderpfalz und im Pfälzerwald. Regional sind allerdings Bestandsverluste zu verzeichnen (SIMON et al. 1991). Im Regierungsbezirk Koblenz deckt sich das Verbreitungsgebiet zu großen Teilen mit dem Bereich einer mittleren Jahrestemperatur von mindestens 8° C und jährlichen

Niederschlägen von höchstens 750 mm, wobei die niederen Lagen insgesamt bevorzugt werden (FROEHLICH 1990). Im Saarland ist die Art auf geeigneten Standorten recht häufig. Besiedelt werden Sandgruben, Ruderalflächen, Kohlehalden, Industriebrachen oder Bahnschotter.

Im Untersuchungsgebiet wurde *Oedipoda caerulescens* auf Silbergras-/Kleinschmielenfluren im Buntsandstein, auf den „echten" Xerobrometen der Jurakalke sowie auf den extrem vegetationsarmen Mesobrometen im Muschelkalk gefunden.

In der Summe ist *Oedipoda caerulescens* auf Sand weitaus häufiger als auf Kalk. So beschränkt sich im Buntsandstein das Vorkommen ausschließlich auf die vegetationsoffenen Silbergras- und Kleinschmielenfluren, während die „dichteren" Sandrasen von der Besiedlung ausgespart werden.

Innerhalb der Mesobrometen sind es eher die Sekundärstandorte (anthropogene Sonderstandorte), die besiedelt werden. Dabei kann es sich um das Gelände eines ehemaligen Kalksteinwerks, um fast vegetationsfreie, alte Fuhrwege oder aber auch um bodenverdichtete und demzufolge extrem lückige Stellen handeln. Bei allen Vorkommen auf Kalk ist es offensichtlich weniger der Vegetationstyp, als vielmehr die Kleinstruktur innerhalb des Vegetationstyps „Kalkhalbtrockenrasen", die für die Habitatbindung der Blauflügeligen Ödlandschrecke von Bedeutung ist (vgl. 2.8.2).

Auf den Trockenrasen der Felsheide im Metzer Raum lebt *Oedipoda caerulescens* dagegen in ihrem natürlichen Biotop. Sie kommt dort vergesellschaftet mit *Calliptamus italicus, Chorthippus mollis, Chorthippus brunneus, Omocestus haemorrhoidalis* oder aber auch *Mantis religiosa* vor.

Als begleitende Heuschreckenarten auf den Silbergras-/Kleinschmielenfluren können *Myrmeleotettix maculatus* und *Chorthippus brunneus* genannt werden.

Für das Untersuchungsgebiet liegen aus früheren Jahren kaum Angaben über das Vorkommen der Blauflügeligen Ödlandschrecke vor. MEYER (1980) beschreibt das Vorkommen von *Oedipoda caerulescens* (Larve) auf einem Kalkhalbtrockenrasen bei Peppenkum. Im Rahmen vorliegender Arbeit konnte das Vorkommen der Art, trotz intensiver Nachsuche über mehrere Jahre hinweg, allerdings nicht für Peppenkum bestätigt werden. HAFFNER (1960) erwähnt das Vorkommen der Art für den Wolferskopf bei Beckingen. Nachdem im Rahmen der Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes „Wolferskopf" (im Jahre 1990) die Art nicht an

der von HAFFNER beschriebenen Stelle am Wolferskopf gefunden wurde, konnte im Jahr 1995 *Oedipoda caerulescens* exakt an derselben Stelle wiedergefunden werden. Es handelt sich dabei um eine Kleinstruktur auf (anthropogen) verdichtetem Boden innerhalb eines Halbtrockenrasenensembles. Das Beispiel zeigt, wie sich bereits auf Artniveau lokales Aussterben und Wiederbesiedlung abwechseln können.

Oedipoda caerulescens ist eine xerophile Art vegetationsarmer, trockener Standorte. Nach Versuchsergebnissen von JAKOVLEV & KRÜGER (1954) in der trockenen Temperaturorgel zeigt *Oedipoda caerulescens* ein wesentlich länger ausgeprägtes Maximum bei den hohen Temperaturen als die ebenfalls xerophilen Arten *Myrmeleotettix maculatus, Stenobothrus stigmaticus* oder *Chorthippus mollis.*

BROCKSIEPER (1978) bezeichnet *Oedipoda caerulescens* als stenotop für die von ihm untersuchten trockenheißen Biotope und SÄNGER (1977) stuft die Art, wegen ihrer Präferenz für offenes Gelände und aufgrund der Tatsache, daß sie in der Vegetation schlecht klettern kann, als geophil ein.

Oedipoda caerulescens ist ein guter Flieger, bewegt sich aber meist laufenderweise fort. HORN (1980) notierte als weiteste Ortsveränderung während eines 12-tägigen Untersuchungszeitraumes eine Wanderstrecke von ca. 110 m. MARTI (1989) resümiert, daß *Oedipoda caerulescens* ein guter Kurzstreckenflieger ist, daß für weitere und längere Strecken die physiologischen Gegebenheiten aber offensichtlich nicht ausreichen.

Regionale Präferenzen bestehen dergestalt, daß *Oedipoda caerulescens* im Norden Deutschlands vorzugsweise Sanddünen besiedelt, während sie im Süden (und damit auch im Saarland) auf allen geeigneten Stellen vorkommen kann. DETZEL (1991) leitet aus dieser Tatsache, eine „regionale, durch die Klimaverhältnisse bedingte, Stenökie" der Art ab.

Als xerophile und geophile Art ist *Oedipoda caerulescens* zur Indikation trockenheißer, vegetationsarmer, offener Biotope geeignet. Innerhalb der Mesobrometen zeigt sie lediglich die anthropogen bedingten Ersatzbiotope an, während sie auf den Volltrockenrasen (Xerobrometen) bzw. den Silbergras-/Kleinschmielenfluren dagegen im natürlichen Habitat lebt.

5.6.16 *Oedipoda germanica*

Die xerothermophile *Oedipoda germanica* ist deutschlandweit nur auf Xerobrometen und Steinschutthalden zu finden (DETZEL 1991) und im Saarland bislang offiziell nicht nachgewiesen.

WEITZEL (1986) nennt *Oedipoda germanica* als lokale und seltene Art für den Hammelsberg bei Perl, macht aber keine Angaben darüber, ob der Fundort dem Steinbruch und damit bereits dem lothringischen Teil des Hammelsbergs zuzuordnen wäre. BELL (mdl.) und DIDION (mdl.) berichten nach Informationen aus zweiter Hand von sporadischen Vorkommen auf Industriebrachen bei Homburg bzw. Saarbrücken, konnten die Meldungen bislang aber nicht bestätigen.

Im Rahmen vorliegender Arbeit konnte *Oedipoda germanica* auf einem Standort im Metzer Raum bei Arry nachgewiesen werden. Die Art lebt dort auf einer Steinschutthalde vergesellschaftet mit *Oedipoda caerulescens, Calliptamus italicus, Chorthippus brunneus* und *Chorthippus biguttulus*. Am Hammelsberg bei Perl konnte *Oedipoda germanica* dagegen trotz intensiver Nachsuche in den Jahren 1990-1993 nicht wiedergefunden werden.

Das einzige Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet läßt keine tiefergehende Interpretation der indikativen Aussagekraft zu. Als geophile Art wäre *Oedipoda germanica* im natürlichen Habitat den echten Volltrockenrasen und im Sekundärlebensraum den vegetationslosen Steinschutthalden, Steinbrüchen, Industriebrachen etc. zuzuordnen.

5.6.17 *Chrysochraon dispar*

Chrysochraon dispar ist eurosibirisch verbreitet und im Norden Deutschlands wesentlich seltener als im Süden. In Luxemburg kommt sie in großer Zahl in Feuchtbiotopen sowie auf Kalkhalbtrockenrasen vor (HOFFMANN 1962, REICHLING & HOFFMANN 1963, KINN & MEYER 1988, KINN 1991). In Rheinland-Pfalz ist neuerdings ein merklicher Rückgang im nordöstlichen Landesteil zu verzeichnen, während im Süden und Westen von Rheinland-Pfalz die Art stellenweise noch recht häufig ist (SIMON et al. 1991). Im Saarland ist *Chrysochraon dispar* mit eine der häufigsten Arten (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Auch im Untersuchungsgebiet ist *Chrysochraon dispar* eine weit verbreitete und häufige Art, wobei insbesondere die Kalkhalbtrockenrasen, weniger aber die

eigentlichen Sandrasen bzw. Silbergras-/Kleinschmielenfluren besiedelt werden. Im Untersuchungsgebiet tritt *Chrysochraon dispar* zwar nie in großer Dichte aber dennoch regelmäßig auf.

Wegen der nur geringen Individuendichte können auf den dauerbeobachteten Flächen nur beschränkt Aussagen zur Artenkonstanz gemacht werden. Offensichtlich spielt aber die Vegetationsstruktur eine gewichtige Rolle. So nahm auf den mittels Transektmethode dauerbeobachteten und im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes Wolferskopf freigestellten Flächen die Bestandsdichte von *Chrysochraon dispar* auffällig, auf Dauerbeobachtungsfläche VI (4.14.1.1.6; Tab. 13) sogar bis zum völligen Erlöschen, ab. Dies kann mit der Tatsache in Zusammenhang gebracht werden, daß *Chrysochraon dispar* die Eier fast ausschließlich in Pflanzenstengel ablegt. *Chrysochraon dispar* ist also an eine gewisse Vertikalstruktur gebunden, welche auf den freigestellten Flächen großenteils fehlt. Auf der in Sukzession befindlichen Transektfläche III (4.14.1.1.3) nahm *Chrysochraon dispar* dagegen zu.

Chrysochraon dispar wurde bereits aus früheren Untersuchungen (DEMPE-WOLFF 1964, MEYER 1980) für Teile des Untersuchungsgebietes genannt. Jüngere Arealveränderungen sind für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes nicht wahrscheinlich. Demgegenüber steht allerdings, daß DÖDERLEIN (1912) die Art in nur einem Exemplar im Elsässer Raum fand und sie demzufolge als „wenig auffallend" einstufte.

Die Große Goldschrecke wird in der Literatur als weitgehend hygrophil, mit gelegentlichem Vorkommen in trockeneren Brachen mit hohen Gräsern eingestuft (z.B. BELLMANN 1985, KINN & MEYER 1988, KINN 1991 u.a.). DETZEL (1991) wies letztlich darauf hin, daß *Chrysochraon dispar* durch ihr typisches Eiablageverhalten an Gebiete mit markhaltigen Pflanzen gebunden ist und deshalb auch häufig auf Brachland vorkommt.

Nach SÄNGER (1977) fehlt *Chrysochraon dispar* auf den regelmäßig gemähten Wiesen, meist wegen des Mangels an geeigneten Eiablagemöglichkeiten. Diese Form der Habitatbindung dürfte letztlich auch der Grund sein, warum *Chrysochraon dispar* auf den im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes Wolferskopf freigestellten und gepflegten Flächen mehr und mehr verschwandt (s.o.). SCHLINDWEIN (1992) bzw. SÜSSMILCH (1993) fanden *Chrysochraon dispar* auch auf mehrschürigen Mähwiesen, was aber eher als Einwanderung aus den benachbarten Brachestadien interpretiert wird. SÜSSMILCH konnte darüberhinaus nachweisen, daß auf den intensiven Mähwiesen keine Larvalstadien vorkommen.

Nach RIETZE & RECK (1991) scheint bei der Großen Goldschrecke die Ausbreitungsaktivität geschlechtsspezifisch mit der Individuendichte zu korrelieren. Ausbreitungsstrecken von mehr als 160 m liegen im üblichen Aktionsradius von Männchen der Großen Goldschrecke.

Regionale Besonderheiten bezüglich des präferierten Biotoptyps bestehen bei *Chrysochraon dispar* offensichtlich keine.

Aufgrund ihrer eurytopen Verbreitung ist die Art kein guter Bioindikator für die untersuchten Magerrasen.

5.6.18 *Chrysochraon brachyptera*

Chrysochraon brachyptera kommt von Frankreich über die Schweiz, Norditalien und Ungarn bis zum Amur in der ehemaligen Sowjetunion vor. In Deutschland reicht das Verbreitungsgebiet bis zum Main und in die Rhön. In Hessen wurde 1991 die bis dahin als ausgestorben geltende *Chrysochraon brachyptera* wiedergefunden (THOMAS 1991). In Rheinland-Pfalz ist *Chrysochraon brachyptera* (mittlerweile) wohl ausgestorben. In Süddeutschland gehört *Chrysochraon brachyptera* aber zu den häufigsten Heuschrecken überhaupt (HARZ 1957, BELLMANN 1985, DETZEL 1991, SIMON et al. 1991).

In Luxemburg ist die Art in einigen Kalktrockenrasen im Osten des Landes gefunden worden (KINN & MEYER 1988). Im Saarland ist *Chrysochraon brachyptera* bislang nicht (offiziell) nachgewiesen.

AUSTGEN et al. (1994) fanden im Rahmen einer biogeographischen Fallstudie im Jahr 1992 ein einzelnes weibliches Exemplar im „Metzerbachtal" bei Gerlfangen (Naturraum Saar-Nied-Gau). Die Bearbeiter waren sich der Bedeutung des Fundes aber nicht bewußt und versäumten es, den Fund zu belegen. Eine Nachsuche der Bearbeiter im darauffolgenden Jahr 1993 blieb erfolglos. AUSTGEN et al. (1994) vermuten, daß es sich um ein verdriftetes Tier und nicht um ein „Mitglied einer autochthonen Population" handelte.

Unabhängig davon aber wäre, aufgrund der in Kap. 4 dargestellten Biotoppräferenz, das Vorkommen von *Chrysochraon brachyptera* im Saarland eigentlich zu erwarten.

Die saarlandnächsten Vorkommen der Kleinen Goldschrecke liegen im benachbarten Lothringen und wurden erst im Rahmen vorliegender Arbeit gefunden. Nach dem gegenwärtigen Bild der Verbreitung ist *Chrysochraon brachyptera* allerdings auch in Lothringen nicht häufig und konnte im Rahmen vorliegender

Untersuchung an nur wenigen Stellen (Raum Metz, Montenach, Bouzonville und Delme) gefunden werden.

In der Summe bevorzugt *Chrysochraon brachyptera* die eher vegetationsdichten Zwenkenrasen-Stadien und wurde in zwei Fällen auch auf einer Hochstaudenkalktrift (HAFFNER 1990), die strukturell durch die Dominanz der Hirschwurz (*Peucedanum cervaria*) geprägt ist, gefunden.

Über etwaige regionale Besonderheiten können aufgrund der wenigen Funde keine Aussagen gemacht werden. Angesichts des häufigen Vorkommens in Süddeutschland (BELLMANN 1985) erscheint allerdings das spärliche Auftreten im Saar-Lor-Lux-Raum bemerkenswert. Wieweit für das gegenwärtige Verbreitungsbild historisch-biogeographische Gründe verantwortlich gemacht werden können, wäre im Rahmen einer speziellen Fragestellung zu untersuchen.

5.6.19 *Stenobothrus lineatus*

Stenobothrus lineatus ist eurosibirisch verbreitet. In Deutschland ist die Art im Norden seltener, während sie in Süd-Deutschland allgemein verbreitet ist (DETZEL 1991). Auch in Luxemburg ist *Stenobothrus lineatus* eine häufige und auffällige Art (KINN & MEYER 1988, KINN 1991). In Rheinland-Pfalz ist die Art landesweit (allerdings lückenhaft) verbreitet (SIMON et al. 1991). Im Saarland lebt *Stenobothrus lineatus* vorzugsweise in den Muschelkalkgebieten, kommt aber auch auf Buntsandstein, Rotliegendem oder Vulkanit vor (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Im Untersuchungsgebiet werden eindeutig die Kalkhalbtrockenrasen bevorzugt, daneben gibt es allerdings auch (wenige) Funde in Sandrasen.

Stenobothrus lineatus liebt kurzrasige Flächen. Auf einer ehemals in Sukzession befindlichen Halbtrockenrasen- und mittlerweile freigestellten Fläche VI am Wolferskopf (4.14.1.1.6) ist *Stenobothrus lineatus* innerhalb von drei Jahren neu eingewandert.

Stenobothrus lineatus unterliegt im Untersuchungsgebiet offensichtlich einer starken Populationsdichteschwankung. So belegen die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen eine Abnahme der Bestandsdichte, insbesondere auf den bis dahin an *Stenobothrus* reichen, kurzrasigen Flächen (Tab. 14). Auffällig ist auch die Bestandsdichteabnahme auf dem im Jahr 1994 freige-

stellten Kalkhalbtrockenrasen am „Zwiebelberg" bei Walsheim (4.14.2.7), wo eigentlich eine Zunahme hätte erwartet werden dürfen. Die auf einem Großteil der Dauerbeobachtungsflächen festgestellten Bestandsdichteabnahmen bei *Stenobothrus lineatus* lassen sich nach gegenwärtiger Datengrundlage nicht befriedigend interpretieren (vgl. auch 5.4).

Das Vorkommen von *Stenobothrus lineatus* im Untersuchungsgebiet ist wohl seit den frühen Arbeiten von DEMPEWOLFF (1964) und MEYER (1980) belegt. Auch DÖDERLEIN (1912) fand die Art „überall häufig auf trockenen Wiesen" im Elsässer Raum.

HOFFMANN (1962) und DORDA (1991a) bezeichneten *Stenobothrus lineatus* als eine der Charakterarten der Halbtrockenrasen. FROEHLICH (1990) fand die Art überall dort, wo noch entsprechende, früher oft schafbeweidete Kuppen und Hänge vorhanden sind. In der Literatur wird *Stenobothrus lineatus* übereinstimmend als thermoxerophile Art der kurzrasigen Trockenbiotope eingestuft (z.B. SCHIEMENZ 1969, BELLMANN 1985, TAUSCHER 1986, DETZEL 1991, KINN 1991, SIMON et al. 1991).

Wie die Ergebnisse der Clusteranalysen (4.11) zeigen, lebt *Stenobothrus lineatus* im Untersuchungsgebiet insbesondere vergesellschaftet mit *Chorthippus biguttulus*.

Regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Biotops sind keine gegeben, wenngleich *Stenobothrus lineatus* im Saar-Lor-Lux-Raum offensichtlich stärker als sonstwo die Kalkhalbtrockenrasen bevorzugt (HOFFMANN 1962, KINN & MEYER 1988, KINN 1991, DORDA 1991a, POLLOCZEK 1993). Aber auch in submediterranen Halbtrockenrasen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR gehört *Stenobothrus lineatus* zum Arteninventar (vgl. SCHIEMENZ 1969). In Baden-Württemberg werden neben Trocken- und Halbtrockenrasen dagegen auch Ginster- und Wacholderheiden sowie kurzrasige Waldränder besiedelt (DETZEL 1991).

Als ausgesprochene Charakterart der Kalkhalbtrockenrasen ist *Stenobothrus lineatus* als Bioindikator bestens geeignet. Aufgrund der Vorliebe für kurzrasige Habitate könnte *Stenobothrus lineatus* als Strukturparameter z.B. im Rahmen der Sukzessionsforschung auf Kalkmagerrasen Verwendung finden.

5.6.20 *Omocestus viridulus*

Omocestus viridulus ist in ganz Deutschland verbreitet (vgl. DETZEL 1991). In Luxemburg kommt die Art in den verschiedensten Biotoptypen des Landes, allerdings in nur inidividuenschwachen Populationen vor (REICHLING & HOFFMANN 1963, KINN & MEYER 1988). Auch in Rheinland-Pfalz ist *Omocestus viridulus* weit verbreitet, wobei im Regierungsbezirk Koblenz die höheren Mittelgebirgslagen bevorzugt besiedelt werden (KETTERING, LANG & NIEHUIS 1984, FROEHLICH 1990, SIMON et al. 1991). Im Saarland kommt die Art hauptsächlich im Norden vor, streicht über die Flußtäler aber auch in die Mitte und den Süden des Landes aus. *Omocestus viridulus* ist demzufolge ein typischer Bewohner feuchter bis trockener Wiesen der submontanen Stufe (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Omocestus viridulus wurde auch auf den Magerrasen des Untersuchungsgebietes gefunden. Dies überrascht, wird *Omocestus viridulus* von den meisten Autoren doch als mesophile bis schwach hygrophile Art eingestuft, die bevorzugt die kühlen, niedrigwüchsigen Wiesen mit geringer Beschattung (z.B. Feucht- oder Waldwiesen) besiedelt (z.B. RÖBER 1949, HARZ 1957, SZIJJ 1985, HEUSINGER 1988). OSCHMANN (1966) attestiert *Omocestus viridulus* darüberhinaus eine Bindung an das Borstgras (*Nardus stricta).*

Bei den Funden im Untersuchungsgebiet handelt es sich um eine Sandrasenfläche bzw. zwei Kalkhalbtrockenrasen. Besonders interessant erscheint dabei die Tatsache, daß *Omocestus viridulus* auf dem Sandrasen vergesellschaftet mit xerothermophilen *Omocestus haemorrhoidalis* und *Stenobothrus lineatus* bzw. auf den Kalkhalbtrockenrasen zusammen mit *Metrioptera bicolor, Phaneroptera falcata, Decticus verrucivorus, Oecanthus pellucens* bzw. *Stenobothrus lineatus* und *Chorthippus biguttulus* lebt (vgl. Abb. 45).

Wie die Vorkommen von *Omocestus viridulus* auf den Magerrasen des Untersuchungsgebietes nun einzustufen sind, kann aufgrund der wenigen Funde nicht gesagt werden. In niederschlagsreichen Gebieten Baden-Württembergs besiedelt *Omocestus viridulus* auch trockenere Biotope wie z.B. die Halbtrockenrasen der Schwäbischen Alb (DETZEL 1991). Dies würde aber keinesfalls den Verhältnissen im Saarland entsprechen, wo die untersuchten Halbtrockenrasen submediterran getönt und demzufolge wärmebegünstigt sind (vgl. 2.6.2.2).

Bei der Diskussion der Biotopbindung der Art muß möglicherweise die Vagilität mit berücksichtigt werden, denn nach KLEINERT (1991) verfügt *Omocestus*

viridulus über ein gutes Flugvermögen und gehört deshalb häufiger zu den Erstbesiedlern neu entstandener Biotope. Dies könnte das Vorkommen auf dem Sandrasen bei Homburg (NSG „Closenbruch) erklären, welches auf der Terrasse eines Niedermoor-Komplexes, bestehend aus Feucht- und Naßwiesen, liegt.

Für die Funde auf den Kalkhalbtrockenrasen gilt, daß es sich um Vorkommen mit geringer Dichte handelt und der Nachweis der Bodenständigkeit (z.B. Larvenfunde) fehlt. Die im Rahmen vorliegender Untersuchung gemachten Funde auf Kalkhalbtrockenrasen sind saarlandweit bislang einmalig.

Als Bewohner feuchter bis trockener Wiesen mit hauptsächlicher Verbreitung im Norden des Saarlandes scheidet *Omocestus viridulus* als Bioindikator für die Magerrasen des Untersuchungsgebietes weitgehend aus.

5.6.21 *Omocestus ventralis*

Wie DETZEL (1995) erwähnt, wäre der wissenschaftlich korrekte Name *Omocestus rufipes* „da dieser Name in der Reihenfolge der Beschreibungen zuerst kam". In vorliegender Arbeit wird (aus Vereinfachungsgründen) aber noch der alte Namen verwendet.

Der holopaläarktische Art *Omocestus ventralis* ist in Norddeutschland selten, während nach Süden zu die Vorkommen zahlreicher werden, die Art aber nirgends häufig ist (DETZEL 1991). Auch in Luxemburg ist *Omocestus ventralis* zwar weit verbreitet, aber nicht häufig (HOFFMANN 1962, MEYER 1988); das Vorkommen der Art konzentriert sich auf die Keupertrockenrasen sowie die ehemaligen Erzgruben (KINN & MEYER 1988, KINN 1991). In Rheinland-Pfalz ist *Omocestus ventralis* auf magere Standorte beschränkt, jedoch nur am Mittelrhein und in der westlichen Eifel gibt es größere zusammenhängende Bestände (KETTERING, LANG & NIEHUIS 1984, SIMON et al. 1991). Im Saarland besiedelt *Omocestus ventralis* bevorzugt die Trockengebiete der Muschelkalklandschaften, kann aber auch (vereinzelt) auf Sandmagerrasen, Sekundär- und Ruderalstandorten sowie auf Industriebrachen gefunden werden.

Im Untersuchungsgebiet wurde *Omocestus ventralis* ausschließlich auf Kalkhalbtrockenrasen gefunden. Die Art ist bevorzugt dort anzutreffen, wo vegetationsarme Bedingungen auftreten, die Vegetation lückig wird und lokal der Oberboden bloß liegt. Im Rahmen vorliegender Untersuchung wurde aber auch eine Fläche kartiert, wo *Omocestus ventralis* auf einem Kalkhalbtrockenrasen mit hohen Gräsern der *Brachypodium*-Variante (sogar mit Schätzabundanz „2") vorkommt.

Omocestus ventralis lebt auf den Halbtrockenrasen des Untersuchungsgebietes in meist individuenschwachen Populationen. Oftmals sind es nur wenige Männchen, die - in der für *Omocestus ventralis* typischen Weise - an den apikalen Teil eines Grashalmes geschmiegt, vereinzelt aus den Halbtrockenrasen verhört werden können.

Omocestus ventralis ist aus den vorgenannten früheren Arbeiten bereits für Teile des Untersuchungsgebietes genannt (DEMPEWOLFF 1964, WEITZEL 1986, MEYER 1988). Auch DÖDERLEIN (1912) erwähnte die Art (Syn: *Stenobothrus rufipes*) für den von ihm untersuchten Elsässer Raum.

KINN & MEYER (1988), DORDA (1991a) und KINN (1991) bezeichneten *Omocestus ventralis* als Charakterart der (kurzgrasigen) Kalk- bzw. Keupertrockenrasen. FROEHLICH (1990) stuft *Omocestus ventralis* als mäßig xerothermophil ein. Dies würde sich mit den Ergebnissen vorliegender Untersuchung decken, wo *Omocestus ventralis* bevorzugt auf den Gamander- und Kurzrasigen Trespenrasen in Südexposition gefunden wurde. Auch deuten die errechneten Werte nach ELLENBERG ein entsprechendes Wärmebedürfnis an (Tab. 6).

Regionale Biotoppräferenzen bestehen dergestalt, daß im Saar-Lor-Lux-Raum - aber auch am südlichen Oberrhein (vgl. DETZEL 1991) - bevorzugt die Kalkmagerrasen besiedelt werden. BELLMANN (1985) nennt z.B. vegetationsarme Stellen in verheideten Hochmooren und DETZEL (1991) darüberhinaus Vorkommen in Kiesgruben im Bodenseegebiet.

Als xerothermophile Charakterart der Kalk- und Keupertrockenrasen ist *Omocestus ventralis* als Bioindikator für die Mesobrometen des Untersuchungsgebietes geeignet. *Omocestus ventralis* könnte als Strukturparameter im Rahmen der Indikation kurzrasiger, reliefreicher, vegetationsoffener Halbtrockenrasen Verwendung finden.

5.6.22 *Omocestus haemorrhoidalis*

Omocestus haemorrhoidalis ist eurosibirisch verbreitet (INGRISCH 1987). Aus Deutschland werden besonders Vorkommen aus der Rheinebene und dem Schwarzwald genannt (DETZEL 1991). In Luxemburg ist die Art sehr selten und nur von wenigen Fundorten bekannt (HOFFMANN 1962, KINN & MEYER 1988). *Omocestus haemorrhoidalis* hat in Rheinland-Pfalz einen Verbreitungsschwerpunkt in der Osteifel, am Mittelrhein, im Nahetal und in den Binnendünen der Rheinebene (SIMON et al. 1991).

Auch im Saarland ist *Omocestus haemorrhoidalis* sehr selten und wurde erst im Jahre 1989 für das Saarland nachgewiesen (DORDA 1990). Das Vorkommen der Art beschränkt sich aktuell auf den ost-südöstlichen Teil des Landes und war bis zu Beginn vorliegender Untersuchung sogar nur für den Homburger Raum bekannt.

Die im Rahmen vorliegender Untersuchung zusätzlich bekannt gewordenen Vorkommen korrigieren die bis dahin angenommene eindeutige Bevorzugung der Silbergrasfluren, wenngleich sich auch die neuen Funde von ihrer Struktur her überwiegend als vegetationsoffen charakterisieren lassen.

So wurde *Omocestus haemorrhoidalis* auf einem Halbtrockenrasen, einer Hochstaudenkalktrift, zwei Volltrockenrasen sowie je zwei Sandrasen bzw. Silbergras-/Kleinschmielenfluren gefunden. Bis auf den Halbtrockenrasen handelt es sich also um extrem lückige Strukturtypen.

Ökologisch interessant ist dabei das Vorkommen von *Omocestus haemorrhoidalis* auf einem Sandrasen im "Closenbruch" Homburg (s.o.), wo die Art vergesellschaftet mit der kühlfeuchtepräferenten *Omocestus viridulus* vorkommt.

Der Fund von *Omocestus haemorrhoidalis* auf einem Kalkhalbtrockenrasen bei Walsheim läßt sich aufgrund des bislang einzigen Vorkommens der Art im Bliesgau nicht richtig einordnen. Interessant erscheint allerdings, daß *Omocestus haemorrhoidalis* auf der Fläche vergesellschaftet mit *Omocestus ventralis* lebt.

Die Funde auf den Trockenrasen der Felsheide im Metzer Raum vervollständigen das Habitatschema von *Omocestus haemorrhoidalis*, welches weniger von Vegetationstyp und Geologie als vielmehr von Struktur und Temperatur gezeichnet wird. So stuft auch INGRISCH (1987) *Omocestus haemorrhoidalis* als xerophil ein. Nach ISSELBÄCHER könnte das Vorkommen von *Omocestus haemorrhoidalis* im eher temperierten Landkreis Daun (Regierungsbezirk Trier) mit den geringen Niederschlägen in Zusammenhang gebracht werden, „was von Bedeutung für wärmeliebende Heuschrecken ist" (ISSELBÄCHER 1993).

Wegen der nur geringen Vorkommen im Untersuchungsgebiet lassen sich allerdings keine verallgemeinernden Aussagen über etwaige regionale Besonderheiten bzgl. des präferierten Biotops machen. RÖBER (1951, MERKEL (1980), KINN & MEYER (1988), SIMON et al. (1991) und DETZEL (1991) finden *Omocestus haemorrhoidalis* ebenfalls auf Heiden und Sandflächen, Silbergrasfluren bzw. in Dünengebieten und Xerobrometen. DETZEL vermutet, daß *Omocestus haemorr-*

hoidalis während einer Ausdehnung der Steppe nach Deutschland eingewandert sein könnte.

Aufgrund seiner offensichtlichen Bindung an Sandrasen/Silbergras- und Kleinschmielenfluren wäre *Omocestus haemorrhoidalis* saarlandweit als Bioindikator für die Sandmagerrasen geeignet. Als Nachteil könnte sich allerdings erweisen, daß *Omocestus haemorrhoidalis* eine disjunkte Verbreitung hat und z.B. für den ebenfalls mit Silbergrasfluren reichlich ausgestatteten Saarlouiser Raum bislang nicht nachgewiesen werden konnte.

5.6.23 *Gomphocerus rufus*

Die Gefleckte Keulenschrecke *(Gomphocerus rufus)* ist eurosibirisch verbreitet. Sie fehlt in der Norddeutschen Tiefebene, kommt dafür aber im gesamten mittleren und südlichen Teil Deutschlands vor (MEYER 1980, INGRISCH 1987, STEINHOFF 1982, BELLMANN 1985, DETZEL 1991). *Gomphocerus rufus* ist in Luxemburg und Rheinland-Pfalz überall verbreitet und häufig (KINN & MEYER 1988, KINN 1991, SIMON et al. 1991). Saarlandweit werden insbesondere die Muschelkalkgebiete besiedelt, wobei *Gomphocerus rufus* die verbuschenden Kalkhalbtrockenrasen mit hohen Gräsern bevorzugt und bei den entsprechenden Bedingungen nicht selten ist.

Aussagen zur Populationsdynamik von *Gomphocerus rufus* lassen sich gut am Beispiel der Pflegeflächen am Wolferskopf treffen. *Gomphocerus rufus* reagiert demnach massiv auf das Freistellen ehemals in Sukzession befindlicher Kalkhalbtrockenrasen und verschwindet bereits nach drei Jahren ganz von der Fläche (Transektfläche V; 4.14.1.1.5; Tab. 13). Auf einer fortan jährlich zu mähenden Halbtrockenrasenfläche am Wolferskopf (4.14.1.1.2; Dauerbeobachtungsfläche 8) fiel *Gomphocerus rufus* sogar nach zwei Jahren schon aus (Tab. 14).

Wieweit das schwerpunktartige Vorkommen in den Halbtrockenrasen des Saarlandes eine regionale Besonderheit darstellt, kann derzeit nicht gesagt werden. HOFFMANN (1962) nannte *Gomphocerus rufus* für Luxemburg eine hauptsächlich in jungen Fichtenaufforstungen mit hohem Graswuchs vorkommende Art. Nach DÖDERLEIN (1912), DEMPEWOLFF (1964), WEITZEL (1986), KINN & MEYER (1988) DETZEL (1991) und KINN (1991) lebt *Gomphocerus rufus* vorzugsweise entlang von sonnigen Waldrändern, Hecken oder Waldlichtungen im Kontakt mit hohen Gräsern. Die Autoren formulieren aber keine Abhängigkeit von einer bestimmten geologischen Unterlage. Nur OSCHMANN (1966) findet

Gomphocerus rufus ausschließlich auf südexponierten Muschelkalkhängen, weshalb er die Art auch als thermophil einstufte.

Auch FROEHLICH (1990) charakterisierte *Gomphocerus rufus* als eine Art mit erhöhten, aber nicht extremen Ansprüchen an Wärme und Trockenheit. DETZEL (1991) stuft *Gomphocerus rufus* als euryök und mesophil ein.

Das phänologisch vergleichsweise „lange" Auftreten von *Gomphocerus rufus* über die gesamte Vegetationsperiode ist offenbar eine Folge der etwas längeren Entwicklungsdauer der Larven sowie auch der Lebensdauer der Imagines im Herbst (KÖHLER & BRODHUN 1987).

Nach gegenwärtiger Datengrundlage ist davon auszugehen, daß *Gomphocerus rufus* eine Charakterart der Halbtrockenrasen und damit zu deren Indikation geeignet ist. *Gomphocerus rufus* wäre eine Art, die vegetationsdichte, verbuschende Verhältnisse, also einen hohen Raumwiderstand auf wärmebegünstigten Flächen anzeigen hilft (4.13) und könnte z.B. im Rahmen der Sukzessionsforschung auf Kalkhalbtrockenrasen eingesetzt werden.

5.6.24 *Myrmeleotettix maculatus*

Myrmeleotettix maculatus ist holopaläarktisch verbreitet und kommt im Norden Deutschlands bevorzugt in den Heidegebieten vor. Im Süden werden besonders die vegetationsarmen, trockenen Stellen besiedelt, wobei offensichtlich Kalkböden gemieden werden (BELLMANN 1985, INGRISCH 1987, DETZEL 1991). In Luxemburg, Rheinland-Pfalz und im Saarland lebt die Art auf schütter bewachsenen Silikat-Magerrasen, Rohbodenstandorten, Kahlschlägen, *Calluna*-Heiden oder mageren Weiden ((HOFFMANN 1962, REICHLING & HOFFMANN 1963, KINN & MEYER 1988), SIMON et al. 1991, DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Myrmeleotettix maculatus kommt im Untersuchungsgebiet außer auf Buntsandstein auch (an einem Standort) auf den Jurakalken im Metzer Raum vor.

Nach OSCHMANN (1966) trägt *Myrmeleotettix maculatus* eindeutig xerophile Züge mit einer Tendenz zum mesophilen Bereich. Diese Auffassung teilt zuvor auch KALTENBACH (1963), der *Myrmeleotettix maculatus* den euhygren Arten, mit einer Affinität zu trockeneren Biotopen, zuordnet. Nach RÖBER (1951) ist für *Myrmeleotettix maculatus* eher die Geophilie als die Thermophilie habitatbestimmend.

Das Vorkommen der Art auf den Trockenrasen des Bajocien-Dogger im Untersuchungsgebiet stellt sicherlich eine Besonderheit dar, zumal (soweit überschaubar) im deutschsprachigen Schrifttum bislang kein Vorkommen auf Kalk publiziert worden ist. Die im Untersuchungsgebiet festgestellte Bevorzugung der Sandböden deckt sich dagegen mit Untersuchungsergebnissen aus anderen Regionen Deutschlands (OSCHMANN 1966, BELLMANN 1985, INGRISCH 1987, SIMON et al. 1991). OSCHMANN (1966) begründet die Bevorzugung der Silikatböden mit der dort besseren Rohhumusanreicherung.

Myrmeleotettix maculatus scheidet als Bioindikator für die Kalkmagerrasen weitgehend aus. Die Art wäre zur Indikation von vegetationsarmen Sandmagerrasen geeignet.

5.6.25 *Chorthippus biguttulus*

Chorthippus biguttulus ist eine holopaläarktische Art und gehört in Luxemburg, Rheinland-Pfalz und dem Saarland zu den häufigsten Heuschreckenarten (KINN & MEYER 1988, KINN 1991, SIMON et al. 1991, DORDA, MAAS & STAUDT 1996). Saarlandweit werden bevorzugt die trockenen Lebensräume besiedelt.

Chorthippus biguttulus ist eine in kurzgrasigen Habitaten im allgemeinen recht häufig auftretende Heuschreckenart, kommt aber auch in Biotopen mit hohen Gräsern vor, wobei die Individuendichte mit zunehmender Vegetationshöhe und Dichte in der Regel abnimmt.

Im Untersuchungsgebiet kommt die Art sowohl auf Kalk- als auch auf Sandmagerrasen vor und besiedelt bevorzugt (südexponierte) Sandrasen, Trockenrasen, Gamanderreiche- und Kurzrasige Trespenrasen.

Am Wolferskopf wanderte *Chorthippus biguttulus* in einen freigestellten Kalkhalbtrockenrasen innerhalb von drei Jahren neu ein (Transektfläche V, Tab. 13). Auf dauerbeobachteten Flächen im Bliesgau nahm die Art lokal in ihrer Bestandsdichte ab. Eine besonders auffällige Bestandsdichteabnahme auf Dauerbeobachtungsfläche 11 (Tab. 14) könnte mit dem Faktor Beweidung zusammenhängen (vgl. 5.4.2).

Chorthippus biguttulus wurde bereits in den früheren Arbeiten für Teile des Untersuchungsgebietes genannt (DEMPEWOLFF 1964, MEYER 1988). Auch DÖDERLEIN (1912) erwähnte *Chorthippus biguttulus* bereits für den Elsässer Raum.

SCHIEMENZ (1969), SZIJJ (1985), INGRISCH (1987) und DETZEL (1991) stuften *Chorthippus biguttulus* als xerophil ein. HARZ (1975) charakterisiert die Art als mesophil-xerophil. Während bei *Chorthippus biguttulus* - wie bei fast allen Feldheuschrecken - keine deutliche Nahrungspräferenz zu erkennen ist, erfolgt die Eiablage bevorzugt in die trockene bis mäßig feuchte, feinkörnige Erde (vgl. DETZEL 1991).

Wie bei den im Rahmen vorliegender Arbeit durchgeführten mikroklimatischen Untersuchungen gezeigt werden konnte, herrschen insbesondere auf den kurzrasigen Halbtrockenrasen am Boden übers Jahr die höchsten Wärmesummen, wovon geophile Arten wie *Chorthippus biguttulus* in aller Regel profitieren. So erschienen auf den kurzrasigen Flächen nicht nur die Larven früher. Die Fähigkeit, die Embryonalentwicklung sowohl nach einer ein- oder mehrjährigen Entwicklungsdauer zielgerecht abzuschließen, macht *Chorthippus biguttulus* (zusammen mit *Chorthippus parallelus* und *Chorthippus brunneus*) flexibel und anpassungsfähig an sich verändernde Umweltbedingungen (vgl. BRUCKHAUS 1992).

Regionale Besonderheiten bezüglich des präferierten Habitats bestehen offensichtlich keine. STROHM (1924) fand die Art auch auf feuchten Talaueböden, diskutiert aber nicht die Möglichkeit einer Zuwanderung der Art. So konnte z.B. SÜSSMILCH nachweisen, daß *Chorthippus biguttulus* im Verlauf des Sommers auf gemähte bzw. beweidete Auestandorte einwandert und kurz nach der Mahd sogar in Naßwiesen gefunden werden konnte, die direkt nach der Mahd, aufgrund der erhöhten Sonneneinstrahlung, zumindest oberflächlich einigermaßen trockene Standorte aufwiesen. *Chorthippus biguttulus* ist damit in entscheidender Weise von der Vegetationsstruktur abhängig, denn mit dem weiteren Nachwachsen der Vegetation verschwindet *Chorthippus biguttulus* vorübergehend wieder, um nach einer erneuten Mahd oder Beweidung wieder einzuwandern (vgl. SÜSSMILCH 1993). Auch nach Untersuchungen von FEDERSCHMIDT (1988) im NSG Taubergießen fehlte *Chorthippus biguttulus* auf Flächen mit der größten Vegetationsdichte.

In der Summe ist *Chorthippus biguttulus* zur Indikation kurzrasiger, trockener Magerrasen geeignet.

5.6.26 *Chorthippus brunneus*

Chorthippus brunneus ist holopaläarktisch verbreitet und in ganz Deutschland anzutreffen. In Luxemburg, Rheinland-Pfalz und dem Saarland gehört *Chor-*

thippus brunneus zu den häufigsten Heuschreckenarten (KINN & MEYER 1988, KINN 1991, SIMON et al. 1991, DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Im Untersuchungsgebiet wurde *Chorthippus brunneus* besonders auf den lückigen und vegetationsarmen Silbergras- und Kleinschmielenfluren und, wie die Clusteranalysen (Kap. 4.11) zeigen, vergesellschaftet mit *Chorthippus biguttulus, Oedipoda caerulescens, Myrmeleotettix maculatus* und *Chorthippus mollis* gefunden. Auf Kalkmagerrasen kommt *Chorthippus brunneus* dagegen nur vor, wenn die üblicherweise geschlossene Grasnarbe, z.B. infolge Beweidung, Tritt oder Wegebau aufgerissen und damit innerhalb des Magerrasens ein eigenes Mikrorelief entstanden ist. *Chorthippus brunneus* ist keine Charakterart der Kalkhalbtrockenrasen.

Chorthippus brunneus ist offensichtlich sehr vagil (Pionierart) und in der Lage, neu entstandene Biotope schnell zu besiedeln (vgl. LAUSSMANN 1993). Auf einer sommerlich gemähten, wechselfeuchten *Inula*-Fläche am Wolferskopf drang *Chorthippus brunneus* beispielsweise mit großer Regelmäßigkeit vom benachbarten Feldweg her ein, um im Laufe des Sommers mit zunehmender Vegetationshöhe und -dichte wieder zu verschwinden. Ähnliche Beobachtungen machte SÜSSMILCH (1993) auf den von ihm untersuchten Auwiesen, wo vor allem die intensive Schafbeweidung *Chorthippus brunneus* eine Einwanderung von den benachbarten Wegrändern her ermöglichte. MERL (1987) berichtete von kleinsten Biotopen im Bebauungsbereich, in welche die Art in der Lage ist, vorzudringen und DETZEL (1991) nannte Straßenböschungen, Kies-, Sandgruben, Kahlschläge usw., die *Chorthippus brunneus* binnen kurzer Zeit neu zu besiedeln vermag.

Chorthippus brunneus wird aufgrund seiner Habitatansprüche in der Literatur übereinstimmend als xerophil beschrieben (RÖBER 1951, SCHIEMENZ 1969, BROCKSIEPER 1978, BELLMANN 1985, SZIJJ 1985, INGRISCH 1987 u.a.). RÖBER (1951) bzw. INGRISCH (1984) charakterisierten die Art darüberhinaus als Kulturfolger bzw. Ubiquisten. Ihre Eier legt diese trockenpräferente Art direkt in den vegetationsarmen Boden ab, was letztlich auch wieder ein Hinweis auf den geringen Raumwiderstand ist (Geophilie), den *Chorthippus brunneus* im Habitat benötigt.

Chorthippus brunneus ist für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes zur Indikation schütter bewachsener Silbergras- und Kleinschmielenfluren geeignet.

5.6.27 *Chorthippus mollis*

Chorthippus mollis ist eurosibirisch verbreitet und kommt in ganz Deutschland vor. Nach HOFFMANN (1962) war die Art im Bereich des Luxemburger Sandsteins gut vertreten, konnte seit 1988 allerdings nicht mehr für das Großherzogtum nachgewiesen werden (KINN & MEYER 1988). *Chorthippus mollis* kommt nur lokal in den Wärmegebieten von Rheinland-Pfalz vor (KETTERING et al. 1984, SIMON et al. 1991) und ist auch im Saarland auf die wärmebegünstigten Naturräume beschränkt (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes wurde die Art (mit einer Ausnahme, s.u.) fast ausschließlich auf Sandmagerrasen des Saarlouiser und (vereinzelt) des Homburger Raumes gefunden. Ein einziger Fundpunkt stammt aus dem Jahre 1989, aus einem Kalkhalbtrockenrasen am Wolferskopf.

Im Metzer Raum (lothringischer Teil des Untersuchungsgebietes) kommt *Chorthippus mollis* dagegen auf den Halbtrocken- und Trockenrasen der Jurakalke vor.

Chorthippus mollis weist demnach in der Verbreitung eine stark ausgeprägte Regionalität auf, die im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes bei den Sandmagerrasen beginnt (im Saarlouiser Raum ist *Chorthippus mollis* wesentlich häufiger als im Homburger Raum, s.u.) und sich bis in den Metzer Raum nach Lothringen erstreckt. In Lothringen besiedelt *Chorthippus mollis* die Kalkgebiete, während die Art sie im Saarland offensichtlich meidet.

Die verschiedenartige regionale Einnischung bedingt auch eine verschiedenartige regionale Synökologie. Wie die Clusteranalysen (4.11) zeigen, kommt *Chorthippus mollis* im Metzer Raum vergesellschaftet mit *Calliptamus italicus* und *Chorthippus biguttulus* vor, während innerhalb der Buntsandsteingebiete vorwiegend *Chorthippus brunneus* und *Oedipoda caerulescens*, besonders aber *Myrmeleotettix maculatus*, die Begleitarten sind.

Wie o.a. besteht in bezug auf Häufigkeit und Verbreitung saarlandweit ein Ungleichgewicht zwischen Saarlouiser und Homburger Raum. So kommt *Chorthippus mollis* im Buntsandsteingebiet des Saarlouiser Raumes außer auf Sandmagerrasen auch entlang von Straßenböschungen, in Glatthaferbrachen, auf trockenen Ruderalflächen, ja sogar entlang des Saardammes vor, von wo aus die Art gelegentlich in benachbarte Tal-Glatthaferwiesen einwandert. Im Homburger Raum beschränkt sich das Vorkommen von *Chorthippus mollis* dagegen auf die

typischen Sandmagerrasen-Standorte; auch werden hier bei weitem nicht die Populationsdichten wie im Saarlouiser Raum erreicht.

Chorthippus mollis wird in der Literatur als xerophil und thermophil eingestuft (HARZ 1960, OSCHMANN 1966, BELLMANN 1985, INGRISCH 1987).

Regionale Biotoppräferenzen bestehen dergestalt, daß *Chorthippus mollis* z.B. in mitteleuropäischen Trockenrasen (Gebiet der ehemaligen DDR) als Hauptart für die submediterranen Kalkhalbtrockenrasen in Frage kommt (SCHIEMENZ 1969), während die Art im wärmebegünstigten Luxemburg und Saarland offensichtlich die Kalkhalbtrockenrasen meidet. Die Annahme von DETZEL (1991), daß *Chorthippus mollis* besonders in den Wärmegebieten (außer den vegetationsarmen Stellen) auch die Halbtrockenrasen besiedelt, trifft demnach nur für den Metzer Raum, nicht aber für Luxemburg und das Saarland zu.

Chorthippus mollis wäre für den saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes gut als Bioindikator für vegetationsarme, lückige Sandmagerrasen geeignet.

5.6.28 *Chorthippus dorsatus*

Chorthippus dorsatus ist eine eurosibirische Art, deren Verbreitungsgebiet sich von Nordspanien, Schweden und Oberitalien bis Ostasien erstreckt. Die Art kommt in ganz Deutschland vor. In Luxemburg und dem Saarland ist *Chorthippus dorsatus* zwar verbreitet aber nicht unbedingt häufig und bewohnt vorzugsweise feuchte, gelegentlich aber auch trockene Grasflächen (KINN & MEYER 1988, KINN 1991, DORDA, MAAS & STAUDT 1996). Auch in Rheinland-Pfalz ist die Art sowohl auf Mager- als auch auf Feuchtwiesen verbreitet, wobei im Regierungsbezirk Koblenz, nördlich der Nahe, nurmehr ein Vorkommen existent ist (FROEHLICH 1990, SIMON et al. 1991).

Im Untersuchungsgebiet wurde *Chorthippus dorsatus* lokal auf trockenen bis wechselfeuchten Kalkmagerrasen gefunden. Die von der Bestandsdichte her größten Vorkommen wurden auf einer Teilfläche am Wolferskopf kartiert, wo *Chorthippus dorsatus* sowohl auf Kurzrasigen Trespenrasen als auch auf Zwenkenrasen, die mit Abstand häufigste Heuschreckenart ist.

Im NSG „Badstube" wurde *Chorthippus dorsatus* bereits im Jahre 1964 von DEMPEWOLFF nachgewiesen. Das Vorkommen in der Badstube konnte im Rahmen vorliegender Untersuchung wieder bestätigt werden.

Chorthippus dorsatus wird in der Literatur als leicht hygrophil bis mesophil eingestuft und gilt als typischer Vertreter frischer bis feuchter Standorte (RÖBER 1951, MARCHAND 1952 u. 1953, HARZ 1957, OSCHMANN 1966, SCHIEMENZ 1969, INGRISCH 1983a). RÖBER (1949) charakterisiert *Chorthippus dorsatus* sogar als Indikatorart von Feuchtwiesen. Nach DETZEL (1991) wird extrem dicht bewachsene und verfilzte Vegetation gemieden.

Dies mag saarlandweit für die Feuchtwiesen gelten (vgl. DORDA, MAAS & STAUDT 1996), trifft für die Kalkmagerrasen des Untersuchungsgebietes aber nicht zu. So kommt auf den trockenen Standorten des Untersuchungsgebietes *Chorthippus dorsatus* sowohl auf den kurzrasigen, als auch auf den verbrachten mit hohen Gräsern bewachsenen und teilweise verfilzten Halbtrockenrasen-Varianten vor:

Auf dem wechselfeuchten kurzrasigen Kalkhalbtrockenrasen „Auf der Lohe" wurde *Chorthippus dorsatus* z.B. über drei Jahre hinweg kartiert, was außer auf Bodenständigkeit insbesondere ein Hinweis auf den relativ hohen Feuchtigkeitsbedarf der Eier von *Chorthippus dorsatus* sein kann (vgl. INGRISCH 1983a). Der Feuchtigkeitsbedarf könnte auch der Grund sein, warum z.B. *Chorthippus dorsatus* auf dem wechselfeuchten, verfilzten *Inula*-Zwenkenrasen am Wolferskopf in vergleichsweise hoher Individuendichte lebt. *Chorthippus dorsatus* wurde im Untersuchungsgebiet aber auch auf trockeneren Standorten, wenngleich in geringerer Dichte, gefunden.

Chorthippus dorsatus kommt nach DETZEL (1991) in Baden-Württemberg auf mesotrophen bis mageren, wenig gedüngten Wiesen bis hin zu Langgraswiesen vor, wobei als Schutz vor zu großen Feuchtigkeits- und Temperaturschwankungen der späte Schlupfzeitpunkt der Eier und die lange Larvenzeit als Grund für die Bevorzugung von Wiesen mit spätem ersten Hochstand angenommen wurden. Nach Untersuchungen von FEDERSCHMIDT (1988) liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Art auf Rasenflächen in der Oberrheinaue in den zweischürigen Glatthaferwiesen. SÜSSMILCH (1993) fand *Chorthippus dorsatus* am häufigsten auf Mähwiesen und Weiden extensiver bis mittlerer Nutzungsintensität.

Ergebnisse dreijähriger Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen legen zumindest für den Wolferskopf den Schluß nahe, daß *Chorthippus dorsatus*-Populationen unter dem Gesichtspunkt der Individuenkonstanz keinesfalls persistent sind, sondern binnen eines Jahres, um das dreifache in ihrer Bestandsdichte abnehmen können. Dies gilt sowohl für eine fortan jährlich bzw. dreijährig gemähte Vergleichsfläche auf einem bis dahin jährlich gepflegten Kalkhalbtrockenra-

sen als auch für einen fortan alle 5 Jahre zu mähenden Kalkhalbtrockenrasen, der bis dahin jährlich gemäht worden ist (Dauerbeobachtungsflächen 7 u. 8, Transektfläche II; vgl. Tab. 13 u. 14).

Das Habitatschema von *Chorthippus dorsatus* erweist sich damit als äußerst komplex. Zufriedenstellend interpretieren läßt es sich wohl nur für das Optimalhabitat, wo die zweischürig genutzten Mähwiesen frischer bis feuchter Standorte besiedelt und zu dichte oder verfilzte Vegetation langfristig gemieden werden. Auf trockeneren, suboptimalen Standorten könnte dagegen die Feuchtigkeit des Bodens die alles entscheidende Rolle spielen. Handelt es sich, wie am Beispiel des kurzrasigen Halbtrockenrasens „Auf der Lohe", um einen wechselfeuchten Standort, findet *Chorthippus dorsatus* geeignete Lebensbedingungen. Auf mehr oder weniger trockeneren Biotopen und aufgrund des hohen Feuchtigkeitsbedarfs der Eier kann *Chorthippus dorsatus* dagegen nur (über)-leben wenn die Art vegetationsdichte, verfilzte Verhältnisse, welche letztlich die Gefahr einer Austrocknung mindern, in Kauf nimmt (vgl. auch Kap. 5.4).

So betrachtet, verhält sich *Chorthippus dorsatus*, in bezug auf den Parameter Struktur, ambivalent.

Aufgrund der Tatsache, daß *Chorthippus dorsatus* saarlandweit eher eine Art der Feuchtwiesen ist, scheidet sie als Bioindikator für die Magerrasen des Untersuchungsgebietes weitgehend aus.

5.6.29 *Chorthippus parallelus*

Chorthippus parallelus ist eine eurosibirische Art und überall in Mitteleuropa häufig (HARZ 1957). *Chorthippus parallelus* ist auch in Luxemburg, Rheinland-Pfalz und dem Saarland eine der häufigsten Heuschrecken (KINN & MEYER 1988, SIMON et al. 1991, DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Im Untersuchungsgebiet wurde *Chorthippus parallelus* sowohl auf Kalk- als auch auf Sandmagerrasen gefunden.

Auf einem verbrachten und zwischenzeitlich freigestellten Kalkhalbtrockenrasen am Wolferskopf war *Chorthippus parallelus* von allen in Frage kommenden Heuschreckenarten, als erste in der Lage, auf die neuen kurzrasigen Standortverhältnisse mit einer Zunahme der Individuendichte zu reagieren. Dasselbe gilt für einen im Jahr 1994 freigestellten Kalkhalbtrockenrasen am Zwiebelberg bei Wals-

heim, wo *Chorthippus parallelus* die gegenwärtig häufigste Art ist. *Chorthippus parallelus* kann demzufolge als Pionierart eingestuft werden.

Auffallend sind die Untersuchungsergebnisse zur Persistenz auf zwei bezüglich der Exposition verschiedenen Halbtrockenrasenhängen in der Badstube bei Mimbach. Bis ins Jahr 1993 waren die durch einen bewaldeten Taleinschnitt räumlich getrennten *Chorthippus parallelus*-Populationen in ihrem Gefüge offensichtlich konstant. Im Jahr 1994 nahm auf dem zweiten Hang *Chorthippus parallelus* dagegen merklich ab. Die Bestandsdichteabnahme könnte u.U. mit einer spontanen Ausbreitung aus der Dauerbeobachtungsfläche heraus, in Richtung schattenspendender Gehölze erklärt werden, denn am Untersuchungstag herrschten extrem heiße Temperaturen auf der Fläche (vgl. 5.4.2).

Chorthippus parallelus wird in der Literatur als mesophil mit breiter ökologischer Valenz beschrieben (z.B. HARZ 1957). Sie ist eine der letzten Arten, die sogar in überdüngten Fettwiesen überleben kann (BELLMANN 1985). Nach INGRISCH (1987) benötigt *Chorthippus parallelus* während der Embryonalentwicklung allerdings eine erhöhte Feuchtigkeit, was ggf. die Unterschiede in der Badstube erklären kann (s.o.).

BRUCKHAUS (1986 u. 1990) untersuchte die ökologische Potenz von *Chorthippus parallelus* während der postdiapausebedingten Embryonalentwicklung in bezug auf die Umgebungstemperatur und stellte z.B. fest, daß *Chorthippus parallelus* eine außergewöhnlich gute Anpassung an Temperaturen sowohl oberhalb als auch unterhalb des Temperaturoptimums hat. Diese breite ökologische Amplitude dürfte *Chorthippus parallelus*, sowohl saarlandweit als auch im Untersuchungsgebiet, eine Besiedlung aller in Frage kommender Biotoptypen ermöglichen.

SCHLINDWEIN (1992) stellte fest, daß *Chorthippus parallelus* im Vergleich zu einschürigen Mähwiesen durch die mehrfache Mahd gefördert wird. Auf eine Mahd Anfang September im Vergleich zu einer Mahd im Spätherbst reagierte *Chorthippus parallelus* dagegen überhaupt nicht (vgl. THOMAS 1980).

Die Eier legt *Chorthippus parallelus* in den obersten Bodenschichten ab, eine Biotopbindung aufgrund bestimmter Futterpflanzen kann für die Art ausgeschlossen werden (vgl. DETZEL 1991).

Aufgrund des eurytopen Vorkommens ist *Chorthippus parallelus* als Bioindikator für die untersuchten Magerrasen schlecht geeignet.

5.6.30 *Chorthippus montanus*

Seltener als die o.g. Schwesterart *Chorthippus parallelus* ist der Sumpf-Grashüpfer (*Chorthippus montanus)* in Deutschland verbreitet. *Chorthippus montanus* kommt überwiegend in den feuchten Auen des Nordsaarlandes vor und wurde nur vereinzelt bislang auch im übrigen Saarland nachgewiesen (DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

Im Untersuchungsgebiet wurde die als hygrophil einzustufende Art auf einem Sandrasen in einer Niedermoorsenke bei Homburg gefunden. Auffällig ist dort die Vergesellschaftung mit *Omocestus haemorrhoidalis* und *Stenobothrus lineatus*.

Chorthippus montanus besitzt für die untersuchten Magerrasen keine indikative Aussagekraft.

5.7 ZOOGEOGRAPHISCHE ASPEKTE

Die Heuschreckenarten sind nicht gleichmäßig im Untersuchungsgebiet verteilt. Es besteht ein Artengefälle zwischen dem Metzer Raum einerseits und den Muschelkalkgebieten des Saarlandes andererseits. Die Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet macht eine Betrachtung aus zoogeographischer Sicht notwendig.

Zwischen Metzer Land, Zweibrücker Westrich und südlichem Bliesgau hat bereits HARD (1964) ein Artengefälle bei seiner floristischen Betrachtung der Kalktriften festgestellt. HARD führt aus, daß der südliche Bliesgau durch das völlige Fehlen des submediterranen „Garidenelementes" ausgezeichnet ist, welches erst im Bickenalbtal auftritt und im Gamander-Trespenrasen des Naturraumes Zweibrücker Westrich bereits eine beträchtliche Mächtigkeit erlangt. „Aber nirgends in den östlichen Untersuchungsgebieten treten die Garidenarten so hervor wie im Metzer kurzrasigen Trespenrasen oder gar in der Felsheide" (HARD 1964).

HARD drückt das Vorkommen einzelner (ausgewählter) Pflanzenarten in jedem der drei Gebiete mittels einer Häufigkeitsskala aus. Dabei ergibt sich ein Florengefälle Metzer Land > Zweibrücker Westrich > südlicher Bliesgau. Was nun den Prozentsatz der gemeinsamen Arten angeht, so steht der Zweibrücker Westrich mit 39 % gemeinsamer Arten dem Metzer Land wiederum näher als der südliche Bliesgau (33 %).

HARD begründet die überragende floristische Ausstattung der untersuchten Gesellschaften des Metzer Gebietes einerseits mit dem inselhaften Vorkommen der Arten der Felsfluren in der Natur- und Urlandschaft und andererseits mit der geringeren Entfernung von den südlichen und südwestlichen Kerngebieten als „Nachschubbasen" der submediterranen Vegetation. Als weiteren Grund führt er das sehr hohe Alter der Kalktriften der Bajocien-Cuesta sowie allgemein (warmes Moseltal) die günstigen Siedlungsbedingungen für Flaumeichenbusch und Zwenkenrasen an, die von den Weinbergwüstungen des 19-20. Jahrhunderts und wohl auch während der Entvölkerung des 17. Jahrhunderts geschaffen worden sind.

Was nun das Alter anbetrifft, reichen von den heutigen Halbtrockenrasen des Bliesgaus insbesondere die im Gebiet des unteren Muschelkalks (= Naturraum Zweibrücker Westrich) am weitesten in die Vergangenheit zurück, nämlich bis ins späte 18. und 19. Jahrhundert. Die Halbtrockenrasen des Naturraumes Saar-Blies-Gau erwiesen sich nach HARD dagegen als recht jung und können in ihrer Entstehung auf die Mitte des 19. Jahrhunderts rückdatiert werden. Sie sind vornehmlich als landschaftlicher Niederschlag sozialer und wirtschaftlicher Vorgänge auf Ackerland, Weinberg und Steinbruchwüstung entstanden (vgl. 2.7.1).

Nach HARD findet das floristische und pflanzengeographische Gefälle vom Zweibrücker Westrich zum Saar-Blies-Gau, wie überhaupt der größere Reichtum der Halbtrockenrasen aller Gebiete im unteren Muschelkalk, vor allem an submediterranen Arten, somit seine Erklärung im höheren Alter dieser Halbtrockenrasen.

Die Arbeit von HARD zeigt also, daß das Florengefälle Metzer Land > Zweibrücker Westrich > südlicher Bliesgau einerseits mit der geringeren Entfernung des „Pays messin" (des Metzer Landes) von den südlichen und südwestlichen Kerngebieten und Nachschubbasen zusammenhängt und - was den Raum Bliesgau anbelangt - andererseits mit dem höheren Alter der Kalkhalbtrockenrasen im Naturraum Zweibrücker Westrich in Zusammenhang gebracht werden kann.

Nun belegen die Ergebnisse vorliegender Arbeit, daß zwar hinsichtlich der Heuschrecken ein Artengefälle zwischen Metzer Land und Bliesgau besteht, nicht aber innerhalb des Bliesgau selbst, wie HARD es für die Vegetation nachgewiesen hat. Es stellt sich die Frage, wie diese Befunde zoogeographisch beurteilt werden können.

Die Ergebnisse der Kap. 4.4 - 4.9 zeigen, daß es sich bei den zusätzlich im Metzer Raum vorkommenden Arten *Calliptamus italicus*, *Oedipoda germanica* und *Mantis religiosa* um ausgesprochen xerophile Arten handelt, die in ihrem Lebensraum an derart lückige Vegetationsstrukturen angepaßt sind, wie sie am Primärstandort nur von den echten Xerobrometen der Felsheide geboten werden. Volltrockenrasen der Felsheide gibt es in den Muschelkalkgebieten des Saarlandes aber nicht, so daß hierin ein erster Anhaltspunkt zum Verständnis des heutigen Verbreitungsbildes der Arten liegt.

Was nun die heutigen Vorkommen im Metzer Raum anbelangt, lassen sich diese arealgeographisch, d.h. mit traditionellen Wanderstraßen aus dem Raum Lyon, Dijon und der Côte d'Or, längs der Stufen und Talreliefs nach NNO bis NW und damit mit einem Weg von der Saône über die Meuse zur Mosel nach Lothringen und ins Metzer Land erklären.

Nun müssen die o.g. Arten aber nicht unbedingt auf den Primärstandorten der Xerobrometen leben. Denkbar wäre auch ein Vorkommen auf Sekundärstandorten wie z.B. Industriebrachen, offengelassenen Steinbrüchen, Aufschüttungen usw.. Auch können großklimatisch keine ausreichenden Unterschiede zwischen Metzer Land und Bliesgau formuliert werden (vgl. HARD 1964), weshalb es verwunderlich ist, daß beispielsweise eine Art wie *Calliptamus italicus* nicht im Saarland wenigstens auf den anthropogenen Sonderstandorten vorkommt, welche strukturell durchaus mit der Felsheide des Metzer Landes zu vergleichen wären. Bedeutet dies, daß der Moselraum nicht als Ausbreitungsgebiet für die östlichen Flächen geeignet ist?

Hier muß nun eine weitere Interpretationsmöglichkeit mit ins Felde geführt werden. Es ist dies die im Untersuchungsgebiet praktizierte Form des Dauerfeldbaus, welche sich von der früher üblich gewesenen Feldweidewechselwirtschaft vollkommen unterscheidet.

Nach HARD ist z.B. davon auszugehen, daß die heutigen, floristisch sehr ähnlichen Wuchsorte keinesfalls Fragmente eines einst kontinuierlichen Teppichs dieser Gesellschaft sein müssen, sondern man sich arealgeographisch nur das Vorhandensein passierbarer Zwischenräume vorstellen muß, wie sie in früherer Zeit wohl die extensive Feldweidewechselwirtschaft und die Bodenerosion geboten hatten. So dürfte die wilde Feldweidewechselwirtschaft den xerothermen Arten einmal eine Wandergeschwindigkeit gestattet haben, die nicht weit von dem entfernt war, wie wir sie heute von den (arealmäßig verwandten) Schutt- und Ackerunkräutern kennen. Es ist davon auszugehen, daß das heutige Dauerackerland alle Bedingungen gründlich verändert hat.

Dank der wechselnden Kulturlandschaftsgeschichte, dank der Feldweidewechselwirtschaft und dank der Erosion waren früher wohl Korridore und Trittsteine (stepping stones, vgl. JEDICKE 1990) vorhanden, die den wanderwilligen Arten die Ausbreitung ermöglichten. Denkbar ist, daß die eine oder andere Art schon einmal nach Osten vorgedrungen war, denn damals hat es sicherlich auch bereits Sekundärstandorte (wohl weniger Industriebrachen, dafür aber offengelassene Steinbrüche usw.) gegeben.

Aufgrund zu großer räumlicher Distanzen kann der genetische Austausch zwischen benachbarten Populationen ausbleiben, was unter Umständen in Form degenerativer Inzuchterscheinungen zum Erlöschen einzelner Populationen führen kann (BRUCKHAUS 1992). Entscheidend für das Verständnis der heutigen Vorkommen ist deshalb nicht die frühere, sondern die heutige Situation. So dürfte es saarlandweit zwar ausreichend Sekundärstandorte geben; den uns heute bekannten Sekundärstandorten mangelt es aber allen an für xerotherme Arten passierbaren Zwischenräumen.

Nach HARD wurden z.B. die Halbtrockenrasen im Zweibrücker Westrich in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts auf ihren heutigen Wuchsorten fixiert und zugleich von Ackerland bzw. genutzten Wiesen auf Dauer umschlossen. Sie sind bis heute „stations pièges", Mausefallen-Relikte, um es mit dem Terminus von BOURNERIAS (in HARD 1964) zu sagen.

Für die Pflanzenarten der Kalkhalbtrockenrasen können bereits einige 100 m Kulturland zum unüberwindbaren Hindernis werden. Wie sieht es nun bei den Heuschrecken aus?

Die pflanzengeographischen Befunde von HARD zeigen, daß es innerhalb des Bliesgaus ein Artengefälle Zweibrücker Westrich > Saar-Blies-Gau gibt. Auffälligerweise wird dieses Artengefälle aber nicht durch die Verbreitung der Heuschrecken bestätigt. Vermutlich sind es die im Gegensatz zur Vegetation ausgeprägten lokomotorischen Fähigkeiten der Heuschrecken, die diese vegetationsgeographisch gültigen Unterschiede bereits verwischt haben.

Die Ausbreitung der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet läßt sich zoogeographisch wie folgt beurteilen:

1. Ein Einwandern xerothermophiler Arten aus dem Metzer Land scheitert heute an dem Fehlen geeigneter Trittsteine und Korridore.

2. Innerhalb eines Ensembles gelegentlich nur wenige hundert Meter voneinander isolierter Halbtrockenrasen, sind Heuschreckenzönosen in der Lage, einen Faunenaustausch zu betreiben. Das Problem der Verinselung muß also differenziert betrachtet werden.

Was nun aber das Alter der Halbtrockenrasen im Naturraum Saar-Blies-Gau im Vergleich zum Zweibrücker Westrich und dessen mögliche Indikation durch Heuschrecken angeht, kann für den begrenzten Raum des Untersuchungsgebietes davon ausgegangen werden, daß Heuschreckenzönosen nicht in der Lage sind, das Alter ihres Lebensraumes exakt zu reflektieren.

Naturschutzfachlich wird das Fehlen bzw. Aussterben früher bei uns vorgekommener xerothermophiler Arten, in der Regel, mit dem Verlust an geeigneten Lebensräumen begründet. Dem muß ein weiterer, wenn nicht sogar der wichtigste, Grund hinzugefügt werden: das Fehlen passierbarer Zwischenräume und damit eine Änderung in der Kulturlandschaftsgeschichte, weg von der Feldweidewechselwirtschaft und den damit verbundenen Folgen der Bodenerosion, hin zu einer Dauerackerland-Bewirtschaftung mit einem geographischen Festfrieren der Lebensgemeinschaften.

Die Heuschreckenzönosen sind an ihren Lebensraum „Halbtrockenrasen" gebunden, wenngleich sie innerhalb desselben Information und Materie austauschen können. Halbtrockenrasen sind vom Menschen geschaffene Lebensräume. So betrachtet, haben wir mit den Heuschreckenzönosen auf den untersuchten Kalkhalbtrockenrasen nicht nur ein Stück Natur- sondern auch ein Stück Kulturgut vor uns. Denn nicht nur die Pflanzenarten der Halbtrockenrasen sind Zeugen einer verschwundenen Agrarlandschaft; auch die untersuchten Heuschreckenzönosen auf den Halbtrockenrasen sind im Prinzip „stations-pièges" - gefangen gesetzte Relikte -, deren Zerstörung, unter Annahme des Fortbestehens der heutigen Landbewirtschaftung, wohl endgültig wäre.

6 HEUSCHRECKENZÖNOSEN ALS BEWERTUNGSINDIKATOREN - NATURSCHUTZFACHLICHER TEIL

6.1 PROBLEMANSPRACHE

Naturschutz ist die Reaktion auf den permanenten Verlust an Natürlichkeit in unserer Umwelt (SCHERZINGER 1991). Naturschutz ist insofern gekennzeichnet durch die Aufgabenfelder Artenschutz, Biozönoseschutz, Schutz der Naturgüter Wasser, Boden und Atmosphäre aus bioökologischem Blickwinkel, Prozeßschutz und Schutz regionstypischer Landschaften. Es besteht weitgehende Sinngleichheit mit dem im englischsprachigen Raum gebräuchlichen Begriff „Biosphere Conservation" (PLACHTER 1994).

Das gestiegene Aufgabenspektrum des Naturschutzes (z.B. die Einführung der Umweltverträglichkeitsprüfung oder die Festlegung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen) erforderte in den vergangenen Jahren zunehmend komplexe Bewertungsmodelle für Arten, Ökosysteme und Landschaftsausschnitte (vgl. PLACHTER 1992 u. 1994). Die Entwicklung einer Vielzahl meist sektoraler „ökologischer" Analyse- und Bewertungsverfahren, welche überwiegend mit ökologischen Indizes wie Artenzahlen, Diversität usw. arbeiten, war die Folge (Zusammenstellung in PLACHTER 1994).

Ein Großteil dieser Bewertungsvorschläge weist in seinen Grundzügen allerdings erhebliche methodische Mängel auf (vgl. PLACHTER 1992), wobei fehlende Transparenz, fehlende Beachtung regionaler Gegebenheiten, unzureichende Trennung der einzelnen Arbeitsschritte des Bewertungsverfahrens sowie die zunehmende Mathematisierung (z.B. BLANA 1978) besonders kritisiert werden müssen.

Im nordamerikanischen Raum hatte die Methodenentwicklung bis dahin eine etwas andere Richtung genommen. Es wurden Bewertungsverfahren entwickelt, die vornehmlich einzelne Arten in den Mittelpunkt stellen und z.B. im Rahmen von Habitatbewertungsverfahren (HEP = **H**abitat **E**valuation **P**rocedure) sogenannte Habitateignungsindizes (HSI = **H**abitat **S**uitability **I**ndex) entwickeln (HOVESTADT et al. 1991, PLACHTER 1994).

Naturschutz besitzt im Gegensatz zur Ökologie immer eine wertende Dimension (ERZ 1986, PLACHTER 1989a und b, 1990, 1991a und b; PLACHTER & FOECKLER 1991, FROEHLICH 1992).

Zur Erfüllung der Belange der Naturschutzpraxis (z.B. Eingriffs-Ausgleichs-Regelung, Schutzwürdigkeit, Standortfindung, Entscheidungsfindung der Legislative) müssen sowohl Landschaftsteile als auch die sie zusammensetzenden Elemente in Wertesysteme eingeordnet, d.h. bewertet werden (Inwertsetzung, Wertzuweisung). Eine solche Vorgehensweise erfordert normative Arbeitsmethoden, wie sie auch in anderen praktischen Disziplinen notwendig und beispielsweise in vielen Bereichen des technischen Umweltschutzes (z.B. „Technische Anleitung Luft") längst eingeführt sind (PLACHTER & FOECKLER 1991).

Faktisch ist eine Inwertsetzung nichts grundsätzlich Neues. Bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts haben KOLKWITZ & MARSSON das Saprobiensystem entwickelt, mit dessen Hilfe eine Gewässergütebestimmung, also eine Bewertung von Fließgewässerbiotopen möglich wurde (KOLKWITZ & MARSSON 1908 u. 1909). Später folgten Bewertungsmodelle, die den „Umfang der anthropogenen Beeinflussung der Standorte" (vgl. MÜLLER 1981) durch Entwicklung eines Hemerobiensystems (z.B. JALAS 1955, SUKOPP 1972 u. 1976) bzw. durch den Einsatz von Flechten oder Moosen (z.B. DÜLL 1974) als Luftqualitätskriterien definierten. Auch die Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (ELLENBERG et al. 1991) sind in diesem Zusammenhang zu nennen.

Alle genannten Verfahren kommen aber nicht ohne normative Elemente aus.

Im Bereich der Feststellung stofflicher Umweltbelastungen (Luft, Wasser) ist die Bioindikation unterdessen am weitesten gediehen. Sie hat ein breites Anwendungsfeld gefunden (PIRKL & RIEDEL 1991). Zur Thematik von Bioindikatoren und Bioindikation siehe ARNDT (1979), BICK (1982), ELLENBERG (1982), GAST (1984), DORDA (1987), HAHN (1991), SCHUBERT (1991a) u.a..

Innerhalb der Bioindikation wurde auch der Begriff des „Leitartensystems" entwickelt (BLAB 1988a). Auch das Leitartensystem beruht auf dem Prinzip der Indikation. Indizierende Parameter, wie Arten oder Standortfaktoren, sollen Auskunft über Zustand und Entwicklung eines Ökosystems oder eines Landschaftsteiles geben" (PLACHTER & FOECKLER 1991). Für die im allgemeinen gut untersuchte Artengruppe der Vögel ist das in weiten Teilen bereits möglich. So spricht BEZZEL bei der Betrachtung der Kulturlandschaft und ihrer Avizönosen, von der Feldlerche z.B. als „Leitart des naturfernen Ökosystems Acker" (BEZZEL 1982).

Auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes wird analog der Begriff des „Zielartensystems" diskutiert (z.B. RECK 1990, RECK, HENLE & HERRMANN 1991). Zielarten wären demnach Arten, auf die sich die Bemühungen zur Realisierung der Entwicklungsziele stellvertretend konzentrieren. Der Einsatz von Zielarten sollte vielversprechend sein, weil Zielarten eine im allgemeinen hohe indikative Aussagekraft besitzen.

PLACHTER & FOECKLER (1991) haben unterdessen das Anforderungsprofil an Indikationsmodelle konkretisiert. Bei der „Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren" halten sie (sinngemäß) fest, daß

1. der Erhebung und Analyse der Daten zwingend ein Bewertungsschritt folgen muß, der normativen Charakter hat;

2. Bewertungsverfahren als bedeutend für die Zielsetzung des Naturschutzes zu bezeichnen sind, wenn sie einen Vergleich von Landschaft und Ökosystemen, deren funktionaler Beziehungen und dynamischer Entwicklung ermöglichen;

3. für eine umfassende Gebietsbewertung Weiterentwicklungen, insbesondere auf dem Gebiet indikativer Methoden, notwendig sind;

4. die Naturwissenschaften zur Entwicklung der eigentlichen Bewertungsschritte methodisch kaum beitragen können, da ihnen normative Arbeitsweisen völlig fremd sind;

5. die Entwicklung naturschutzspezifischer Bewertungsverfahren eine interdisziplinäre Aufgabe von Natur- und Geisteswissenschaften ist.

Bei objektiver Betrachtung des derzeitigen Standes der Diskussion über Arten- und Biotopschutzforschung ist gerade dem Punkt 4 (das Fehlen normativer Arbeitsweisen) besondere Beachtung zu schenken. Indikatoren - seien es nun Leit- oder Zielarten - müssen auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes nicht nur als Analyse- sondern auch als Entscheidungs- und Bewertungsparameter dienen. Dazu sind normative Bewertungsgrundlagen gefordert.

Normatives Arbeiten ist den streng ökologisch arbeitenden Wissenschaften fremd. Aber gerade die Neuentwicklung von Bewertungsverfahren und die Integration der vorliegenden Erhebungs- und Analysevorschläge zu komplexen Bewertungsverfahren ist eine wichtige Aufgabe der Naturschutzforschung (HENLE & KAULE 1991, PLACHTER & FOECKLER 1991).

Die Naturwissenschaft Ökologie kann keine einzige Norm setzen (z.B. wie soll die Landschaft beschaffen sein, wie viele ursprünglich heimische, infolge der Rodungen eingewanderte oder neuerdings eingebürgerte Pflanzen- und Tierarten sollen in ihr leben?). Sie kann nur Antworten auf „was ist, wenn-Fragen" geben (z.B. was kann passieren, wenn ein bestimmter Bachabschnitt verrohrt ist usw.) (FROEHLICH 1992).

Um es in einem anschaulichen Beispiel zu sagen, darf der Naturschutz - unter Berufung auf das Kriterium Seltenheit - z.B. ein Offenhalten aller Halbtrockenrasen fordern.

Eine derartige Betrachtungsweise ist der Ökologie dagegen vollkommen fremd. Ökologisch betrachtet wäre es unter dem Gesichtspunkt der Naturnähe (vgl. AMMER & UTSCHIK 1984) vielmehr vorstellbar, daß ein Durchwachsenlassen der Kalkhalbtrockenrasen zu einem Orchideen-Buchenwald propagiert wird. Wo liegt auch der Sinn, wenn beispielsweise das Weinhähnchen nur unter künstlichem Offenhalten der Halbtrockenrasen am Rande seines Areals gehalten werden kann und weiter südlich, wo die Art ihr Hauptverbreitungsgebiet hat (vgl. HARZ 1957), weite Gebiete flächendeckend besiedelt sind?

Die Frage nach der Sinnhaftigkeit (die ultimative), d.h. die Frage nach dem „warum" kann nur auf Naturschutzebene diskutiert werden. Dazu muß das Wesen des Naturschutzes zuvor aber klar definiert worden sein.

PLACHTER beschreibt Naturschutz als „Teilgebiet des Umweltschutzes", unter dem „mehrere eigenständige technische und ökologische Fachgebiete zusammengefaßt werden, deren Begründungen, Ziele und Arbeitsmethoden erheblich voneinander abweichen"... „Gemeinsam ist (dabei) allen Fachgebieten das Ziel, Teile der Natur einschließlich des Menschen vor anthropogenen Beeinträchtigungen zu schützen und bereits eingetretene Veränderungen, soweit nötig und möglich, wieder rückgängig zu machen" (PLACHTER 1991a und b).

In §1 des Bundesnaturschutzgesetzes ist als Ziel herausgestellt:

„Schutz, Pflege und Entwicklung"

- der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes
- der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter
- der Pflanzen- und Tierwelt
- der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

PLACHTER (1989b) führt aus, daß das Bundesnaturschutzgesetz die Rahmenziele durch den Zusatz „als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft" ausschließlich auf anthropozentrische Sichtweise einengt und fordert mit BOSSELMANN (1987),

daß dieser Ansatz auch aus juristischen Gründen als unzureichend erkannt werden soll. „Es wäre vielmehr erforderlich, nicht nur die Bedürfnisse des Menschen allein in den Mittelpunkt naturschutzbezogenen Handelns zu stellen, sondern zusätzlich die Verantwortung für die belebte, vielleicht sogar für die gesamte Schöpfung als gleichberechtigte Begründungsfelder anzuerkennen" (PLACHTER 1989b).

Ähnlich argumentiert FROEHLICH (1992), wenn er ausführt, daß Naturschutz weder allein im Interesse des Menschen noch allein wegen der Natur erfolgt, sondern aus Verantwortung für Werte, die erst durch das Zusammentreten beider zustande kommen. „Verantwortung für zukünftige Generationen bedeutet meines Erachtens vor allem: Wir dürfen den Kindern keine Verluste hinterlassen, die nicht mehr rückgängig zu machen sind - und dazu zählt das Aussterben von Arten" (FROEHLICH 1992).

Wie bereits oben festgestellt, ist Naturschutz eine interdisziplinäre Disziplin. PLACHTER (1989b) nennt Naturschutz „eine Fachdisziplin, deren Begründungsfelder im wesentlichen in den Bereichen Ökonomie, Ästhetik, Kulturgeschichte, Forschung und Ethik (allgemein: Philosophie) liegen, der aber den weitaus größten Teil der relevanten Grunddaten aus verschiedenen naturwissenschaftlichen Fachrichtungen (z.B. Biologie, Landschaftsökologie, Geographie etc.) bezieht" (vgl. auch ZWANZIG 1987).

Um dem o.g. Beispiel der Halbtrockenrasen zu folgen, wäre auf der ersten Ebene (Philosophie) die grundsätzliche Entscheidung zu treffen, ob die Halbtrockenrasen nun offen gehalten werden sollen oder nicht. Es können kulturhistorische, ästhetische oder auch ethische Gründe angeführt werden. Letzten Endes aber wird der naturwissenschaftliche Beweis dafür, daß die Kalkhalbtrockenrasen nun offen zu halten sind, nicht zu führen sein.

Auf der zweiten Ebene (Biologie, Landschaftsökologie, Geographie) wären schließlich die Grunddaten der verschiedenen Fachrichtungen (s.o.) aufzubereiten.

Nachfolgend sind naturschutzfachliche Gesichtspunkte dargestellt.

6.2 ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSMODELLES

6.2.1 Arbeitsansatz unter dem Aspekt der deduktiven Vorgehensweise

Die Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren ist die ausschließliche Aufgabe des Naturschutzes und nicht die der klassischen Naturwissenschaften (PLACHTER 1990, PLACHTER & FOECKLER 1991).

Wie bereits in Kap. 1 festgestellt worden ist, ist die vollständige kausalanalytische Beschreibung auch nur eines einzelnen Ökosystems, aufgrund der Vielzahl miteinander verwobener Kompartimente, kaum möglich. Aufgrund der komplexen Zusammenhänge im Ökosystem können naturschutzfachliche Analyse- und Bewertungsverfahren deshalb nur auf dem deduktiven Weg entwickelt werden. Dies steht grundsätzlich im Gegensatz zur methodischen Vorgehensweise der Naturwissenschaften - ist in der Praxis aber keineswegs ungewöhnlich. So sind wohl die meisten der heute im Bereich der Umweltüberwachung eingesetzten Verfahren (z.B. Meßnetze zur Schadstoffbelastung der Atmosphäre, Waldschadensinventuren) auf diesem Wege entstanden und später, während des Einsatzes in der Praxis, optimiert worden (vgl. PLACHTER 1990). Eine vergleichbare Vorgehensweise empfiehlt sich auch bei der Erstellung von Bewertungsverfahren.

Um nun zu einer möglichst umfassenden Aussagegenauigkeit zu kommen, wäre es natürlich sinnvoll, mehrere Artengruppen aus unterschiedlichen taxonomischen Einheiten in das Analyseverfahren einzubeziehen (PLACHTER 1989a, BROCKHAUS 1992). Nach BROCKHAUS (1992) sind dabei folgende Voraussetzungen notwendig:

- die ökologischen Ansprüche der Art sollten möglichst gut bekannt sein
- der Toleranzbereich sollte in wenigstens einzelnen Parametern gering sein
- faunistische Kenntnisse zum Vorkommen der Art im betrachteten Raum müssen vorhanden sein

Nun steht die Entwicklung naturschutzfachlicher Analyse- und Bewertungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland aber erst am Anfang (vgl. SUKOPP, SEIDEL & BÖCKER 1988).

In der Folge soll deshalb ein Verfahren entwickelt werden, das eine naturschutzfachliche Bewertung mittels Heuschrecken erlaubt. Daß das gelieferte Material letztlich im Sinne von SUKOPP, SEIDEL & BÖCKER (1988) als „Baustein zu einem Monitoring für den Naturschutz" verstanden werden kann, sollen die nachfolgenden Ausführungen zeigen.

6.2.2 Praxisbezug und Übernahme des Prinzips der Indikation

Die vielfältigen Landnutzungsansprüche des Menschen und die nicht enden wollende Vereinnahmung der Natur mit all den nachhaltigen Änderungen der Landnutzung, d.h. jede umweltrelevante Tätigkeit des Menschen mit der abschätzbaren Folge der Beeinflussung eines Lebensraums, hat weitreichende Einflüsse auf das biozönotische Artengefüge und damit auf die Umwelt, in der wir leben.

Mit dem gestiegenen Interesse des Menschen für die Vorgänge in der Natur, das keinesfalls ganz uneigennützig ist und letztlich aus der Erkenntnis stammt, daß nur in einer einigermaßen intakten Umwelt das Leben lebbar ist, hat die Gesellschaft weitreichende Aufgaben an die praktische biologische Landesforschung gestellt. Grundsätzlich werden Bewertungsmethoden verlangt, die praxisorientiert und zeitsparend sind (was allerdings nicht bedeutet, daß die komplexen landschaftsökologischen Sachverhalte durch immer einfachere Verfahren und immer weniger Parameter bewertet werden sollen) und es demzufolge erlauben, die Einflüsse auf ein System vorhersagbar zu machen. Es sind wissenschaftlich fundierte Methoden gefordert, die über eine bloße Gebietsbewertung hinaus, auch sachlich einwandfreie Vergleiche verschiedener Standorte, z.B. im Rahmen der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung ermöglichen.

In der Vergangenheit sind eine Reihe von Bewertungsverfahren entwickelt worden. Bei einem Großteil der Verfahren kommen insbesondere solche Kriterien zur Verwendung, die sich leicht in Zahlenwerten ausdrücken lassen (z.B. ökologische Indizes, Rasterfrequenzen usw.).

Wenig zum Zuge kommen in der Gebietsbewertung bislang Verfahren, die die indikative Aussagekraft der Organismen unter der Vorstellung benutzen, daß eine Art bereits durch ihr Vorkommen oder Fehlen bestimmte Umweltqualitäten anzeigen kann. Eigentlich überrascht dies, wurde doch schon im Jahre 1902/1908 ein Saprobiensystem entwickelt, mit dessen Hilfe eine Gewässergütebestimmung, also eine Bewertung von Fließgewässern, möglich war (vgl. Kap. 1).

Die indikative Aussagekraft von Arten(kollektiven) bei der Gebietsbewertung ist bislang unterschätzt worden. Eine Gebietsbewertung mit Arten(kollektiven) ist aber nichts anderes als eine Bioindikation - lediglich aus einer naturschutzbezogenen Betrachtungsebene (vgl. WINKELBRANDT 1990).

Die Vielfalt unterschiedlicher anthropogener Faktoren, die auf Ökosysteme einwirken, erfordert im Naturschutz zunehmend ein planendes, zielorientiertes Handeln, das auch genutzte oder stark veränderte Landschaftsteile einbezieht. Hierfür sind spezifische wissenschaftliche Arbeitsmethoden erforderlich, mit deren Hilfe auch für größere Landschaftsteile Zielvorstellungen und konkrete Maßnahmen abgeleitet werden können (PLACHTER 1989b). Wichtig ist dabei, daß die unterschiedlichen Erhebungsmethoden kritisch betrachtet werden (vgl. BÜTEHORN & PLACHTER 1991; DORDA 1991a, 1992).

Wie bereits o.a., ergibt sich die Notwendigkeit der Bewertung bereits aus der Naturschutzgesetzgebung der einzelnen Länder.

So wird beispielsweise im saarländischen Naturschutzgesetz unter § 11 (Eingriffs-Ausgleichsregelung) gefordert, daß „unvermeidbare Beeinträchtigungen ... durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auszugleichen (sind) ...". Und: „Ausgeglichen ist ein Eingriff dann, wenn nach seiner Beendigung keine erhebliche oder nachteilige Beeinträchtigung des Naturhaushaltes zurückbleibt..." (AMTSBLATT DES SAARLANDES 1993).

Das Naturschutzgesetz verlangt also eine praktikable, exakte Bewertungsmethode. In der Summe sind die kausalanalytischen Arbeitsmethoden der Naturwissenschaften hierfür aber nur bedingt geeignet, da sie aufgrund der Komplexität der betrachteten biologischen Systeme kurzfristig nur punktuelle Informationen liefern können" (PLACHTER 1989b).

Holistische Verfahren scheiden aus. Biologische Systeme sind unendlich komplex und können, wenn überhaupt, nur unter erheblichem Arbeits- und Zeitaufwand entschlüsselt werden. Dabei ist die Frage, wieweit die Ergebnisse auf vergleichbare Systeme übertragen werden können, bis heute nur ansatzweise gelöst. Für die Praxis ist es aber notwendig, das komplexe Gefüge auf ein überschaubares Maß an Einzelkompartimenten zu reduzieren. Es sind Methoden gefordert, die über die Kenntnis einiger aussagekräftiger Parameter hinaus den Schluß auf das ganze System ermöglichen, d.h., es müssen indikative Verfahren zur Anwendung kommen. Der Bewertungsvorgang im Naturschutz muß sich also indikativer Verfahren bedienen.

Während nun z.B. für die Umweltschadstoffe entsprechende Ansätze bereits formuliert sind, fehlen diese in der naturschutzbezogenen Betrachtung noch weitgehend; gleichwohl setzt sich aber auch hier die Überzeugung durch, daß es zweckmäßig ist, mit indizierenden Parametern zu arbeiten (vgl. USHER 1994, FULLER 1994).

Wesen der Indikation ist es, über wenige Parameter Auskunft über Eigenschaften komplexer Systeme zu erhalten (vgl. Kap. 1).

Nach PLACHTER (1992 u. 1994) können im Aufgabenspektrum des Naturschutzes insbesondere drei Typen von Indikatoren unterschieden werden. Dies sind:

1. **Klassifikationsindikatoren** zur Einordnung realer Zustände in wertneutrale Klassifikationssysteme (z.B. die Charakterarten zur Trennung verschiedener Pflanzengesellschaften).

2. **Zustandsindikatoren** zur Dokumentation des Zustandes von Belastungen und Nutzungen, aber auch von Entwicklungen (z.B. die Bioindikation im Bereich der Umweltchemikalien oder aber auch Indikatoren für Pflegemaßnahmen im Naturschutz).

3. **Bewertungsindikatoren** zur naturschutzfachlichen Bewertung einer Fläche, eines Gebietes, einer Landschaft.

Voraussetzung für die Verwendung eines Naturelementes (Art, Biotop) als Bewertungsindikator ist ein hohes indikatives Potential. (Bewertungs)-Indikatoren sollten mit vertretbarem Aufwand bei ausreichender Aussagesicherheit ermittelt werden können. Sie indizieren den jeweiligen naturschutzfachlichen Wert eines bestimmten Naturelementes. Dieser Wert ist ihnen zuvor normativ, z.B. im Rahmen von Zustands-Wertigkeitsrelationen (PLACHTER 1992 u. 1994, REICH 1994b), zugewiesen worden.

6.2.3 Wertzuweisung/Inwertsetzung

Kern eines jeden Bewertungsverfahrens ist die Übersetzung eines im Gelände erhobenen Sachverhaltes in einen naturschutzfachlichen Wert. Werte kennt die Ökologie aber nicht; der Ökologie sind wertende Arbeitsweisen grundsätzlich fremd (s.o.).

Werte sind Ausdruck der jeweiligen gesellschaftlichen Beurteilung (Wertschätzung) eines bestimmten Naturelementes. Diese kann sich naturgemäß ändern. So waren die heute aus naturschutzfachlicher Sicht als hochwertig erachteten Kalkhalbtrockenrasen vor ca. 200 Jahren noch als wertloses Ödland eingestuft worden.

Damit ist, streng genommen, auch die häufig in Gutachten zu findende Formulierung „ökologisch wertvoll" nicht zulässig, denn aus ökologischer Sicht können Ökosysteme oder Arten nicht unterschiedlich wertvoll sein (vgl. ERZ 1986, REICH 1994b).

6.2.4 Bewerten auf Typus- und Objektebene/Erstellung regionalisierter Werteskalen

Ein wertender Vergleich verschiedener Lebensraumtypen (z.B. ein Kalkmagerrasen mit einem Orchideen-Buchenwald) ist nicht ohne weiteres möglich. Beide Lebensraumtypen besitzen a priori einen, aus der Sicht des Naturschutzes, eigenen Wert. Dieser ergibt sich allein aus dem jeweiligen Typ und ist innerhalb des gewählten Bezugsraumes ortsunabhängig (= **Typusebene** der Bewertung; PLACHTER 1994).

Nicht weniger schwierig ist ein wertender Vergleich verschiedener Objekte des gleichen Lebensraumtyps (z.B. die Kalkmagerrasen untereinander) (= **Objektebene** der Bewertung; PLACHTER 1994). Zwar dürfte auf Objektebene, aufgrund der geringeren Komplexität, das Auffinden geeigneter Werteparameter „einfacher" sein. Aber auch die Bewertung verschiedener Objekte des gleichen Lebensraumtyps ist kaum möglich, solange keine fundierte „Zustands-Wertigkeits-Relation" (PLACHTER 1992 u. 1994) vorliegt. Zum Beispiel verhalten sich bestimmte Arten in den verschiedenen Teilregionen Deutschlands unterschiedlich oder ein Kalkmagerrasen besitzt in einer bestimmten Region einen anderen Stellenwert. Das bedeutet aber, daß für eine Bewertung auf Objektebene zuvor regionalisierte Werteskalen erarbeitet worden sein müssen, anhand derer schließlich die Bewertung erfolgen kann (vgl. REICH 1994b).

6.2.5 Wertbestimmende Kriterien

Grundlage für eine Biotopbewertung ist die Gruppierung der Biozönosen nach ihrer ökologischen Funktion. Biozönosen sind aber äußerst komplex und ihre Leistung im System kann oft erst nach jahrelangen Untersuchungen (wenn überhaupt) richtig verstanden werden.

Unterdessen verlangt die Praxis nach einfachen und verständlichen Bewertungsmethoden. Es können mehrere Ansätze unterschieden werden (vgl. KAULE 1986, USHER 1994). Bei jeder Studie zur Bestimmung der für den Naturschutz wichtigen Gebiete einer Region ist es deshalb eine wesentliche Vorarbeit, die Kriterien festzulegen, die verwendet werden, um diese Gebiete zu ermitteln. Dabei sollten die Kriterien a priori ausgewählt werden, damit die subjektiven Einflüsse in der eigentlichen Bewertung und beim Vergleich der Gebiete minimal bleiben (USHER 1994).

Eine „Hitliste" der Verwendung von Kriterien in 17 Bewertungsstudien, die z.B. zwischen 1971 und 1981 in der englischsprachigen Literatur veröffentlicht wurden, zeigt Tab. 20 (aus: USHER 1994).

Die Tabelle zeigt, daß Kriterien wie Vielfalt, Natürlichkeit und Seltenheit die am häufigsten verwendeten Parameter innerhalb der Gebietsbewertung sind. Für die Artengruppe der Heuschrecken aber stellt sich die Frage, ob die o.g. Kriterien auch wirklich alle heuschreckenrelevant sind, denn „der bruchstückhafte Zustand unserer Kenntnis der Wirbellosen-Fauna" (HENRY & DISNEY 1994) könnte die Verwendung der meisten Kriterien ausschließen.

Von den genannten Kriterien scheinen für die Artengruppe der Heuschrecken insbesondere die Parameter Vielfalt, Diversität, Seltenheit, Biotopbindung, typische Ausprägung/Repräsentanz und Gefährdung wichtig. Diese, sowie die Kriterien Regionalität bzw. „Artenfülle", „Straten-Nutzung", Vernetzungsgrad/Flächengröße/Umfeld (vgl. KLEINERT 1991) sollen im folgenden auf ihre „Heuschreckenrelevanz" überprüft werden.

6.2.5.1 Artenvielfalt

In den Anfängen der Naturschutzdiskussion wurde „Artenvielfalt" oftmals als Indiz für die Hochwertigkeit eines Gebietes betrachtet. Viele Arten wurde gleich mit „Stabilität" gesetzt. Stabile Ökosysteme wären demnach eher in der Lage, auf von außen erzwungene Inputs kompensatorisch zu reagieren (vgl. MÜLLER 1981).

„Stabilität als naturwissenschaftlicher Begriff kann aber kein Wertmaßstab sein. Alle Ökosysteme verändern sich mit der Zeit und jede solche Veränderung ist auf ihre Weise ökologisch - nur uns nicht immer willkommen" (FROEHLICH 1992).

Tab. 20: Wertekriterien	
Kriterien	**Häufigkeit des verwendeten Kriteriums**
Vielfalt	16
Natürlichkeit	13
Fläche	11
Gefährdung	8
ästhetischer Wert, pädagogischer Wert,	7
Wissenschaftliche Bedeutung	6
Vorliegen historischer Aufzeichnungen	4
Größe von Populationen, typische Ausprägung	3
Ökologische Empfindlichkeit, Lage, potentieller Wert, Einzigartigkeit	2
Archäologische Bedeutung, Verfügbarkeit, Trittstein, Bewirtschaftungseinflüsse, Ersetzbarkeit, forstliche Genbank, Sukzessionsstadium, Potential als Artenreservoir	1
aus: USHER (1994), verändert	

(Die größtmögliche Häufigkeit wäre 17, wenn das Kriterium in allen Studien angewandt worden wäre, vgl. USHER 1994).

Auch belegen Untersuchungsergebnisse, z.B. aus der Sukzessions- oder der Moor-Ökosystemforschung, daß es durchaus stabile Ökosysteme geben kann, die aus nur wenigen Arten bestehen (vgl. KLÖTZLI 1980, REMMERT 1988 u. 1991).

Viele Arten sind demzufolge nicht immer ein Hinweis auf eine qualitative Hochwertigkeit eines Gebietes. Eine hohe Artenzahl kann unter Umständen sogar eine Störgröße indizieren. Moore z.B. weisen von Natur aus eine geringe Artenzahl auf, sind zweifelsohne aber hochwertige Lebensräume, da sie Lebensraum vieler, speziell an die extremen Bedingungen angepaßter Arten sind. Werden Moore trockengelegt, erhöht sich nicht selten die Artenzahl, da (ungewollt) zusätzlicher Lebensraum zur Verfügung gestellt wird. Bei den neu hinzukommenden Arten handelt es sich oft aber um wenig anspruchsvolle Arten, die auch sonstwo ausreichend Lebensraum und Auskommen finden.

6.2.5.2 Diversität

Die Artenzahl einer Fläche ist in der Regel um so größer, je vielfältiger die Umweltbedingungen und je näher diese dem grundsätzlichen biologischen Optimum sind. Umgekehrt ist die Artenzahl um so kleiner, je einseitiger die Umweltbedingungen und je weiter sie vom grundsätzlichen biologischen Optimum entfernt sind (vgl. REMMERT 1980). Systeme mit einer hohen Artenzahl bei gleichmäßiger Verteilung der Individuen wären deshalb im ökologischen Sinne stabil.

Die an einem Standort festgestellte Artenzahl ist ein Hinweis auf die dort vorhandene Zahl ökologischer Nischen. Mit der Zahl der Arten alleine läßt sich jedoch relativ schlecht arbeiten. Als Maß für die Mannigfaltigkeit (Diversität) kann deshalb das Verhältnis zwischen Arten und Individuenzahl einer Vergesellschaftung dienen. Dabei wird bevorzugt eine aus der Informationstheorie stammende Gleichung von Shannon und Wiener benutzt. Diese beinhaltet sowohl die Artenzahl als auch die Dominanzverhältnisse der Individuen und beschreibt den mittleren Grad der Ungewißheit, irgendeine bestimmte Art aus der Gesamtzahl der Arten bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen (vgl. NAGEL 1975a und b, 1976a und b). Die Diversität wächst mit zunehmender Artenzahl und Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten.

Ein System mit einer sehr großen Zahl von Arten, in dem jedoch z.B. 99 % der Individuen von einer Art gestellt werden, hat nach dieser Rechenmethode eine sehr geringe Diversität. Ein System mit relativ wenigen Arten, die ungefähr gleich häufig sind, hat dagegen einen relativ hohen Diversitätsindex (vgl. REMMERT 1980).

Diversitätsindizes sind anwendbar zur Charakterisierung anthropogener Belastungen, „da sich die Speziesdiversität eines Systems allein schon durch Veränderungen der relativen Abundanzen der systemeigenen Organismen meist verringern wird" (MÜLLER 1981). Höhere Diversität und damit meist höhere Stabilität bedeuten aber nicht unbedingt, daß die Zönose ihrem Klimaxzustand näher ist als eine Gemeinschaft mit niedrigerer Diversität (vgl. NAGEL 1975b). Denn „erst die Berechnung der Arten- und Verbreitungstypen-Diversität macht(e) es möglich, diese Stabilität auf die Artenzusammensetzung und/oder die Individuenverteilung zu beziehen" (NAGEL 1975b). So betrachtet erlauben Diversitätsuntersuchungen auf der Basis der Shannon-Wiener-Funktion durchaus weitreichende, klar faßbare und objektive Schlußfolgerungen, die richtige Interpretation der Diversität kann jedoch nur über herkömmliche Methoden abgesichert werden (vgl. NAGEL 1975b, 1976b).

Die Diversität ist aus folgenden Gründen als Grundlage für ein naturschutzbezogenes Bewertungsmodell ungeeignet:

- Die Diversität erlaubt bestenfalls einen Vergleich auf Objektebene, keinesfalls aber einen Vergleich auf Typusebene.

- Die Ermittlung der Diversität verlangt exakte Angaben über die Individuendichte. Die Ermittlung der Individuendichte ist aber äußerst zeitaufwendig und deshalb kaum für alle Untersuchungen in der Praxis zu fordern.

- Die Diversität kann Rückschlüsse auf die Stabilität von Systemen erlauben. Stabile Systeme müssen aber nicht gleich hochwertige Gebiete im Sinne des Naturschutzes sein. Im Gegenteil: vielfach werden von Naturschutzseite Pflegemaßnahmen gefordert, die möglicherweise auch der Stabilität von Ökosystemen entgegenwirken (z.B. Auf den Stock setzen von Hecken, Mahd von Kalkhalbtrockenrasen usw.).

6.2.5.3 Seltenheit

Arten, die in der Nahrungskette ganz oben stehen, kommen von Natur aus in kleinen Populationen vor ohne daß sie gleichzeitig auch bestandsbedroht sein müssen (K-Strategie). Heuschrecken stehen in der Nahrungskette dagegen ganz unten und kommen von Natur aus in eher großen Populationen vor (r-Strategen).

Die Seltenheit einer Heuschreckenart beschränkt sich demzufolge auf zwei Bereiche: Seltenheit im Sinne der Individuendichte (Häufigkeit) und Seltenheit im Sinne der Verbreitung (Präsenz, Frequenz). Letztere ist häufig positiv mit der „Gefährdung" (s.u.) korreliert.

Die Diskussion über die Verbreitung einer Art macht eine klare Formulierung des Bezugsraumes notwendig. Eine Art kann z.B. in Hamburg ausgestorben sein (z.B. *Oedipoda caerulescens*, vgl. MARTENS u. GILLANDT (1985), während sie im Saarland auf geeigneten Standorten sogar häufig ist.

Ein Bezugsraum muß demnach eine abgrenzbare Einheit darstellen. Um den regionalspezifischen Charakter nicht zu verwischen, darf der Bezugsraum aber nicht zu groß gewählt werden. Es ist deshalb wichtig, den Bezugsraum unter regionalen Gesichtspunkten auszuwählen.

Der naturschutzfachliche Wert seltener Arten läßt sich vor allem mit der größeren Wahrscheinlichkeit zufälliger Ausrottung im Vergleich zu häufigen Arten begründen.

6.2.5.4 Gefährdung/Rote-Liste Arten

„Wenn man über die Ökologie der betroffenen Organismen genügend weiß, kann man aus dem Vergleich der gefährdeten mit den nicht für gefährdet gehaltenen Arten Rückschlüsse auf Ökofaktoren ziehen, die sich in der jüngeren Zeit geändert haben" (ELLENBERG 1987).

Im selben Maße wie die „Seltenheit" ist demnach auch die „Gefährdung" ein geeignetes Kriterium. Der Grad der Gefährdung einer Art wird vielfach in Roten Listen ausgedrückt. Da aber auch Rote Listen auf einen Raum bezogen werden, ist es wichtig, Regionale Rote Listen zu erstellen.

Zwar sind Rote Listen immer vor dem Hintergrund möglicher Grenzen des Instrumentes zu gebrauchen (vgl. BAUER 1989), bei Berücksichtigung der rahmengebenden Gefährdungsstufen und der tatsächlichen Verbreitung einer Art (vgl. KAULE 1986) werden sie aber dennoch zu einem in der Praxis anwendbaren Instrument. So sind Rote Listen zwar subjektiv und spiegeln nicht selten das jeweilige Empfinden „ihres" Erstellers wider; für Gebietsfremde stellen sie aber allemal eine Entscheidungshilfe dar.

Maßgebend für die Aufnahme einer Art in die Rote Liste, ist u.a. die Situation ihres Lebensraumes. Ist der Lebensraum der Art häufig und nicht bedroht, besteht in wenigen Fällen ein Gefährdungspotential für die Art. Dabei ist es gleich, ob es sich um im Sinne der Verbreitung seltene oder häufige Arten handelt. Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch die Biotopbindung der Art(en): Euryöke Arten besitzen aufgrund ihrer größeren ökologischen Valenz im Gegensatz zu stenöken häufig ein geringeres Gefährdungspotential.

6.2.5.5 Biotopbindung/Ökologische Valenz

Ausgehend von der Vorstellung, daß die Biotopbindung einer Art den Spielraum der Lebensbedingungen beschreibt, innerhalb dessen eine Art zu existieren vermag (ökologische Valenz), kommt der Biotopbindung als Kriterium eine große Bedeutung zu. Denn entscheidend für die Situation einer Art ist, ob ihre ökologische Valenz groß oder klein ist: euryöke Arten besitzen im Gegensatz zu stenöken

Arten eine geringere Biotopbindung, so daß stenöke Arten ein im Sinne des Naturschutzes wertvolleres Potential indizieren.

6.2.5.6 Typische Ausprägung/Repräsentanz

Der Einsatz von Arten oder Artenkollektiven zum Anzeigen stofflicher Belastungen (Bioindikation) ist wissenschaftlich erprobt (BICK 1982 u. 1989; MÜLLER 1981, SCHUBERT 1991a und b). Bei dem Einsatz von Arten zur Gebietsbewertung tut man sich aber unerwartet schwer. Dies hängt damit zusammen, daß eine Wertzuweisung den ökologisch ausgerichteten Wissenschaften fremd ist. Dabei ist eine Gebietsbewertung mit Arten (Bewertungsindikatoren, vgl. 6.2.2) nichts anderes als eine Bioindikation - nur auf der naturschutzbezogenen Ebene der Inwertsetzung.

Das Vorkommen von Arten an einem Standort kann mehr verraten als alle noch so komplizierten mathematischen Berechnungsweisen, vorausgesetzt die (Aut)-Ökologie der Arten ist bekannt. Arten oder noch besser Artenkollektive integrieren alle auf einen Standort einwirkenden Parameter und reagieren durch ihr Vorkommen äußerst flexibel auf mögliche Veränderungen. Sie akkumulieren mögliche Zustandsveränderungen des Lebensraumes genau bis zu dem Punkt, an dem der Lebensraum nicht mehr ihrer ökologischen Valenz entspricht und sie durch Verschwinden auf die neue Situation reagieren müssen. Diese ökologische Valenz gilt es für die Gebietsbewertung zu nutzen.

Nun ist die ökologische Valenz auf verschiedenen Standorten unterschiedlich. Es gibt Arten, die die verschiedenen Umweltbedingungen an einem Standort besser dokumentieren als andere. Diese Arten sind für den Standort typisch und beschreiben die auf einen Standort einwirkenden Parameter in prägnanter Weise. Es sind dies die für einen Standort charakteristischen Arten - die Charakterarten.

Eine Charakterart sagt für einen Standort allemal mehr aus als eine ganze Liste trivialer Arten ohne Standortsbezug. Jüngste Untersuchungsergebnisse bestätigen dies. So stellen BÜTEHORN & PLACHTER (1991) bei einer kritischen Überprüfung des Instrumentes der Biotopkartierung in Hessen pointiert fest, daß „weniger (allemal) mehr gewesen wäre" und meinen in einem anschaulichen Beispiel, daß es wohl besser wäre, sich auf das charakteristische, prägnante zu beschränken als ellenlange Listen von Arten anzuhängen, die auch sonstwo vorkommen können. Tatsächlich besitzt ein Braunkehlchen in einer Aue eine größere indikative Aussagekraft als beispielsweise Rotkehlchen, Star, Amsel, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig und Heckenbraunelle zusammen.

Eine Charakterart bildet mit dem Lebensraum immer eine Einheit. Eine Charakterart zeigt durch ihr Vorkommen die jeweilige typische Ausprägung des Lebensraumes an. Charakterarten sind demnach geeignete Bewertungsindikatoren.

Dem Grundwert typische Ausprägung/Repräsentanz liegt die Überlegung zugrunde, die charakteristische Ausstattung von Ökosystemen und Landschaften in definierten Regionen oder Naturräumen zu erhalten und zu fördern (PLACHTER 1992).

Charakterarten sind zur Gebietsbewertung geradezu prädestiniert. Denn bei einem Bewertungsmodell mit Charakterarten ist die jeweils typische Ausprägung eines Standortes der Ausgangspunkt (vgl. auch BLAB 1990). Dies entbindet grundsätzlich von der wenig seriösen Notwendigkeit, nicht vergleichbare Standorte (z.B. Kalkhalbtrockenrasen und Feuchtwiesen) miteinander vergleichen zu müssen. Dies erst ermöglicht einen zulässigen Vergleich. Kriterium ist demnach immer nur die typische Ausprägung eines Standortes, der von den dort vorkommenden Charakterarten beschrieben wird.

Der Einsatz von Charakterarten zur Beschreibung und Benennung eines Lebensraumes ist sowohl in der Pflanzensoziologie wie auch in der Tiersoziologie gebräuchlich. Es werden Kenn- oder Charakterarten sowie Trenn- oder Differentialarten unterschieden. Erstere sollen zur Kennzeichnung, letztere zur Differenzierung von Gemeinschaften dienen. „Welche Eigenschaften sie besitzen müssen, um diese Aufgabe erfüllen zu können, darüber ist die Meinung der Autoren namentlich in bezug auf Tiergemeinschaften nicht einheitlich" (SCHWERDTFEGER 1975).

So versteht RENKONEN (1938) unter Charakterarten die Arten, welche die übrigen an Individuenzahl erheblich übertreffen. HESSE (1943) meint mit Charakterarten solche, die nur oder doch hauptsächlich in dieser Lebensgemeinschaft vorkommen. TISCHLER (1984) bezeichnet grundsätzlich alle stenöken oder stenotopen Arten als Charakterarten und STUGREN (1986) versteht mit BRAUN-BLANQUET (1951) unter Charakterarten weitgehend standortstreue Arten, die überwiegend an einem Standort vorkommen.

Während bei RENKONEN also das Dominieren einer Art an einem Standort ausschlaggebend für die Vergabe des Prädikats „charakteristisch" ist, fordern HESSE, TISCHLER und STUGREN übereinstimmend eine relative Betrachtungsweise. Das bedeutet, daß eine Charakterart einen insgesamt positiven Bezug zu einem bestimmten Biotoptyp haben muß (vgl. 6.3.1.5).

6.2.5.7 Regionalität

Es ist vorstellbar, daß sich eine Art in verschiedenen Teilregionen eines Gebietes ökologisch unterschiedlich „verhält". Es ist denkbar, daß die Art in einer Region vorkommt während sie in der anderen fehlt und/oder daß sie regional verschiedene Biotoptypen besiedelt, so daß daraus regionalspezifische Biotoppräferenzen abgeleitet werden können (Regionalität). Zum Beispiel kommt *Chorthippus mollis* im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes fast ausschließlich auf Sand vor, während die Art im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes auch die Trespenrasen der Kalkgebiete besiedelt (vgl. 4.4.3.3).

Es wird unterstellt, daß Arten mit einer ausgeprägten Regionalität ein, für die Zielsetzung des Naturschutzes, wertvolles Potential indizieren.

6.2.5.8 Artenfülle

Obwohl Heuschrecken innerhalb der zooökologischen Forschung zu einer zugegebenermaßen modischen Artengruppe avanciert sind und obwohl sie aufgrund ihrer mittlerweile gut bekannten autökologischen Ansprüche ziemlich sicher auf den Standort bezogen werden können, gibt es bislang nur wenige (naturschutzbezogene) Biotopbewertungsmodelle mit Heuschrecken.

Ein umfassendes naturschutzbezogenes Biotopbewertungskonzept hat KLEINERT (1991) am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera) vorgelegt. Als Bewertungskriterien dienen neben den „Rote Liste-Arten" (s.o.) die Parameter „Artenfülle", „Artwert", „Straten-Nutzung", „Vernetzungsgrad" und „Nutzungstyp". Durch die Berücksichtigung aut-, dem- und synökologischer Parameter wird sowohl eine Bewertung des Artenspektrums als auch eine Beurteilung der Standortsqualität auf einer Fläche möglich. „Dadurch kann die Bewertung in zwei Bereiche aufgegliedert werden: die Bewertung der Art und die Bewertung des Standortes" (KLEINERT 1991).

Unter Artenfülle ist nach KLEINERT (1991) der auf einer Fläche zu erwartende Heuschreckenbestand zu verstehen.

Weitreichende Diskussionen über die potentielle natürliche Vegetation (pnV), bzw. deren Anwendbarkeit für naturschutzbezogene Fragen lassen allerdings - auch in Anbetracht des vergleichsweise jungen Forschungsstandes der Zooökologie, gemessen an der traditionsreichen Vegetationskunde - berechtigte

Zweifel an der Bestimmbarkeit des potentiellen Heuschreckenbestandes im Gelände aufkommen. Eigene Befunde (vgl. 4.15) belegen, wie ein Artenbestand über die Jahre hinweg schwanken kann. Auch bleibt bei einer Geländeaufnahme immer das „Restrisiko" einer übersehenen Art - ganz zu schweigen von Ausbreitungstendenzen einiger Arten, was selbst in einem so kleinen, überschaubaren Raum wie dem Saarland, dem Autor gelegentlich noch Rätsel aufgibt. Welches Fehlerpotential aber muß erst die Ermittlung des potentiellen Heuschreckenbestandes in sich bergen, wenn bei Ermittlung des realen Artenbestandes (z.B. verflogene Exemplare, Nachweis der Bodenständigkeit) bereits Schwierigkeiten auftreten können?

Unabhängig davon erfordert die angestrebte Ermittlung des potentiellen Heuschreckenbestandes immer eine überdurchschnittlich gute Kenntnis der Situation vor Ort. Diese wird in den seltensten Fällen aber vom Bearbeiter erwartet werden können.

6.2.5.9 Straten-Nutzung

Zur Prüfung der Standortqualität und der Strukturvielfalt eines Biotops hat KLEINERT den Begriff der „Straten-Nutzung" eingeführt. Die Straten-Nutzung ist abhängig von der Zahl der Elemente (Arten und Straten) sowie dem Verhältnis der Elemente zueinander. „Der Wert ist für die Standorte am höchsten, in denen eine hohe Biotopdiversität mit einer sehr guten Nutzung (Besiedlung) der Straten zu verzeichnen ist" (KLEINERT 1991).

Die Berücksichtigung der Strukturdiversität ist von grundsätzlicher Bedeutung, da in vielfältig strukturierten Biotopen Besiedlungsebenen auf unterschiedlichen Höhenniveaus ausgebildet sind, die für das „Übereinander" unterschiedlicher ökologischer Artengruppen verantwortlich zeichnen. Letztlich ist in vertikal vielfältig strukturierten Biotopen die Artenzahl in aller Regel hoch. Eine hohe Artenzahl kann - muß aber nicht - ein Hinweis auf eine qualitative Hochwertigkeit eines Lebensraumes sein (s.o.).

KLEINERT hebt bei der Vorstellung des Konzeptes hervor, daß durch Berücksichtigung der Straten-Nutzung sowohl stabile als auch labile Populationen unterschieden werden können. Dies ist richtig. Fraglich aber bleibt, ob diese Aussage für die Belange des Naturschutzes eine faktische Relevanz besitzt. So wären auch durchaus labile Populationen vorstellbar, die aus naturschutzbezogener Sicht als hochwertig einzustufen sind (s.o.).

Unabhängig davon erscheint eine Betrachtung der Straten-Nutzung nur dann sinnvoll, wenn jeweils gleiche Biotoptypen (Kalkmagerrasen mit Kalkmagerrasen, Feuchtbrachen mit Feuchtbrachen usw.) verglichen werden. Aus diesem Grund ist es auch in der Praxis notwendig, zwischen Typusebene einerseits und Objektebene andererseits zu unterscheiden (vgl. PLACHTER 1992 u. 1994).

6.2.5.10 Vernetzungsgrad, Flächengröße, Umfeld

Der Vernetzungsgrad und die Einbettung eines Biotops in die Landschaft sind wichtige Größen bei der Beurteilung des Biotopwertes. Insbesondere in ausgeräumten Landschaften spielen Isolationseffekte eine große Rolle. Entscheidend ist dabei die Frage, wie und in welcher Form isolierte Biotope mit anderen verbunden sind (vgl. JEDICKE 1990) und ob die Möglichkeit eines interaktiven Genaustausches besteht. Gerade der Austausch von Information und Materie ist für das dauerhafte Überleben einer Population aber von entscheidender Bedeutung (vgl. SIMBERLOFF 1994).

Für die im allgemeinen lokomotorisch wenig befähigte Artengruppe der Heuschrecken spielt dies eine entscheidende Rolle, denn die pessimalen Bereiche zwischen den Habitaten müssen erst einmal überwunden werden. Zu bemängeln ist, daß die Ausbreitung von Heuschrecken noch nicht ausreichend erforscht ist, wenngleich in jüngster Zeit verstärkt Studien darüber durchgeführt werden (z.B. LAUSSMANN 1993). Für ein vollkommenes Verständnis der Verbreitung sind allerdings weiterreichende Untersuchungen dringend notwendig.

Isolationseffekte spielen bei den im Vergleich zu den Heuschrecken sessilen Pflanzen eine wohl noch größere Rolle. HARD (1964), der die „Kalktriften" im Bliesgau, Zweibrücker Westrich und Metzer Land untersucht hat, vermutete sogar, daß ein genetischer Austausch zwischen den isoliert liegenden Kalkhalbtrockenrasenflächen heute nicht mehr möglich ist.

Aber nicht nur für Heuschrecken auf Kalkhalbtrockenrasen stellen Isolationseffekte Ausbreitungsbarrieren dar. Auch für mobilere Tierartengruppen wird die Verinselung der Landschaft zu einem tierökologischen Problem (vgl. MADER 1980, 1981, 1987), denn unter Berücksichtigung des Isolationseffektes ist auch die Größe von Schutzgebieten zu sehen (vgl. MADER 1983). Große Schutzgebiete können das (Über)-Leben einer Population eher sichern als kleine. Diesen Gedanken liegen die Erkenntnisse der Inselbiogeographie (MAC ARTHUR & WILSON 1967) zugrunde, wenngleich im Rahmen der SLOSS-Debatte wei-

tergehende Aussagen zu Anzahl bzw. Form von Naturreservaten abgelehnt werden (vgl. SIMBERLOFF 1994).

Wichtig sind in diesem Zusammenhang auch Vorstellungen über das Minimum-Areal von Populationen. MERKEL (1980) hat für *Oedipoda caerulescens* z.B. Minimalgrößen von ca. 40 m^2 ermittelt. REMMERT gibt z.B. für *Gryllus campestris* eine Flächengröße von mindestens 3 ha an (REMMERT 1979).

Wichtig ist aber auch eine nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten ausgerichtete Betrachtung des Umfeldes. Intensiv genutzte Landschaften haben dabei sowohl auf die Biotope als auch auf deren Vernetzungsstrukturen immer größere (negative) Auswirkungen als extensiv genutzte.

In der Summe kann also den o.a. Kriterien eine hohe funktionale Bedeutung zugemessen werden. Fraglich bleibt aber, ob Struktur-, Vernetzungs- und Isolationsparameter im Rahmen artengruppenspezifischer Bewertungsmodelle Einsatz finden sollen oder ob das Kriterium „Umfeld", welches ja einen eher umfassenden, integrativen Stellenwert besitzt, nicht besser im Rahmen von Biotopkartierungen, also innerhalb einer großräumigen Betrachtung der Landschaft eingesetzt werden sollte.

6.3 DAS BEWERTUNGSMODELL

Im folgenden wird als Bewertungsmodell ein Verfahren zur Erstellung regionalisierter Indikatorwerte vorgestellt. Als Modell zur Bewertung auf Ojektebene beruht dieses Verfahren auf dem Prinzip der Indikation (vgl. O'KEEFFE et al. 1987, PLACHTER 1989a, PLACHTER & FOECKLER 1991). Die naturschutzbezogenen Wertekriterien (Seltenheit, Gefährdung, Regionalität, Biotopbindung, Typische Ausprägung /Repräsentanz) werden additiv zu einem Art-Indikatorwert verknüpft.

Der Gesamt-Indikatorwert einer Fläche ergibt sich aus der Summe der Art-Indikatorwerte, dividiert durch die Artenzahl der auf der Fläche vorkommenden Arten. Dadurch, daß die Artenzahl zur Fläche in Bezug gesetzt wird, können auch unterschiedliche Strukturtypen miteinander verglichen werden und ein Kurzrasiger Trespenrasen mit dem Vorkommen einer einzigen Art, z.B. *Platycleis albopunctata*, erweist sich dabei immer noch als wertvoller, als ein in Sukzession befindlicher Kalkhalbtrockenrasen mit dem Vorkommen von beispielsweise vier *Chorthippus*-Arten (s.u.).

Das Verfahren erfüllt die andernorts (z.B. HEUSINGER 1988, PLACHTER 1989a) geforderte Eignung zur „Schnellansprache und Bewertung" von Biotopen. Dadurch, daß mit Indikatorwerten gearbeitet wird, bleibt dem Anwender die als ungemein schwierig abzuschätzende Formulierung des jeweiligen potentiellen Heuschreckenbestandes (vgl. KLEINERT 1991) „erspart".

6.3.1 Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen)

Die Ergebnisse aus Kap. 4.2 - 4.9 machen eine getrennte Zuweisung der Indikatorwerte für die Arten der Kalkmagerrasen sowie die Arten der Sandmagerrasen notwendig. Aus diesem Grunde werden die in Kap. 6.2 erarbeiteten wertbestimmenden Kriterien

- Seltenheit
- Regionalität
- Biotopbindung
- Gefährdung
- Typische Ausprägung/Repräsentanz

in den Tab. 21a und 21b in Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) für die Heuschreckenarten der Kalk- (Tab. 21a) bzw. der Sandmagerrasen (Tab. 21b) überführt. Grundlage für diese Einstufung sind die Ergebnisse, die in Kapitel 4 erarbeitet und in Kap. 5 diskutiert worden sind. Die Wertzuweisung erfolgt normativ anhand einer fünfstufigen Bewertungsskala. Es gelten folgende Wertzuweisungen: 1 = keine, 2 = geringe, 3 = mittlere, 4 = hohe, 5 = sehr hohe Präferenz in bezug auf das jeweilige wertbestimmende Kriterium.

6.3.1.1 Seltenheit

Unter Seltenheit wird die Präsenz (Häufigkeit des Auftretens) auf dem untersuchten Magerrasentypus verstanden. Auf dem betreffenden Biotoptyp selten kartierte Arten werden demzufolge hoch in Wert gesetzt. Als Entscheidungshilfe dienen die Angaben für den Bezugsraum Saarland (aus DORDA, MAAS & STAUDT 1996).

6.3.1.2 Regionalität

Der Einstufung in „Regionalität" liegt folgende Fragestellung zugrunde: sind im Untersuchungsgebiet disjunkte Areale in dem Sinn vorhanden, daß die Art in einem Teillebensraum vorkommt, während sie im anderen fehlt und/oder können daraus regionale Biotoppräferenzen abgeleitet werden?

Arten mit einer regional unterschiedlichen Biotoppräferenz werden hoch in Wert gesetzt.

6.3.1.3 Biotopbindung

Wie bereits oben festgestellt wird, ist die Biotopbindung ein entscheidendes Kriterium bei der Biotopbewertung. Im Mittelpunkt der Beurteilung steht die Frage, ob die Art einen bestimmten Biotoptyp bevorzugt und/oder ob es habitatbestimmende Faktoren gibt, die das Vorkommen der Art im Biotop bedingen. Spezialisierte Arten mit einer hohen Biotopbindung werden demzufolge hoch in Wert gesetzt.

6.3.1.4 Gefährdung

Dem Gefährdungspotential einer Art kommt bei naturschutzbezogenen Bewertungskonzepten allgemein ein hoher Stellenwert zu. Das Kriterium „Gefährdung" ist dabei eng mit dem Kriterium „Seltenheit des Lebensraumes" verknüpft.

Arten mit einem hohen Gefährdungspotential werden hoch in Wert gesetzt.

6.3.1.5 Typische Ausprägung/Repräsentanz

Wie in Kap. 4.10 bereits formuliert worden ist, gilt eine Art dann als charakteristisch, wenn sie im betreffenden Biotoptyp häufig, außerhalb von diesem aber relativ selten gefunden wird.

Für einen Biotoptyp hochcharakteristische Arten werden demzufolge hoch in Wert gesetzt.

Tab. 21a: Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) für die Arten der Kalk-Magerrasen

	Präsenz auf den Kalk-Magerrasen	Präsenz im Bezugsraum "Saarland"		Seltenheit	Regionalität	Biotopbindung	Gefährdung	typische Ausprägung/Repräsentanz	Art-Indikatorwert (I)	
*Calliptamus italicus**	5	5		5	5	5	5	5	25	Italienische Schönschrecke
Chorthippus biguttulus	103	794		1	1	2	1	3	8	Nachtigall-Grashüpfer
Chorthippus brunneus	9	428		1	2	3	1	1	8	Brauner Grashüpfer
Chorthippus dorsatus	43	282		1	1	2	1	3	8	Wiesen-Grashüpfer
Chorthippus mollis	7	92		4	4	4	4	2	18	Verkannter Grashüpfer
Chorthippus montanus	1	111		5	1	1	1	1	9	Sumpf-Grashüpfer
Chorthippus parallelus	117	1415		1	1	1	1	2	6	Gemeiner Grashüpfer
*Chrysochraon brachyptera**	6	6		5	4	3	3	5	20	Kleine Goldschrecke
Chrysochraon dispar	105	1745		1	1	2	1	1	6	Große Goldschrecke
Conocephalus discolor	7	641		3	1	2	1	1	8	Langflüg. Schwertschrecke
Decticus verrucivorus	31	121		3	2	3	3	4	15	Warzenbeißer
Gomphocerus rufus	48	216		1	1	2	1	4	9	Rote Keulenschrecke
Gryllus campestris	23	481		2	4	2	2	1	11	Feldgrille
Leptophyes punctatissima	8	92		3	1	2	2	2	10	Punktierte Zartschrecke
*Mantis religiosa**	2	2		5	5	5	5	4	24	Gottesanbeterin
Metrioptera bicolor	111	850		1	1	2	1	1	6	Zweifarbige Beißschrecke
Metrioptera roeseli	29	396		2	1	3	2	2	10	Roesels Beißschrecke
Myrmeleotettix maculatus	1	59		5	5	5	5	1	21	Gefleckte Keulenschrecke
Nemobius sylvestris	27	355		1	1	2	1	2	7	Waldgrille
Oecanthus pellucens	54	54		3	3	3	3	5	17	Weinhähnchen
Oedipoda caerulescens	13	182		4	3	4	3	2	16	Blauflügel. Ödlandschrecke
*Oedipoda germanica**	1	1		5	5	5	5	4	24	Rotflügel. Ödlandschrecke
Omocestus haemorrhoidalis	4	10		5	4	4	5	4	22	Rotleibiger Grashüpfer
Omocestus ventralis	50	53		3	2	3	3	4	15	Buntbäuchiger Grashüpfer
Omocestus viridulus	1	764		5	1	1	1	1	9	Bunter Grashüpfer
Phaneroptera falcata	87	242		1	1	2	1	4	9	Gemeine Sichelschrecke
Pholidoptera griseoaptera	31	712		2	1	2	2	1	8	Gew. Strauchschrecke
Platycleis albopunctata	42	67		3	2	3	3	4	15	Westliche Beißschrecke
Stenobothrus lineatus	94	110		2	2	3	1	4	12	Heide-Grashüpfer
Tetrix tenuicornis	8	11		3	1	3	2	4	13	Sahlbergs Dornschrecke
Tettigonia viridissima	70	848		1	1	1	1	2	6	Grünes Heupferd

Normierung:
1 = kein(e)
2 = gering
3 = mittel
4 = hoch
5 = sehr hoch

* = nicht zur saarländischen Fauna gehörend

Tab. 21b: Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) für die Arten der Sand-Magerrasen

	Präsenz auf den Sand-Magerrasen	Präsenz im Bezugsraum "Saarland"		Seltenheit	Regionalität	Biotopbindung	Gefährdung	typische Ausprägung/Repräsentanz	Art-Indikatorwert (I)	
Chorthippus biguttulus	16	794		1	1	1	1	3	7	Nachtigall-Grashüpfer
Chorthippus brunneus	22	428		1	1	2	1	4	9	Brauner Grashüpfer
Chorthippus mollis	8	92		3	4	3	3	4	17	Verkannter Grashüpfer
Chorthippus montanus	1	111		5	1	1	1	1	9	Sumpf-Grashüpfer
Chorthippus parallelus	19	1415		1	1	1	1	2	6	Gemeiner Grashüpfer
Chrysochraon dispar	2	1745		4	1	1	1	1	8	Große Goldschrecke
Decticus verrucivorus	3	121		3	2	2	2	3	12	Warzenbeißer
Gomphocerus rufus	1	216		4	1	1	1	1	8	Rote Keulenschrecke
Gryllus campestris	5	481		4	1	1	1	1	8	Feldgrille
Metrioptera bicolor	2	850		4	1	1	1	1	8	Zweifarbige Beißschrecke
Myrmeleotettix maculatus	16	59		3	3	4	4	5	19	Gefleckte Keulenschrecke
Oedipoda caerulescens	20	182		3	3	3	3	5	17	Blauflügel. Ödlandschrecke
Omocestus haemorrhoidalis	4	10		5	5	5	5	5	25	Rotleibiger Grashüpfer
Omocestus viridulus	2	764		5	1	1	1	1	9	Bunter Grashüpfer
Platycleis albopunctata	1	67		4	3	3	2	3	15	Westliche Beißschrecke
Stenobothrus lineatus	3	110		4	2	3	2	3	14	Heide-Grashüpfer
Tettigonia viridissima	3	848		4	1	1	1	1	8	Grünes Heupferd
Normierung:										
1 = kein(e)										
2 = gering										
3 = mittel										
4 = hoch										
5 = sehr hoch										

6.3.2 Art-Indikatorwert (I)

Aus der Summe der einzelnen Indikatorwerte ergibt sich der Indikatorwert einer Art (Art-Indikatorwert) für die Gebietsbewertung. Arten, die hinsichtlich der Kriterien „Seltenheit, Regionalität, Biotopbindung, Gefährdung, Typische Ausprägung/ Repräsentanz" eine hohe Präferenz haben, erreichen demzufolge auch einen hohen Art-Indikatorwert.

6.3.3 Gesamt-Indikatorwert der Fläche (I_{ges})

Der Gesamt-Indikatorwert der Fläche ergibt sich aus der Summe der Art-Indikatorwerte der auf der Fläche vorkommenden Arten dividiert durch die Artenzahl. Um die Punkteverteilung zu strecken und damit bislang in der Praxis zwar nicht aufgetretene, theoretisch jedoch mögliche irreführende Bewertungen zu vermeiden (das gleichzeitige Auftreten einer „extrem hoch-" und einer „extrem geringwertigen" Art an einem Standort könnte einen geringeren Gesamtwert ergeben als das Auftreten einer einzigen „mittelwertigen" Art), wird der jeweils höchste Art-Indikatorwert (I_{max}) doppelt in Wert gesetzt.

6.3.4 Praxisorientierte Anwendung

Für die im Gelände kartierten Arten werden - zur Bewertung eines Kalkmagerrasens in Tab. 21a und zur Bewertung eines Sandmagerrasens in Tab. 21b - der Art-Indikatorwert (I) nachgeschlagen und der Gesamt-Indikatorwert (I_{ges}) - unter Berücksichtigung von I_{max}, vgl. 6.3.3. - aus „Summe der Art-Indikatorwerte der auf der Fläche vorkommenden Arten dividiert durch die Artenzahl (N+ 1)" ermittelt.

Gesamt-Indikatorwert (I_{ges})

$$I_{ges} = [2\, I_{max} + (\sum_{i=2}^{s} I\,)] / N+1$$

wobei **I** = Art-Indikatorwert für 2 = zweite und s = letzte Art auf der Fläche bei Anordnung nach abnehmendem Indikatorwert; N = Artenzahl

Für die praxisorientierte Bewertung wird - damit es eine Mitte gibt - eine ungerade Ordinal-Skalierung (sehr hoch, hoch, mittel, gering, keine Bedeutung) vorgeschlagen. Es soll (vgl. 6.3.6) folgende Vereinbarung gelten:

Inwertsetzung:

Bedeutung als Heuschreckenlebensraum: Kalkmagerrasen

①	$I_{ges} \leq 8$	➠	keine Bedeutung
②	$8 < I_{ges} \leq 9$	➠	geringe Bedeutung
③	$9 < I_{ges} \leq 10$	➠	mittlere Bedeutung
④	$10 < I_{ges} \leq 11$	➠	hohe Bedeutung
⑤	$I_{ges} > 11$	➠	sehr hohe Bedeutung

Inwertsetzung:

Bedeutung als Heuschreckenlebensraum: Sandmagerrasen

①	$I_{ges} \leq 10$	➠	keine Bedeutung
②	$10 < I_{ges} \leq 11$	➠	geringe Bedeutung
③	$11 < I_{ges} \leq 13$	➠	mittlere Bedeutung
④	$13 < I_{ges} \leq 15$	➠	hohe Bedeutung
⑤	$I_{ges} > 15$	➠	sehr hohe Bedeutung

6.3.5 Fallbeispiele

Fallbeispiel 1

Auf einem Kalkmagerrasen seien mit *Oecanthus pellucens*, *Omocestus ventralis*, *Platycleis albopunctata*, *Decticus verrucivorus*, *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus dorsatus* 6 Arten der Kalkmagerrasen gefunden.

Die Art mit dem höchsten Indikatorwert (I_{max}) - *Oecanthus pellucens* - wird doppelt in Wert gesetzt. Aus der Liste der Indikatorwerte für die Arten der Kalkmagerrasen (Tab. 21a) ergibt sich - unter Berücksichtigung von I_{max} - ein Gesamt-

Indikatorwert (I_{ges}) von „95 dividiert durch 7" = 13,5. 13,5 ist größer als 11 ➠ die Fläche besitzt als Heuschreckenlebensraum eine sehr hohe Bedeutung.

Zum Vergleich: Der aus der Sicht des Naturschutzes als sehr hochwertig einzustufende Kalkhalbtrockenrasen NSG „Badstube" besitzt nach dem vorliegenden Bewertungsmodell einen Gesamt-Indikatorwert (I_{ges}) von 12.

Fallbeispiel 2

Auf einem Sandmagerrasen seien mit *Chorthippus mollis, Chorthippus biguttulus, Chorthippus brunneus* und *Oedipoda caerulescens* 4 Arten der Sandmagerrasen gefunden.

Chorthippus mollis und *Oedipoda caerulescens* sind die Arten mit dem jeweils höchsten Art-Indikatorwert (I_{max}). Wie in 6.3.4 vereinbart, wird der höchste Art-Indikatorwert (im vorliegenden Fall die 17) doppelt in Wert gesetzt. Aus der Liste der Indikatorwerte (Tab. 21b) ergibt sich - unter Berücksichtigung von I_{max} - ein Gesamt-Indikatorwert (I_{ges}) von „67 dividiert durch 5" = 13,4. 13,4 liegt zwischen 13 u. 15 ➠ die Fläche besitzt als Heuschreckenlebensraum eine hohe Bedeutung.

Zum Vergleich: Das aus der Sicht des Naturschutzes als sehr hochwertig einzustufende NSG „Limbacher Sanddüne" besitzt nach dem vorliegenden Bewertungsmodell einen Gesamt-Indikatorwert (I_{ges}) von 17.

6.3.6 Verfahrenskritik und Ausblick

Vorliegendes Bewertungsmodell bezieht sich nur auf die Kalk- bzw. die Sandmagerrasen des Untersuchungsgebietes (Objektebene). Für die Bewertung anderer Biotoptypen (z.B. Feuchtwiesen) müßten erst die dort zu erwartenden Zeigerarten definiert und die Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) neu zugewiesen werden.

Der Artengruppe der Heuschrecken ist in jüngster Zeit verstärkt Beachtung im Rahmen landschaftsökologischer Fragestellungen geschenkt wörden, so daß es durchaus nicht als zu optimistisch erscheint, wenn angenommen wird, daß in absehbarer Zeit für etliche Gebiete der Bundesrepublik regionale Faunen vorliegen werden.

Gerade aber die Erstellung regionaler Faunen ist die Grundlage für das vorgelegte Bewertungsmodell. Das vorgestellte Modell ist insofern ein äußerst flexibles Modell, das sich den regionalen Unterschieden in konsequenter Weise anpaßt. Denn genauso wie sich beispielsweise Heuschreckenarten in Norddeutschland ökologisch anders verhalten als im Saarland, muß auch ein Bewertungskonzept Möglichkeiten offen lassen, die Eigenarten einer Landschaft oder Region zu berücksichtigen (regionale Erwartungswerte).

Eben dies wird durch die Verwendung von regionalisierten Indikatorwerten erreicht. Das Bewertungsmodell bildet insofern einen Bewertungsrahmen, der auf der Grundlage der unterschiedlichen Regionen der Bundesrepublik ausgefüllt werden muß. Die Tatsache aber, daß regional gearbeitet wird, scheint der einzig gangbare Weg zu sein, um das komplexe Wirkungsgefüge aus Arten, Standorten, Dispersion und Ausbreitung auch nur annähernd zu durchleuchten.

Das vorgestellte Bewertungsverfahren ist wie alle naturschutzbezogenen Bewertungsmodelle nur eine Stütze bei dem als ungemein schwierig einzuschätzenden Versuch, den Biotopwert möglichst umfassend und realitätsnah zu ermitteln. Das auf einen Standort einwirkende Gefüge aus Einzelkompartimenten ist so komplex, daß es nach dem heutigen Stand der Wissenschaft, d.h. mit den herkömmlichen Methoden vermutlich nur annähernd erfaßt werden kann.

Kritisch zu hinterfragen, weil mathematisch unzulässig, ist deshalb die in den Tab. 21a und b vorgenommene Aufsummierung der ordinalskalierten Spalten-Werte aus Seltenheit, Regionalität, Biotopbindung, Gefährdung, typischer Ausprägung/Repräsentanz zu einem Art-Indikatorwert. Kardinalskalierte Daten, die eine additive Verknüpfung erlauben würden, können derzeit aber nicht geliefert werden.

In einer Zeit, in der durch eine nicht enden wollende Vereinnahmung der Landschaft durch den Menschen, Eingriffe in Natur und Landschaft in vielfältiger Form an der Tagesordnung sind, werden praxisorientierte Bewertungsmodelle zur Biotopbewertung und Schnellansprache von Biotopen in verstärktem Maße gebraucht. Vorliegendes Bewertungsmodell folgt dieser Forderung.

Vorliegendes Modell ist ein indirektes Verfahren. Es werden Parameter definiert (Seltenheit, Biotopbindung, Regionalität, Gefährdung, typische Ausprägung/ Repräsentanz), über die man Auskunft über die komplexen Verhältnisse im Freiland erwartet (Indikation). Der Beweis, daß diese wertbestimmenden Kriterien „besser" als andere sind und demzufolge die „richtigen" ausgewählt worden sind,

läßt sich naturwissenschaftlich nicht führen. Die Auswahl hat sich an Erfahrungswerten orientiert und wurde in 6.2 zu begründen versucht.

Was das Verfahren von vielen der aus der Literatur bekannten Bewertungsverfahren unterscheidet, ist der konsequente Einsatz von Bewertungsindikatoren und damit die Verwendung des indikativen Potentials eines Artenkollektivs. Dieses vom Grundsatz her keinesfalls neue Prinzip hat seinen Ursprung in der Bioindikation, d.h. im Anzeigen von Umweltbedingungen durch Pflanzen und Tiere. Was das Verfahren aber von der klassischen Bioindikation unterscheidet ist die Tatsache, daß das indikative Potential einer Art/Artenkollektivs für eine naturschutzbezogene Wertung (Inwertsetzung) benutzt wird. Damit bewegt sich das Verfahren weg vom ökologischen Denken - denn eine Inwertsetzung ist der Ökologie fremd.

Es sei ausdrücklich darauf verwiesen, daß die aus den Tab. 21a und b resultierenden Werte lediglich Indikator-Werte sind. *Oecanthus pellucens* ist demnach keinesfalls wertvoller als etwa *Chorthippus biguttulus*; die Art besitzt im Hinblick auf die Indikation des Objekttyps Kalkmagerrasen lediglich das größere indikative Potential.

Auch ist die Bewertung nicht ausschließlich als „Punkteverfahren" zu verstehen. Die fünf Spaltenwerte zeigen vielmehr wie die Inwertsetzung einer Art zustande kommt. Aus den Spaltenwerten kann z.B. abgelesen werden, wie eine Art hinsichtlich ihrer Biotopbindung eingestuft wird. Dies bedeutet eine insgesamt größere Transparenz.

Ein wertender Vergleich mehrerer Gebiete (z.B. im Rahmen einer Standortfindung) kann selbstverständlich auch ohne die Übersetzung in die fünfstufige Skala erfolgen. Die Skala ist nur eine Hilfe (z.B. für den Ortsfremden) bei der Einordnung der untersuchten Fläche in ihrer Bedeutung für den Naturschutz und sollte, insbesondere dann, wenn einmal eine größere Zahl von Gebieten (durchaus auch im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes) bearbeitet worden ist, genauso wie die ordinalskalierten Indikatorwerte fortgeschrieben, d.h. überprüft werden.

Kernstück des Verfahrens sind die Indikatorwerte. Da wie bereits oben dargelegt, Heuschrecken sich in verschiedenen Regionen auch ökologisch unterschiedlich verhalten, muß dem Parameter Regionalität und Biotopbindung eine besondere Bedeutung beigemessen werden. Es ist selbstverständlich, daß als Bewertungsin-

dikatoren ausschließlich indigene Bestandteile der heimischen Fauna in Frage kommen können.

Dadurch, daß mit dem indikativen Potential von Arten gearbeitet wird, ist die Wahrscheinlichkeit recht gering, daß an der Realität vorbeigewertet wird. Dennoch und das darf nicht vergessen werden, stellt eine Gebietsbewertung nach dem Prinzip „Regionalisierter Indikatorwerte", wie alle Bewertungsverfahren, nur eine Vereinfachung eines äußerst komplexen biologischen Systems dar.

Das Bewertungsmodell wird insofern zur Diskussion gestellt.

7 ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

7.1 ZUSAMMENFASSUNG

Vorliegender Arbeit lag folgende Fragestellung zugrunde:

1. Wie sind welche Heuschreckenarten auf den Sand- und Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes verbreitet? Welche Arten sind selten, welche häufig?

2. Gibt es mögliche (regionale) Unterschiede bezüglich Standortgebundenheit und Biotoppräferenz und wenn ja, welche habitatbestimmenden Faktoren (z.B. Raumwiderstand, Temperatur, Geologie, Vegetationstyp, Nutzung) können dafür verantwortlich gemacht werden?

3. Wie persistent sind die untersuchten Heuschreckenzönosen in bezug auf den Faktor Zeit?

4. Wie läßt sich die Ausbreitung ausgewählter Arten (Weinhähnchen) interpretieren?

5. Wie ist das bioindikative Potential der untersuchten Heuschreckenzönosen einzuordnen?

6. Wie lassen sich die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Heuschreckenarten als Bewertungsindikatoren im Sinne des Naturschutzes auffassen? Wie lassen sich die Informationen in ein naturschutzfachli-

ches Bewertungsmodell übertragen und wie könnte ein solches Bewertungsverfahren aussehen?

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Gegenstand vorliegender Arbeit sind freilandökologische Untersuchungen während der Jahre 1988-1994 auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Raumes. Das Untersuchungsgebiet kann geographisch durch ein Dreieck - Perl (im Norden), Metz (im Westen) und Homburg (im Osten) - beschrieben werden und hat in seiner West-Ost-Diagonale eine Ausdehnung von ca. 170 km. In die Statistik eingegangen sind knapp 1500 Einzeldaten (Verbreitungsdaten, Dauerbeobachtungsflächen usw.) aus 198 Probeflächen.

   Um das Heuschreckenpotential in seiner Bedeutung für den Raum und die Habitatbindung der einzelnen Arten ermitteln zu können, wurden qualitative (Verbreitung) bzw. halbquantitative Verfahren (Schätzabundanz) unter Durchführung einer Linientaxierung angewandt. Zur Ermittlung der Zeigerwerte nach ELLENBERG wurden auf einem Großteil der Flächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt und die Aufnahmen nach ELLENBERG ausgewertet. Die Vegetationsdichte (Raumwiderstand) wurde unter Auszählen der Berührungspunkte der Gräser und Kräuter nach einem Verfahren von MÜHLENBERG bestimmt.

   Auf den Sand- und Kalkmagerrasen des Untersuchungsgebietes wurden 31 Arten festgestellt (SALTATORIA u. MANTODEA). Sand- und Kalkmagerrasen unterscheiden sich hinsichtlich ihres Arteninventars. Als die Charakterart der Kalkmagerrasen wird *Oecanthus pellucens* vorgestellt; hochcharakteristisch für die Sandmagerrasen sind *Omocestus haemorrhoidalis* und *Myrmeleotettix maculatus*. Auf Artniveau sind insbesondere die Vorkommen von *Oedipoda germanica, Calliptamus italicus, Chrysochraon brachyptera, Omocestus haemorrhoidalis, Oedipoda caerulescens, Oecanthus pellucens* und *Mantis religiosa* zu erwähnen. Im Untersuchungsgebiet häufige Arten sind *Chorthippus parallelus, Chorthippus biguttulus* und *Stenobothrus lineatus*.

2. Die Arten sind nicht gleichmäßig im Raum verteilt. Es können Abhängigkeiten insbesondere von den Faktoren Geologie, Vegetationstyp und Vegetationsdichte gesehen werden. *Oedipoda germanica, Calliptamus*

italicus, Chrysochraon brachyptera und *Mantis religiosa* kommen darüberhinaus nur im lothringischen Teil des Untersuchungsgebietes vor.

Für die Art *Myrmeleotettix maculatus* - die gewöhnlich Kalkbedingungen meidet - wird ein Nachweis auf Kalk erbracht. Für *Gryllus campestris* wird eine flächendeckende Kartierung vorgelegt mit dem Ergebnis, daß die Art in dem mit dem Bliesgau standortökologisch vergleichbaren Saargau vollkommen fehlt. *Oecanthus pellucens* ist im Untersuchungsgebiet wesentlich häufiger, als bis heute angenommen wurde. Im Untersuchungsgebiet können die Weinhähnchen tagsüber erfolgversprechend an Hauhechel (*Ononis repens*) nachgesucht werden. Mit dem Isolationsquadrat ermittelte Individuendichten ergeben Hinweise auf bis zu 111 Individuen pro 25 m^2. *Omocestus haemorrhoidalis* kommt außer auf Sand- auch auf Kalkmagerrasen vor. Die hygrophile und gewöhnlich submontan verbreitete Art *Omocestus viridulus* kann gelegentlich auch in Kalkhalbtrockenrasen angetroffen werden. *Chorthippus mollis* zeigt ausgeprägte regionaltypische Biotoppräferenzen. Die Art lebt im saarländischen Teil des Untersuchungsgebietes nur auf Sand, während sie im Metzer Raum auch die Halbtrockenrasen besiedelt. *Oedipoda caerulescens* kommt innerhalb der Kalkhalbtrockenrasen (Mesobrometen) nur auf Sekundärstandorten (z.B. steinige Feldwege) vor. Auf den Volltrockenrasen (Xerobrometen) lebt sie dagegen im natürlichen Habitat.

Die Kalkgebiete Lothringens sind artenreicher als die saarländischen. Dies deckt sich mit pflanzengeographischen Befunden (vgl. HARD (1964).

Das Fehlen passierbarer Zwischenräume wird als wichtigster Grund für das Nichteinwandern xerothermophiler Arten, wie z.B. *Calliptamus italicus*, *Oedipoda germanica*, in die saarländischen Muschelkalkgebiete gewertet. Im Gegensatz zur Vegetation, für die bereits einige 100 m Dauerkulturland zum unüberwindbaren Hindernis werden kann, besitzen Heuschrecken lokomotorische Fähigkeiten, so daß ein Faunenaustausch innerhalb eines Ensembles an Halbtrockenrasen, wie z.B. im Bliesgau, möglich ist. Dies ist auch der Grund, warum Heuschreckenzönosen im Vergleich zur Vegetation nicht in der Lage sind, das Alter ihres Lebensraumes exakt widerzuspiegeln.

Temperaturmessungen wurden mit der Methode nach PALLMANN (Wärmesummen-Methode) durchgeführt.

Die Bodenwerte der untersuchten Kalkhalbtrockenrasenflächen differieren beträchtlich, während die Temperatursummen der bodennahen Luftschicht in 30 cm Höhe offensichtlich nur noch geringfügig schwanken. Besonders auffällig ist der Unterschied bei den Gamanderreichen- und Kurzrasigen Trespenrasen, wo zwischen Boden- und bodennaher Luftschicht im Einzelfall Unterschiede von bis zu 10 ° C T_{eff} gemessen worden sind. Aber auch bei den Hochrasigen Trespenrasen sind die gemessenen Bodenwerte auffallend höher. Anders stellt sich die Situation bei den verfilzten Zwenkenrasen dar. Hier stimmen Boden- und Stabwert weitgehend überein. Die Untersuchungsergebnisse legen den Schluß nahe, daß in den kurzrasigen Halbtrockenrasenflächen die wärmenden Sonnenstrahlen die Bodenoberfläche besser erreichen und somit zu einer stärkeren Erwärmung des Erdbodens führen. Es ist davon auszugehen, daß die festgestellten Temperaturunterschiede weitreichende Auswirkungen auf die Entwicklungsbiologie (Phänologie) bestimmter dort lebender Arten haben.

Zur Klärung der Frage der Kongruenz von Heuschreckenzönose und Phytozönose wurden pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt.

Die Untersuchungen zur topographischen Übereinstimmung von Heuschreckenzönose und Pflanzengesellschaft ergaben, daß ein Gliederungsansatz für Heuschrecken auf Kalkhalbtrockenrasen bis auf das Niveau der Assoziation vorstellbar wäre. Auf Artniveau bestehen keine Abhängigkeiten. Die Beziehung zwischen Heuschreckenzönosen und der Vegetation besteht damit weniger auf soziologischem Niveau als vielmehr auf der strukturellen Ebene.

3. Zur Untersuchung der Persistenz von Heuschreckenzönosen wurden Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet.

Die Heuschreckenzönosen erwiesen sich - für den begrenzten Zeitraum der Untersuchung - als mehr oder weniger konstant. Die Zunahme der Individuendichte beim Weinhähnchen fällt offensichtlich in einen Trend anhaltender Expansion wärmeliebender Arten (s.u.).

Auf einen von außen erzwungenen Input in Form von Pflegemaßnahmen reagierten die Heuschreckenzönosen unmittelbar. Zeitlich gesehen dürften phytophile Arten eher ausfallen als geophile Arten neu einwandern. Sukzession kann zu einer Abnahme der Individuendichte (Schätzabun-

danz) führen. Eine Sommermahd kann im Vergleich zu einer Herbstmahd den Heuschreckenbestand einer zuvor einheitlich genutzten Fläche vermutlich reduzieren. Von allen auf einer Fläche vorkommenden Heuschreckenarten kann die eurytope Pionierart *Chorthippus parallelus* die infolge Pflegeschnitt auf der Fläche neu entstehenden Strukturen am ehesten nutzen.

4. Beobachtungen beim Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens)* ergaben Hinweise auf die Flugfähigkeit der Art. Anhand von Dauerbeobachtungsflächen-Untersuchungen konnte sowohl eine signifikante Bestandsdichtezunahme als auch eine Ausbreitung der Art ab 1988 nachgewiesen werden. Als mögliche Erklärung dafür werden die zurückliegenden mediterran geprägten Sommer im Untersuchungsgebiet sowie (infolgedessen?) das beobachtete Auftreten makropterer Formen beim Weinhähnchen genannt (s.u.).

Das bislang nicht bekannte und in vorliegender Arbeit erstmals beschriebene Auftreten makropterer Formen wird diskutiert. Bei einer Serie von 80 vermessenen Individuen ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Hinterflügellängen von Männchen und Weibchen. Bei den Männchen wurden als maximale Hinterflügellänge 1,55 cm gemessen, bei den Weibchen betrug die maximale Länge der Hinterflügel 1,60 cm.

Die bisherige Annahme der Flugunfähigkeit des Weinhähnchens wird widerlegt. Zum Fliegen animierte langflügelige Formen legten in einem Feldversuch Strecke >= 100 m zurück. Es wird die Hypothese formuliert, daß die Ausbreitungsstrategie beim Weinhähnchen im wesentlichen von dem Anteil langflügeliger, flugfähiger Formen bestimmt wird.

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse machen es wahrscheinlich, daß die (Neu?)-Besiedlung von Flächen ein - möglicherweise als Reaktion auf zurückliegende mediterran geprägte Sommer - zyklisch wiederkehrender Prozeß auf saarländischen Kalkhalbtrockenrasen ist. War bislang z.B. davon auszugehen, daß die Weinhähnchenpopulationen isoliert voneinander leben, kann nunmehr ein spontaner Kontakt der Subpopulationen angenommen werden. Die Ergebnisse machen es notwendig, die in der Literatur bislang möglicherweise fehlinterpretierten „reliktären" Vorkommen neu zu überdenken. Damit scheint zur Diagnose der Landschaftsgeschichte das Weinhähnchen insgesamt weniger gut geeignet als bisher angenommen.

5. Als geeignete Bioindikatoren (Zustandsindikatoren) für die untersuchten Magerrasen werden die Arten *Phaneroptera falcata, Decticus verrucivorus, Platycleis albopunctata, Metrioptera bicolor, Oecanthus pellucens, Oedipoda caerulescens, Stenobothrus lineatus, Omocestus ventralis, Omocestus haemorrhoidalis, Gomphocerus rufus, Myrmeleotettix maculatus, Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus mollis* genannt.

6. Ein naturschutzfachliches Bewertungsverfahren, gültig für Sand- und Kalkmagerrasen des Untersuchungsgebietes, wird entwickelt. Das Verfahren arbeitet auf Objektebene nach dem Prinzip der „Regionalisierten Indikatorwerte". Den Arten (Bewertungsindikatoren) werden dabei normativ Indikatorwerte (Zustands-Wertigkeits-Relationen) zugewiesen und diese werden additiv zu einem Art-Indikator-Wert verknüpft. Die Wertigkeit eines Gebietes (I_{ges}) ergibt sich aus der Summe der Art-Indikatorwerte, dividiert durch die Zahl der auf der Fläche vorkommenden Arten (N). Um die Punkteverteilung zu strecken, wird der jeweils höchste Artindikatorwert doppelt in Wert gesetzt. Als Maßstab wird eine fünfstufige Ordinal-Skalierung vorgeschlagen. Die Verwendbarkeit des Bewertungsmodelles wird anhand von zwei Fallbeispielen demonstriert.

   Das Bewertungsmodell wird zur Diskussion gestellt.

7.2 SUMMARY

The presented work was written with regard to the following questions:

1. How are the grasshoppers distributed in the sand and limestone grasslands of the study area and which species do occur? Which species are rare, which species are widespread?

2. Are there any possible (regional) differences concerning the habitats and the preferred biotopes? Which factors (structure, temperature, geology, vegetation, utilization) are to be mentioned?

3. How persistent are the grasshoppers in respect to the factor time?

4. How can the dispersal of special species (for example *Oecanthus pellucens*) be interpreted?

5. Which grasshoppers are suitable bioindicators?

6. Can the species of grasshoppers, which do exist in the study area, be categorized as indicators for evaluation with regard to conservation? Could this information be transferred into an evaluation model and how would it look like?

Results:

1. Grasshoppers and their indicative potential have been studied at the sand and limestone grasslands (meadows of the *mesobromion* type) in the French/German Saar-Mosel-area near Luxembourg, SW Germany and in part of eastern France respectively, since 1988. The study area can be described as a triangle: the German village „Perl" near Luxembourg in the north, the French town „Metz" in the west and the German town „Homburg" in the east. The study area measures about 170 km from west to east.

   31 species (SALTATORIA and MANTODEA) have been discovered at the sand and limestone grasslands of the study area. The grasslands vary in respect to the number of species. The typical species for limestone grasslands is *Oecanthus pellucens*; extremely typical for the sand grasslands are *Omocestus haemorrhoidalis* and *Myrmeleotettix maculatus*. Other special species for the study area are *Oedipoda germanica*, *Calliptamus italicus*, *Chrysochraon brachyptera*, *Oedipoda caerulescens* and *Mantis religiosa*.

2. The species are not equally widespread in the study area. The presence of the species depends on the factors geology, vegetation and structure of vegetation. *Oedipoda germanica*, *Calliptamus italicus*, *Chrysochraon brachyptera* and *Mantis religiosa* occur only in the French part of the study area.

   Myrmeleotettix maculatus, which normally avoids limestone grasslands, has been recorded once at a biotope in limestone grassland. *Gryllus campestris* shows a disjunctive distribution: the species occures in the land-

scape „Bliesgau", but not in the comparable landscape „Saargau". *Oecanthus pellucens* is widespread in the study area, more than assumed in the beginning of the study. *Oecanthus pellucens* can easily be found in the vegetation (*Ononis repens*) during the day, during the night, it is singing from all suitable places. The studies were accomplished by use of the „isolation-quadrate-method", to gain information about population density. Some places indicate a density of 111 individuals per 25 m^2. *Omocestus haemorrhoidalis* occurs in the sand grasslands as well as in the limestone grasslands. *Omocestus viridulus*, a typical hygrophilous, submontane species, can occasionally also be located in the submediterranean limestone grasslands. *Chorthippus mollis* shows typical regional biotope preferences. In the „Saarland" this species only exists at sand grasslands, while in the French part of the study area (Metz) it could also be found in meadows of the *mesobromion* type. *Oedipoda caerulescens* occurs throughout the meadows of the *mesobromion* type but only in secondary habitats (e.g. on stony field paths), while in meadows of the *xerobromion* type the species lives in its natural habitat.

More species could be discovered in the limestone grasslands of the French area (Lothringen) than in the German part (Saarland). This is similar to results of studies about vegetation (HARD 1964).

Xerothermic species, e.g. *Calliptamus italicus* and *Oedipoda germanica*, do not exist in the German part of the study area, this is due to missing stepping stones. For vegetation, 100 m of permanently cultivated land is insurmountable allready, while grasshoppers are able to move. This is the reason why, contrary to vegetation, grasshoppers do not reflect the age of the biotope, they live in.

The soil temperature of the meadows of the *mesobromion* type differs significantly, while the temperatures of the air at ground level (30 cm hight) obviously varies slightly only. In short grasslands, there is in some cases a significant difference in temperature between the ground and the air at ground level (10°C (T_{eff} = temperature sum; PALLMANN et al. 1940). In high grasslands the soil measurements were also remarkably higher. Based on the examined findings, it seems that in short grass lands the sun warms the soil better up than in the high grasslands. It has to be concluded, that the difference of the measured temperature has extensive consequences for the phenology of certain species of these areas.

Studies about a possible congruence of vegetation cenosis and grasshopper cenosis indicate that vegetation and grasshoppers correspond at the base of the association but not at the base of the species level.

3. Grasshoppers are persistent, this statement is based on a 3-year, respectively 5-year-study. A gain in density of *Oecanthus pellucens* is coincident with the expansion of other thermophilic insects in our region.

Grasshoppers immediately react to an increase of cultivation measures. Phytophilous species disappear earlier than geophilous species can immigrate into the area. Succession of vegetation leads to decrease of density of grasshoppers. A grass cut in summertime, in contrast to a grass cut in autumn, can obviously reduce grasshopper populations. *Chorthippus parallelus* seems to be a successful pioneer to colonize recently mowed limestone grassland.

4. Observations of *Oecanthus pellucens* proved the flying capability of the species. A significant increase in density and an expansion of the species can be stated since 1988. This is based on findings of permanently observed areas. A possible explanation is a relation to recently mediterranean summers in the study area and as a result the occurrence of macroptery forms.

Measurements on a series of 80 individuals of *Oecanthus pellucens* indicate significant differences between the average wing lengths of males and females. The maximum wing length of males is 1,55 cm and of females - 1,6 cm.

The assumption that *Oecanthus pellucens* is unable to fly is refused. Macroptery individuals, which are animated to fly, fly more than 100 metres. The demonstrated flying capability confutes the opinion that populations of *Oecanthus pellucens* are extensively isolated. The presented studies indicate the probability of spontaneous resettlement of *Oecanthus pellucens* at the meadows of the *mesobromion* type in the Saarland on a continuous and frequent basis. It was assumed that populations of *Oecanthus pellucens* were isolated from each other. We should consider now that there are spontaneous contacts amongst the subpopulations of a *Oecanthus pellucens* (= metapopulation). The concept of the metapopulation and the acceptance that there are subpopulations of *Oecanthus pellucens*, also beyond the study area, forces us to recon-

sider the „residual" occurrences, which possibly have been misinterpreted in parts of the literature.

5. Suitable bioindicators for the studied sand and limestone grasslands are: *Phaneroptera falcata, Decticus verrucivorus, Platycleis albopunctata, Metrioptera bicolor, Oecanthus pellucens, Oedipoda caerulescens, Stenobothrus lineatus, Omocestus ventralis, Omocestus haemorrhoidalis, Gomphocerus rufus, Myrmeleotettix maculatus, Chorthippus biguttulus,* and *Chorthippus mollis.*

6. A model of evaluation for conservation has been developed. The model is based on the principle of the „regionally indicator values". The species (= indicators of evaluation) will be assigned with normative indicator values („Zustands-Wertigkeits-Relationen"; PLACHTER 1994) and these additively combined to a species-indicator value. The valency of a habitat (I_{ges}) results from the total of species-indicator-values divided by the total of existing species on this habitat. To stretch the evaluation, the highest species-indicator-value is doubled. As a rule, the use of a five-step ordinal-scale is suggested. The practicability of the model is demonstrated in two cases.

The presented model is up for discussion.

8 LITERATUR

ALTHERR, R. (1993): Gottesanbeterin in der Pfalz. Pollichia **8** (4): 194. Bad Dürkheim.

AMIET, J. L. (1967): Les groupements de Coléoptères terricoles de la Haute Vallée de la Vésubie (Alpes-Maritimes). Mém. Mus. Nat. Hist. Nat., **46** (2): 125-214.

AMIET, J. L. (1968): Variabilité, extension et synécologie de l'entomocénose à *Abax ater contractus* (*Abacetum contracti*) dans les Alpes-Maritimes. Vie et Milieu **19** (2): 437-450.

AMMER, U. & H. UTSCHIK (1984): Ökologische Wertanalyse Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald **10**.

AMTSBLATT DES SAARLANDES (1993): Bekanntmachung der Neufassung des Gesetzes über den Schutz der Natur und die Pflege der Landschaft vom 19. März 1993. (Saarländisches Naturschutzgesetz - SNG). Minister für Umwelt. Saarbrücken.

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE/AfÖ (1990a): NSG Vorschlag „Rebenklamm, Pfaffenwinkel, Auf der Lohe". Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE/AfÖ (1990b): NSG-Erweiterung „Nackberg" bei Merzig. Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

ARNDT, U. (1979): Bioindikation zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen der Umwelt. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Bonn.

ARNDT, U., W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

AUSTGEN, M., E. KÖHNE, H. MELCHERT & M. SIERSDORFER (1994): Biogeographische Fallstudie im „Metzerbachtal" bei Gerlfangen. (Semesterarbeit, unveröff.). Fachrichtung Biogeographie. Universität des Saarlandes.

BAUER, G. (1989): Grenzen des „Rote-Liste-Instrumentes" und Möglichkeiten einer alternativen Bewertung von Biotopen. Schr. Reihe Landschaftspfl. Naturschutz **29**: 95-106. Bonn.

BECHET, H. (1976): Der Biotopwert, ein Beitrag zur Quantifizierung der ökologischen Vielfalt im Rahmen der Landschafts- und Flächennutzungsplanung. Dissertation. Ludwig-Maximilians-Universität München.

BECHMANN, A. (1977): Ökologische Bewertungsverfahren. Landschaft und Stadt 4: 170-182. Stuttgart.

BELLMANN, (H. (1985): Heuschrecken beobachten - bestimmen. Neumann-Neudamm. Melsungen.

BERGER, M. (1988): Mehrjährige ökologische Untersuchungen an einer Grashüpfer-Population (Orthoptera: Acrididae). Populationsdynamik und Vorhersagen, Nahrungsansprüche, innerartliche Variabilität. Dissertation. Philipps-Universität Marburg.

BERGSTEDT, J. (1992): Handbuch Angewandter Biotopschutz. Ecomed Fachverlag.

BEYLICH, A., H. C. FRÜND & U. GRAEFE (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. Ecoinforma **5**: 389-401. Wien.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer. Stuttgart.

BICK, H. (1982): Bioindikation und Umweltschutz. Decheniana Beihefte **26**.

BICK, H. (1989): Ökologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

BLAB, J. & U. RIECKEN (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. Kilda Verlag. Greven.

BLAB, J. (1978): Tierökologische Beiträge zur Landschaftsplanung. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. **VII**: 121-128. Göttingen.

BLAB, J. (1988a): Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. Natur u. Landschaft **63** (4): 147-149. Bonn-Bad Godesberg.

BLAB, J. (1988b): Möglichkeiten und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für die Erfassung von Zoozönosen. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz **14** (3): 567-575. Freiburg.

BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung „Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz **32**: 121-134. Bonn.

BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN & H. SUKOPP (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda Verlag. Greven.

BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Beitr. Avifauna Rheinland 12.

BOER, P. J. (1965): Die Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden - in: R. TÜXEN (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Symp. IV Stolzenau: 172-183. Den Haag.

BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd, Z. Morph. und Ökol. Tiere **42**: 225-277.

BORCHERDING, R. (1994): Die Käferfauna zweier wärmebegünstigter Buchenwälder Norddeutschlands. Diplomarbeit (unveröff.). Universität Göttingen.

BORNHOLDT, G. & R. REMANE (1993): Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstoffgradienten. Z. Ökologie u. Naturschutz **2**: 19-29. Stuttgart.

BORNHOLDT, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Haltbrockenrasen im Raum Schlüchtern. Marburger Entomologische Publikationen **2** (1). Marburg.

BOSSELMANN, K. (1987): Die Natur im Umweltrecht - Plädoyer für ein ökologisches Umweltrecht. Natur und Recht **9**: 1-6.

BÖTTCHER, H., B. GERKEN, R. HOZAK & E. SCHÜTTPELZ (1992): Pflege und Entwicklung der Kalk-Magerrasen in Ostwestfalen. Natur und Landschaft **67** (6): 276-282. Bonn.

BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag. Wien.

BRIEMLE, G., H. G. KUNZ & A. MÜLLER (1987): Zur Mindestpflege der Kulturlandschaft insbesondere von Brachflächen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. **62**: 141-160. Karlsruhe.

BROCKHAUS, T. (1992): Beurteilung von Gewässern in der Stadt Chemnitz auf der Grundlage der Bioindikation. Natur und Landschaft **76** (3): 91-99. Bonn.

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 Beihefte **21**. Bonn.

BRODHUN, H. P. (1987): Ökoenergetische Untersuchungen an mitteleuropäischen Acrididen (Orthoptera). Dissertation. Jena

BRÖRING, U. & G. WIEGLEB (1990): Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung. Natur und Landschaft **65** (6): 283-292. Bonn.

BRUCKHAUS, A. (1986): Vergleichende Labor- und Freilanduntersuchungen zur Ökologie und Verbreitung der Springschrecken des Raumes Oberwinter (Mittelrhein). Dissertation. Bonn.

BRUCKHAUS, A. (1990): Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger einheimischer Feldheuschreckenarten. Articulata **5** (1): 43-57. Erlangen.

BRUCKHAUS, A. (1992): Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. Articulata - Beiheft **2.** Erlangen.

BRUCKHAUS, A. (1994): Das Springschreckenvorkommen von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Kalkmagerrasen der Nordeifel. Articulata **9** (2): 1-14. Erlangen.

BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (1991): Pflege- und Entwicklungsplan NSG „Großbirkel". Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

BÜRÖ FÜR ÖKOLOGIE UND PLANUNG, DR. MAAS/BfÖ (1988-1992): Biotopkartierung Saarland II, Fortschreibung der Biotopkartierung Saarland. Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

BÜRO FÜR ÖKOLOGIE UND PLANUNG, DR. MAAS/BfÖ (1992): Naturschutzgroßvorhaben Wolferskopf, Pflege- und Entwicklungsplan. Gutachten im Auftrag des BMUNR und des Zweckverbandes Naturschutzvorhaben Wolferskopf (unveröff.). Saarbrücken.

BÜTEHORN, N. & H. PLACHTER (1991): Methodische Leitlinien für zeitgemäße Biotoperfassungen. Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen. Vogel und Umwelt **6**: 299-311.

CHOPARD, L. (1951): Orthopteroides - Faune de France 56. Paris.

CLAUSS, G. & H. EBNER (1977): Grundlagen der Statistik. Verlag Harri Deutsch. Frankfurt.

DEICHSEL, G. & H. J. TRAMPISCH (1985): Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

DEMPEWOLFF, U. (1964): Zur Insekten- und Molluskenfauna des Naturschutzgebietes „Schenkelsberg". Untersuchungsergebnisse aus Landschafts- und Naturschutzgebieten im Saarland. Naturschutz u. Landschaftspflege im Saarland **3**: 116-124. Saarbrücken.

DEN BOER, P. J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Biosoziologie, Bericht über das 4. internationale Symposium der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Den Haag.

DETZEL, P. & H. BELLMANN (1991): Heuschrecken und ihre Lebensräume. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Arbeitsbl. Naturschutz **13**: 1-13. Karlsruhe.

DETZEL, P. (1985): Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. **59/60**: 345-360. Karlsruhe.

DETZEL, P. (1988): Vorläufige Rote Liste der Heuschrecken und Grillen (Salatatoria) und Fangschrecken (Mantodea) von Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. **63**: 253-258. Karlsruhe.

DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). Dissertation. Fakultät für Biologie. Eberhard-Karls-Universität Tübingen.

DETZEL, P. (1995): Zur Nomenklatur der Fangschrecken und Heuschrecken Deutschlands. Articulata **10** (1): 3-10. Erlangen.

DIDION, A. & B. TROCKUR (1991): 15 Jahre Naturlandstiftung Saar 1976-1991. Naturlandstiftung Saar (Hrsg.). Saarbrücken.

DIERSCHKE, H. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalk-Magerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. Münstersche Geographische Arbeiten **20**: 9-25. Paderborn.

DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.

DÖDERLEIN, L. (1912): Über die im Elsaß heimischen Heuschrecken. Mitt. Phil. Gesellschaft Elsaß-Lothringen **4** (19): 587-601.

DONATH, H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. Entomol. Nachr. Ber. **31**: 213-217.

DORDA, D. & S. MAAS (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung, Projekt Wolferskopf, Saarland, Natur und Landschaft **66** (1): 15-20. Bonn.

DORDA, D. (1987): Chlorkohlenwasserstoffe und Schwermetalle beim einheimischen Schwarzwild unter besonderer Berücksichtigung saarländischer Wildschwein-populationen. Dipl. Arbeit (unveröff.) Universität des Saarlandes, Institut für Biogeographie. Saarbrücken.

DORDA, D. (1990): Zum Erstfund des Rotleibigen Grashüpfers *Omocestus haemorrhoidalis*, (CHARP.), (Insecta: Saltatoria) im Saarland, Faun.-flor. Not. Saarl. **22** (2): 90-92. Saarbrücken.

DORDA, D. (1991a): Vergleichende Heuschreckenuntersuchungen in saarländischen Kalkhalbtrockenrasen. Articulata **6** (2): 125-147. Erlangen.

DORDA, D. (1991b): Welche flächenwirksamen Aussagen der Veränderung erlaubt die Fortschreibung der Biotopkartierung? - Ein inhaltlicher und methodischer Beitrag zur Fortführung der Biotopkartierung im Saarland. Natur und Landschaft **66** (4): 212-214. Bonn.

DORDA, D. (1992). Eine Entscheidungshilfe für den Naturschutz. Selektive oder flächendeckende Biotopkartierung. AFZ **24**: 1304-1307. Stuttgart.

DORDA, D. (1994): Zum Vorkommen des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens)* (Scopoli, 1763) im südlichen Bliesgau (Saarland, BR Deutschland) (Saltatoria, Gryllidae). Bull. Soc. Nat. luxemb., **95**: 247-251.

DORDA, D. (1995): Bemerkungen zur Isolation, Ausbreitungsstrategie und zum Auftreten makropterer Formen beim Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*, SCOP. 1763) im Saarland (Deutschland). Z. Ökologie u. Naturschutz **4**: 125-133. Jena.

DORDA, D., (1995): Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes. Dissertation. Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

DORDA, D., S. MAAS & A. STAUDT (1990): Biotopatlas Saarland. Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

DORDA, D., S. MAAS & A. STAUDT (1992): Rote Liste der im Saarland gefährdeten Heuschrecken. Minister für Umwelt (Hrsg.). Saarbrücken.

DORDA, D., S. MAAS & A. STAUDT (1996): Atlas der Heuschrecken des Saarlandes. AUS NATUR UND LANDSCHAFT IM SAARLAND: Sonderband **6**. Minister für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes und DELATTINIA, (Hrsg.). Saarbrücken.

DRACHENFELS, O. v., H. MEY & P. MIOTK (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen - Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen **13**. Hannover.

DRACHENFELS, O. v., J. LÜTTMANN & W. ZACHAY (1984): Zoologisch bedeutsame Biotoptypen in Rheinland-Pfalz. Entwurf eines Zootop-Kataloges mit Verzeichnissen kennzeichnender Tierarten und -gruppen. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz. Oppenheim.

DREUX, P. (1961): Récherches écologiques et biogeographiques sur les Orthoptères des Alpes francaises. Ann. Sci. nat. **3**: 323-766. Paris.

DÜLL, R. (1974): Neuere Untersuchungen über Moose als abgestufte ökologische Indikatoren für die SO_2-Immissionen im Industriegebiet zwischen Rhein und Ruhr bei Duisburg. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. Düsseldorf.

ELLENBERG, H. (1980): Über Bioindikation und Bioindikatoren. Nationalpark 11-16.

ELLENBERG, H. (1982): Was ist ein Bioindikator? Sind Vögel Bioindikatoren?. Natur, Umwelt, Mensch **3**/82: 75-87.

ELLENBERG, H. (1987): Fülle - Schwund - Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich?. Über Grenzen des Naturschutzes unter den Bedingungen moderner Landnutzung. Z. Natur u. Landesk. Schl. Holstein **94** (10): 289-300. Neumünster.

ELLENBERG, H., H. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVIII. Verlag Erich Goltze. Göttingen.

ELLENBERG, H., R. MAYER & J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemsforschung. Ergebnisse des Solling-Projektes. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

ERZ, W. (1986): Ökologie oder Naturschutz? - Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspl. **10**: 11-17.

FEDERSCHMIDT, A. (1988): Untersuchungen zur Kongruenz von Heuschreckengemeinschaften und Pflanzengesellschaften unter Berücksichtigung von Vegetationsstruktur und Mikroklima. Diplomarbeit Universität Freiburg (unveröff.).

FISCHER, H. (1950): Die klimatische Gliederung Schwabens auf Grund der Heuschreckenverbreitung. Ber. Naturf. Ges. Augsburg **3**: 65-95. Augsburg.

FLANDORFFER, A. (1991): Extensive Beweidung mit Islandpferden und Angusrindern im Muschelkalk des Mandelbachtales/Saar und ihre Bedeutung für den Naturschutz. Diplomarbeit (unveröff.). Rheinisch-Westfälische-Wilhelms-Universität. Bonn.

FLOHN, H. (1985): Das Problem der Klimaänderungen in Vergangenheit und Zukunft. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt.

FRANKLIN, I. R. (1980): Evolutionary change in small populations. - In: SOULE, M. E. u. WILCOX, B. A. (eds.): Conservation biology. Sinauer Ass. Inc. Mass.

FRANZ, H. (1931): Über die Bedeutung des Mikroklimas für die Faunenzusammensetzung auf kleinem Raum. Z. Morph. u. Ökol. Tiere **22**: 587-628.

FRANZ, H. (1933): Auswirkungen des Mikroklimas auf die Verbreitung mitteleuropäischer xerophiler Orthopteren. Zoogeogr. **1**: 551-565

FROEHLICH, C. & E. HOLTZEM (1987a): Neue Methode zum Auffinden und Bestimmen von Heuschrecken (Saltatoria) im Freiland. Z. angew. Zool. **74**: 501-503.

FROEHLICH, C. & E. HOLTZEM (1987b): Bemerkenswerte Funde von Sichelschrecken (Phaneroptinae, Orthoptera: Tettigonidae) mit neuer Methodik. Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz Bd. **4** (4):902-904.

FROEHLICH, C. (1990): Verbreitung und Gefährdung der Heuschrecken im Reg.-Bez. Koblenz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6** (1).

FROEHLICH, C. (1992): Naturschutz - warum ? Gedanken zu einer grundlegenden Frage. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6**: 1075-1083.

FROEHLICH, C. &. S. KUNDE (1992): Zum Vorkommen des Grünen Heupferdes und der Zwitscherschrecke (*Tettigonia viridissima* und *T. cantans*, Insecta: Saltatoria) im Niederwesterwald und an der Unteren Lahn (Rheinland-fPfalz, F. G. G.). Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6** (4): 935-948.

FULLER, R. (1994): Ornithologische Bewertungen für den Arten- und Biotopschutz. - In: ERZ, W. & B. USHER (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz: 212-235. Quelle & Meyer. Heidelberg.

GAST, F. (1984): Die Elster (*Pica pica*) als Biomonitor für die Belastung von Nahrungsnetzen durch Umweltchemikalien. Ein Beitrag zur Methodik der Umweltüberwachung am Beispiel des Stadtverbandes Saarbrücken. Dissertation. Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Braunschweig.

GLAVAC, V. (1983): Über die Wiedereinführung der extensiven Ziegenhaltung zwecks Erhaltung und Pflege der Kalkmagerrasen. Überlegungen zu einem Modellversuch in Nordhessen. Naturschutz in Nordhessen **6**: 25-47.

GOLDAMMER, L. (1986): Die Saltatorien-Fauna der Sandgrube „Unter der Mühl" in Dudweiler und ihre Bedeutung für den Naturschutz. Faun.-flor. Not. Saarl. **18** (4): 499-504. Saarbrücken.

GOLDAMMER, L. (1988): Konzeption eines Biotopverbundsystems für das „Nördliche Mandelbachtal". Diplomarbeit (unveröff.) Fachrichtung Biogeographie Universität des Saarlandes.

GREIN, G. & G. IHSSEN (1985): Heuschreckenschlüssel. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. Hamburg.

GREIN, G. (1984): Gesänge der heimischen Heuschrecken. Akustisch optische Bestimmungshilfe. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt (Hrsg.). Hannover.

GREIN, G. (1990): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst **6**/90 Naturschutz Niedersachsen. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt (Hrsg.). Hannover.

GREIN, G. (1993): Vergleich der Heuschreckenfauna zweier Kalk-Magerrasen. Naturschutz & Vogelkunde **15**: 118-128.

HAECKEL, E. (1866): Generelle Morphologie der Organismen. G. Reimer Verlag. Berlin.

HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen in der BRD. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

HAFFNER, P. (1957): Die pflanzengeographische Bedeutung des Hammelsbergs bei Perl (Mosel). Natur und Landschaft **1**: 6-8. Bonn.

HAFFNER, P. (1960): Pflanzensoziologische und pflanzengeographische Untersuchungen im Muschelkalkgebiet des Saarlandes. Naturschutz und Landschaftspflege im Saarland Bd. **2**: 66-164. Saarbrücken.

HAFFNER, P. (1990): Geobotanische Untersuchungen im Saar-Mosel-Raum. Aus: Natur und Landschaft im Saarland. Abh. **18**. Saarbrücken.

HAHN, E. (1984): Welche der mitteleuropäischen Eulenarten eignen sich als Bioindikatoren? Diplomarbeit (unveröff.) Universität des Saarlandes, Institut für Biogeographie. Saarbrücken.

HAHN, E. (1991): Schwermetallgehalte in Vogelfedern - ihre Ursache und der Einsatz von Federn standorttreuer Vogelarten im Rahmen von Bioindikationsverfahren. Ber. d. Forschungszentrums Jülich. Institut für Chemie **4**: Angewandte Physikalische Chemie. Dissertation Universität Bonn.

HAKES, W. (1987): Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen. Dissertationes Botanicae **109**. Gesamthochschule Kassel.

HANDKE, K. & K. F. SCHREIBER (1985): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Tauber- gebiet. Münstersche Geographische Arbeiten **20**: 155-186. Paderborn.

HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 8. Institut für Geographie der Westf. Wilhelms-Universität Münster.

HÄNGGI, A. (1987a): Die epigäische Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mooses, Kt. Bern. Dissertation. Universität Bern.

HÄNGGI, A. (1987b): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mooses, Kt. Bern - Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna. Mitt. Ges. Naturforsch. Bern **44**: 157-185. Bern.

HARD, G. (1964): Kalktriften zwischen Westrich und Metzer Land, Geographische Untersuchungen an Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenwäldern und Trockengebüschen. Carl Winter Universitätsverlag. Heidelberg.

HARD, G. (1968): Vegetation und Kulturlandschaft an der Dogger-Stufe des Metzer Landes. Decheniana **119** (1/2): 141-182. Bonn.

HARD, G. (1972): Wald gegen Driesch. Das Vorrücken des Waldes auf Flächen junger Sozialbrache. Ber. z. dt. Landeskunde **46** (1): 49-80. Bonn.
HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Gustav Fischer Verlag. Jena
HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren. In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands. Gustav Fischer Verlag. Jena.
HARZ, K. (1969): Die Orthopteren Europas. Band **1**. Series Entomologica Bd. **5**. Dr. W. Junk-Verlag. Den Haag.
HARZ, K. (1975): Die Orthopteren Europas. Band **2**. Series Entomologica Bd. **11**. Dr. W. Junk-Verlag. Den Haag.
HARZ, K. (1977): Saltatoria, Springschrecken. In: BROHMER, P.: Fauna von Deutschland. Quelle & Meyer. Heidelberg.
HEMMANN, K., I. HOPP & H. F. PAULUS (1987): Zum Einfluß der Mahd durch Messerbalken, Mulcher und Saugmäher auf Insekten am Straßenrand. Natur und Landschaft **62** (3):103-105. Bonn.
HEMMERLING, D. (1987): Der Rebanbau im saarländischen Teil des Saar-Blies-Gaues. Gersheimer Hefte **4**. Berthold Faber Verlag Mandelbachtal.
HENLE, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. Z. Ökologie u. Naturschutz **3**: 139-153. Jena.
HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der Ökologischen Forschung Bd. **4**. Forschungszentrum Jülich. Jülich.
HENRY, R. & L. DISNEY (1994): Bewertungen unter Verwendung von Wirbellosen: Ein Problemaufriß. - In: USHER, B. & W. ERZ (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz: 236-257. Quelle & Meyer. Heidelberg.
HERMANS, J. & U. KRÜNER (1991): Die nordwestliche Ausbreitungstendenz von *Phaneroptera falcata* (PODA) (Saltatoria: Tettigoniidae) im Gebiet zwischen Rhein und Maas. Articulata **6** (1): 52-61. Erlangen.
HESS, R. & G. RITSCHEL-KANDEL (1992): Heuschrecken als Zeigerarten des Naturschutzes in Xerothermstandorten des Saaletales bei Machtilshausen (Lkrs. Bad Kissingen). Articulata **7**: 77-100. Erlangen.
HESSE, R. (1943): Tierbau und Tierleben - Das Tier als Glied des Naturganzen. Jena.
HEUSINGER, G. (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms - Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen. Schr. R. Bayer. LfU **83**: 7-28. München.
HEYDEMANN, B. & J. MÜLLER-KARCH (1980): Biologischer Atlas von Schleswig-Holstein. Lebensgemeinschaften des Landes. Wachholtz. Neumünster.

HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. Dissertation Christian-Albrechts-Universität. Kiel.

HEYDEMANN, B. (1955): Die Frage der topographischen Übereinstimmung des Lebensraumes von Pflanzen- und Tiergesellschaften. Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 444-452.

HEYDEMANN, B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. Verh. Dtsch. Zool. Ges. **50**: 332-347.

HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. Jb. Naturschutz Landschaftspfl. **31**: 21-51.

HEYDENREICH, M. & B. BÖLSCHER (1993): Community structure and niche requirements of grasshoppers (Orthoptera) at different types of fen meadowland in the droemling area, Germany. (Mskr., unveroff.): Zoologisches Insitut, Universität Braunschweig.

HOCHKIRCH, A. (1993): Aufruf zur Mitarbeit an der Erforschung von Ausbreitungsmechanismen. Articulata-Mitteilungen **8** (1): 79.

HOENEMANN, W. (1977): Untersuchungen zur Ökologie und Taxonomie von *Tetrix subulata (L.).* (Saltatoria, Tetrigidae). Dissertation Fb. Biologie, Johann Wolfgang Goethe-Unversität. Frankfurt.

HOFFMANN, J. (1960): Les orthoptères du Luxembourg. Histoire Naturelle du Pays de Luxembourg. Faune. Grand-Duché de Luxembourg. Musée d'Histoire Naturelle. Luxembourg 1960.

HOFFMANN, J. (1962): Les orthoptères du Luxembourg. IIè fascicule: Les Caelifères, Musée d'Histoire Naturelle. Luxembourg.

HOFMANS, K., B. BARENBRUG & T. BACKELJAU (1989): The non-tetrigied Saltatoria (Insecta) of the Belgian chalk grasslands. Comptes rendus du symposium „Invertebrates de belgique" en 1989: 257-263.

HOHORST, W. (1937): Die Begattungsbiologie der Grille *Oecanthus pellucens* SCOPOLI. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **32** (2): 227-276. Berlin.

HORN, H. (1980): Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatinseln, untersucht am Beispiel der Sandhausener Dünen. Dissertation. Ruprecht-Karls Universität Heidelberg. Heidelberg.

HOVESTADT, T. (1990a): Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. Natur und Landschaft **65** (1): 3-8. Bonn.

HOVESTADT, T. (1990b): Möglichkeiten und Kriterien für die Bestimmung von „Minimalarealen" von Tierpopulationen und Ökosystembeständen. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **32**: 175-186. Bonn.

HOVESTADT, T., J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Forschungszentrum Jülich. Würzburg.

INGRISCH, S. (1976): Vergleichende Untersuchungen zum Nahrungsspektrum mitteleuropäischer Laubheuschrecken. Z. Entomol. **86** (20): 217-224.

INGRISCH, S. (1977): Beitrag zur Kenntnis der Larvenstadien mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Z. angew. Zool. **64**: 459-501.

INGRISCH, S. (1978a): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Dauer der postembryonalen Entwicklung einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae) und ihre Beeinflussung durch Temperatur und Feuchte. Zool. Anz. Jena **200** (5/6): 309-320.

INGRISCH, S. (1978b): Zum Verhalten mitteleuropäischer Laubheuschrecken in Temperatur- und Feuchtegradienten (Orthoptera: Tettigonidae). Dtsch. Entomol. Z. **25** (IV-V): 349-360.

INGRISCH, S. (1979a): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken (Orthoptera, Tettigoniidae) im Vogelsberg. Beitr. Naturkde Osthesse **15**: 33-95. Fulda.

INGRISCH, S. (1979b): Die Orthopteren, Dermapteren und Blattopteren (Insecta: Orthoptera, Dermaptera, Blattoptera) von Hessen. Fundortkataster der Bundesrepublik Deutschland Teil **13**. Saarbrücken.

INGRISCH, S. (1981): Zur vikariierenden Verbreitung von *Tettigonia viridissima* und *T. cantans* in Hessen (Orthoptera: Tettigonidae). Mitt. dtsch. Entomol. Ges. allg. angew. Ent. **3**: 155-159.

INGRISCH, S. (1983a): Veränderungen in der Orthopterenfauna von Hessen. Verh. Ges. Ökol. **10**: 193-200. Göttingen.

INGRISCH, S. (1983b): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. Dt. Entom. Z., Bd. **30** (1-3): 1-15.

INGRISCH, S. (1984): Zur Verbreitung und Gesellschaftung der Orthopteren in der Nordeifel. Decheniana Beihefte **137**: 79-104. Bonn.

INGRISCH, S. (1987): Die Geradflügler (Orthopteroidea, Dermaptera und Blattaria) des Mainzer Sandes. Mainzer Naturw. Arch. **25**: 233-252. Mainz.

INGRISCH, S. (1989): Anmerkungen zur Roten Liste der Geradflügler in der Bundesrepublik Deutschland. Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **29**: 277-280. Bonn.

ISSELBÄCHER, T. (1993): Zur Verbreitung der Heuschrecken im Landkreis Daun. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz **7** (1): 25-81. Landau.

JACOBS, W. (1949): Die Eiablage von *Euthystera brachyptera* (Orthoptera, Acridiidae). Entomon **1**: 198-200.

JACOBS, W. (1953): Verhaltensbiologische Studien an Feldheuschrecken. Zeitschr. f. Tierpsychologie **1**: 1-228.

JAKOVLEV, V. & F. KRÜGER (1954): Untersuchungen über die Vorzugstemperatur einiger Acrididen. Biol. Zentralbl. **73**: 633-650.

JAKOVLEV, V. (1957): Wasserdampfabgabe der Acrididen und Mikroklima ihrer Biotope. Zool. Anz., Suppl. **20**: 136-142. Leipzig.

JAKOVLEV, V. (1959): Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acrididenbiotopen. Z. Morph. u. Ökol. Tiere **48**: 89-101.

JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Fauna Flora Fenn. **72**: 1-15.

JANETSCHEK, H. (1982): Ökologische Feldmethoden, Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

JOERN, A & K. P. PRUESS (1986): Temporal constancy in grasshopper assemblies. Ecol. Entomol. **11**: 379-385.

JÜRGENS, K. & G. REHDING (1992): Xerothermophile Heuschrecken (Saltatoria) im Hegau - Bestandssituation von *Oedipoda germanica* und *Calliptamus italicus*. Articulata **7**: 19-38. Erlangen.

KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs. SB Österr. Akdad. Wiss. Math. nat. Kl. **172**: 97-119. Wien.

KAULE, G. & E. SAUER (1982-1984): Biotopkartierung Saarland. Gutachten im Auftrag des Ministers für Umwelt (unveröff.). Saarbrücken.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer Verlag. Stuttgart

KERSBERG, H. (1968): Die Prümer Kalkmulde (Eifel) und ihre Randgebiete. Landschaftsökologische und vegetationskundliche Untersuchungen. Schriftenreihe der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Nordrhein-Westfalen **4**. Recklinghausen.

KETTERING, H., W. LANG & M. NIEHUIS: (1984): Rote Liste der bestandsgefährdeten Geradflügler (Orthoptera) in Rheinland-Pfalz. Mainz.

KINN, J. & M. MEYER (1988): Beitrag zur Kenntnis der Saltatoria Luxemburgs, Ergebnisse einer zweijährigen Untersuchung. Paiperlek **10** (2). Letzebuerg.

KINN, J. (1991): Quantitative Erfassung der Saltatoria in 10 intensiv untersuchten Transektflächen. - In: CUNGS, Jos. (Hrsg.): Beitrag zur Faunistik und Ökologie der Schmetterlinge im ehemaligen Erzabbaugebiet „Haardt" bei Düdelingen. Trav. Sci. Mus. nat. hist. nat. lux., vol. **XVII.** Luxembourg.

KLEINERT, H. (1991): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). Dissertation. Friedrich-Wilhelms-Universität. Bonn.

KLEUKERS, R.M.J.C. (1991): Handleiding voor het projekt de sprinkhanen en krekels (Orthoptera) van Nederland. Instrukties voor medewerkers EIS-Nederland **9**: 3-40. Stichting European Invertebrate Survey - Nederland.

KLEYER, M., G. KAULE & K. HENLE (1992): Landschaftsbezogene Ökosystemforschung für die Umwelt- und Landschaftsplanung. Z. Ökologie u. Naturschutz **1**: 35-50.

KLÖTZLI, F. (1980): Unsere Umwelt und wir - eine Einführung in die Ökologie. Hallwag Verlag. Bern.

KNÖRZER, A. (1909): Mediterrane Tierformen innerhalb der deutschen Grenzen, Entomol. Ztschr. **XXIII** (23): 109 -111, Stuttgart.

KÖHLER, G. & H. P. BRODHUN (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik zentraleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Zool. Jg.. Syst. **114**: 157-191. Jena.

KÖHLER, G. & K. REINHARDT (1992): Beitrag zur Kenntnis der Feldgrille (*Gryllus campestris* L.) in Thüringen. Articulata **7**: 63-76. Erlangen.

KÖHLER, G. (1985): Die grafische Methode zur Ermittlung von Lebenstafeldaten, dargestellt am Beispiel von Feldheuschrecken (Acrididae). Wiss. Ztsch. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Naturwiss. R. **34** (4): 625-633. Jena.

KÖHLER, G. (1987): Die quantitative Erfassung von Feldheuschrecken (Saltatoria: Acrididae) in zentraleuropäischen Halbtrockenrasen - ein Methodenvergleich. Wiss. Ztschr. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Naturwiss. R., **36** (3): 375-390.

KÖHLER, G. (1988a): Persistenz und Genese von Heuschrecken-Assoziationen (Orthoptera: Acrididae) in zentraleuropäischen Rasenökosystemen. Zool. Jb. Syst. **115**: 303-327. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.

KÖHLER, G. (1988b): Zur Heuschreckenfauna der DDR - Artenspektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung. Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden **16** (1): 1-22. Dresden.

KÖHLER, G. (1989a): Die Heuschreckenfauna (Saltatoria) im Stadtgebiet von Jena/Thüringen und ihre Veränderungen in den letzten 50 Jahren. Verhandlungen IX. SIEEC Gotha 1986: 139-144. Dresden.

KÖHLER, G. (1989b): Zur Phänologie, Abundanzdynamik und Biotopbindung rasenbewohnender Laubheuschrecken (Saltatoria: Tettigonoidea) im mittleren Saaletal bei Jena (Thüringen). Wiss. Ztschr. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Naturwiss. R. **38** (4/5): 543-561. Jena.

KÖHLER, G. (1990): Biogeographisch-ökologische Hintergründe der Faunenveränderung bei Heuschrecken (Saltatoria). Articulata **5** (1): 3-22. Erlangen.

KÖHLER, G., V. VOPEL & R. BALLMANN (1989): Untersuchungen zum Einfluß der Verbuschung auf die Vegetations- und Faunenstruktur von Muschelkalksteilhängen - ein Beitrag zur Sukzessionsforschung. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. **29** (3): 129-142.

KOLKWITZ, R. & M. MARSSON (1908): Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Ref. Hydrobiol. **2**: 126-152.

KOLKWITZ, R. & M. MARSSON (1909): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Dt. Bot. Ges. **26**: 505-519.

KRATOCHWIL, A. (1987): Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster. Methoden, Probleme und Beispiele biozönologischer Forschung. Tuexenia **7**: 13-51. Göttingen.

KREEB, K. H. (1983): Vegetationskunde. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

KREEB, K. H. (1990): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

KRETSCHMER, H. (1984): Zur Verbreitung und Ökologie des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*) SCOPOLI (Orthoptera , Ensifera Gryllidae) im Raum Darmstadt. Hess. Faun. Briefe **4** (4): 69-72.

KRETSCHMER, H. (1991): Zur Flugfähigkeit von *Oecanthus pellucens* (SCOPOLI 1763). Articulata **6** (2): 161. Erlangen.

KROPF, C. (1993): Ist das Zeigerartensystem ELLENBERG's zur autökologischen Charakterisierung von Spinnenarten geeignet? Arachnol. Mitt. **5**: 4-14. Basel.

KÜHLHORN, F. (1955): Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Geradflügler des Harzes und seines südlichen und östlichen Vorlandes. Dtsch. Ent. Z. **2**: 279-295.

KÜHNELT, W. (1943): Die Leitformmethode in der Ökologie der Landtiere. Biol. gen. **17**: 106-146. Wien.

KÜHNELT, W. (1944): Über Beziehungen zwischen Tier- und Pflanzengesellschaften. Biol. gen. **17**: 566-593. Wien.

LANG, W. (1983a): (Saltatoria: Acrididae) - *Chorthippus mollis* (CHARP.) - Erstnachweise für die Pfalz. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 16. Pfälzer Heimat **34** (2): 90.

LANG, W. (1983b): (Saltatoria: Acrididae) - *Omocestus haemorrhoidalis* (CHARP.) - Erstnachweis für die Pfalz. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 16. Pfälzer Heimat **34** (2): S. 91.

LANG, W. (1983c): Zur Fauna des Landschaftsschutzgebietes Donnersberg. - In: STAPF, K.R.G. (Hrsg.): Das Landschaftsschutzgebiet Donnersberg in der Nordpfalz. Pollichia-Buch **4**: 176-180. Bad Dürkheim/Pfalz

LANG, W. (1984a): (Saltatoria: Acrididae) - *Omocestus haemorrhoidalis* (CHARP.) - Erstnachweis für die Vorderpfalz. Faunistisch ökologische Mitteilungen 18. Pfälzer Heimat **35** (1): 41.

LANG, W. (1984b): (Saltatoria: Gryllidae) - *Oecanthus pellucens* (SCOP.) - Nachweise und Neufunde für die Pfalz nebst Randgebieten. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 18. Pfälzer Heimat **35** (1): 40.

LANGMAACK, M. (1994): Untersuchungen zur Ressourcennutzung im Funktionskreis Fortpflanzung bei Feldheuschrecken der Gattung *Chorthippus* (Acrididae, Gomphocerinae) im Drömling. Dipl. Arbeit (unveröff.). Universität Braunschweig.

LATTIN, G., DE (1967): Grundriß der Zoogeographie. Stuttgart.

LAUSSMANN, H. (1993): Die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen durch Heuschrecken. Articulata **8** (1): 53-59.

LICHT, T. (1993): Verinselung von Waldwiesentälern für Heuschrecken und Laufkäfer durch Fichtenquerriegel. Natur und Landschaft **68** (3). Bonn.

LOHMEYER, W. & W. RABELER (1965): Aufbau und Gliederung der Mesophilen Laubmischwälder im Mittleren und oberen Wesergebiet und ihre Tiergesellschaften - In: R. TÜXEN (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Symp. IV Stolzenau: 238-257. Den Haag.

LUCIUS, M. (1948): Das Gutland - Erläuterungen zu der Geologischen Spezialkarte Luxemburgs. Veröffentlichungen des Luxemburger Geologischen Dienstes **5**. Luxembourg.

MAAS, S. (1985): Floristische Rasterkartierungen als Informationssystem für die ökologische Bewertung von Städten und Atlas der Gefäßpflanzen der Stadt Saarlouis. Dissertation Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

MAC ARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press. Princeton.

MADER, H. J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft **55** (3): 91-96. Bonn.

MADER H. J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. Natur und Landschaft **56** (7/8): 235-242. Bonn.

MADER, H. J. (1983): Größe von Schutzgebieten unter Berücksichtigung des Isolationseffektes. Schr. Reihe Dt. Rat Landesschutz **41**: 82-85.

MADER, H. J. (1987): Gedanken zum Selbstverständis der Naturschutzforschung. Natur und Landschaft **62** (10): 418-420. Bonn.

MADER, H. J. (1987): Straßenränder, Verkehrsnebenflächen. Elemente eines Biotopverbundsystems?. Natur und Landschaft **62** (7/8): 296-299. Bonn.

MADER, H. J. (1990): Die Isolation von Tier- und Pflanzenpopulationen als Aspekt einer europäischen Naturschutzstrategie. Natur und Landschaft **65** (1): 9-112. Bonn.

MAERTENS, T., L. WAHLER & J. LUTZ (1990): Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. Schriftenreihe Angewandter Naturschutz **9**. Lich.

MARCHAND, H. (1952): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. Dissertation. Kiel.

MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. Beiträge zur Entomologie **3** (1/2): 117-162. Kiel.

MARTENS, M. & L. GILLANDT (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg. Naturschutz Landschaftspfl. **10**: 1-56. Hamburg.

MARTI, T. (1989): Heuschrecken und Landschaft. Ein exemplarischer Einblick in Theorie und Praxis goetheanistischer Naturwissenschaften. Haupt Verlag. Bern

MAUCH, E. (1990): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. Wasser und Boden **11**: 763-767. Augsburg.

MERKEL, E. (1980): Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei Ödlandschrecken der Roten Liste: *Oedipoda caerulescens* und *Sphingonotus caerulans*. Schr.Reihe. Natursch. Landschpfl. **12**: 63-69. München.

MERL, H. (1987): Untersuchungen zur Saltatorien-Fauna von Dillingen/Saar. Diplomarbeit (unveröff.) Fachrichtung Biogeographie, Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

MESSMER, K. (1991): Beobachtungen zur Ausbreitungsstrategie beim Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens* SCOPOLI 1763). Articulata **6** (2): 155-161. Erlangen.

MEYER, M. & G. COLLING (1988): Ökologische Begleitstudien zum landwirtschaftlichen Extensivierungsprogramm des Naturhistorischen Museums. Pilotprojekt „Lellingen". Paiperlek **10** (2): 103-114.

MEYER, M. (1980): Untersuchungen zur Saltatorien-Fauna des südlichen Bliesgaus. Faun-flor. Not. Saarl. **12** (1-2): 25-38. Saarbrücken.

MEYER, M. (1988a): Provisorische Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken Luxemburgs (Orthoptera, Saltatoria). Paiperlek **10** (2). Letzebuerg.

MEYER, M. (1988b): La faune entomologique des sites xérothermiques de Pagny-la Blanche-Côte, dép. Meuse, France (Orthoptera, Lepidoptera). Paiperlek **10** (2). Letzebuerg.

MIOTK, P. (1986): Situation, Problematik und Möglichkeiten im zoologischen Naturschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde **18**: 49-66. Bonn.
MÖBIUS, K. (1877): Die Auster und die Austernwirthschaft. Berlin.
MÖSELER, B. M. (1989): Die Kalkmagerrasen der Eifel. Decheniana **29**. Bonn.
MÜHLENBERG, M. & W. WERRES (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften - Experimentelle Untersuchung auf einer Wiesenfläche. Natur und Landschaft **58** (2): 43-50. Bonn.
MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. Quelle & Meyer. Heidelberg.
MÜLLER, H. J. (1988): Ökologie. Gustav Fischer Verlag. Jena.
MÜLLER, P. (1964): Die Wirbeltierfauna der Badstube. Untersuchungsergebnisse aus Landschafts- und Naturschutzgebieten im Saarland. Naturschutz u. Landschaftspflege im Saarland **3**: 94-116. Saarbrücken.
MÜLLER, P. (1971): Biogeographische Probleme des Saar-Mosel-Raumes dargestellt am Hammelsberg bei Perl. Faun.-flor. Not. Saarl. **4** (1/2): 1-14. Saarbrücken.
MÜLLER, P. (1979): Ökosystemare Standardisierung ökologischer Informationen für die Bewertung von Städten. Faun.-flor. Not. Saarl. **11** (3/4): 13-21. Saarbrücken.
MÜLLER, P. (1981): Arealsysteme und Biogeographie. Ulmer Verlag. Stuttgart.
MÜLLER, P. (1983): Food-chain analysis in free living animal populations in the Saar area. Wissenschaft und Umwelt **1**: 4-7.
MÜLLER, P. et al. (1982): Schutzwürdigkeit von 11 ausgewählten Untersuchungsgebieten in St. Ingbert. Gutachten (unveröff.). Institut für Biogeographie. Universität des Saarlandes.
NADIG, A. (1988): Massenvermehrung und Makropterie bei *Bicolorana bicolor, Chorthippus parallelus* und *Arcyptera fusca* (Insecta, Orthoptera). Atti Accad. Roveretana Agiata, ser. **6** (26): 135-140.
NAGEL, P. (1975a): Käfergesellschaften als objektivierbare Informationsträger. Verh. 6. Int. Symp. Entomofaunistik in Mitteleuropa 1975, Junk, The Hague.
NAGEL, P. (1975b): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes. Dissertation. Universität des Saarlandes.
NAGEL, P. (1976a): Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. Schriftenr. f. Veg.kunde. **10**: 381-390. Bonn.
NAGEL, P. (1976b): Methoden zum Erkennen zukünftiger Zoozönoseentwicklungen, dargestellt an Coleopteren (Insecta) trockenwarmer Standorte. Schriftenr. f. Veg.kunde **10**: 375-379. Bonn.
NAGY, B. (1944): Die Heuschreckenwelt der Puszta Hortobagy. I. (Ung.). Acta Sci. Math. Nat. Univ. Franc.-Jos. Kolozsvar **26**: 1-63.

NAGY, B. (1947): Die Heuschreckenwelt der Puszta Hortobagy. II. (Ung.). Közlem. Debrec. Tudomany Allat. Intez: 1-22

NIEHUIS, M. (1982): (Saltatoria: Acrididae) - *Oedipoda germanica* (LATR.) - Fund in der Westpfalz. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 14. Pfälzer Heimat **33** (4): 172.

NIEHUIS, M. (1991): Ergebnisse dreier Artenschutzprojekte „Heuschrecken". Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6** (2): 335-553. Landau.

NIEHUIS, M. & T. SCHULTE (1993): Zum Vorkommen der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) 1993 im Bienwald. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **7** (1): 194-200. Landau.

O'KEEFFE, J. H., D. B. DANILEWITZ & J. A. BRADSHAW (1987): An expert system approach to the Assessment of the Conservation Status of Rivers. Biological Conservation **40**: 69-84.

OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

OPPERMANN, R. (1987): Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen. Ergebnisse einer Feldstudie an Schmetterlingen und Heuschrecken im württembergischen Alpenvorland. Natur und Landschaft **62** (6): 235-241. Bonn.

OPPERMANN, R. (1989): Ein Meßinstrument zur Ermittlung der Vegetationsdichte in grasig-krautigen Pflanzenbeständen. Natur und Landschaft **64** (7/8): 332-338. Bonn.

OPPERMANN, R., J. REICHCHOLF & J. PFADENHAUER (1987): Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **62**: 347-379, Karlsruhe.

OSCHMANN, M. (1966): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Orthopteren im Raum von Gotha. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

OSCHMANN, M. (1969): Bestimmungstabellen für die Larven mitteldeutscher Orthopteren. Dtsch. Ent. Z **16** I/III: 277-291. Berlin.

OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. Faun. Abh. Mus. Tierk. **4** (20): 177-206. Dresden.

OSCHMANN, M. (1993): Art-Unterschiede in der Phänologie der Heuschrecken (Saltatoria). Articulata **8** (1): 35-43. Erlangen.

PALLMANN, H., E. EICHENBERGER & A. HASLER (1940): Eine neue Methode der Temperturmessung bei ökologischen und bodenkundlichen Untersuchungen. Ber. d. Schweiz. Bot. Ges. **50**: 337-362. Zürich.

PASSARGE, H. (1981): Gedanken zur Biozönoseforschung. Tuexenia **1**: 243-247.

PFEIFFER, M. A. (1992): Bemerkenswerte Heuschreckenfunde im Landkreis Kaiserslautern (Insecta: Saltatoria). Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6** (4): 1141-1144

PIRKL, A. & B. RIEDEL (1991): Indikatorarten und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. - In: HENLE, K. u. KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich (Ber. aus der Ökologischen Forschung **4**.

PLACHTER, H. & F. FOECKLER (1991): Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren. - In: HENLE, K & KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Ber. aus der Ökologischen Forschung **4**: 323-337. Jülich.

PLACHTER, H. (1985): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Sandstandorten des unteren Brombachtales (Bayern) und ihre Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. Ber. ANL **9**: 45-92. München.

PLACHTER, H. (1989a): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz **29**. Bonn-Bad Godesberg.

PLACHTER, H. (1989b): Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage. Schr. reihe Bay. Landesamt f. Umweltschutz **80**: 58-88.

PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **32**: 187-199. Bonn-Bad Godesberg.

PLACHTER, H. (1991a): Naturschutz. Fischer Verlag. Stuttgart.

PLACHTER, H. (1991b): Naturschutz als neues Hauptfach in der Biologieausbildung. Natur u. Landschaft **66** (4): 218-221.

PLACHTER, H. (1991c): Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland - Versuch einer Bilanz. NNA-Berichte **5** (1): 67-75.

PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. **67**: 9-48.

PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Z. Ökologie u. Naturschutz **3**: 87-106. Jena.

POLLOCZEK, K. (1993): Abhängigkeit der Heuschreckenbesiedlung (Ensifera, Caelifera) von Vegetation und Nutzungsform. Diplomarbeit (unveröff.). Fachrichtung Biogeographie, Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

PREISING, E. (1965): Biosoziologie und Naturschutz. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Symp. IV Stolzenau: 348-349. Den Haag.

PROUTEAU. C. & J. C. ROBERT (1973): Contribution à l'étude écofaunistique d'un plateau calcaire dans le Jura francais. Les Acridiens. Ann. Sci. Univ. Besancon **10**: 71-91.

QUEZEL, P. & P. VERDIER (1953): Les methodes de la phytosociologie sont-elles applicables à l'étude des groupements animaux? Vegetation **4**: 165-181. The Hague.

RABELER, W. (1955): Zur Ökologie und Systematik von Heuschreckenbeständen in nordwestdeutschen Pflanzenbeständen. Mitt. Flor. Soz. AG NF **5**: 184-192.

RABELER, W. (1954): Die Tiergesellschaften eines nitrophilen Kriechrasens in Nordwestdeutschland. Mitt. Flor. Soz. AG. NF **4:** 166-171.

RABELER, W. (1965): Die Pflanzengesellschaften als Grundlage für die land biozönotische Forschung.- In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Symp. IV Stolzenau, S. 43-57. Den Haag.

RABELER, W. (1967): Zur Charakteristik der Fichtenwald-Biozönose im Harz auf Grund der Spinnen- und Käferfauna. Schriftenr. Vegetatk. **2**: 205-236. Bad Godesberg.

RAMME; W. (1931): Verlust oder Herabsetzung der Fruchtbarkeit bei macropteren Individuen sonst brachypterer Orthopterenarten. Biol. Zentralbl. **51**: 533-540.

RATHJENS, C. (1960): Die landschaftliche Gliederung des Saarlandes. Sbr. Hefte 12.

RAUSCH, G. (1985): Beitrag zur Orthopterenfauna in der Umgebung Darmstadts. Naturwissenschaftlicher Verein **9**: 67-78. Darmstadt.

RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Schr.-R. Natur schutz Landschaftspfl. **32**: 99-119. Bonn-Bad Godesberg.

RECK, H., K. HENLE & G. HERRMANN (1991): Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. - In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich Ber. aus der Ökologischen Forschung **4**.

REHFELDT, G. H. (1984): Bewertung ostniedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme - Modell einer Landschaftsbewertung. Dissertation. Universität Braunschweig.

REICH, M. (1994a): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienkontrollen des Naturschutzes. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz **40**: 103-11. Bonn-Bad Godesberg.

REICH, M. (1994b): Zur Anwendung ökologischer Indices und sogenannter Minimalprogramme im Rahmen naturschutzfachlicher Analyse- und Bewertungsverfahren. NNA-Berichte **1**: 45-49. Schneverdingen.

REICHLING L. & J. HOFFMANN (1963): Supplément à la Faune des Orthoptères du Grand-Duché de Luxembourg. Histoire Naturelle du Pays de Luxembourg. Faune. Grand-Duché de Luxembourg. Musée d'Histoire naturelle Luxembourg 1963.

REMMERT, H. (1979): Grillen - oder wie groß müssen Naturschutzgebiete sein?. Nationalpark **22**: 7-9.

REMMERT, H. (1980): Ökologie, ein Lehrbuch. Springer Verlag. Berlin.

REMMERT, H. (1985): Mehrjährige Ökologische Untersuchungen in einem süddeutschen *Mesobrometum*. Verh. GfÖ: 275-278. Göttingen.

REMMERT, H. (1988): Naturschutz. Springer Verlag. Berlin.

REMMERT, H. (Hrsg.) (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems. Ecol. studies **85**. Springer Verlag. Berlin.

RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. **6** (1).

RIECKEN, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **32**: 9-26. Bonn.

RIETSCHEL, P. (1969: Heuschrecken. Grzimeks Tieleben, Bd. **2**: 93-118. Kindler Verlag. Zürich.

RIETZE, J. & H. RECK (1991): Untersuchungen zur Besiedlung der Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*). Articulata **6** (1): 91-119. Erlangen.

RITSCHIE, M.G., R. K. BUTLIN & G. M. HEWITT (1987): Causation, fitness effects and morphology of macropterism in *Chorthippus parallelus* (Orthoptera: Acrididae). Ecological Entomology **12**: 209-218.

RÖBER, H. (1949): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas. Naturwiss. Rundschau **2**: 496-499.

RÖBER, H. (1951): Die Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung. Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen **14** (1): 3-60. Münster.

ROCK, M. (1986): Ästhetischer Zugang zur Umwelt - Schönheit als Motiv des Naturschutzes. Natur und Landschaft **61** (12): 481-483. Bonn.

ROTHMALER, W. (1990): Exkursionsflora. Gefäßpflanzen, Bd. 2. Volk und Wissen Verlag GmbH. Berlin.

SACHS, L. (1974): Statistische Auswertverfahren. Springer Verlag. Berlin.

SANDER, U. (1992): Fund eines Weinhähnchens, *Oecanthus pellucens* (SCOPOLI 1763) (Insecta, Saltatoria), bei Bonn (Nordrhein-Westfalen). Articulata **7**: 51-54. Erlangen.

SANDER, U. (1995): Neue Erkenntnisse über Verbreitung und Bestandssituation des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens* (SCOPOLI, 1763) (Gryllidae, Oecanthinae). Articulata **10** (1): 73-88. Erlangen.

SÄNGER, K. & B. HELFERT (1976): Spontanes Auftreten holopterer Formen von *Tesselana vittata* und *Metrioptera roeseli* (Orthoptera: Tettigoniidae) in Laborzuchten. Anz. Akad. Wiss (Wien) **112**: 192-194.

SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. Zool. Jb. Syst. Bd. **104**: 433-488.

SÄNGER, K. (1984): Die Populationsdichte als Ursache makropterer Oekomorphosen von *Tesselana vittata* (CHARP.) (Orthoptera: Tettigoniidae). Zool. Anz. **213** (1/2): 68-76.

SAUER, E. (1980): Beitrag zur Landschaftsgliederung des Ostsaarlandes. In: Eine Welt darin zu leben. Minister für Umwelt (Hrsg.). Saarbrücken.

SAUER, E. (1993): Die Gefäßpflanzen des Saarlandes. Aus Natur u. Landschaft im Saarland, Sonderband **5**. Minister für Umwelt (Hrsg.). Saarbrücken.

SCHAEFER, M. & L. HAAS (1979): Untersuchungen zum Einfluß der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. Drosera **79** (1): 17-40. Oldenburg.

SCHERZINGER, W. (1991): Biotop-Pflege oder Sukzession? Garten und Landschaft **2**: 24-28.

SCHIEMENZ, H. (1969): Die Heuschreckenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen. Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden **2** (25): 241-258.

SCHIEMENZ, H. (1978): Saltatoria-Heuschrecken. - In: STRESEMANN, E.: Exkursionsfauna II/1. Volk und Wissen. Berlin.

SCHLINDWEIN, T. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Geradflüglerfauna (Orthoptera) von Streuobstwiesen im Nordpfälzer Bergland. Beitr. Landespflege Rhld. Pfalz **15**: 121-187. Oppenheim.

SCHLÜPMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft **63** (4): 155-159. Bonn.

SCHMIDT, G. H. & A. SCHLAGBAUER (1965): Die Orthopterenfauna und Pflanzengesellschaften der Kahlschläge des Arbergebietes im Bayerischen Wald. Z. Morph. Ökol. Tiere **54**: 643-668

SCHMIDT, G. H. (1983): Acrididen (Insecta: Saltatoria) als Stickstoffanzeiger. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1983: 153-155.

SCHMIDT, W. (1984): Mahd ohne Düngung - Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. Münstersche Geographische Arbeiten **20**: 81-101. Paderborn.

SCHMIDT, G. H. & J. BÜHL (1970): Biotopmäßige Verteilung der Orthopteren-Gemeinschaften in der Umgebung eines französischen Alpensees. Zool. Beitr. **16**: 1-72.

SCHMITHÜSEN, J. (1940): Forschungen zur deutschen Landeskunde Bd. **34**: Das Luxemburger Land. Verlag von Hirzei. Leipzig.

SCHMITT, T. (1989): Xerothermvegetation an der Unteren Mosel. Schutzwürdigkeit und Naturschutzplanung von Trockenbiotopen auf landschaftsökologischer Grundlage. Gießener Geographische Schriften **66**. Selbstverlag des Geographischen Instituts der Justus Liebig Universität Gießen.

SCHNEIDER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. Bonn-Bad Godesberg.

SCHNEIDER, H. (1991): Saarland - Sammlung Geologischer Führer **84**. Stuttgart.

SCHROEDER, O. (1925): Über die Begattung und Eiablage von *Oecanthus pellucens* SCOP. Mitt. Bad. Ent. Ver. **1**: 46-50.

SCHUBERT, R. (1991a): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag. Jena.

SCHUBERT, R. (1991b): Lehrbuch der Ökologie. Gustav Fischer Verlag. Jena.

SCHULTE, T. (1992): Über das Vorkommen thermophiler Geradflügler (Insecta: Orthoptera) im trockenheißen Sommer 1991 und deren Bestandssituation 1992. Fauna Flora Rheinland-Pfalz **6** (4):1145-1152.

SCHUMACHER, W. (1977): Flora und Vegetation der Söternicher Kalkmulde (Eifel). Decheniana Beihefte **19**. Bonn.

SCHWERDTFEGER, F. (1975): Synökologie. Verlag Paul Parey. Hamburg.

SCHWERDTFEGER, F. (1977): Autökologie. Verlag Paul Parey. Hamburg.

SCHWERDTFEGER, F. (1979): Demökologie. Verlag Paul Parey. Hamburg.

SIMBERLOFF, D. (1986): Design of nature rerserves. - In: USHER, M. B. (ed.): Wildlive conservation evaluation. Chapmann & Hall. London.

SIMBERLOFF, D. (1994): Die Konzeption von Naturreservaten. - In: USHER, M & W. ERZ (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz: 274-291. Quelle & Meyer. Heidelberg.

SIMON, H. & L. SIMON (1994): Die Geradflüglerfauna (Orthoptera) des Rheindammes zwischen Mainz und Ingelheim. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz **7** (2): 377-395. Landau.

SIMON, L. (1987): Faunistisch bemerkenswerte Funde bei Heuschrecken (Saltatoria) der Gattungen *Tetrix* LATR. und *Oecanthus* SERV. im südlichen Rheinland-Pfalz. Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz **4** (4): 897-900.

SIMON, L. (1988): Faunistik und Gefährdung ausgewählter Geradflügler (Orthoptera) im südlichen Rheinland-Pfalz. Mainzer Naturw. Archiv **26**: 23-73. Mainz.

SIMON, L., C. FROEHLICH, W. LANG, M. NIEHUIS & M. WEITZEL (1991): Rote Liste der bestandsgefährdeten Geradflügler (Orthoptera) in Rheinland-Pfalz. (zweite, neu bearbeitete Fassung, Stand: April 1991). Ministerium für Umwelt (Hrsg.) Mainz.

SORG, W. (1965): Grundlagen einer Klimakunde des Saarlandes nach den Messungen 1949-1960. Arbeiten aus dem Geographischen Inst. d. Univ. d. Saarlandes **8**: 7-36. Heidelberg.

SOUTHWOOD, T. R. E. (1978): Ecological Methods. Chapman and Hall. London.

SOUTHWOOD, T., V. BROWN & P. READER (1979): The relationships of plant and insect diversities in succession. Biol. J. Linn. Soc. **12**: 327-348.

SPANG, W. D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. Natur und Landschaft **67** (4): 158-161. Bonn.

SPSS (1992): Professional Statistics, Release **5**. Chicago.

STEINHOFF, G. (1982): Ökologische Freilanduntersuchungen an Geradflüglern (Orthopteroidea) des Busenberges in der Eifel. Decheniana Beihefte **27**: 100-173. Bonn.

STÖCKER, G. (1981): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. **21**: 187-209. Berlin.

STROHM, K. (1924): Die Heuschreckenfauna von Baden. Mitteilungen der Entomologischen Vereinigung Freiburg **1**: 53-54. Freiburg.

STUGREN, B. (1986): Grundlagen der Allgemeinen Ökologie. Gustav Fischer Verlag. Jena.

STÜSSLER, U. (1993): Die Zooindikation als Bewertungsinstrument innerhalb der Bauleitplanung, dargestellt am Beispiel des Landespflegerischen Planungsbeitrages nach § 17 LPflG Rheinland-Pfalz. Natur und Landschaft **68** (1): 8-11. Bonn.

SÜSSMILCH, G. (1993): Vergleichende Untersuchungen zum Einfluß der Grünlandnutzung auf Heuschrecken (Orthoptera), dargestellt am Beispiel der Illaue. Diplomarbeit (unveröff.). Fachrichtung Biogeographie, Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Ber. Ldw. **50**: 112-139. Verlag Paul Parey. Hamburg.

SUKOPP, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Vegetationskunde **10**. Bonn-Bad Godesberg.

SUKOPP, H., K. SEIDEL & R. BÖCKER (1988): Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz. Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspfl. **10**:27-39.

SZIJJ, J. (1985): Ökologische Einnischung der Saltatoria im Artland (Niedersachsen) und ihre Verwendung für naturschützerische Wertanalyse. Dtsch. ent. Z. **32** (4-5): 265-273.

TAUSCHER, H. (1986): Unsere Heuschrecken. Kosmos-Naturführer.

THIELE, H. U. (1959): Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom Kalkgehalt des Standortes. Z. ang. Ent. **44**: 1-21.

THOMAS, B. (1991): *Chrysochraon brachyptera* OCSKAY 1826 in Hessen wiedergefunden. Articulata **6** (2): 171-173. Erlangen.

THOMAS, P. (1980): Wie reagieren Heuschrecken auf die Mahd. Naturkundliche Beiträge des DJN **5**: 94-99

TIETZE, F. (1974): Zur Kongruenz von zootaxozönotischen Einheiten (Carabidae) und Grünlandgesellschaften. Mitt. Sekt. Geobot. Phytotax. Biol. Ges. DDR: 151-163.

TISCHLER, W. (1984): Einführung in die Ökologie.

TRAUTNER, J. (Hrsg) 1992: Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag J. Margraf. Weikersheim.

TÜXEN, R. (1965): Wesenszüge der Biozönose, Gesetze des Zusammenlebens von Pflanzen und Tieren - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Symp. IV Stolzenau: 10-13. Den Haag.

ULRICH, R. (1988): Tagfaltererfassungen in den saarländischen Muschelkalklandschaften. Faun.-flor. Not. Saarl. **19** (4) Saarbrücken.

ULRICH, R. (1992): Wiesen ohne Falter? Langzeitbeobachtungen zum Rückgang der Falter im mittleren Saarland. Rheinische Landschaften. H. **40**. Köln.

USHER, B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. - In: USHER, B. & W. ERZ (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz: 17-47. Quelle & Meyer. Heidelberg.

USHER, M. B. (Hrsg.) (1986): Wildlife Conservation Evaluation. Chapman & Hall. London.

VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER VERBÄNDE DEUTSCH-LANDS/V.U.B.D. (1992): Leistungsbeschreibung und Zeitbedarf für zoologische Untersuchungen. Rundbrief **4**: 1-23. Würzburg.

VIDANO, C. (1967): Peculiarita biologiche dell' *Oecanthus pellucens* SCOPOLI ampelofilo (Orthoptera, Oecanthidae). Ann. Fac. Sci. Agr. Univ. Studi Torino **4**: 37-50. Torino.

VOISIN, J. F. (1982): Sur les formes macroptères de *Metrioptera bicolor* et de *M. roeseli* (Orth. *Tettigoniidae Decticinae*). L'Entomologiste **38**: 36.

WALLASCHEK, M. (1991): Zur Larvalentwicklung von *Gryllus campestris* L. 1758 (Orthoptera: Saltatoria: Gryllidae). Articulata **6** (2): 163-170. Erlangen.

WASNER, U. (1987): Wirkung der Saugmahd auf den Insektenbestand am Straßenrand. Mitt. der LÖLF **12** (2): 34-39. Recklinghausen.

WEBER, E. (1986): Grundriß der biologischen Statistik. Landwirtschaftsverlag. Jena.

WEID, R. & H. BRICK (1990): Die Verbreitung des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens* SCOPOLI 1763) in Bayern. Anmerkungen zum Schutz einer Randpopulation. Articulata **5** (2): 43-48. Erlangen.

WEIDNER, H. (1955): Macroptere Formen zweier gewöhnlich brachypterer Feldheuschrecken. Mitt. Dtsch. Entomol. Ges. **14**:19.

WEITZEL, M. (1986): Zur aktuellen Verbreitung der Kurzfühlerschrecken (Insecta, Caelifera) in Hunsrück, Saargau, Eifel, Westerwald und Bergischem Land. Dendrocopus **13**: 88-103. Trier.

WERNO, A. (1994): Die Lepidopterenfauna am Hammelsberg bei Perl. Faun.-flor. Not. Saarl. **25** (3/4): 292-308. Saarbrücken.

WILKEN, G. (1994): Untersuchungen zur Ressourcennutzung im Funktionskreis Ernährung bei Feldheuschrecken der Gattung *Chorthippus* (Acrididae, Gomphocerinae) im Drömling. Dipl. Arbeit (unveröff.). Universität Braunschweig.

WILMANNS, O. (1987): Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozönologie. Tuexenia **7**: 3-12. Göttingen.

WILMANNS, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. Quelle und Meyer. Wiesbaden.

WINGERDEN, W.K.R.E: v., W. BONGERS, F. CANNEMEIJER & J.C.M. MUSTERS (1993): Zum Einfluß der Temperatur auf den Jahreszyklus von *Chorthippus biguttulus* (Orthoptera: Acrididae) in ungedüngten und schwach gedüngten Grasflächen. Articulata **8** (1): 61-75.

WINKELBRANDT, A. (1990): Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten und -gruppen) aus der Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **32**: 75-83. Bonn.

WITSCHEL, M. (1979): Entwicklung eines Modells zur Bestimmung des Naturschutzwerts schutzwürdiger Gebiete, durchgeführt am Beispiel der Xerothermvegetation Südbadens. Landschaft und Stadt **11** (4): 147-162. Stuttgart.

ZACHAY, W. (1993): Beitrag zur Heuschreckenfaua der Region Trier-Saarburg: das Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*). Dendrocopus **20**: 117-118.

ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Gustav Fischer Verlag. Jena

ZEBE, V. (1954): Über das Vorkommen einiger bemerkenswerter Insekten im Mittelrheingebiet: *Oecanthus pellucens* Scop. (*Orthopt.*), *Cicadetta montana* Scop. (Hemipt. Homopt.), *Stephanitis piri* F. (Hemipt. Heteropt.). Entomologische Zeitschrift **64** (22): 257-259. Stuttgart.

ZWANZIG, G. (1987): Anthropozentrik und Strukturkonservatismus im Naturschutzrecht. Natur u. Landschaft **62** (1): 3-8. Bonn.

9 KARTENVERZEICHNIS

GEOLOGISCHE KARTEN 1:25000 (1965-1991): Geologisches Landesamt des Saarlandes (Hrsg.): 6505 Merzig, 6606 Saarlouis, 6809 Gersheim, 6808 Kleinblittersdorf, 6605 Hemmersdorf.

GEOLOGISCHE ÜBERSICHTSKARTE 1:200000 CC 7102 SAARBRÜCKEN (1979): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.). Hannover.

GESCHICHTLICHER ATLAS FÜR DAS LAND AN DER SAAR (1985-1989): QUASTEN & HERRMANN (Hrsg.). Krüger Druck + Verlag GmbH. Dillingen.

HYDROLOGISCHER ATLAS DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1979): Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.). Harald Boldt Verlag. Boppard.

ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG DER OFFENEN LANDSCHAFT AUS DER SICHT DES ARTEN- UND BIOTOPSCHUTZES (1991): Karte des Saarlandes im Maßstab 1:100000. Büro für Landschaftsökologie, St. Wendel, im Auftrag des Ministers für Umwelt (Hrsg.). Saarbrücken.

TOPOGRAPHISCHE KARTE 1:100000 (1989): Karte des Saarlandes. Landesvermessungsamt des Saarlandes. Saarbrücken.

TOPOGRAPHISCHE KARTEN 1:25000 (1978-1990): Landesvermessungsamt des Saarlandes (Hrsg.). 6504 Perl, 6505 Merzig, 6506 Reimsbach, 6605 Hemmersdorf, 6606 Saarlouis, 6708 St. Johann, 6709 Blieskastel, 6710 Zweibrücken, 6808 Kleinblittersdorf, 6809 Gersheim, 6609 Neunkirchen, 6610 Homburg.

TOPOGRAPHISCHE ÜBERSICHTSKARTE CC 7102 Saarbrücken (1986): Institut für angewandte Geodäsie. Frankfurt.

10 ANHANG

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet, Abgrenzung und Größe 21

Abb. 2: Naturräumliche Gliederung des Saarlandes 24

Abb. 3: Das Untersuchungsgebiet, Geographie 22

Abb. 4: Das Untersuchungsgebiet, Geologie 31

Abb. 5: Verbreitung von *Polygala calcarea* in der BRD 40

Abb. 6: Verbeitung der Sandrasen und Silbergrasfluren im Saarland 51

Abb. 7: Photo: „Feinstruktur im KHR - Erdbeulen"; (Anhang) 338

Abb. 8: Photo: „Feinstruktur im KHR - steiniger Weg"; (Anhang) 338

Abb. 9: Rohrzuckerinversion als Funktion von Zeit und Temperatur 59

Abb. 10: Photo: „Saccharose-Gläschen-Exponat im Gelände"; (Anhang) 330

Abb. 11: Das Vegetationsstruktur-Meßgerät 67

Abb. 12: Photo „lückige Silbergrasflur"; (Anhang) 339

Abb. 13: Artenarealkurven ausgewählter Flächen

a: Trespen-Glatthaferwiese, genutzt 72

b: Hochrasiger Trespenrasen, brachliegend 72

c: Kurzrasiger Trespenrasen, brachliegend 72

Abb. 14: Wärmesumme 76

Abb. 15: Effektivtemperaturen 76

Abb. 16: Präsenz ausgewählter Arten auf den untersuchten Standorten

a: *Chorthippus biguttulus* 81

b: *Chorthippus mollis* 81

c: *Calliptamus italicus* 81
d: *Oecanthus pellucens* 81
e: *Stenobothrus lineatus* 81
f: *Omocestus ventralis* 81
Abb. 17: Verbreitung von *Calliptamus italicus* 88
Abb. 18: Verbreitung von *Chorthippus biguttulus* 89
Abb. 19: Verbreitung von *Chorthippus mollis* 89
Abb. 20: Verbreitung von *Chrysochraon brachyptera* 90
Abb. 21: Verbreitung von *Decticus verrucivorus* 90
Abb. 22: Verbreitung von *Gryllus campestris;* (Beilage)
Abb. 23: Photo: „NSG Kalbenberg"; (Anhang) 340
Abb. 24: Verbreitung von *Mantis religiosa* 91
Abb. 25: Verbreitung von *Myrmeleotettix maculatus* 91
Abb. 26: Verbreitung von *Oedipoda caerulescens* 92
Abb. 27: Verbreitung von *Oedipoda germanica* 92
Abb. 28: Verbreitung von *Oecanthus pellucens* 93
Abb. 29: Verbreitung von *Omocestus ventralis* 93
Abb. 30: Verbreitung von *Omocestus haemorrhoidalis* 94
Abb. 31: Verbreitung von *Platycleis albopunctata* 94
Abb. 32: Verbreitung von *Stenobothrus lineatus* 95
Abb. 33: Die Standorte in Abhängigkeit von der Geologie 97
Abb. 34: Vorkommen ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Geologie
a: *Platycleis albopunctata* 98

b: *Oecanthus pellucens* 98

c: *Oedipoda caerulescens* 98

d: *Stenobothrus lineatus* 99

e: *Omocestus ventralis* 99

f: *Omocestus haemorrhoidalis* 99

g: *Myrmeleotettix maculatus* 100

h: *Chorthippus mollis* 100

Abb. 35: Die Standorte in Abhängigkeit vom Vegetationstyp 101

Abb. 36: Vorkommen ausgewählter Arten in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

a: *Decticus verrucivorus* 101

b: *Metrioptera roeseli* 102

c: *Oecanthus pellucens* 102

d: *Calliptamus italicus* 102

e: *Chrysochraon brachyptera* 103

f: *Stenobothrus lineatus* 103

g: *Omocestus ventralis* 103

h: *Myrmeleotettix maculatus* 104

Abb. 37: Die Standorte in Abhängigkeit von der Exposition 105

Abb. 38: Die Standorte in Abhängigkeit von der Höhe 105

Abb. 39: Verteilung in Abhängigkeit von Höhe und Exposition 106

Abb. 40: Abhängigkeit ausgewählter Arten von Höhe und Exposition

a: *Phaneroptera falcata* 107

b: *Decticus verrucivorus* 107

c: *Metrioptera bicolor* 107

d: *Oecanthus pellucens* 108

e: *Stenobothrus lineatus* 108

f: *Omocestus ventralis* 108

Abb. 41: ELLENBERG-Werte „Licht", „Stickstoff", „Temperatur" für ausgewählte Arten

a: *Decticus verrucivorus* 111

b: *Metrioptera roeseli* 111

c. *Oecanthus pellucens* 112

d: *Myrmeleotettix maculatus* 112

Abb. 42: Grad der Vergesellschaftung - Sandarten 119

Abb. 43: Grad der Vergesellschaftung - Kalk-Arten 120

Abb. 44: Gruppierung innerhalb der einzelnen Vegetationstypen

a: Gamanderreiche Trespenrasen 120

b: Hochrasige Trespenrasen 121

c: eingewachsene Kalk-Halbtrockenrasen 121

d: Kurzrasige Trespenrasen 122

e: Trockenrasen 122

f: Anthropogene Sonderstandorte auf Kalk 123

g: Zwenkenrasen 123

Abb. 45: Clusteranalyse Sand-Magerrasen 125

Abb. 46: Clusteranalyse Kalk-Magerrasen; (Beilage)

Abb. 47: Vergleich auf Artniveau

a: Vegetation (SPSS Modul „Multidimensional Scaling") ... 126

b: Heuschrecken (SPSS Modul „Multidimensional Scaling") . 126

Abb. 48: Clusteranalyse Raumwiderstand 131

Abb. 49: Vegetationsstruktur-Skizzen für ausgewählte Arten

a: *Decticus verrucivorus* 131

b: *Stenobothrus lineatus* 131

c: *Chorthippus parallelus* 131

d: *Metrioptera bicolor* 131

e: *Pholidoptera griseoaptera* 131

f: *Gomphocerus rufus* 131

Abb. 50: Dauerbeobachtungsflächen mittels Transektmethode

a: Wolferskopf, KHRe, Streuobst 137

b: Wolferskopf, Jesuitenstücker 137

Abb. 51: Dauerbeobachtungsflächen mittels Isolationsquadrat (Auswahl)

a: Badstube 1. Hang, GATR 145

b: Badstube 2. Hang, GATR 145

c: Auf der Lohe, KUTR 145

d: Rebenklamm Reinheim, KUTR 146

e: Rußtal, Altheim (Linum), GATR 146

f: Rußtal, Altheim (Rinder), GATR 146

g: Zwiebelberg, Walsheim (brach), HOTR 147

h: Zwiebelberg, Walsheim, Glatthaferbrache 147

Abb. 52: Habitatpräferenz beim Weinhähnchen 148

Abb. 53: Photo: „Typisches Weinhähnchen-Habitat im Hauhechel"; (Anhang) 340

Abb. 54: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1988 153

Abb. 55: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1991 154
Abb. 56: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1992 154
Abb. 57: Verbreitung des Weinhähnchens im Saarland im Jahr 1994 155
Abb. 58: Hinterflügellängen beim Weinhähnchen, Weibchen 160
Abb. 59: Hinterflügellängen beim Weinhähnchen, Männchen 160
Abb. 60: Variation der Flügellänge, Weibchen 161
Abb. 61: Variation der Flügellänge, Männchen 161
Abb. 62: Flugstrecke in Abhängigkeit von der Länge der HFL (Weibchen) 162
Abb. 63: Flugstrecke in Abhängigkeit von der Länge der HFL (Männchen) 162
Abb. 64: Zusammenhang zwischen Flügellänge und Flugstrecke (Weibchen) 163
Abb. 65: Zusammenhang zwischen Flügellänge und Flugstrecke (Männchen) 163
Abb. 66: Normalverteilungsplot der Hinterflügellängen, Weibchen; (Anhang) 341
Abb. 67: Wahrscheinlichkeitsplot der Flugresiduen, Weibchen; (Anhang) 341
Abb. 68: Wahrscheinlichkeitsplot der Flugresiduen, Männchen; (Anhang) 342
Abb. 69: Mittelwertvergleich Flügellänge in Abhängigkeit vom Standort 166
Abb. 70: Photo: „Makroptere Formen beim Weinhähnchen"; (Anhang) .. 342
Abb. 71: Photo: „Standort Hahnen in ausgeräumter Agrarlandschaft"; (Anhang) 343
Abb. 72: „t-test for paired samples", Flügellänge Männchen u. Weibchen; (Anhang) 343
Abb. 73: Multiple Regression, Hinter- u. Vorderflügel, Weibchen; (Anhang) 344

Abb. 74: Mutliple Regression, Hinter- u. Vorderflügel, Männchen; (Anhang) 345
Abb. 75: Photo: „Voll-Trockenrasen im Metzer Raum bei Arnaville"; (Anhang) 346
Abb. 76: Photo: „Wechsel von Trocken- und Halbtrockenrasen"; (Anhang) 346
Abb. 77: Photo: „Primärbiotop *Calliptamus italicus*"; (Anhang) 347
Abb. 78: Photo: „Habitat von *Mantis religiosa*"; (Anhang) 347
Abb. 79: Photo: „Ausschnitt aus der Kulturlandschaft des Bliesgaus"; (Anhang) 348
Abb. 80: Photo: „Brachliegender Halbtrockenrasen im Bliesgau"; (Anhang) 348
Abb. 81: Karte der Untersuchungsstandorte; (Beilage)

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Bodenchemie der „Erdbeulen“ 56

Tab. 2: Ergebnisse der Temperaturmessung 75

Tab. 3: Gesamtartenliste 77

Tab. 4: Verteilung auf die einzelnen Untersuchungsgebiete 79

Tab. 5: Gesamtstatistik; (Anhang) 350/361

Tab. 6: Synopse abiotischer Faktoren; (Anhang) 362/363

Tab. 7: Charakterarten der Kalk-Magerrasen 117

Tab. 8: harakterarten der Sand-Magerrasen 118

Tab. 9: Vegetationstabelle Pflanzensoziologie; (Beilage)

Tab. 10: Heuschrecken nach vegetationskundlichen Gesichtspunkten geordnet 129

Tab. 11: Heuschrecken nach strukturellen Gesichtspunkten geordnet ... 129

Tab. 12: Ergebnisse der Vegetationsstruktur-Messung, Raumwiderstandstabelle 130

Tab. 13: Ergebnisse Dauerbeobachtung Transekt 136

Tab. 14: Ergebnisse Dauerbeobachtung Isolationsquadrat 144

Tab. 15: Standortanalyse Weinhähnchen 148

Tab. 16: Flugleistung Weinhähnchen, Weibchen (Anhang) 349

Tab. 17: Flugleistung Weinhähnchen, Männchen (Anhang) 349

Tab. 18: Korrelationskoeffizienten 164

Tab. 19: Flügellänge in Abhängigkeit vom Standort 167

Tab. 20: „Hitliste“ der in der Gebietsbewertung gebräuchlichsten Wertekriterien 270

Tab. 21a: Indikatorwerte für die Arten der Kalkmagerrasen 282
Tab. 21b: Indikatorwerte für die Arten der Sandmagerrasen 283
Tab. 22: Trendanalyse nach PFANZAGL; (Anhang) 364
Tab. 23: Chi-Quadrat-Tests; (Anhang) 364
Tab. 24: Verortung der Untersuchungsstandorte; (Anhang) 365/368

In Tabellen und Text häufig verwendete Abkürzungen

Geologie

bj	Bajocien-Jura
d	Lehm, Hangschutt, Terrassen
f	Talfüllungen der Flüsse, Alluvium
jut	Toarcien
kmG	Gipskeuper
kmo	Oberer Mittelkeuper
kms	Schilfsandstein
ku	Unterer Keuper
mm	Mittlerer Muschelkalk
mo	Oberer Muschelkalk
mu	Unterer Muschelkalk
sm	Mittlerer Buntsandstein
so	Oberer Buntsandstein

Vegetationstypen

ZWR	Zwenkenrasen
YYY	anthr. Sonderstandort auf Sand
XXX	anthr. Sonderstandort auf Kalk
TR	Trockenrasen
SR	Sandrasen
SGKL	Silbergras-, Kleinschmielenflur
PFGR	Pfeifengrasrasen
KUTR	Kurzrasiger Trespenrasen
KHRe	eingewachsener Halbtrockenrasen
HSTKTR	Hochstaudenkalktrift
HOTR	Hochrasiger Trespenrasen
GATR	Garnanderreicher Trespenrasen

Exposition

E	Ost
N	Nord
O	eben
S	Süden
W	West

ELLENBERG-Werte

L	Licht
N	Stickstoff
T	Temperatur

Temperatur

T_{eff}	Effektiv-Temperatur
Rt (^{O})	Drehwinkel nach t Tagen

Die Arten

Mant rel	Mantis religiosa
Phan fal	Phaneroptera falcata
Lept pun	Lepotphyes punctatissima
Cono dis	Conocephalus discolor
Tett vir	Tettigonia viridissima
Dect ver	Decticus verrucivorus
Plat alb	Platycleis albopunctata
Metr roe	Metrioptera roeseli
Metr bic	Metrioptera bicolor
Phol gri	Pholidoptera griseoaptera
Gryl cam	Gryllus campestris
Nemo syl	Nemobius sylvestris
Oeca pel	Oecanthus pellucens
Tetr ten	Tetrix tenuicornis
Call ita	Calliptamus italicus
Oedi cae	Oedipoda caerulescens
Oedi ger	Oedipoda germanica
Chry dis	Chrysochraon dispar
Chry bra	Chrysochraon brachyptera
Sten lin	Stenobothrus lineatus
Omoc vir	Omocestus viridulus
Omoc ven	Omocestus ventralis
Omoc hae	Omocestus haemorrhoidalis
Gomp ruf	Gomphocerus rufus
Myrm mac	Myrmeleotettix maculatus
Chor big	Chorthippus biguttulus
Chor bru	Chorthippus brunneus
Chor mol	Chorthippus mollis
Chor dor	Chorthippus dorsatus
Chor par	Chorthippus parallelus
Chor mon	Chorthippus montanus

Weitere verwendete Abkürzungen

PEPL	Pflege- u. Entwicklungsplan
MVP	Minimum Viable Population
PVA	Population Vulnerability assesment
D	Deutschland
F	Frankreich

Abb. 7: „Feinstruktur im Kalkhalbtrockenrasen - Erdbeulen". Nach HARD (1964) entstehen die Erdbeulen auf natürliche Art und Weise infolge Frosteinwirkung. Die Erdbeulen, die wie Kegel aus dem Boden ragen, werden oft von der vegetativ fortpflanzungstüchtigen Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) besiedelt.

Abb. 8: „Feinstruktur im Kalkhalbtrockenrasen - Steiniger Weg"; lineare Struktur, die durch das Befahren mit landwirtschaftlichem Gerät entstanden ist; Habitat von *Oedipoda caerulescens*.

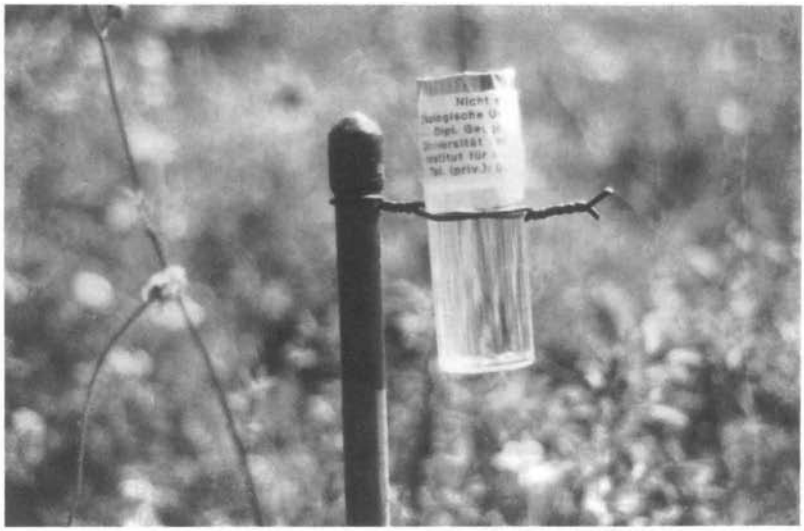


Abb. 10: „Saccharose-Gläschen-Exponat im Gelände". Die Probe war luftdicht verschlossen und an einem Stab in 30 cm Höhe im Gelände während 105 Tagen exponiert.

Abb. 12: „Lückige Silbergrasflur"; NSG „Limbacher Sanddüne" bei Homburg. In extrem lückigen Habitaten wurde auf eine Messung des Raumwiderstandes verzichtet.

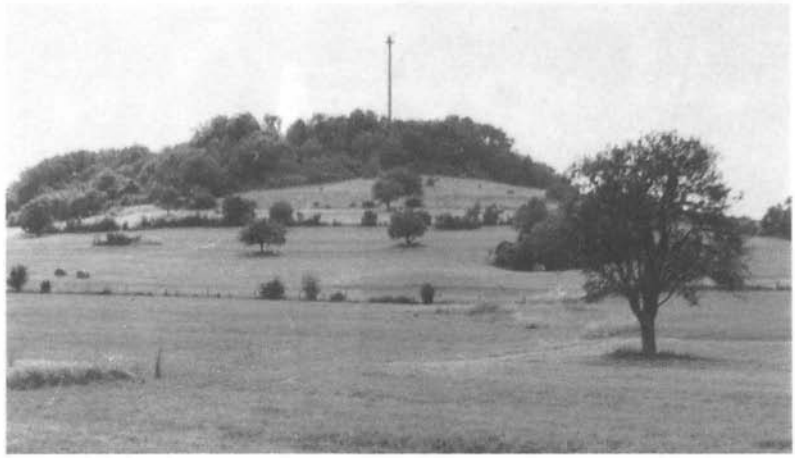


Abb. 23: NSG „Kalbenberg" bei Ballweiler (Bliesgau); Blick von Ost auf die extensiv genutzten Trespen-Glatthaferwiesen am Hang zur Kuppe des NSG „Kalbenberg".

Während die im Bild festgehaltenen Hangbereiche einen Schwerpunkt des Vorkommens der Feldgrille (*Gryllus campestris*) am Kalbenberg stellen, ist der nord- und westexponierte Hangbereich (= die Flächen rechts der gedachten Verbindungslinie „Birnbaum-Sendemast") fast feldgrillenfrei. Gründe für das Fehlen der Feldgrille in diesem Teil des Kalbenbergs können keine genannt werden: sowohl die Vegetationstypen (Trespen-Glatthaferwiesen, Kurzrasige Halbtrockenrasen), die geologischen Ausgangsbedingungen (Unterer Muschelkalk) als auch die Nutzung (extensive Grünlandnutzung) sind vergleichbar.

Abb. 53: „Typisches Weinhähnchen-Habitat im Hauhechel".

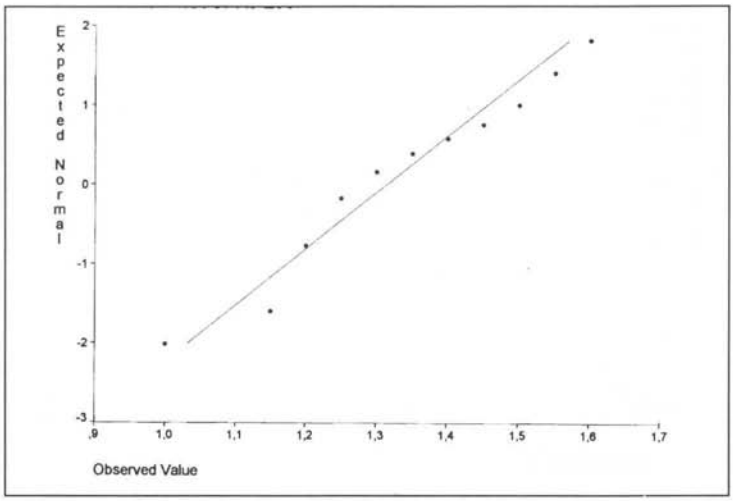


Abb. 66: Normalverteilungsplot der Hinterflügellängen (Weibchen). Die Abb. stellt einen Normalverteilungsplot der Hinterflügellängen dar. Wären die Werte nicht annähernd normalverteilt, würden sie sich nicht um die Gerade scharen.

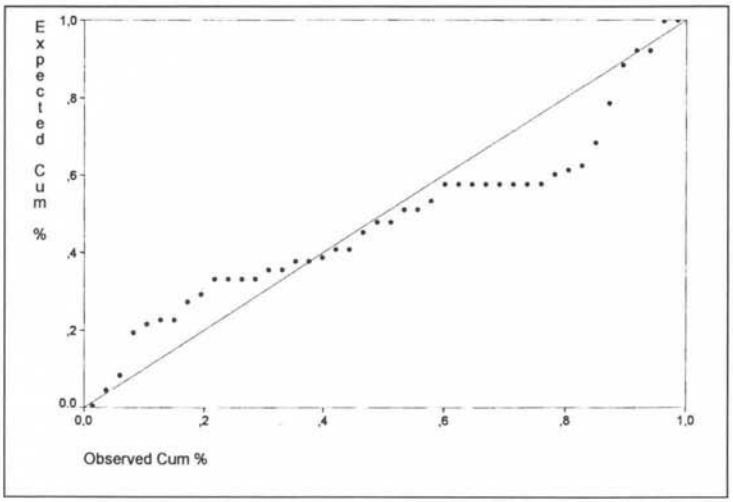


Abb. 67: Wahrscheinlichkeitsplot der Flugresiduen, Weibchen; Differenz zwischen dem beobachteten und dem durch das Modell vorhergesagten Wert. Anfangs liegen die Werte unterhalb der Geraden; später oberhalb, weil wegen der größeren HFL-Länge der kumulative Anteil den erwarteten übersteigt.

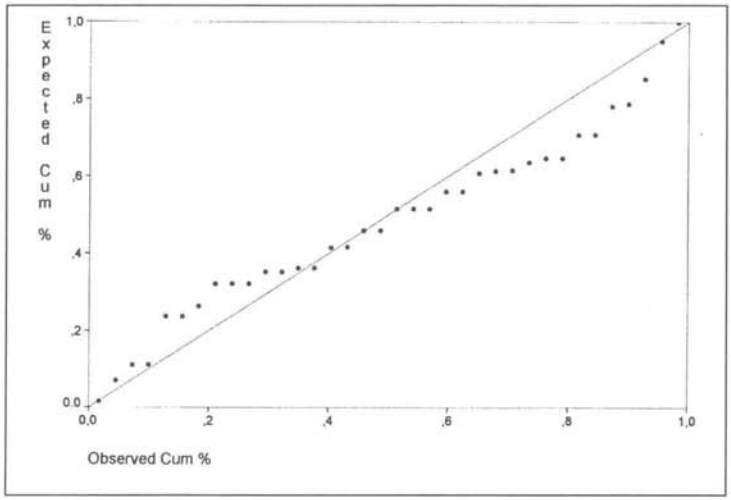


Abb. 68: Wahrscheinlichkeitsplot der Flugresiduen, Männchen. Differenz zwischen dem beobachteten und dem durch das Modell vorhergesagten Wert. Anfangs liegen die Werte unterhalb der Geraden; später oberhalb, weil wegen der größeren HFL-Länge der kumulative Anteil den erwarteten übersteigt.

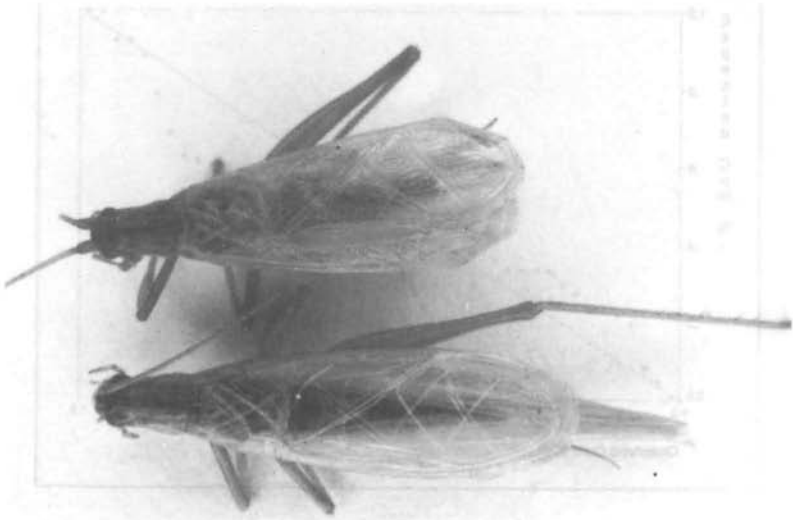


Abb. 70: „Makroptere Formen beim Weinhähnchen". Das Bild zeigt ein „normalgeflügeltes" (oben) und ein langgeflügeltes (unten) Männchen. Bei dem langflügeligen Exemplar beträgt die Hinterflügellänge 1,55 cm und die Vorderflügellänge 1,15 cm.

Abb. 71: „Standort Hahnen in ausgeräumter Agrarlandschaft". Am Horizont in der Bildmitte das einjährige Rapsfeld, wo das Weinhähnchen 1994 zum ersten Mal (außerhalb der Muschelkalkgebiete) festgestellt worden war. Die Aufnahme zeigt, daß in der ausgeräumten Agrarlandschaft um Webenheim kaum Brachestreifen als mögliche Wanderwege (Korridore) vorhanden sind. Es wird angenommen, daß die am Standort „Hahnen" gefundenen Weinhähnchen (vgl. Tab. 19) fliegend die Fläche erreicht haben.

\- - - t-tests for paired samples - - -

Variable	Number of pairs	Corr	2-tail Sig	Mean	SD	SE of Mean
HFLM	36	,422	,010	1,1592	,182	,030
HFLW				1,3111	,137	,023

Paired Differences Mean	SD	SE of Mean	t-value	df	2-tail Sig
-,1519	,176	,029	-5,19	35	,000
95% CI (-,211; -,092)					

Variable	Number of pairs	Corr	2-tail Sig	Mean	SD	SE of Mean
VFLM	36	,250	,142	1,0500	,063	,011
VFLW				1,0361	,054	,009

Paired Differences Mean	SD	SE of Mean	t-value	df	2-tail Sig
,0139	,072	,012	1,15	35	,257
95% CI (-,011; ,038)					

Abb. 72: „t-Test for paired samples"

```
                * * * *   M U L T I P L E   R E G R E S S I O N   * * * *

Listwise Deletion of Missing Data

Equation Number 1    Dependent Variable..   FLUGW

Block Number  1.  Method:  Enter


Variable(s) Entered on Step Number
   1..    HFLW
   2..    VFLW


Multiple R            ,66757
R Square              ,44565
Adjusted R Square     ,41861
Standard Error      18,26479

Analysis of Variance
                     DF      Sum of Squares      Mean Square
Regression            2         10995,89937       5497,94968
Residual             41         13677,70859        333,60265

F =      16,48053       Signif F =  ,0000


------------------ Variables in the Equation ------------------

Variable              B        SE B       Beta          T  Sig T

HFLW         124,831692   32,566871    ,730798      3,833  ,0004
VFLW         -37,431043   86,864123   -,082156      -,431  ,6688
(Constant)  -110,827676   61,787725                -1,794  ,0802


End Block Number   1   All requested variables entered.


                * * * *   M U L T I P L E   R E G R E S S I O N   * * * *

Equation Number 1    Dependent Variable..   FLUGW

Block Number  2.  Method:  Backward     Criterion   POUT  ,1000
   VFLW     HFLW


Variable(s) Removed on Step Number
   3..    VFLW


Multiple R            ,66569
R Square              ,44314
Adjusted R Square     ,42989
Standard Error      18,08686

Analysis of Variance
                     DF      Sum of Squares      Mean Square
Regression            1         10933,95348      10933,95348
Residual             42         13739,65447        327,13463

F =      33,42341       Signif F =  ,0000


------------------ Variables in the Equation ------------------

Variable              B        SE B       Beta          T  Sig T

HFLW         113,710273   19,668641    ,665690      5,781  ,0000
(Constant)  -134,937916   25,958694                -5,198  ,0000
```

Abb. 73: Multiple Regression, Hinter- und Vorderflügel (Weibchen)

```
          * * * *   M U L T I P L E   R E G R E S S I O N   * * * *

Equation Number 1    Dependent Variable..   FLUGM

Block Number  2.  Method:  Backward     Criterion   POUT  ,1000
   HFLM      VFLM


Variable(s) Removed on Step Number
   3..     VFLM


Multiple R            ,68116
R Square              ,46398
Adjusted R Square     ,44822
Standard Error       4,44968

Analysis of Variance
                     DF       Sum of Squares       Mean Square
Regression            1            582,72181         582,72181
Residual             34            673,18791          19,79964

F =       29,43092        Signif F =  ,0000

---------------------- Variables in the Equation -----------------------

Variable                B         SE B     95% Confdnce Intrvl B        Beta

HFLM           22,427833    4,134142    14,026246    30,829419     ,681164
(Constant)    -22,094818    4,849204   -31,949587   -12,240050

----------- in ------------

Variable            T  Sig T

HFLM            5,425  ,0000
(Constant)     -4,556  ,0001

------------- Variables not in the Equation -------------

Variable      Beta In  Partial  Min Toler          T  Sig T

VFLM         -,179002 -,151570    ,384314     -,881  ,3848

End Block Number   2   POUT =     ,100 Limits reached.

          * * * *   M U L T I P L E   R E G R E S S I O N   * * * *

Equation Number 1    Dependent Variable..   FLUGM

Residuals Statistics:

              Min       Max      Mean  Std Dev   N

*PRED       -,7884  12,6683    3,9028   4,0803  36
*RESID     -9,5469  17,3317     ,0000   4,3857  36
*ZPRED     -1,1497   2,1482     ,0000   1,0000  36
*ZRESID    -2,1455   3,8950     ,0000    ,9856  36

Total Cases =        44

Durbin-Watson Test =   1,30537

------------- Variables not in the Equation -------------

Variable      Beta In  Partial  Min Toler          T  Sig T

VFLW         -,082156 -,067146    ,371963     -,431  ,6688

End Block Number   2   POUT =     ,100 Limits reached.

          * * * *   M U L T I P L E   R E G R E S S I O N   * * * *

Equation Number 1    Dependent Variable..   FLUGW

Residuals Statistics:

              Min       Max      Mean  Std Dev   N

*PRED     -21,2276  46,9985   14,3068  15,9461  44
*RESID    -46,4985  58,6870     ,0000  17,8753  44
*ZPRED     -2,2284   2,0501     ,0000   1,0000  44
*ZRESID    -2,5708   3,2447     ,0000    ,9883  44

Total Cases =        44
```

Abb. 74: Multiple Regression, Hinter- und Vorderflügel (Männchen)

Abb. 75: Volltrockenrasen im Metzer Raum bei Arnaville; Vorkommen von *Calliptamus italicus, Oedipoda caerulescens, Omocestus haemorrhoidalis, Chorthippus mollis, Chorthippus brunneus*

Abb. 76: Kleinräumiger Wechsel von Trockenrasen und Halbtrockenrasen als Garant für eine artenreiche Heuschreckenfauna in den Jura-Kalk-Gebieten der Côte Mosellane im Metzer Raum

Abb. 77: Trockenrasen der Felsheide (HARD 1964) in den Jura-Kalk-Gebieten des Metzer Raumes; Primärbiotop von *Oedipoda caerulescens* und *Calliptamus italicus*

Abb. 78: Windgeschützte Kessellage in den Jura-Kalken der Côte Mosellane; Habitat von *Mantis religiosa*

Abb. 79: „Ausschnitt aus der Kulturlandschaft des Bliesgaus". Im Vordergrund die Kurzrasigen Trespenrasen des NSG „Badstube" bei Mimbach. Die Halbtrockenrasen der Muschelkalkgebiete sind heute fast vollkommen von Dauer-Wirtschaftsland umschlossen und isoliert. Sie sind „stations pièges" (Mausefallen-Relikte), was insbesondere einen Florenaustausch verhindern kann (vgl. HARD 1964).

Abb. 80: Die Halbtrockenrasen der Muschelkalkgebiete lassen sich bereits aus einiger Entfernung an dem charakteristischen Farbton erkennen. Die Halbtrockenrasen liegen - wie hier bei Altheim - fast alle brach (driesch). Der genutzte Typ eines Kalk-Halbtrockenrasens ist nur noch selten anzutreffen.

Tab. 16: Flugleistung Weinhähnchen Weibchen

V. Flügel (cm)	H. Flügel (cm)	Flug (m)
1,00	1,40	30,00
1,00	1,20	5,00
1,00	1,20	5,00
1,00	1,30	5,00
1,00	1,25	3,00
1,10	1,35	5,00
1,05	1,25	2,00
1,00	1,15	1,00
1,10	1,40	50,00
1,10	1,40	50,00
1,00	1,20	5,00
1,00	1,20	0,50
1,00	1,20	5,00
1,10	1,30	5,00
1,00	1,25	5,00
1,10	1,50	50,00
1,00	1,25	3,00
1,00	1,35	5,00
1,00	1,50	30,00
1,00	1,30	3,00
1,10	1,50	5,00
1,00	1,20	5,00
1,05	1,40	10,00
1,10	1,30	5,00
1,00	1,15	0,50
1,15	**1,60**	0,50
1,00	1,20	3,00
1,10	1,50	30,00
1,05	1,45	5,00
0,90	1,00	0,50
1,00	1,20	5,00
1,00	1,20	2,00
1,00	1,20	0,50
1,10	1,30	5,00
1,10	1,55	50,00
1,10	1,50	20,00
1,00	1,20	5,00
1,10	**1,60**	**100,00**
1,10	1,55	100,00
1,00	1,20	5,00
1,00	1,20	2,00
1,00	1,25	0,50
1,00	1,25	0,50
1,00	1,30	2,00

Tab. 17: Flugleistung Weinhähnchen Männchen

V. Flügel (cm)	H. Flügel (cm)	Flug (m)
1,00	1,05	3,00
1,10	1,15	2,00
1,00	1,02	2,00
1,00	1,01	3,00
1,10	1,50	2,00
1,10	1,20	2,00
1,10	1,15	5,00
1,10	1,45	5,00
1,20	1,50	5,00
1,15	1,15	0,50
1,10	1,25	0,50
1,00	1,00	0,50
1,00	1,00	0,50
1,10	1,30	5,00
1,10	1,10	0,50
1,05	1,25	5,00
1,10	1,30	5,00
1,00	1,05	1,00
1,00	1,10	1,00
1,00	1,00	1,00
1,05	1,05	5,00
0,95	0,95	0,50
1,00	1,00	5,00
0,95	1,15	0,50
1,15	1,50	15,00
1,00	1,00	1,00
1,00	1,10	5,00
1,00	1,10	1,00
1,05	1,05	0,50
1,00	1,00	2,00
1,00	1,05	1,00
1,00	1,00	0,50
1,00	1,00	2,00
1,15	**1,55**	**30,00**
1,10	1,55	20,00

Tab. 5: Gesamtstatistik (1/6)

	Aufnahme-Nr.	D001	D002	D003	D004	D005	D006	D007	D008	D009	D010	D011	D012
	Fundort	NSG "Closenbruch", Homburg	s. Peppenkum	sö. Peppenkum	NSG "Wacholderberg", Peppenkum	NSG "In den Lachen", Gersheim	NSG "Geißenfels", Mertzig	"Sommer-Berg", Bliesmengen	"Sommer-Berg", Bliesmengen	Menningen	"Zollhaihof Homburg"	NSG "Letschenfeld", Gräfinthal	NSG "Letschenfeld", Gräfinthal
	Naturraum	192.1	181.0	180.0	180.0	181.0	182.0	181.0	181.0	182.0	192.1	181.0	181.0
	Ellenberg-Werte												
	Licht	7,2	7,4	7,1	7,4	7,3	7,1	7,8	7,4	7,1	7,9	6,2	7,2
	Temperatur	5,6	5,4	5,6	5,6	5,5	5,7	6,3	5,9	5,6	6	5,8	5,9
	Kontinentalität	2,9	3,5	3,4	3,9	3,4	3,5	3,3	3,6	4	3,8	3,8	3,6
	Feuchte	4	3,5	4	3,3	3,9	4,1	3,5	3,7	4,1	3,6	4	3,9
	Reaktion	3,5	7,5	7,3	7,4	7,4	7,5	7,6	7,8	7,6	5,7	7,1	7,6
	Stickstoff	3,3	2,5	3,6	2,4	3,1	3,7	1,8	2,2	3,3	3,1	4,1	2,9
	Vegetations-Typ	SR	HOTR	HOTR	GATR	HOTR	HOTR	XXX	HOTR	ZWR	YYY	ZWR	KUTR
	Geologie	d	mu	mu	mu	mm	mo	mm	mm	mo	sm	mm	mm
	Höhe	240	285	270	270	260	300	280	280	300	230	270	270
	Exposition	0	W	E	S	SE	SW	S	SE	SE	0	W	W
Art													
Calliptamus italicus													
Chorthippus biguttulus		2	2	3	3		3	2			3		
Chorthippus brunneus											1		
Chorthippus dorsatus			2	1									1
Chorthippus mollis											3		
Chorthippus montanus		1											
Chorthippus parallelus		2	2	1	1	2	2	1	2	2		2	
Chrysochraon brachyptera													
Chrysochraon dispar			1			2	2		1	2		3	3
Conocephalus discolor													
Decticus verrucivorus		1				1							
Gomphocerus rufus										2		2	
Gryllus campestris		2			2							1	1
Leptophyes punctatissima													
Mantis religiosa													
Metrioptera bicolor			1		1	1	2		2				1
Metrioptera roeseli												2	1
Myrmeleotettix maculatus		1									3		
Nemobius sylvestris						1							
Oecanthus pellucens				1		2						1	
Oedipoda caerulescens											1		
Oedipoda germanica													
Omocestus haemorrhoidalis		2											
Omocestus ventralis			2	1	2			1					
Omocestus viridulus		2											
Phaneroptera falcata				1	1	3			2	3		3	3
Pholidoptera griseoaptera										2		1	
Platycleis albopunctata								1					1
Stenobothrus lineatus		2	2		1	3	3	1	. 1				1
Tetrix tenuicornis					1								
Tettigonia viridissima						1						1	

Tab. 5: Gesamtstatistik (1/6) - Fortsetzung

D013	D014	F015	F016	D017	D018	F019	F020	F021	F022	D023	D024	D025	D026	D027	D028	D029	D030	D031
bei Gräfinthal	NSG "Hemmiskamm", N.Gailbach	"Hammelsberg", Apach	Montenach	NSG "Kalbenberg", Ballweiler	"Steinbruch Pferdemosel"	Schafersmühle, Bickenalb	bei Gulderkirch	Montenach, "Kopp"	Montenach	"Schäfersberg", n. Gräfinthal	zw. Auersmacher u. Richingen	bei Gräfinthal	zw. Bliesmengen u. Habkirchen	ö. Bretfurt	w. Böckweiler	nw. Böckweiler	"Wolfsgalgen", Medelsheim	"Homerech", N.Gailbach
181.0	181.0	180.1	180.1	181.0	260.0	180.0	180.0	180.1	180.1	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0
7,5	7,3	7,6				7,7	7,5	7,5	7,4	7	7	7,3	7,6	7,4	7,2	7,3	7,4	7,8
5,8	5,7	5,9				5,3	5,6	5,6	6,3	5,9	5,5	5,9	6,4	5,5	6	5,7	5,4	5,9
3,6	3,2	4,1				3,5	3,6	4	3,6	3,3	3,6	3,6	3,4	3,7	3,8	3,7	3,4	4
4,3	3,9	3,4				3,5	3,7	3,6	3,8	4,1	4,8	3,9	3,7	3,8	3,9	4	4,2	3,4
7,1	7,6	7,4				7,4	7,4	7,5	7,7	7,5	7,6	7,5	7,8	7,7	7,8	7,6	7,5	7,6
2,7	2,7	2,1				2,7	2,7	2,4	2,3	2,8	4,2	2,8	2,7	3,1	2,9	3,4	3,2	2,6
HOTR	KUTR	HSTKTR	TR	XXX	XXX	KUTR	KUTR	KUTR	KUTR	KUTR	ZWR	KUTR	HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	PFGR	HOTR
mo	mm	mm	mo	mm	ku	mu	mu	mo	mm	mo	mo	mo	mm	mm	mm	mm	mo	mm
310	330	300	300	360	210	270	270	280	280	330	250	300	210	310	330	340	360	250
W	SW	S	S	NW	0	W	W	S	SW	SE	W	SW	SW	W	E	E	E	SW
	3	2			1	2	2	2	2	2		3	2	1			1	3
		1			1													
		1			1			2	1	1		1						1
2	2		1		1	2	1			2	3	3	3	2			1	1
								1										
3						1	1			1	2	3	3	1	3	1	1	1
											1							
								1		1		1		1	1			1
		1			1			1	1									
	2									1		2	2		2		1	2
1		1				2		2		1	2	2		2	1	2	1	3
											2		1	1	1			1
		1			1													
1	2	2						1	2	2		2			2	2		
				1														
		1																
		1					1	1	2	1		1	3					
															1			
2		1				3			1	1	1	1	3	1	1			
					1						2						1	
	1	2	1						2	2		2						2
	2	2	1			1		2	2	2		3		1				3
																	1	
					1						1				1		1	

Tab. 5: Gesamtstatistik (2/6)

	D032	D033	D034	D035	D036	D037	D038	D039	D040	D041	D042	D043	F044	D045	D046
	sw. Reinheim	"Matzenkopf", Gersheim	sö Wittersheim	n. Wittersheim	zw. Wittersheim u. Ormesheim	n. Pappelhof, Bliesgastel	"Langes Tal", Alschbach	"Zwiebelberg", Walsheim	"Langes Tal", Alschbach	ö. Böckweiler	"Auf der Burg", Riesweiler	"Schloßhübel", Utweiler	sö. Utweiler	bei Riesweiler	bei Seelbach
	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	180.0	180.0	181.0	180.0	180.0	181.0	181.0	181.0	181.0	180.0
	7,3	7,2	7,4	7,2	7,2	7,3	7,2	7,1	7,4	7,3	7,6	7,5	7,3	7,3	7,3
	5,4	5,7	5,3	5,6	5,4	5,6	5,6	5,6	5,4	5,5	5,7	5,8	5,6	5,5	5,7
	3,8	3,7	3,5	3,4	3,6	3,6	3,7	3,7	3,6	4,3	3,4	3,8	3,7	3,8	3,6
	3,6	4,4	4,1	4	3,9	4,4	3,9	3,9	3,9	3,6	3,9	3,8	3,8	3,9	4,1
	7,6	7,3	7,3	7,3	7,6	7,2	7,4	7,8	6,9	7,5	7,5	7,5	7,1	7,5	7,5
	2,8	4,2	3,2	3,4	3,3	2,5	3,5	3,4	2,6	2,9	3,4	2,2	3,1	3,2	3,4
	HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	KUTR	HOTR	HOTR	HOTR	KUTR	HOTR	KUTR	HOTR	XXX	ZWR
	mo	mo	mo	mo	mo	mu	mu	mm	mu	mu	mm	mo	mo	mm	mm
	290	310	300	320	300	310	290	300	280	300	360	360	380	350	330
	E	NW	SW	E	E	W	SE	SW	E	S	W	SW	SE	W	NW
Art															
Calliptamus italicus															
Chorthippus biguttulus			2	1				1		3	1	2		3	
Chorthippus brunneus															
Chorthippus dorsatus															
Chorthippus mollis															
Chorthippus montanus															
Chorthippus parallelus		1	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	1	2	2
Chrysochraon brachyptera															
Chrysochraon dispar	1	1	2	3	1		3	2	3		3		1	1	2
Conocephalus discolor															
Decticus verrucivorus		1	2					2			1		1	1	
Gomphocerus rufus															
Gryllus campestris	1							1							
Leptophyes punctatissima					1		1		1						
Mantis religiosa															
Metrioptera bicolor	1		2	1	1			1	1		3		1	2	
Metrioptera roeseli		1		3				1	1				1		3
Myrmeleotettix maculatus															
Nemobius sylvestris													2	1	
Oecanthus pellucens			1		2			2			1	1			
Oedipoda caerulescens															
Oedipoda germanica															
Omocestus haemorrhoidalis								1							
Omocestus ventralis					3			1		1	2		1	2	
Omocestus viridulus															
Phaneroptera falcata		1		1	2			1			1		1	2	
Pholidoptera griseoaptera		1					3	1						1	1
Platycleis albopunctata								1				3		3	
Stenobothrus lineatus	2		2	2	1	2		2		3	1	2	1	1	
Tetrix tenuicornis								1							
Tettigonia viridissima		1		1	2		2	2	1		3		1		2

Tab. 5: Gesamtstatistik (2/6) - Fortsetzung

D047	D048	D049	D050	D051	D052	D053	D054	D055	D056	D057	D058	D059	D060	D061	D062	D063	D064	D065
Feshingen, Schwimmbad	nö. Hablörchen	nö. Walsheim	nö. Rubenheim	ö. Hetschenmühle, Rehlingen	NSG "Gauberg", Rehlingen	nw. Weckingen	NSG "Badstube", Mimbach	NSG "Badstube", Mimbach	bei Ormesheim	NSG "Großbirkel", Riesweiler	Peppenkum	nö. Peppenkum	s. Altheim	ö. Altheim	"Rußtal", Altheim	"Hungerberg", Altheim	"Heiliger Berg", Altheim	"Welsch-Berg", Böckweiler
181.0	181.0	181.0	181.0	182.0	182.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0
7,2	7,3	7,3	7,7	6,9	7,3	7,3	7,7	7,6	7,4	7,3	7,3	7	7,7	7,3	7,6	7,5	7,2	7,2
5,4	5,6	5,8	6	5,8	5,8	5,7	5,9	5,7	5,3	5,8	5,8	5,6	5,9	5,6	5,8	5,7	5,7	5,6
3,5	3,7	3,3	3,5	3,6	3,4	3,4	3,7	3,3	3,6	3,4	3,7	3,5	3,5	3,8	3,3	3,4	3,5	3,6
4,6	4,2	4	3,7	4	3,6	3,7	3,4	3,6	3,9	3,7	3,7	4,4	3,5	3,3	3,7	3,9	3,9	4
7,4	7,5	7,6	7,1	7,4	7,9	7,1	7,3	7,3	7,5	7,8	7,5	7,5	7,9	7,5	7,6	7,3	7	7,7
4	3,8	3,1	2,4	3,4	2,3	3,2	2,3	2,5	3,4	2,2	2,8	4	2,5	2,4	2,3	2,8	3	2,9
HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	XXX	HOTR	GATR	GATR	ZWR	GATR	GATR	HOTR	GATR	GATR	GATR	KUTR	KUTR	KUTR
mu	mm	mm	mm	mo	mm	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu	mu
215	230	330	300	260	270	300	280	280	250	300	270	300	270	300	300	300	300	310
SW	SW	W	SW	SW	S	S	S	S	SE	SW	SW	E	W	SW	W	E	SW	SW
		1		2	2		3			3	2	2	1	2	2	2	3	2
		1												1	1			
3		1	1	2	2	2	1	1	1		1		1	2	1		2	2
3	1	1	1	1	1	1			2	2		1	1	2		1		2
															1			
		1	1			1	2			2			2	2	1	1		1
2					3	2												
	2		1										1					
					1													
2		2	2	2	2	2	1		2	2	2		1	2	2	1	2	2
1	1								2			1						
		1		1	2	2												
			1			2	3	3		2			1		1	2	1	2
2	1						2			2	1				1		1	
	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2			1	1	1	1	2	2
	1	1	1	1	1							1				1	2	
	1				2		2							1	1			
2				1			3	2		2	1		1	3	1	1	1	1
1							1								1			
2			1	1	1		1		1			1	1		1	1	2	

Tab. 5: Gesamtstatistik (3/6)

	D066	D067	D068	D069	D070	D071	D072	D073	D074	D075	D076	D077	D078	D079	D080
	"Kuckucksberg", Altheim	"Heidenhübel", Altheim	"Bällenberg", Altheim	zw. Rietweiler u. Altheim	"Kuckucksberg", Altheim	NSG "Guldenfeld", Bebelsheim	NSG "Badstube", Mimbach	NSG "Wolfenskopf", Baldingen	"Auf der Lohe", Gersheim	"Kalksteinbruch Hemmersdorf"	NSG "Kalbenberg", Ballweiler	NSG "Kalbenberg", Ballweiler	NSG "Kalbenberg", Ballweiler	NSG "Hohe Berg", Merzig	NSG "Hohe Berg", Merzig
	180.0	180.0	180.0	180.0	180.0	181.0	180.0	182.0	181.0	182.0	181.0	181.0	181.0	182.0	182.0
	7,3	7,5	7,4	7,2	7,7	7,3	6,9	7,1	7,3	6,9		7,3	7,2	7	7,6
	5,4	5,6	5,4	5,8	5,7	5,6	5,7	5,7	5,5	5,9		5,7	5,3	5,6	5,7
	3,4	3,5	3,5	3,7	3,5	3,4	3,8	3,8	3,6	3,2		3,9	3,1	3,7	3,5
	3,8	3,8	4	3,7	3,2	3,9	4,3	4,2	4,4	4		3,9	4,2	3,8	3,9
	7,2	7,6	7,6	7,4	7,6	7,1	7,1	7,4	7,2	7,3		7,6	7,4	7,6	7,5
	3	3,2	2,8	3,1	2,2	2,4	4,5	3,8	3,1	3,2		3,3	3,4	3,4	2,8
	HOTR	HOTR	HOTR	HOTR	GATR	KUTR	HOTR	HOTR	KUTR	HOTR	KUTR	HOTR	KHRe	HOTR	KUTR
	mu	mu	mu	mu	mu	mm	mu	mm	mo	mo	mo	mo	mo	mm	mo
	300	310	315	300	300	260	300	300	330	220	370	340	350	300	320
	SW	W	W	NE	SW	SE	SW	SE	SE	0	0	NE	0	SW	SW
Art															
Calliptamus italicus															
Chorthippus biguttulus		2	2	1	3	3			2	1	2		1	1	
Chorthippus brunneus															
Chorthippus dorsatus							1		1	1					
Chorthippus mollis															
Chorthippus montanus															
Chorthippus parallelus	1	1		2		2	2	1	2		1	1		2	
Chrysochraon brachyptera															
Chrysochraon dispar		1	1	1			2	3	2				1	1	
Conocephalus discolor															
Decticus verrucivorus									2			1			
Gomphocerus rufus	1						1	2		3				1	
Gryllus campestris						3			2						
Leptophyes punctatissima													1		
Mantis religiosa															
Metrioptera bicolor	1	1	1	2	1	2	2	3	2	2	1		2	1	
Metrioptera roeseli			1				1					1			
Myrmeleotettix maculatus															
Nemobius sylvestris						2				1	1		1	1	
Oecanthus pellucens	2	2				2			3			2			
Oedipoda caerulescens											1				
Oedipoda germanica															
Omocestus haemorrhoidalis															
Omocestus ventralis			1		1	1			1		2				2
Omocestus viridulus															
Phaneroptera falcata	1	1	1	1	1		1		1	1	1		1	1	
Pholidoptera griseoaptera						1				1			1		
Platycleis albopunctata					2	1			2		3				
Stenobothrus lineatus		2	2	1	1	1			1	1	2			1	2
Tetrix tenuicornis					1										
Tettigonia viridissima	1	2	1			1	1	1	1				1	1	

Tab. 5: Gesamtstatistik (3/6) - Fortsetzung

D081	D082	D083	D084	D085	D086	D087	D088	D089	D090	D091	D092	D093	D094	D095	D096	D097	D098	D099	D100
NSG "Nackberg", Merzig	NSG "Nackberg", Merzig	NSG "Nackberg", Merzig	"Rebenklamm", Reinheim	"Rußtal", Altheim	"Harnickel", Rubenheim	NSG "Birzberg", Fechingen	"Fischerberg", Beckingen	"Fischerberg", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen
182.0	182.0	182.0	181.0	180.0	181.0	181.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0	182.0
7,3	6,8	7,3	7,3	7		7,3	7,2	7,3	6,8	7,1	7,4	6,4	7	7,1	7	7,1	6,3	6,9	7,2
5,4	5,8	5,3	5,6	5,4		5,6	5,8	5,8	5,6	5,7	5,7	5,5	5,9	5,7	5,7	5,8	5,6	5,7	5,6
3,5	4	3,6	3,4	3,4		3,5	3,9	3,9	3,9	3,8	3,5	3,6	3,5	3,8	3,6	3,9	3,7	3,8	3,6
3,5	4,1	3,9	4,1	4,1		3,9	3,9	3,9	4,5	4	4,5	4,4	4,1	4,2	4,1	3,9	4,2	4,4	3,9
7,6	7,8	7,5	7,4	7,3		7,3	7,3	7,4	7	7,3	7,2	7,2	7,7	7,4	7,4	7,6	7,1	7,4	7,4
2,7	3,3	2,6	2,8	3,5		2,9	3,4	3,5	4,4	3,8	3,1	4,7	3,1	3,8	3,4	3,2	3,8	4,4	3,3
GATR	ZWR	KUTR	KUTR	KHRe	XXX	KUTR	HOTR	KHRe	XXX	KHRe	ZWR	KHRe	KUTR	KHRe	HOTR	KHRe	XXX	KHRe	KUTR
mo	mm	mo	mo	mu	mm	mm	mo	mo	mo	mo	mm	mm	mo	mo	mu	mo	mo	mo	mu
300	300	300	300	300	325	310	300	310	305	300	280	280	300	300	270	360	320	300	270
NW	NE	NE	E	NE	NE	0	NW	SE	SE	0	SE	SE	SE	SE	SE	S	SE	0	NE
2			2	1	2	2	1			2		2	2	1			1		1
									2										
		1	1								3	3	3	2					2
													1						
		1	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	1	2	1	
	1	1	1	1	1		3	3	2	3	1	2		3	1	2	3	3	
											1							1	
			1										1						
	1						3	3	2	3	2	3		2			2	2	
			2																
											1								
1			1	2	1		3	3	2	3	3	3	3	3	1	3	2	3	3
1			1		1	1			3			1	1	2	1	2	3		
			2			1													
				1	2							1	1						1
1				1	1		1			1	1		1						1
	1									2			1						
				1	2						1		3						1
2		2	2	1		2	3	2			1	1	3	1					3
		1			1				1	2	1			1	1	1		2	

Tab. 5: Gesamtstatistik (4/6)

	D101	D102	D103	D104	D105	D106	D107	D108	D109	D110	D111	D112	D113	D114	F115
	"Wolferskopf", Beckingen	"Wolferskopf", Beckingen	"Hellwies", Beckingen	"Galgenberg", Schmelz	zw. Limbach u. N.Bexbach	bei Lautzkirchen	bei Rammelfangen	"Gabberg", Fechingen	St. Arnualer Wiesen	"Theispeter", Altforweiler	bei Lisdorf	bei Limbach	Emsdorf	Emsdorf	Rémelfang
	182.0	182.0	199.2	197.2	192.2	192.2	182.0	181.0	197.3	197.2	197.2	192.2	197.2	197.2	180.2
	7,1	7,1	7,9		7,8	7,6	7,5	7,5	7,6	8,1	7,5	7,1		7,5	7,3
	5,7	5,6	5,7		5,4	5,9	5,5	5,6	5,9	5,8	5,7	5,6		5,5	5,8
	3,8	3,8	2,9		3,2	2,8	3,1	4,1	2,9	2,8	3,5	2,9		3,1	3,9
	4	4,2	3,1		2,6	3,8	4,2	3,6	3,5	2,9	3,3	3,6		3,6	4,3
	7,4	7,6	3,5		2,8	4,3	6,8	7,7	3,9	3,3	2,7	2,7		2,9	7,2
	3,4	3,9	2,2		1,8	2,8	3,8	3,2	2,8	1,4	2	2,5		2,6	3,3
	KHRe	KHRe	SGKL	SGKL	SGKL	YYY	HOTR	HOTR	SGKL	SR	SGKL	SGKL	SGKL	SGKL	KHRe
	mo	mo	sm	sm	sm	sm	mo	mo	..f	sm	sm	sm	sm	sm	kms
	340	340	220	265	240	270	360	310	190	220	200	240	200	220	300
	S	E	SE	S	0	SE	E	S	0	SW	NW	0	0	SE	SW
Art															
Calliptamus italicus															
Chorthippus biguttulus		1				2				1	2		2	1	1
Chorthippus brunneus			3	1	1	1			1	3	1	1	1	3	
Chorthippus dorsatus															
Chorthippus mollis				1						3	2		2	2	
Chorthippus montanus															
Chorthippus parallelus		2		1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
Chrysochraon brachyptera															
Chrysochraon dispar	3	3					1	2				1			3
Conocephalus discolor	1						1								
Decticus verrucivorus			2							1					
Gomphocerus rufus	2	1													
Gryllus campestris				1											
Leptophyes punctatissima															
Mantis religiosa															
Metrioptera bicolor	3	3					1	1		1					3
Metrioptera roeseli															
Myrmeleotettix maculatus			3	1					1	3	1	3		3	
Nemobius sylvestris															
Oecanthus pellucens															
Oedipoda caerulescens			2		2	1			1	2	2	1	2	1	
Oedipoda germanica															
Omocestus haemorrhoidalis															
Omocestus ventralis		1													
Omocestus viridulus															
Phaneroptera falcata	1	1					1								2
Pholidoptera griseoaptera															
Platycleis albopunctata															
Stenobothrus lineatus	1	1													
Tetrix tenuicornis															
Tettigonia viridissima	1	3						1							

Tab. 5: Gesamtstatistik (4/6) - Fortsetzung

F116	F117	F118	D119	D120	D121	F122	D123	D124	F125	F126	D127	D128	D129	F130	D131	D132	D133	D134
zw. Elsange u. Ottonville	Klang	Klang	"Auf Belem", Lautzkirchen	Kirrberg	Kirrberg	Ht. Vigneulles	Lautzkirchen	Hemmersdorf	Zetting	zw. Zetting u. Wiesviller	zw. Ensheim u. Ormesheim	NSG "In den Lachen", Gersheim	zw. Altheim u. Hombach	bei Guderkirch	"Pfaffenwinkel", Gersheim	NSG "Limbacher Sanddüne"	NSG "Limbacher Sanddüne"	"Zollbahnhof Homburg"
180.2	180.2	180.2	192.2	186.0	186.0	180.2	192.2	182.0	181.0	181.0	180.0	181.0	180.0	180.0	181.0	192.2	192.2	192.2
7,3	7,1	6,8	7,7	6,9	7,3	7,1	7,5	6,9	7,5	7,2	7,5	7,5	6,8	7,5	7,4	7,4	8	
5,7	5,5	5,8	5,6	5,5	5,5	5,7	5,7	5,6	5,7	5,6	5,5	5,7	5,4	5,5	5,5	5,5	5,7	
4,4	4	4,4	3	3,8	3,4	3,9	2,9	3,8	4,1	3,8	3,4	3,4	3,6	3,5	3,3	2,9	3,7	
4,3	4	3,9	3,5	4	4,6	4,3	4	3,9	4,1	4,1	3,9	4	4,5	3,9	3,7	3,7	3	
7	7,4	7,4	3,4	7,4	7,4	7,7	4,8	7,7	7,6	7,4	7,4	7,5	7,3	7,1	7,4	3,4	2,9	
4,1	3,8	3,5	2,6	3,8	2,8	3,1	3,2	3,2	4,4	3	3,5	3,1	4,2	2,8	2,5	2,7	2,2	
HOTR	HSTKTR	ZWR	SGKL	KHRe	KUTR	HOTR	SR	XXX	XXX	HOTR	HOTR	HOTR	ZWR	KUTR	XXX	SGKL	SGKL	SGKL
kms	kmo	kmo	sm	mu	mu	mm	so	mo	mo	mo	mu	mm	mu	mu	mo	sm	sm	sm
300	310	290	290	350	350	320	280	250	250	250	270	250	310	270	370	240	240	230
SW	S	0	S	N	N	N	W	SE	W	W	W	SE	NE	E	0	0	0	0
1	1	1	2		1	1	3	1	3	1	1	1						
			3				1								2	1		1
1						1		1		1								
																2		
1			1	2	3	1	2	1	1	1	3	1			1			1
	2	3																
1	3	3		2	2	3		2		1	3							
1																		
											1	1						
	1					1	1	2	1	2								
							2					2						
	1																	
3	2	2				1	1	2			2							
											1							
																2	2	
								2	1									
						1				1	2	2	1	1				
			2												2	2	2	1
																2		1
						1		2	1	1								
1	3	1		1	3	2		1		1								
		1																
								1				1			2			
1					1	1	2			1	2	1			1			
1				3		1	1	1		1	1					1		

Tab. 5: Gesamtstatistik (5/6)

	D135	F136	F137	D138	D139	D140	D141	D142	D143	D144	D145	D146	D147	D148	D149
	SLS-Frauluatern	Vehring	Vehring	Saarfels	Ormesheim	"Wolfenskopf", Beckingen	Altheim	Brenschelbach	Bachhofen	NSG "Closenbruch", Homburg	NSG "Closenbruch", Homburg	zw. Altheim u. Böckweiler	Brettfurt	Brettfurt	Gersheim
	197.2	180.2	180.2	182.0	180.0	182.0	180.0	180.0	192.1	192.1	192.1	180.0	181.0	181.0	181.0
	7,5				7,3	7,1	6,9	7,5	7,8	7,2	7,6	7,2	7,1	7,5	7,4
	5,4				5,9	5,7	5,5	5,5	5,6	5,7	5,5	5,6	5,5	5,8	5,4
	3,3				3,8	3,8	3,3	3,5	3,1	3,4	3,4	4,3	3,8	3,8	3,6
	3,3				3,8	4,2	4,5	3,5	3,3	4,1	3,6	3,9	4,3	4,1	3,9
	2,6				7,3	7,4	6,8	7,8	3,1	3,6	3,8	7,7	7	7,7	7,1
	2,1				3,4	3,8	3,9	2,3	2,4	3	3	3,6	4,4	3,5	3,6
	YYY	KHRe	XXX	XXX	HOTR	KHRe	HOTR	HOTR	SGKL	SR	SR	HOTR	ZWR	HOTR	HOTR
	sm	ku	ku	mm	mu	mm	mu	mu	sm	d	d	mu	mu	mm	mm
	230	290	290	300	270	330	310	300	290	240	230	290	280	280	300
	0	NW	NW	SW	S	SE	N	S	0	0	0	S	NE	SW	NE
Art															
Calliptamus italicus															
Chorthippus biguttulus		3	2		1		2	3	1	1	3	1	1	1	2
Chorthippus brunneus	2	1							1	2					
Chorthippus dorsatus		1	1			1									1
Chorthippus mollis															
Chorthippus montanus															
Chorthippus parallelus		2			1		2	2	1	3	2	1	2	1	3
Chrysochraon brachyptera															
Chrysochraon dispar		1			1	3	2	1		1		1	2	1	1
Conocephalus discolor															
Decticus verrucivorus															
Gomphocerus rufus		1	1			2								2	1
Gryllus campestris										2	2				
Leptophyes punctatissima															
Mantis religiosa															
Metrioptera bicolor			1		1	3		1				2	1	1	
Metrioptera roeseli					1								2		1
Myrmeleotettix maculatus									2	1	1				
Nemobius sylvestris						2									
Oecanthus pellucens				1											
Oedipoda caerulescens	1								1	2					
Oedipoda germanica															
Omocestus haemorrhoidalis											1				
Omocestus ventralis						1									
Omocestus viridulus															
Phaneroptera falcata		1	1			1	1	1					1	1	
Pholidoptera griseoaptera															2
Platycleis albopunctata	1														
Stenobothrus lineatus					1	2		3		1				1	
Tetrix tenuicornis															
Tettigonia viridissima	1	1			1	1	1	1					1	1	1

Tab. 5: Gesamtstatistik (5/6) - Fortsetzung

D150	D151	D152	D153	D154	D155	D156	F157	F158	F159	F160	F161	F162	F163	F164	F165	F166	F167	F168	F169
Gersheim	Ihn	Bexbach	Königsbruch, Homburg	bei Homburg	bei Wittersheim	zw. Wittersheim u. Ormesheim	Villers Stoncourt	bei Puzieux, nw. Delme	Prévocourt, n. Delme	Arry, n. Pont à Mousson	Rozerieulles, Metz	Lessy, Metz	Amaville	Amaville	Amaville	Amaville	"Stromberg", Schengen	"Stromberg", Schengen	"Hammelsberg", Apach
181.0	182.0	192.1	192.1	192.1	181.0	181.0	180.2	180.2	180.2	180.3	180.3	180.3	180.3	180.3	180.3	180.3	180.1	180.1	180.1
7,3	6,9	7,7		7,5	8	6,4		6,9				7,4	7,6						6,8
5,4	8	5,3		5,7	5,3	5,7		5,8				5,9	5,9						5,5
4	3,8	3,2		3,5	3	3,8		4,4				4,2	3,8						3,5
4,1	4	3,8		3,3	4	4,2		3,6				3,3	3,2						4,3
7,2	7,4	2,7		2,7	7,3	7,5		7,7				7,5	7,5						7,3
3,6	4	2,8		2	4,3	3,8		3,6				2,6	2,2						3,2
KHRe	HOTR	SGKL	SR	SGKL	HOTR	ZWR	ZWR	KUTR	ZWR	TR	KUTR	KUTR	TR	TR	KUTR	TR	TR	KUTR	XXX
mm	mm	sm	d	sm	mo	mo	kmG	jut	jut	bj	bj	bj	bj	bj	bj	bj	mm	mm	mm
280	230	240	240	240	350	340	310	320	300	330	350	325	300	300	300	300	310	310	280
SW	W	0	0	0	W	SE	NW	S	SW	W	0	S	S	S	S	S	S	S	0
										2			1	1		1			
	2	1	2	2				2		3	3	2	1	1	2	1	1	2	2
		1	1	1									1				1		
	2						1	1	1		1	1						1	1
										3		3	1	1	2	1			
1	2	1	1	1	1		2	2			2	2			2			1	2
								1	1										
2	1								1						1			1	
							1				1				1				
	1						1	1	1						1			1	1
										1									
													1			1			
3	1				1			1	1		1	1			1			1	1
		2								1									
					1	2	2	2	1	1	2	1			1			1	
		2		1						1			1	1		1	1		
										1			1						
1									1										1
			1																
2	1						1	1	1		1								
	1						1												
1								1				2	1	1	2	1	1	1	2
1								1	1	2		2	1		2			2	2
	1														1				1

Tab. 5: Gesamtstatistik (6/6)

	F170	F171	F172	D173	D174	D175	D176	D177	D178	D179	D180	D181	D182	D183	D184
	Obergailbach	Obergailbach	Obergailbach	Neualtheim	NSG "In den Lachen", Gersheim	zw. Gräfinthal u. Ormesheim	"Himmelskamm", Niedergailbach	zw. Auersmacher u. Rickingen	sw. Reinheim	zw. Wittersheim u. Ormesheim	n. Pappelhof, Blieskastel	ö. Böckweiler	"Auf der Burg", Riesweiler	"Schloßhübel", Ulvweiler	"Auf der Lohe", Gersheim
	181.0	181.0	181.0	180.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	181.0	180.0	180.0	181.0	181.0	181.0
	7,5			7,4	7,2	7,1	6,1	7,3	7	6,8	7,2	7,2	7,5		
	5,3			6	6	5,6	5,6	5,9	5,2	5	5,8	5,8	5,5		
	3,5			4	3,6	4	4,3	3,7	3,7	4	4,5	3,9	3,8		
	4,5			3,6	4,2	4,7	4,8	4,1	4	4,6	3,8	4,3	4		
	7,4			6,9	7,5	7,8	7,3	7,3	7,5	7	7,4	7,3	7,5		
	2,8			2,3	2,8	3,8	4,7	2,5	3,4	4,8	3,9	4	4,2		
	KUTR	KHRe	KUTR	KUTR	XXX	ZWR	KHRe	HOTR	XXX	ZWR	HOTR	HOTR	ZWR	HOTR	XXX
	mo	mo	mo	mu	mm	mo	mm	mo	mo	mo	mu	mu	mm	mo	mo
	340	340	340	310	260	310	330	250	280	300	310	300	360	360	330
	S	S	S	SW	SE	W	SW	W	E	E	W	S	W	SW	SE
Art															
Calliptamus italicus															
Chorthippus biguttulus	2	2	2	2	3										
Chorthippus brunneus															
Chorthippus dorsatus	1	1	1					2							
Chorthippus mollis															
Chorthippus montanus															
Chorthippus parallelus		2		1			2				2	2		2	
Chrysochraon brachypterа															
Chrysochraon dispar	1						1				3			1	
Conocephalus discolor															
Decticus verrucivorus															
Gomphocerus rufus		1					2								
Gryllus campestris		3	2	2											
Leptophyes punctatissima												1			
Mantis religiosa															
Metrioptera bicolor	1	1		1			2				1	3			
Metrioptera roeseli						2				1	1		3	1	
Myrmeleotettix maculatus															
Nemobius sylvestris															
Oecanthus pellucens	1	2													
Oedipoda caerulescens									1						1
Oedipoda germanica															
Omocestus haemorrhoidalis															
Omocestus ventralis		1		1	2										
Omocestus viridulus															
Phaneroptera falcata							1								
Pholidoptera griseoaptera													1		
Platycleis albopunctata	1				3										
Stenobothrus lineatus	2	2			2			1							
Tetrix tenuicornis					1										
Tettigonia viridissima				1			1				1	1		2	

Tab. 5: Gesamtstatistik (6/6) -Fortsetzung

D185	D186	D187	D188	D189	F190	F191	F192	D193	D194	D195	F196	D197	D198
"Kalksteinbruch Hemmersdorf"	NSG Berzberg", Fechingen	NSG Berzberg", Fechingen	bei Rammelfangen	Altheim	Villers Stoncourt	Rozerieulles, Metz	Lessy, Metz	NSG "Geißenteils", Merzig	Menningen	SLS-Fraustuttern	Arry, n. Pont à Mousson	bei Altheim	bei Neualtheim
182.0	181.0	181.0	182.0	180.0	180.2	180.3	180.3	182.0	182.0	197.2	180.3	180.0	180.0
			7,7	7,4				6,8	7,6	7,3		7,3	7,2
			5,5	5,5				5,7	6	5,6		5,6	5,5
			3,7	3,3				3,6	3,4	3		3,6	3,8
			4,3	4,5				4,2	4,3	3,6		3,8	3,7
			7,5	7,3				7,7	7,7	3,1		7,1	7,3
			2	2,9				3,2	2,4	2,7		2,9	2,9
XXX	KHRe	XXX	KUTR	KUTR	KUTR	ZWR	KHRe	KHRe	KUTR	SGKL	XXX	HOTR	HOTR
mo	mm	mm	mo	mu	kmG	bj	bj	mo	mo	sm	bj	mu	mu
220	310	310	360	310	310	350	325	300	300	230	290	310	300
0	NW	NW	S	N	NW	0	S	SE	SE	0	0	W	0
											1		
			2		3					2	2	1	2
		1								1	1		
										2			
													2
	1						1					1	1
	1						1	2					
								2				1	1
										1			
											1		
2		1								1	1		
											1		
1				1					1				
												1	1
	1							1					
									1				
			2	1	2				1			1	1
												1	

Tab. 6: Synopse der abiotischen Faktoren

		Geologie													Vegetation															
				Jura		Keuper				Muschelkalk			Buntsandstein		Sand-Magerrasen			Kalk-Magerrasen									Lothringen		
		Lehm, Hangschutt, Terrassen	Talfüllungen der Flüsse	Bajocien-Dogger	Oberer Lias	oberer Mittelkeuper	Schilfsandstein	Unterer Keuper	Gipskeuper	Oberer Muschelkalk	Mittlerer Muschelkalk	Unterer Muschelkalk	Mittlerer Buntsandstein	Oberer Buntsandstein	anthr. Sonderstandort auf Sand	Silbergras-, Kleinschmielenflur	Sandrasen	anthr. Sonderstandort auf Kalk	Trockenrasen	Gamanderreicher Trespenrasen	Kurzrasiger Trespenrasen	Hochrasiger Trespenrasen	Hochstaudenkalktrif	KHR, eingewachsen	Zwenkenrasen	Pfeifengras-Rasen	Metzer Raum	Lothringer Land	Perl-Sierck-Raum
		d	t	dr	jul	kmo	kms	ku	kmG	mo	mm	mu	sm	so	YYY	SGKL	SR	XXX	TR	GATR	KUTR	HOTR	HSTKTR	KHRe	ZWR	PFGR			
	total	4	1	10	2	2	2	3	2	58	46	48	19	1	3	16	8	20	6	10	37	60	2	20	17	1	10	11	7
Calliptamus italicus	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Chorthippus biguttulus	119	4	0	8	1	2	2	3	1	28	26	32	11	1	2	8	6	12	5	9	30	33	2	9	2	1	8	9	6
Chorthippus brunneus	31	2	1	2	0	0	0	2	0	2	3	0	18	1	3	15	4	5	2	0	0	0	1	1	0	0	2	1	2
Chorthippus dorsatus	43	0	0	2	2	0	1	3	1	15	13	6	0	0	0	0	0	4	0	2	16	12	1	5	3	0	2	7	5
Chorthippus mollis	16	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	1	6	1	1	4	0	2	0	0	0	0	0	6	0	0
Chorthippus montanus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chorthippus parallelus	136	4	1	3	1	0	2	1	1	39	31	38	13	1	1	12	6	11	1	7	24	51	0	14	8	1	3	6	3
Chrysochraon brachyptera	8	0	0	1	2	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3	0	1	4	1
Chrysochraon dispar	107	1	0	2	1	2	2	1	0	34	32	31	1	0	0	1	1	6	0	3	14	52	1	18	10	0	2	7	1
Conocephalus discolor	7	0	0	0	0	0	1	0	0	4	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	2	0	0	1	0
Decticus verrucivorus	36	1	0	2	0	0	0	0	1	10	10	9	2	0	0	1	2	1	0	5	10	15	0	0	1	0	2	1	1
Gomphocerus rufus	49	0	0	2	2	1	0	3	1	17	18	4	0	1	0	0	1	8	0	0	5	13	2	14	6	0	2	7	5
Leptophyes punctatissima	8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	1	1	1	0	0	1	0
Metrioptera bicolor	112	0	0	3	2	2	2	1	0	38	28	36	1	0	0	0	2	8	0	9	21	48	2	16	6	1	3	8	4
Metrioptera roeseli	29	0	0	0	0	0	0	0	0	8	11	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	20	0	0	8	0	0	0	0
Myrmeleotettix maculatus	17	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	1	11	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Oecanthus pellucens	64	0	0	5	2	0	0	0	1	15	16	15	0	0	0	0	0	2	1	5	20	19	1	1	5	0	5	4	4
Oedipoda caerulescens	33	1	1	5	0	0	0	0	0	5	3	0	18	0	3	15	2	7	5	0	1	0	0	0	0	0	6	0	1
Oedipoda germanica	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Omocestus haemorrhoidalis	8	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	2	2	0	2	0	0	1	1	0	0	0	2	0	1
Omocestus ventralis	60	0	0	0	1	0	0	0	0	16	16	17	0	0	0	0	0	8	0	6	16	12	1	6	1	0	0	2	4
Platycleis albopunctata	43	0	0	5	1	0	0	0	0	11	19	6	1	0	1	0	0	8	5	4	17	4	1	2	1	0	5	1	6
Phaneroptera falcata	87	0	0	1	2	2	2	2	1	23	25	29	0	0	0	0	0	5	0	9	15	36	2	11	9	0	1	10	2
Pholidoptera griseoaptera	31	0	0	0	0	1	0	1	1	10	14	4	0	0	0	0	0	3	0	0	4	11	0	4	8	0	0	2	0
Stenobothrus lineatus	97	2	0	4	2	0	1	0	1	32	25	29	0	1	0	0	3	5	3	10	32	32	1	9	2	0	4	5	6
Tettigonia viridissima	73	0	0	1	0	0	1	2	0	21	20	25	2	1	1	1	1	6	0	3	7	36	0	11	6	1	1	3	1
	total	4	1	10	2	2	2	1	2	58	46	48	19	1	3	16	8	20	6	10	37	60	2	20	17	1	10	11	7

Tab. 6: Synopse der abiotischen Faktoren - Fortsetzung

Regionalität										Exposition					Höhe							Ökologisches Verhalten: Temperatur										Ökologisches Verhalten: Stickstoff										Ökologisches Verhalten: Licht									
Saar-Gau		Saarlouiser Raum			Hom-burger Raum		Blies-Gau			S	N	W	E		Höhenverteilung (m)							ELLENBERG-Wert Temperatur										ELLENBERG-Wert Stickstoff										ELLENBERG-Wert Licht									
260.0	Mosel-Saar-Gau	Saar-Nied-Gau	199.2	Merziger Buntsandsteinhügelland	197.2	Saarlouiser Becken	197.3	Mittleres Saartal Süd	192.2	St. Ingbertler Senke	192.1	Homburger Becken	181.0	Saar-Blies-Gau	180.0	Zweibrücker Westrich	186.0	SB-Kirkeler Wald	süd	nord	west	ost	keine Exposition	H	<230	H	>=230,<=260	H	>=265,<=290	H	>=295,<=320	H	>=325,<=350	H	>355	T	<5,2	T	>=5,2,<=5,4	T	>=5,5,<=5,7	T	>=5,8,<=6,0	T	>=6,1,<=6,3	T	>6,3	N	<2,0	N	>=2,0,<=2,5	N	>=2,6,<=3,0	N	>=3,1,<=3,5	N	>=3,6,<=4,0	N	>4,0	L	<6,5	L	>=6,5,<=6,8	L	>=6,9,<=7,2	L	>=7,3,<=7,6	L	>=7,7
1	35	1	7	1	8	8	65	42	2	66	28	28	16	32	11	28	41	78	28	12	1	24	94	44	2	1	3	32	42	50	24	15	5	8	53	83	17																		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1	0	0	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0																		
1	17	0	5	0	3	8	33	28	1	60	3	18	7	21	7	17	28	47	15	5	1	11	57	30	2	1	20	21	30	31	13	4	2	2	33	52	12																		
1	1	1	7	1	7	6	2	0	0	8	3	1	1	18	7	11	7	5	0	1	0	3	13	6	0	0	11	9	8	2	0	1	0	1	2	12	7																		
1	10	0	0	0	0	0	14	4	0	24	6	7	2	4	2	5	11	16	9	0	0	4	16	13	1	0	9	7	9	9	6	3	1	1	14	17	1																		
0	1	0	6	0	1	1	0	0	0	8	1	1	0	5	4	3	1	5	2	0	0	0	4	5	0	0	3	2	4	2	0	0	0	0	1	6	2																		
0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0																		
1	23	0	5	1	6	7	46	33	2	70	17	21	7	21	8	20	31	52	16	9	0	16	71	32	1	1	18	20	28	40	18	12	4	3	41	61	12																		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	2	3	1	0	0	0	2	2	0	0	2	1	0	1	2	0	0	1	2	1	0																		
0	25	0	0	0	1	1	42	26	2	54	15	19	11	8	2	11	22	49	17	6	0	16	57	25	0	1	8	9	22	39	19	10	4	4	42	45	4																		
0	4	0	0	0	0	0	1	1	0	3	1	2	1	0	0	1	1	3	1	1	0	0	6	1	0	0	0	1	0	2	1	3	0	0	3	4	0																		
0	1	1	1	0	0	1	18	9	0	20	3	7	3	2	2	4	4	16	7	2	0	1	19	12	0	0	4	8	7	15	0	1	0	0	7	19	6																		
1	21	0	0	0	1	0	9	3	0	30	8	5	1	5	3	4	11	25	6	0	0	3	25	10	1	0	10	4	2	15	11	7	4	4	19	12	0																		
0	2	0	0	0	0	0	2	3	0	5	0	0	2	1	0	0	4	3	1	0	0	3	3	2	0	0	0	1	1	4	2	0	0	0	5	3	0																		
0	27	0	1	0	1	0	39	30	0	67	7	19	10	10	3	8	26	52	17	7	0	17	53	34	0	0	10	16	21	41	16	9	3	4	40	49	8																		
0	0	0	0	0	0	0	20	9	0	10	5	9	5	0	2	4	6	11	3	3	0	5	15	6	0	1	1	0	5	9	6	7	1	1	12	13	1																		
0	0	1	5	1	3	6	0	0	0	3	1	1	0	12	5	9	2	0	1	0	0	1	11	3	0	0	3	5	7	2	0	0	0	0	3	6	6																		
0	1	0	0	0	0	0	25	15	0	30	5	10	7	2	0	4	10	25	13	2	0	6	24	14	1	0	9	11	15	13	0	0	2	1	10	28	4																		
0	1	1	6	1	7	5	6	0	0	10	3	1	2	17	7	11	5	5	2	3	0	4	12	5	0	0	14	9	8	2	0	0	0	0	3	10	8																		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																		
0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	3	0	0	0	4	0	4	0	3	1	0	0	0	4	2	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	2	4	3																		
0	9	0	0	0	0	0	21	14	0	33	3	8	2	4	3	6	13	18	7	3	0	6	25	11	2	1	6	12	12	12	6	2	1	1	15	25	4																		
0	6	0	1	0	0	0	19	5	0	34	1	3	0	5	0	7	9	17	7	3	0	4	14	15	2	0	9	13	8	10	3	0	0	1	9	21	5																		
0	17	0	0	0	0	0	30	25	2	46	12	16	6	7	2	8	19	40	14	4	0	9	44	25	1	1	7	14	17	30	12	7	2	2	35	36	5																		
1	9	0	0	0	0	0	14	5	0	12	6	6	3	4	2	5	4	14	4	2	0	3	16	10	0	0	3	3	2	14	5	4	1	3	13	10	0																		
0	19	0	0	0	1	2	34	25	1	58	9	17	6	7	2	10	22	45	12	6	0	12	49	26	2	0	9	22	27	30	7	2	1	1	28	52	7																		
1	17	0	1	0	2	0	24	22	1	35	10	13	8	7	2	10	15	31	10	6	0	11	42	15	0	0	5	9	10	27	13	9	2	3	31	29	3																		
1	35	1	7	1	8	8	65	42	2	16	28	28	16	32	11	28	41	78	28	12	1	24	94	44	2	1	3	32	42	50	24	15	5	8	53	83	17																		

Tab. 22: Trendanalyse nach PFANZAGL

	Badstube, 1. Hang, GATR			Badstube, 2. Hang, GATR			Lohe, Gersheim, KUTR			Reben-klamm, Reinheim, KUTR			Rußtal, Altheim, (Linum), GATR			Zwiebel-berg, Walsheim (brach), HOTR			Rußtal, Altheim, (Rinder), GATR			Zwiebel-berg, Walsheim Glatthafer-brache			Kuckucks-berg, Altheim, (Pferde, brach), HOTR			Homerech N Gail-bach, Wiese genutzt, KUTR		
Nr.	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	10	10	10	12	12	12	13	13	13	15	15	15	16	16	16
	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994
Oecanthus pellucens	29	34	59	2	32	36	60	80	111	2	10	30	6	5	12	0	0	1	0	1	0	4	2	3	0	2	8	0	0	1
		*			*			**			*			n.s.			n.s			n.s			n.s			n.s			n.s	

Trendanalyse nach PFANZAGL: * = p <=0,05; ** = p <= 0,01; n.s. = nicht signifikant

Tab. 23: Test auf Signfikanz - Mehrfelder Chi-Quadrat-Test

	Geologie	Vegetation	Regionalität	Exposition	Höhe
Calliptamus italicus	□	□	□	□	□
Chorthippus biguttulus	*	n.s	**	***	n.s.
Chorthippus brunneus	***	***	***	n.s	***
Chorthippus dorsatus	***	**	***	n.s.	*
Chorthippus mollis	***	***	***	n.s.	***
Chorthippus montanus	□	□	□	□	□
Chorthippus parallelus	***	n.s.	**	**	n.s.
Chrysochraon brachyptera	□	□	□	□	□
Chrysochraon dispar	***	***	***	n.s.	***
Conocephalus discolor	□	□	□	□	□
Decticus verrucivorus	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.
Gomphocerus rufus	**	**	***	*	**
Leptophyes punctatissima	□	□	□	□	□
Metrioptera bicolor	***	***	***	***	***
Metrioptera roeseli	**	**	***	**	n.s.
Myrmeleotettix maculatus	***	***	***	n.s.	***
Oecanthus pellucens	***	***	***	n.s.	***
Oedipoda caerulescens	***	***	***	n.s.	***
Oedipoda germanica	□	□	□	□	□
Omocestus haemorrhoidalis	***	**	***	n.s.	**
Omocestus ventralis	***	**	***	**	n.s.
Patycleis albopunctata	***	*	***	***	n.s.
Phaneroptera falcata	***	***	***	n.s.	**
Pholidoptera griseoaptera	**	**	***	n.s.	n.s.
Stenobothrus lineatus	***	***	***	**	**
Tettigonia viridissima	***	**	***	n.s.	n.s.

*=p<=0,05; **=p<=0,01; ***=p<=0,001; n.s.=nicht signfikant;

□ = nicht bewertet aufgrund unzureichender statistischer Menge

Tab. 24 (1/5): Verortung der Standorte			
NR	FUNDORT	RECHTSW	HOCHW
D1	NSG "Closenbruch", Homburg	2598.73	5467.40
D2	südlich Peppenkum	2594.00	5445.64
D3	sö Peppenkum	2593.62	5445.37
D4	NSG "Wacholderberg"	2593.28	5444.64
D5	NSG "In den Lachen", Gersheim	2588.00	5448.00
D6	NSG "Geißenfels"	2549.22	5478.70
D7	Sommer-Berg, Bliesmengen	5480.99	2547.60
D8	Sommer-Berg, Bliesmengen	2581.20	5447.70
D9	Menningen	2548.80	5475.82
D10	Zollbahnhof Homburg	2594.44	5465.22
D11	NSG "Letschenfeld", Gräfinthal	2581.90	5447.45
D12	NSG "Letschenfeld"	2581.90	5447.45
D13	zw. Gräfinthal und Ormesheim	2582.00	5447.96
D14	NSG "Himmsklamm"	2589.74	5444.48
F15	Hammelsberg, Perl	2527.00	5481.00
F16	Montenach, Lothringen	2527.00	5476.00
D17	NSG "Kalbenberg"	2589.00	5452.46
D18	Steinbruch, Pferdemosel	2527.00	5485.00
F19	Schäfersmühle, Bickenalb	2593.62	5442.88
F20	Guiderkirch, Lothringen	2593.14	5441.52
F21	"Reservée P.Haffner"; Montenach	2527.00	5476.00
F22	Hänge bei Montenach, Lothringen	2528.00	5476.00
D23	Schäfersberg, n. Gräfinthal	2581.58	5448.30
D24	zw. Auersmacher u. Rilchingen	2576.56	5445.08
D25	KHR, oberhalb Bühne Gräfinthal	2581.58	5448.10
D26	zw. Bliesmengen u. Habkirchen	2581.78	5445.62
D27	KHR östl. Breitfurt	2592.70	5451.50
D28	w. Böckweiler	2593.50	5450.76
D29	nw.Böckweiler	2593.60	5451.12
D30	"Wolfsgalgen", sw. Medelsheim	2591.70	5445.42
D31	"Homerech", w. Niedergailbach	2586.90	5444.40
D32	sw. Reinheim	2585.14	5444.84
D33	"Matzenloch", sö. Gersheim	2589.40	5445.52
D34	sö. Wittersheim	2585.04	5449.90
D35	n. Wittersheim	2584.46	5451.08
D36	zw. Wittersheim u. Ormesheim	2584.36	5450.81
D37	n. Pappelhof	2590.10	5455.96
D38	"Langes Tal", Alschbach	2587.68	5455.70
D39	"Zwiebelberg", Walsheim	2589.08	5446.92
D40	"Langes Tal", Alschbach	2587.20	5454.99
D41	östlich Böckweiler	2595.20	5450.88
D42	"Auf der Burg", Riesweiler	2595.52	5444.94
D43	"Schloßhübel", Utweiler	2594.78	5442.99
F44	sö. Utweiler	2595.16	5443.52
D45	bei Riesweiler	2595.49	5445.18
D46	bei Seelbach	2586.78	5455.34
D47	Fechingen, Schwimmbad	2578.30	5451.22
D48	sö. Habkirchen	2584.00	5443.00
D49	sö. Walsheim	2590.36	5446.00

Tab. 24 (2/5): Verortung der Standorte			
NR	FUNDORT	RECHTSW	HOCHW
D50	nö. Rubenheim	2587.00	5450.00
D51	östl. Hetschermühle	2546.78	5471.48
D52	NSG "Gauberg"	2547.15	5470.68
D53	nw. Wecklingen	2589.14	5453.78
D54	NSG "Badstube"	2594.60	5454.32
D55	NSG "Badstube"	2594.70	5454.22
D56	bei Ormesheim	2581.18	5451.26
D57	NSG "Großbirkel"	2595.48	5446.68
D58	Peppenkum	2594.14	5445.92
D59	nö. Peppenkum	2594.98	5446.47
D60	s. Altheim	2596.52	5449.14
D61	östl. Altheim	2596.82	5449.34
D62	sö. Altheim, im Rußtal	2596.84	5448.62
D63	"Hungerberg", sö. Altheim	2596.28	5448.70
D64	"Heiliger Berg", östl. Altheim	2596.52	5449.14
D65	"Welsch-Berg", nö. Böckweiler	2595.82	5451.40
D66	"Kuckucksberg", nö. Altheim	2596.66	5449.80
D67	"Heidenhübel", nö. Altheim	2596.92	5450.70
D68	"Billenberg", südl. Altheim	2595.92	5447.34
D69	zw. Riesweiler u. Altheim	2595.62	5447.28
D70	"Kuckucksberg", östl. Altheim	2596.60	5449.50
D71	NSG "Guldenfeld"	2583.62	5445.68
D72	NSG "Badstube"	2594.54	5454.36
D73	"Wolferskopf"	2551.00	5476.00
D74	"Auf der Lohe", Gersheim	2586.66	5446.30
D75	"Kalksteinbruch Hemmersdorf"	2545.12	5467.50
D76	NSG "Kalbenberg"	2589.32	5452.44
D77	NSG "Kalbenberg"	2589.43	5452.62
D78	NSG "Kalbenberg"	2589.38	5452.40
D79	"Hohe Berg", Merzig	2547.21	5476.52
D80	"Hohe Berg", Merzig	2547.32	5476.65
D81	NSG "Nackberg"	2542.98	5477.93
D82	NSG "Nackberg"	2543.56	5477.49
D83	NSG "Nackberg"	2543.52	5477.45
D84	Reinheim, nördl. "Rebenklamm"	2585.28	5446.64
D85	"Rußtal", Altheim	2596.88	5448.72
D86	"Harnickel", Rubenheim	2588.01	5450.56
D87	NSG "Birzberg"	2576.98	5450.90
D88	"Fischerberg, Wolferskopf"	2549.84	5473.62
D89	"Fischerberg, Wolferskopf"	2549.82	5473.78
D90	"Wolferskopf"	2549.78	5473.77
D91	"Wolferskopf"	2550.26	5473.86
D92	"Wolferskopf"	2551.25	5475.82
D93	"Wolferskopf"	2551.33	5476.11
D94	"Wolferskopf"	2551.22	5475.36
D95	"Wolferskopf"	2550.08	5474.73
D96	"Wolferskopf"	2550.42	5474.73
D97	"Wolferskopf"	2550.72	5475.58
D98	"Wolferskopf"	2551.35	5475.36

Tab. 24 (3/5): Verortung der Standorte			
NR	FUNDORT	RECHTSW	HOCHW
D99	"Wolferskopf"	2551.68	5476.62
D100	"Wolferskopf"	2551.50	5476.41
D101	"Wolferskopf"	2551.48	5476.33
D102	"Wolferskopf"	2551.41	5476.20
D103	"Hellwies"	2554.00	5477.00
D104	Schmelz, Galgenberg	2561.00	5478.00
D105	Kohlhof bei Limbach	2591.62	5465.70
D106	Lautzkirchen	2591.20	5457.64
D107	Rammelfangen	2544.00	5466.00
D108	Gebberg bei Fechingen	2579.00	5451.78
D109	St. Arnualer Wiesen	2574.68	5453.58
D110	"Theispeter"	2552.00	5459.00
D111	Lisdorf	2554.00	5462.00
D112	Limbach	2592.14	5463.50
D113	Ensdorf	2557.00	5462.00
D114	Ensdorf	2558.00	5463.00
F115	Rémelfang (Lothringen)	2535.00	5449.00
F116	zw. Elblange und Ottonville	2536.00	5453.00
F117	Klang, Lothringen	2527.00	5464.00
F118	Klang, Lothringen	2528.00	5464.00
D119	Auf Bellem, Lautzkirchen	2590.70	5459.00
D120	Kirrberg	2599.00	5461.00
D121	Kirrberg	2600.00	5461.00
F122	Ht. Vigneulles, Lothringen	2541.00	5440.00
D123	Lautzkirchen	2591.70	5458.38
D124	Hemmersdorf	2544.00	5468.00
F125	Hang zur Saar, Lothringen	2584.00	5435.00
F126	zw. Zetting u. Wiesviller	2583.00	5439.00
D127	zw. Ensheim u. Ormesheim	2581.22	5452.00
D128	NSG "Zwischen den Lachen"	2587.80	5447.80
D129	zw. Altheim u. Hornbach	2597.11	5449.28
F130	bei Guiderkirch, Lothringen	2593.30	5443.58
D131	Pfaffenwinkel, Gersheim	2586.00	5447.00
D132	NSG "Limbacher Sanddüne"	2593.52	5463.70
D133	NSG "Limbacher Sanddüne"	2593.46	5463.74
D134	Zollbahnhof, Homburg	2595.80	5465.50
D135	SLS-Fraulautern	2556.00	5465.00
F136	Vehring, Lothringen	2538.00	5456.00
F137	Vehring, Lothringen	2539.00	5456.00
D138	Saarfels	2548.42	5473.70
D139	Ormesheim, Hang zum Saarbach	2582.00	5451.58
D140	"Wolferskopf"	2551.41	5476.20
D141	Altheim	2597.10	5449.28
D142	Brenschelbach	2597.02	5447.02
D143	Bechhofen	2601.34	5469.51
D144	Closenbruch, Homburg	2598.42	5476.24
D145	Closenbruch, Homburg	2599.00	5467.62
D146	zw. Altheim und Böckweiler	2595.18	5449.40
D147	zw. Breitfurt u. Freishauserhof	2591.88	5452.98

Tab. 24 (4/5): Verortung der Standorte			
NR	FUNDORT	RECHTSW	HOCHW
D148	zw. Breitfurt u. Freishauserhof	2592.00	5453.00
D149	Gersheim	2589.74	5445.59
D150	Gersheimer Fischweiher	2590.08	5445.56
D151	Ihn, bei Niedaltdorf	2544.00	5464.00
D152	Bexbach	2592.95	5468.72
D153	Königsbruch, Homburg	2599.78	5470.10
D154	bei Homburg	2600.32	5469.60
D155	bei Wittersheim	2585.48	5450.28
D156	zw. Wittersheim u. Ormesheim	2583.99	5450.69
F157	Villers Stoncourt, Mt.St. Pierre	2532.00	5435.00
F158	bei Puzieux, nw Delme	2527.00	5419.00
F159	Prévocourt, n. Delme	2531.00	5421.00
F160	Arry, n. Pont-à-Mousson	2505.00	5428.00
F161	Rozerieulles bei Metz	2504.00	5441.00
F162	Lessy bei Metz	2508.00	5443.00
F163	Arnaville	2502.00	5431.00
F164	Arnaville	2502.00	5431.00
F165	Arnaville	2502.00	5431.00
F166	Arnaville	2503.00	5431.00
F167	"Stromberg" bei Schengen	2525.00	5479.00
F168	"Stromberg" bei Schengen	2525.00	5479.00
F169	"Hammelsberg"	2527.00	5481.00
F170	Obergailbach	2590.00	5443.00
F171	Obergailbach	2591.00	5444.00
F172	Obergailbach	2590.00	5442.00
D173	Neualtheim	2594.20	5448.54
D174	Gersheim, Steinbruch	2588.00	5448.00
D175	zw. Gräfinthal u. Ormesheim	2582.00	5447.96
D176	Himmsklamm	2589.74	5444.48
D177	zw. Ausersmacher u. Rilchingen	2576.60	5444.99
D178	sw. Reinheim	2585.14	5444.84
D179	zw. Wittersheim u. Ormesheim	2584.36	5450.81
D180	n. Pappelhof	2590.10	5456.02
D181	östlich Böckweiler	2595.20	5450.88
D182	"Auf der Burg", Riesweiler	2595.52	5444.94
D183	"Schloßhübel", Utweiler	2594.78	5442.99
D184	"Auf der Lohe", Gersheim	2587.11	5445.80
D185	"Kalksteinbruch Hemmersdorf"	2545.00	5467.00
D186	"NSG Birzberg"	2576.98	5450.90
D187	"NSG Birzberg"	2576.88	5450.20
D188	Rammelfangen	2544.00	5466.00
D189	Altheim	2597.10	5449.28
F190	Villers Stoncourt, Mt.St.Pierre	2532.00	5434.00
F191	Rozerieulles, Metz	2505.00	5441.00
F192	Lessy, Metz	2508.00	5443.00
D193	Geißenfels	2549.22	5478.70
D194	Menningen	2548.80	5475.80
D195	SLS-Fraulautern	2556.00	5465.00
F196	Arry, Lothringen	2504.00	5428.00
D197	bei Altheim	2597.10	5449.65
D198	bei Neualtheim	2594.00	5449.00

Tab. 9: Vegetationstabelle

Nr. in der Tabelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	17	12	13	14	15	16	17	18	19	20	22	21	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32
Aufnahme Nummer	61	4	70	62	60	63	55	54	58	57	84	141	74	142	37	71	128	36	33	87	53	28	143	40	47	64	77	48	56	39	5
Datum	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	2	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92
Fläche [m²]	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Mittlerer Stickstoffwert	2,3	2,4	2,2	2,3	2,6	2,9	2,4	2,4	2,2	2,8	2,8	2,4	2,4	2,8	2,7	2,3	2,8	2,5	3,3	2,8	3,1	2,8	2,8	2,7	3,8	2,5	2,9	3,7	3,3	3,2	3
Mittlerer Reaktionswert	7,2	7,1	7,2	7,3	7,3	7	7,1	7,3	6,9	7,1	7	7,1	7,2	7	7,1	6,8	7,5	6,8	7	7,1	7,5	7,4	7,1	7,2	7,2	6,9	7,2	7,6	7,1	7,7	7,3
Mittlerer Feuchtewert	3,3	3,4	3,5	3,6	3,7	3,9	3,4	3,7	3,6	4	3,9	3,8	3,7	3,9	4,1	3,7	3,7	3,5	3,9	3,7	3,4	3,6	3,7	3,7	4,3	3,9	3,6	4,1	4,1	3,8	4
Mittlerer Lichtwert	7,2	7,5	7,6	7,6	7,7	7,5	7,6	7,9	7,6	7,5	7,3	7,5	7,5	7,7	7,4	7,4	7,6	7,4	7,3	7,4	7,5	7,4	7,3	7,4	7,2	7,2	7,3	7,4	7,3	7,3	7,3
Mittlerer Temperaturwert	5,6	5,7	5,9	5,9	5,9	5,3	5,3	5,9	5,7	5,6	5	5,4	5	5,3	5,2	5,1	5,4	4,8	5,7	5,3	5,1	5	5,6	5	5,1	5,7	5,4	5,6	5,3	5,5	5,5
Arten der Gamanderreichen Trespenrasen																															
Pulsatilla vulgaris	3	3								+																	+				
Teucrium chamaedrys	2a	1	3																												
Ausbildung mit Frühlings-Fingerkraut und Zartem Lein																															
Potentilla neumanniana +	2b	1	2a	2a	2a	2a	2b	2b	+																	1					
Linum tenuifolium			+	2a	+	+																									
Saumarten																															
Achillea millefolium		+			r	r				+									+		1	+			+			+	+		
Scabiosa columbaria +										+	+		1			+	+	+	+	+	+	+	+		+			1		1	+
Agrimonia eupatoria		+				+				+	+	1	+		+	+	2a		2b	+			+	+		+	1				+
Cirsium acaule						+	r	+		+		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	1			1	+			+
Brachypodium pinnatum	+																				1	3	2b	2a	2b	2a	5	3	4	3	2a
Arten von Glatthaferbrachen und Säumen																															
Arrhenatherum elatius																									+			2a	+	2	
Origanum vulgare																												1			+
Inula conyza																															+
Viola hirta																													+		
Arten der Kalk-Halbtrockenrasen (V.-Char. Mesobromion)																															
Ophrys holoserica							+	1							+		+											+			
Anacamptis pyramidalis																	+					+									
Himantoglossum hircinum																														+	
Ranunculus bulbosus							+		+		+		+						1	+	+									1	
Onobrychis viciifolia										+							+		1	+			+								
Orchis militaris	+				+		+	+	+				+							+		+				+			1	+
Carlina vulgaris	+			+		+														+						+					+
Medicago lupulina											+						+		+		+				+		1		1		
Ononis repens			+		1	+	2a	1	+	+	2a	+	1		+	2a	2a	+		+							+		+	+	+
Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen (K.-Char. Festuco-Brometea, O-Char. Brometalia)																															
Primula veris										+	+		+				+					+		+				+	+	
Bromus erectus	2a	1	2b	2a	2b	3	+		1	2a	2b	1	3	2a	2b	3	3	3	2a	2b	4	2b	2a	+	2b	2a	+	2a	1		3
Carex caryophyllea				+		+	+	3									+	+		+	2a			+							
Helianthemum nummularium agg.		2b																													
Hippocrepis comosa	1	+		+	1		1		1	1										1		+	+				1				+
Anthyllis vulneraria	+					+	+	+	1	+	1						+		2a		+			2b		+	+				
Koeleria pyramidata agg.			+			+			+						1	+		1		+	+	+				+					
Sanguisorba minor	2b	+	2a	+	2b	2a	2b	3	+	1	+	+	+	1	+	1	1	1	1	2a	+	+	+	2a	+	2b	+	2a	+	2a	1
Euphorbia cyparissias	+	+	+	+	+	1	+	+	+			+		+			+			+	1	+	+	+	2b	+	+		+	1	+
Galium verum agg.	+		+	+		+									+								+			+		+	+		
Salvia pratensis																	2a	2a	3		2a		+		2a			1	1	1	+
Centaurea scabiosa	+			+			2a											+			1			2a		+	1				
Trifolium montanum													+				+					+		3						+	
Campanula glomerata															+									+					+		
Pimpinella saxifraga	+			+																											
Poa pratensis ssp. angustifolia																					1		2a								
Allium oleraceum																												+			
Wechselfeuchtezeiger																															
Carex flacca	1			+	+	+				+	+	2a	+	+	+	+			+	1		+	+	2a	+	+	+	+	2a	1	2a
Silaum silaus																												1			
Inula salicina													+															+			
Genista tinctoria																															+
sonstige Arten des Grünlandes																															
Festuca ovina	1	+			2a	+	+		+	1	1	+	+	+	+	+			+	+	+	1	1	+	+	+	+	+		+	
Dactylis glomerata										+									+	+								+			+
Thymus pulegioides ssp. pulegioides	1	1		1	2a	2a	4			+					1	1	1			+				+	+	1					
Hieracium pilosella		1	2a	+	+		2a	3	1	+	+				+	1	2a							+							
Lotus corniculatus		+			+	+	+		+		+	1	2a			1	+	+	+	+	+		+	1	+	+		+	+	1	+
Briza media			+	+	2a	2a		1	+	1	1	+	1	2b	1	2b	+	+	2b	2b		+			+	+		1	+		+
Plantago media		+	+		+	+				+						+	+	+		+		1	+		+			+	+		+
Leontodon hispidus					+	+	2a	1							+					+					+				+		
Centaurea jacea agg.												+													+			+	+		
Coeloglossum viride																+															
Polygala vulgaris			+	1		+	+	1	+	+	1		2a		2a	1	1	+	+	+			+			1					+
Gymnadenia conopsea						1				+					2b		1														+
Rhinanthus minor										+					2		+		+					+	+				+		+
Trifolium pratense											1				+	+									+			+	+		
Poa pratensis agg.														+				+	+						+					+	
Colchicum autumnale																									+			+	+		
Plantago lanceolata							+												+												
Festuca rubra										1														+							
Linum catharticum						+	+				+		+		+	+	+			3	+	+		+	+						
Platanthera chlorantha											+															+					
Leucanthemum vulgare agg.											+			+		+		+	+		+	+	+	+	1			+			+
sonstige																															
Campanula rapunculus																									+						
Bupleurum falcatum																															
Prunus avium S																		+				+									
Acer campestre juv.																			+					+							
Crataegus monogyna agg. S																	+			+		+	+					+		+	+
Cornus sanguinea									+				+				+	+				+			+					+	
Prunus spinosa		+	+																												
Ligustrum vulgare									+	+																					
Orchis purpurea																+				+											
Listera ovata						1					+				+		+			+		+			+		+				
Orchis spec.																															
Campanula rotundifolia															+	+		+							+			+			
Poa annua																									+						
Rhinanthus alectorolophus																													+		
Mentha arvensis																									+						
Lathyrus tuberosus																												1			
Calystegia sepium																												+			
Senecio erucifolius																	+								+			+			
Daucus carota																												1			+
Plantago major ssp. major														+					+									+			
Rumex obtusifolius																									+						
Trisetum flavescens																									+						
Knautia arvensis																												+			
Avenochloa pubescens																															
Bellis perennis						+																									
Tragopogon pratensis +																															+
Galium mollugo ssp. album																					+										
Senecio jacobaea																	+											+			
Hypericum perforatum																			+						+						

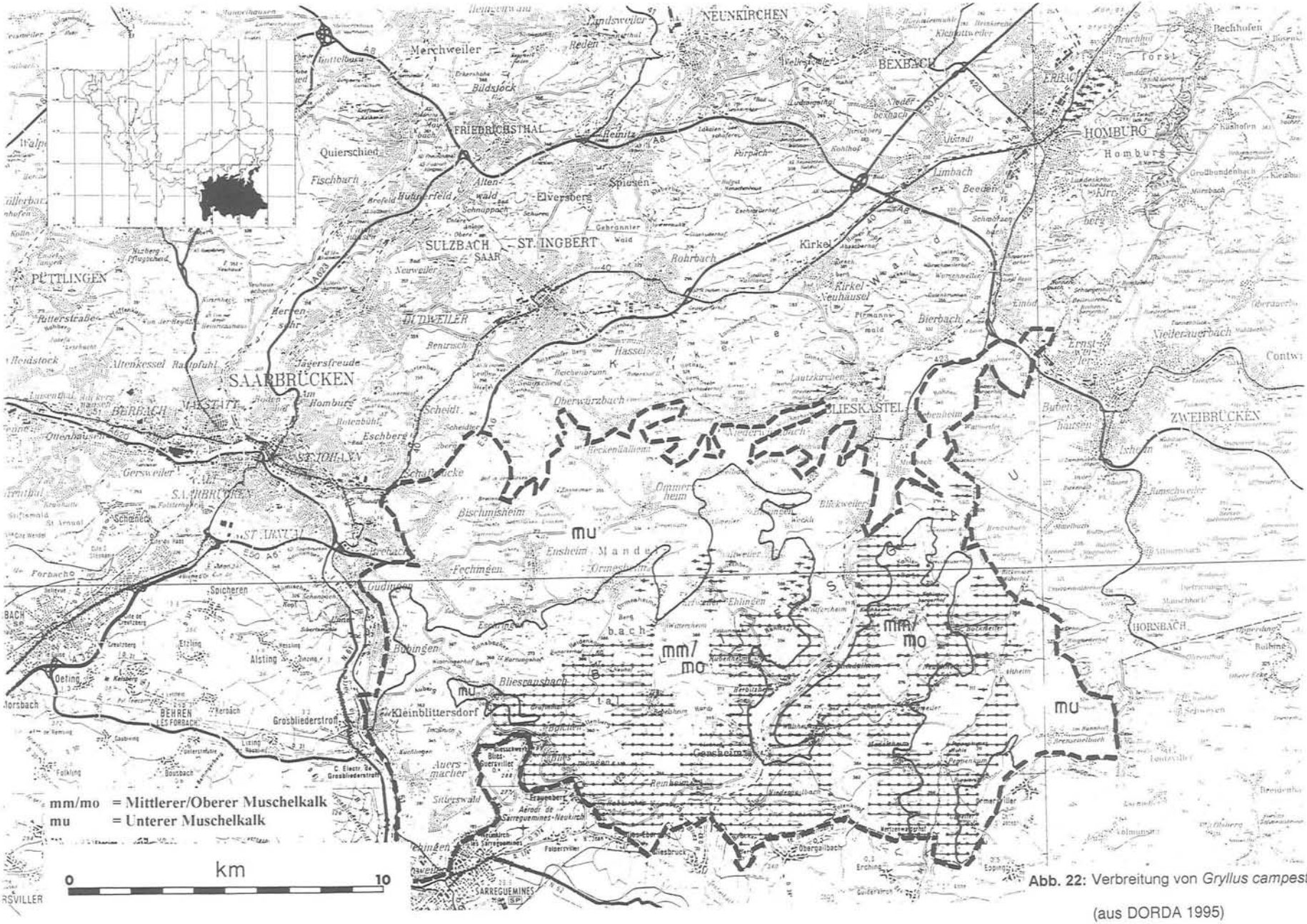


Abb. 22: Verbreitung von *Gryllus campestris*

(aus DORDA 1995)

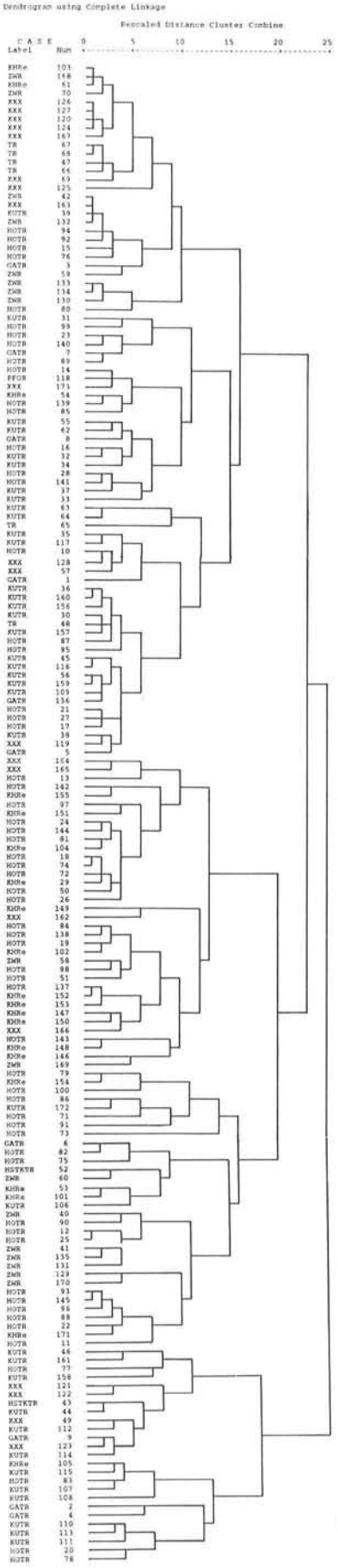


Abb 46: Clusteranalyse Kalkmagerrasen

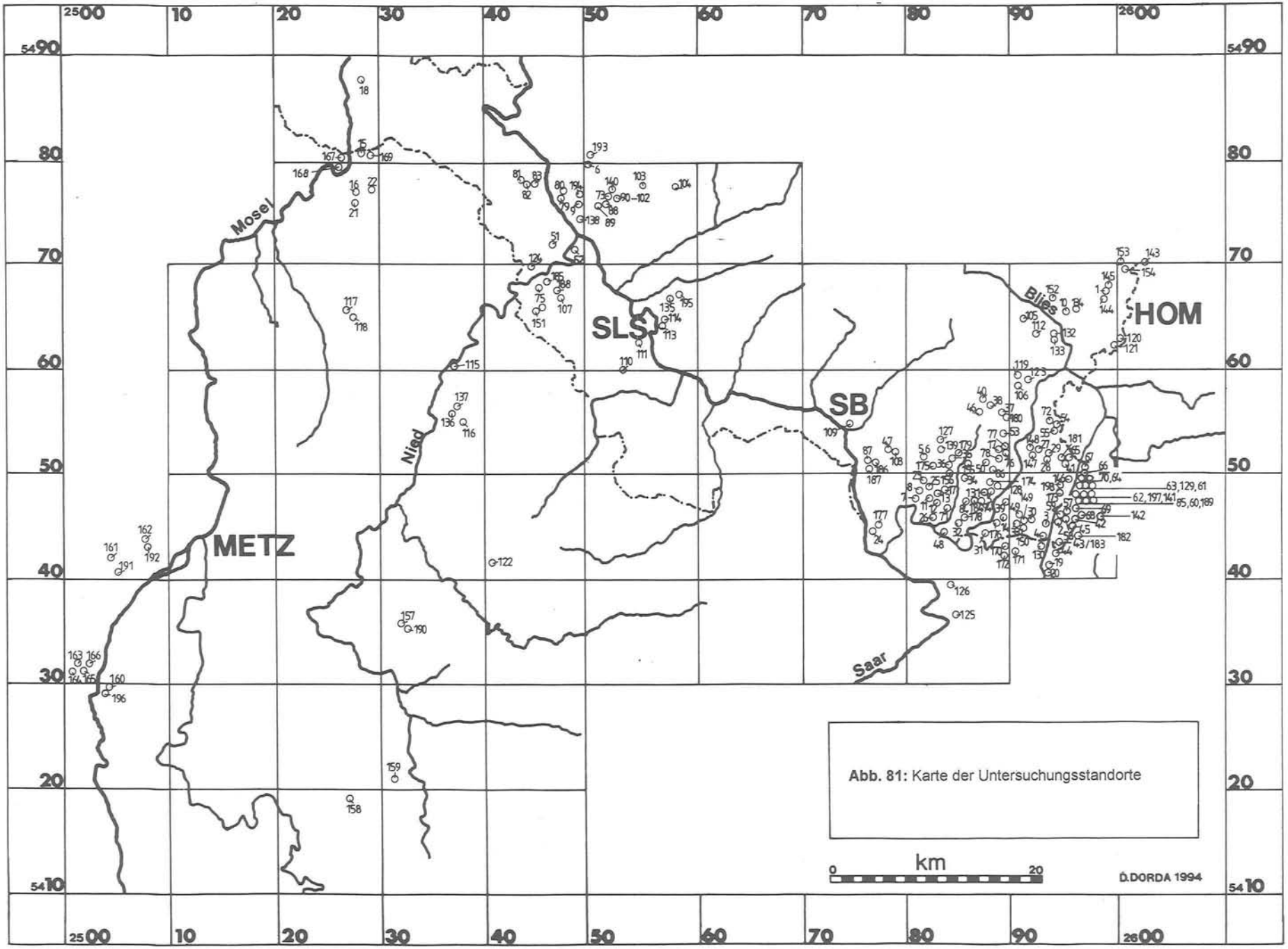


Abb. 81: Karte der Untersuchungsstandorte