

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem**



**Nicht bewirtschaftete Areale
in der Agrarlandschaft
– ihre Funktionen und ihre Interaktionen
mit landnutzungsorientierten Ökosystemen**

**Uncultivated areas in rural landscapes –
ecological functions and interactions with agroecosystems**

Gesellschaft für Ökologie
Tagung des Arbeitskreises „Agrarökologie“
5. September 1998
Ulm

zusammengestellt von

PD Dr. Wolfgang Büchs

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland,
Braunschweig

Heft 368

Berlin 1999

Parey Buchverlag Berlin
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA)

Präsident: Professor Dr. Fred Klingauf, Messeweg 11/12, D-38104 Braunschweig

Die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA), deren Entstehung auf die 1898 gegründete Biologische Abteilung am Kaiserlichen Gesundheitsamt in Berlin zurückgeht, ist eine selbständige Bundesoberbehörde und Bundesforschungsanstalt im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Ihre Aufgaben sind im Pflanzenschutz-, Gentechnik- und Bundesseuchengesetz festgelegt und umfassen u. a.:

- Forschungen auf dem Gesamtgebiet des Pflanzen- und Vorratsschutzes,
- Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln,
- Eintragung und Prüfung von Pflanzenschutzgeräten,
- Mitwirkung bei der Genehmigung zur Freisetzung und dem Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen einschließlich Forschung zur biologischen Sicherheit,
- Beteiligung bei der Bewertung von Umweltchemikalien nach dem Chemikalienrecht.

Die Forschungsarbeiten der BBA schaffen Grundlagen für Entscheidungshilfen zur Ernährungs-, Land- und Forstwirtschaftspolitik sowie zur Verbraucherpolitik. Über 900 Mitarbeiter, davon 300 Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, sind bei der BBA beschäftigt.

The Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry (BBA)

President: Professor Dr. Fred Klingauf, Messeweg 11/12, D-38104 Braunschweig

The Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry (BBA), which originates from the Biological Division at the Empirical Health Office, founded in Berlin in 1898, is a federal authority in its own right and federal research centre in the jurisdiction of the Federal Ministry of Food, Agriculture and Forestry (BML). Its tasks are mainly defined by the Plant Protection Act as well as the Genetechnology Act and include among others:

- research in the whole field of plant protection and stored products protection,
- examination and authorization of plant protection products,
- registration and examination of plant protection equipment,
- participation in authorizing genetically modified organisms deliberately released and issued, including investigations on biosafety,
- cooperation in assessing chemicals of environmental relevance according to the Chemicals Act.

The research work of the BBA is providing decisional foundations not only in the political field of food, agriculture and forestry but also for consumer policy. There are more than 900 employees, including 300 scientists, who work at the BBA.

Anschrift für Tauschsendungen:

Please address **exchanges** to:

Adressez **échanges**, s'il vous plaît:

Para el **canje** dirigirse por favor a:

Bibliothek der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Königin-Luise-Straße 19, D-14195 Berlin (Dahlem)

Postanschrift: 14191 Berlin

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem**



**Nicht bewirtschaftete Areale
in der Agrarlandschaft
– ihre Funktionen und ihre Interaktionen
mit landnutzungsorientierten Ökosystemen**

**Uncultivated areas in rural landscapes –
ecological functions and interactions with agroecosystems**

Gesellschaft für Ökologie
Tagung des Arbeitskreises „Agrarökologie“
5. September 1998
Ulm

zusammengestellt von

PD Dr. Wolfgang Büchs

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland,
Braunschweig

Heft 368

Berlin 1999

*Herausgegeben von der
Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
Berlin-Dahlem*

Parey Buchverlag Berlin
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3252-0

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Büchs, Wolfgang:

Nicht bewirtschaftete Areale in der Agrarlandschaft: ihre Funktionen und ihre Interaktionen mit landnutzungsorientierten Ökosystemen; Tagung des Arbeitskreises „Agrarökologie“, 5. September 1998, Ulm = Uncultivated areas in rural landscapes / Gesellschaft für Ökologie. Zsgest. von Wolfgang Büchs. Hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem. – Berlin: Parey, [in Komm.], 2000.

(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H. 368)

ISBN 3-8263-3252-0

© Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf photomechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der Fassung vom 24. Juni 1985 zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

1999 Kommissionsverlag Parey Buchverlag Berlin, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin. Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin.

Vorwort

Der vorliegende Band enthält eine Zusammenstellung von Vorträgen, die auf der Tagung des Arbeitskreises "Agrarökologie" der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) am 6. September 1998 in Ulm präsentiert wurden.

Das Arbeitskreistreffen fand unter dem Schwerpunktthema statt:

“Nicht bewirtschaftete Areale in der Agrarlandschaft – ihre Funktionen und ihre Interaktionen mit landnutzungsorientierten Ökosystemen”

In diesem Zusammenhang wurden unter "unbewirtschafteten" Flächen in der Agrarlandschaft Areale verstanden, auf denen keine landwirtschaftliche Produktion i.e.S. stattfindet. Dies sind in erster Linie Feldraine, Hecken, Brachflächen, Feldgehölze, Waldränder sowie (Klein-) Gewässer und deren Uferbereiche. In die Betrachtung wurden jedoch auch Flächen eingeschlossen werden, die nur vorübergehend aus der Produktion genommen (z.B. Rotationsbrachen) werden.

Die genannten Flächen unterliegen zahlreichen Einflüssen, die von den bewirtschafteten Arealen ausgehen (z.B. Eintrag von Pflanzenschutz- und Düngemitteln). Auf der anderen Seite wirken Sie ihrerseits auf die Produktionsflächen zurück (z.B. durch saisonale Einwanderung von Pflanzen und insbesondere von Tieren). Das Ziel des Arbeitskreistreffens war es, diese vielfältigen Wechselbeziehungen und ihre Relevanz für ökosystemare Prozesse sowie die originären Funktionen unbewirtschafteter Areale zu analysieren, zu diskutieren und zu bewerten, insbesondere im Hinblick auf ihre Einordnung und Umsetzbarkeit als "ökologische Leistungen der Landwirtschaft" vor dem Hintergrund der nationalen Umsetzung neuer EU-Regularien (z.B. AGENDA 2000).

Einen aktuellen Hintergrund für das gewählte Rahmenthema bildet die Frage der Umsetzung der Richtlinie 91/414/EWG in nationales Recht in Zusammenhang mit Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Biozönosen von Nichtzielflächen. Hierunter versteht man die an landwirtschaftlich, gartenbaulich oder forstlich genutzten Flächen angrenzenden nicht bewirtschafteten, naturnahen oder natürlichen Flächen, zu denen auch die im Rahmen dieser Arbeitskreistagung behandelten Areale gehören. Je nach Abdriftverhalten kann auch bei sachgerechter Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf den bewirtschafteten Flächen nicht mit letzter Sicherheit ausgeschlossen werden, dass Nichtzielflächen und die darin lebenden Zoo- und Phytozönosen in Mitleidenschaft gezogen werden. Bei der Frage der Risikobewertung und der Einleitung von Risikominimierungsmaßnahmen sind Kriterien wie Abdrifteckwerte, Breite der Nichtzielfläche, Anteil an Kleinstrukturen in der Umgebung,

Schlaggröße in der Diskussion. Die Entwicklung diesbezüglicher Risikomanagementstrategien soll von einem Forschungsprogramm begleitet werden.

Zu dieser Diskussion kann das vorliegende Heft Hintergrundinformationen insbesondere zu den Funktionen und zur Bedeutung der im Rahmen der Pflanzenschutzmittelprüfung als „Nichtzielflächen“ bezeichneten unbewirtschafteten Areale in der Agrarlandschaft liefern.

Wolfgang Büchs

Nicht bewirtschaftete Areale in der Agrarlandschaft – ihre Funktionen und ihre Interaktionen mit landnutzungsorientierten Ökosystemen

Inhalt

	Seite
W. Büchs, A. Harenberg, S. Prescher, G. Weber, F. Hattwig Entwicklung von Evertebratenzönosen bei verschiedenen Formen der Flächenstillegung und Extensivierung	9
J. Weickel Ökologische Ausgleichsflächen im integriert-kontrollierten und ökologischen Anbau in Rheinland-Pfalz – Umsetzung und Akzeptanz	39
G. Eysel Ökologischer Landbau – Grundlage eines flächendeckenden Naturschutzes	47
L. Pfiffner, H. Luka Faunistische Erfolgskontrolle von unterschiedlichen Anbausystemen und naturnahen Flächen im Feldbau – Bedeutung des ökologischen Landbaues	57
A. Kobel-Lamparski, F. Lamparski, C. Gack, F. Staub Erhöhung der Biodiversität in Rebgebieten des Kaiserstuhls durch die Verzahnung von Rebflächen und Rebböschungen	69
A. Kobel-Lamparski, F. Lamparski Brachland und Rebflächen in der Terrassenlandschaft des Kaiserstuhls – eine Realisierung des Integrationsmodells	79
M. Brandt, H. Wildhagen Verwertung von Grünguthäcksel aus Pflegemaßnahmen von Feldrainen, Hecken und Feldgehölzen auf Ackerflächen als Beitrag zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag in benachbarte Lebensräume	91
A. Bischoff Auswirkungen von dauerhaften und kurzzeitigen Flächenstillegungen auf die Vegetationsdynamik N-belasteter Standorte	103

	Seite
M. Glemnitz, A. Wurbs Zusammenhänge zwischen Nährstoffgehalten im Boden und der Vegetationsentwicklung auf alten und jungen Ackerbrachen	117
M. Manthey Vegetationsentwicklung auf Ackerbrachen unterschiedlicher Standorte in Nordostdeutschland	127
J. Milbradt Ökologische Bilanzierung von Heckenversetzungen im Fränkischen Jura (Nordbayern) – Bilanz nach mehrjähriger Beobachtung	139
K. Vowinkel Carabiden von unterschiedlich intensiv genutztem Grünland im Mittelgebirge des Harzes bzw. Harzvorlandes	149
H. Luka Die Laufkäferpopulationen (Coleoptera, Carabidae) von anthropogenen Inselökosystemen in der Agrarlandschaft (Beispiel: Wasserversorgungsanlagen)	159
M. Tobias, T. Romanowsky Zur Bedeutung von Amphibien in Agrarökosystemen	171
L. Simon, R. Thiele Artenschutzprojekt Feldhamster (<i>Cricetus cricetus</i>) in Rheinland-Pfalz – Anforderungen an die Agrarlandschaft und Programme des Vertragsnaturschutzes	183
P. Sprick Zur Nahrungsökologie der Großstrappe (<i>Otis tarda</i> L.) in brachedurchsetzten Agrarlandschaften Ostdeutschlands	189
Anschriften	207

Uncultivated areas in rural landscapes – ecological functions and interactions with agroecosystems

Contents

page

W. Büchs, A. Harenberg, S. Prescher, G. Weber, F. Hattwig Development of the invertebrate community in respect to different kinds of set-aside and levels of extensification	9
J. Weickel Habitat preservation programmes in the framework of the agroenviron- mental programme (FUL) in Rhineland-Palatinate – realisation and acceptance	39
G. Eysel Organic farming – basis for an integrated strategy of nature conservation	47
L. Pfiffner, H. Luka Effects of different farming systems and seminatural habitats on beneficial organisms – significance of organic farming	57
A. Kobel-Lamparski, F. Lamparski, C. Gack, F. Staub Increasing of biodiversity in the vine region of the Kaiserstuhl area as a result of the combination of vineyards and embankments	69
A. Kobel-Lamparski, F. Lamparski Untilled land and vineyards in the terrace cultivated Kaiserstuhl region – a realisation of the integration model in nature conservation	79
M. Brandt, H. Wildhagen Utilisation of shredded shrubs from pruning of ridges, hedges and bushes on arable land to avoid soil erosion and nutrient loss into adjoining biotopes	91
A. Bischoff The effect of long-term and one-year set-aside on the vegetation dynamics of nitrogen-loaded fields	103

	page
M. Glemnitz, A. Wurbs Interactions between soil nutrient contents and vegetation development on oldfields and young abandoned arable fields	117
M. Manthey Vegetation development on abandoned fields with different site conditions in North-Eastern Germany	127
J. Milbradt Balance-account of translocations of rural hedges in Northern Bavaria – a survey of several years	139
K. Vowinkel Carabid beetles of grassland areas of different management intensity in the Harz mountains and its foothills	149
H. Luka Carabid populations of anthropogenic ecosystem patches (e.g. water supply facilities) in the rural landscape	159
M. Tobias, T. Romanowsky On the importance of amphibians in agricultural ecosystems	171
L. Simon, R. Thiele Species conservation survey „European hamster (<i>Cricetus cricetus</i>)“ in Rheinland-Palatinate – demands for the cultivation of arable land and the programmes of special volunteer contracts with farmers	183
P. Sprick The food of the Great Bustard (<i>Otis tarda</i> L.) in agricultural environments in Eastern Germany	189
List of contributors	207

Entwicklung von Evertebratenzönosen bei verschiedenen Formen der Flächenstilllegung und Extensivierung*

Development of the invertebrate community in respect to different kinds of set-aside and levels of extensification

W. Büchs, A. Harenberg, S. Prescher, G. Weber, F. Hattwig †

Abstract

A concise survey of selected aspects out of a set of investigations on the effects of set-aside and extensification is presented. Basing on a short description of the actual political framework the patterns of abundance and/or activity density in correlation with the level of extensification including set-aside are demonstrated. A number of suitable indicators for extensification and/or intensive production could be identified among the invertebrate fauna of agroecosystems. Comparing longterm set-aside areas and arable fields it could be shown that on a sandy-loam soil flies with saprophagous larvae are the dominant trophic level in longterm set-aside and foliage crops, but not in winter rye. In arable crops however carnivorous and/or phytophagous flies were much more abundant than under set-aside conditions. Typical pest species (e.g. *Delia coarctata*, *D. floralis*) were the more frequent the more intensively the crop was managed. In set-aside areas much more species were recorded but pest species only with a few individuals. These principles could be observed as well for other pests (e.g. aphids, thrips, *Atomaria* spp.). Interactions between cultivated and uncultivated areas were evident for carnivorous bugs (Heteroptera). Especially predatory Nabidae hatch preferably in uncultivated land change to fields after being able to fly to feed on aphids and other prey. For spiders as well as for *Carabus*-species it could be shown that tillage following the set-aside period leads to a serious breakdown of populations of those beneficials which had recovered to a high level of population density during set-aside, and the species community immediately changes to a set dominated by pioneer species typical for heavily disturbed areas as intensively managed fields. This effect was much worse if spring crops were grown after set-aside, and it is assumed that positive effects of longterm set-aside (e.g. biodiversity, physiological fitness of non-targets) could be conserved if winter crops with a late tillage time or a reduced tillage were chosen after set-aside. A comparison of different types of rotational set-aside showed significant differences in providing suitable conditions for reproduction and/or physiological fitness of selected ground beetle species and spiders. Set-aside types consisting mainly in crucifers may boost Brassica Pod Midge. Finally there were strong hints from the Brachycera that even rotational set-aside generally leads to a higher biodiversity in the following crop (winter wheat), if a reduced tillage is applied.

1 Einleitung

Im Rahmen der EU-Agrarreform von 1992 mussten landwirtschaftliche Betriebe mit Ackerbau als Voraussetzung für den Erhalt von Zuwendungen ein Teil der beihilfefähigen Flächen stilllegen. Die Höhe dieses Anteils hängt von der jährlichen Gesamterntemenge beihilfefähiger Kulturen ab und ist daher variabel. Ausgehend von 20% mit Inkrafttreten der

* Zusammenfassung von drei Einzelbeiträgen zur Arbeitskreistagung

Agrarreform, sank die Stilllegungsverpflichtung im Jahr 1998 aufgrund stark verminderter Getreiderücklagen auf nur 5% der beihilfefähigen Flächen. Auf einem Teil davon wurden Nachwachsende Rohstoffe angebaut (1997: 112 000 ha von 820 000 ha Stilllegungsfläche), was (bei Vorlage eines Vertrages mit einem Verwerter) alternativ zur Stilllegung möglich ist. Mit erneuter Zunahme der Getreideüberschüsse ist die Stilllegungsverpflichtung seit der Anbauperiode 1998/99 wieder auf 10% angestiegen. Nach bisheriger Philosophie der EU-Kommission wird die Flächenstilllegung nicht aus ökologischen Gründen, sondern als "Marktordnungsinstrument" betrieben. Wie die vorstehend dargestellte Entwicklung zeigt, hat es sich als solches durchaus bewährt.

Die im Rahmen der EU-Agrarreform stillgelegten Flächen stellen natürlich nur einen kleinen Teil der nicht bewirtschafteten Areale in der Agrarlandschaft dar, zu denen z.B. auch Hecken, Feldraine, Gewässerrandstreifen, Feldgehölze u.v.a.m. gehören. Den Erhalt bzw. die Pflege dieser Flächen wie auch die Extensivierung der Agrarproduktion fördern spezielle Biotopsicherungs- bzw. Kulturlandschaftsprogramme der Länder (z.B. KULAP/Bayern, MEKA/Baden-Württemberg, FUL/Rheinland-Pfalz). Nachteil dieser Programme ist, dass sie nur einen relativ geringen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) erreichen und sich auf die infolge ungünstiger Standortbedingungen bereits benachteiligten Gebiete konzentrieren. Schliesslich werden diese Programme über die sog. "Flankierenden Massnahmen" finanziert, für die EU-weit jedoch nur ein Bruchteil (1997 4,4 Mrd. DM = ca. 6%) der Geldmittel zur Verfügung stehen, mit denen die übrigen Subventionstatbestände und Marktordnungsaufgaben (und damit der Grossteil der LN) finanziert werden.

1996/97 betragen in Deutschland bei Haupterwerbsbetrieben die Ausgleichszahlungen pro Hektar LN im Bundesdurchschnitt etwa 655.-DM/ha (von 470.-DM/ha in Niedersachsen bis 860.-DM/ha in Thüringen). Davon nahm die produktbezogene Subvention mit 384.-DM/ha noch immer fast 60% (von 43,0% in Baden-Württemberg bis zu 77,8% in Schleswig-Holstein) ein. Demgegenüber erreichten die Prämien für Flächenstilllegung mit 46,20 DM/ha LN (von 20.-DM/ha LN in Baden-Württemberg bis 109.-DM/ha LN in Sachsen-Anhalt) nur ein Niveau von etwa 7%, die Ausgaben für umweltgerechte Agrarerzeugung (s.o.) mit durchschnittlich 50,40 DM/ha LN, etwa 7,7%. Hier sind die Landesunterschiede noch grösser und zeigen ein deutliches Nord-Südgefälle: Während Baden-Württemberg mit 19,1% der unternehmensbezogenen Ausgleichszahlungen für Umweltgerechte Agrarerzeugung an der Spitze lag, gefolgt von Bayern mit 12,9%, wurden in Schleswig-Holstein nur 0,4%, in Nordrhein-Westfalen nur 1,3%, in Mecklenburg-Vorpommern nur 1,4% und in Niedersachsen nur 1,7% dafür ausgegeben.

Um die Bedeutung von Nichtzielflächen für die Agrarzoonosen und ihre Beziehung zu den bewirtschafteten Flächen darzustellen, wurden in mehreren Teilprojekten verschiedene Bracheformen (Rotations- und Dauerbrache) sowie unterschiedliche Fruchtfolgen und Bewirtschaftungssysteme untersucht. Die dargestellten Ergebnisse stammen aus

- Untersuchungen im Rahmen des IntEx-Projektes, in dem abgestuft extensiv bewirtschaftete Anbausysteme, die sich im wesentlichen bzgl. Fruchtfolge, Pflanzenschutz und Düngemittleinsatz unterscheiden, mit einer Dauerbrachfläche verglichen werden.

- Untersuchungen des Umbruchs von Dauerbrachflächen mit nachfolgendem Zuckerrübenanbau.
- Untersuchungen zu Auswirkungen verschiedener Rotationsbrachetypen auf die Fauna während der Stilllegung und in der Folgekultur Winterweizen.

Der vorliegende Beitrag enthält ausgewählte Ergebnisse, die von der Arbeitsgruppe in den einzelnen Teilprojekten erarbeitet wurden. Zur eingehenderen Information wird auf folgende Arbeiten verwiesen, die weitere Ergebnisse aus den genannten Teilprojekten enthalten: BÜCHS (1993, 1994a-e), HATTWIG (1996), HATTWIG & BÜCHS (1996), WEIß, HARENBERG & BÜCHS (1996), BÜCHS, HARENBERG & ZIMMERMANN (1997), HARENBERG (1997), PRESCHER & BÜCHS (1997), WEIß & BÜCHS (1997), WEIß, BÜCHS & HARENBERG (1997), BÜCHS (1998), PRESCHER & BÜCHS (1997, 1998, 1999), WEBER & BÜCHS (1999).

2 Methodik

IntEx-Projekt: Die wesentlichen Merkmale der verschiedenen Anbausysteme sind in groben Zügen in Tab. 1 dargestellt (I = ordnungsgemäß; II = integriert; III = reduziert; IV = extensiv; V = Dauerbrache). Nähere Informationen zur Bestandesführung sowie zu den Standortbedingungen (bodenkundliche Parameter, Witterung etc.) können WILDENHAYN & GEROWITT (1997) und TEIWES (1997) entnommen werden. Zur Erfassung der hier behandelten Arthropodentaxa wurden in den Teilflächen der verschiedenen Anbausysteme vier (April bis Oktober 1992), sechs (Dauerbrache) bzw. acht Eklektoren sowie jeweils die gleiche Anzahl an Bodenfallen installiert (Tab.1).

Bracheumbruch: Nach dem Umbruch Ende September 1994 wurde die o.g. Dauerbrachfläche (V) in die Fruchtfolge (Zuckerrübe, Winterweizen, Winterroggen) eingegliedert, mit der die der Brache benachbarten Schläge während der gesamten Stilllegungsphase bewirtschaftet worden waren. Demzufolge wurden im Jahr nach dem Umbruch (1995) auf allen drei Flächen Zuckerrüben angebaut. Um die Auswirkungen des Bracheumbruchs auf die Zoozönose bewerten zu können, wurden 1995 die o.g. benachbarten Flächen in die Untersuchungen mit einbezogen. Die drei Flächen wurden von April bis September mit jeweils acht Bodenphotoektoren und je acht freistehenden Bodenfallen beprobt.

Rotationsbrache: Auf einer ca. 7 ha grossen Versuchsfläche bei Wendhausen nordöstlich von Braunschweig mit einheitlicher Vorfrucht Winterraps wurden 8 verschiedene Rotationsbrachetypen (7 Ansaaten, 1 Selbstbegrünung) in Parzellen von 36m x 50m in dreifacher Wiederholung angelegt. Bei der Auswahl der Saatgutmischungen wurde auf eine möglichst unterschiedliche Intensität und Länge des Blühaspektes geachtet:

1) Tübinger Mischung: *Phacelia tanacetifolia*, *Sinapis a. alba*, *Fagopyrum esculentum*, *Coriandrum sativum*, *Calendula officinalis*, *Nigella spec.*, *Raphanus sativus oleiferus*, *Centaurea cyanus*, *Malva sylvestris*, *Borago officinalis*, *Anathum graveolens*, *Helianthus annuus* im Verhältnis 40/25/7/6/5/5/3/3/2/2/1/1%

2) Raiffeisen-Bienenweide: *Phacelia tanacetifolia*, *Fagopyrum esculentum*, *Helianthus annuus*, *Malva sylvestris* (50/25/20/5%).

- 3) *Phacelia tanacetifolia*, *Trifolium alexandrinum* (60/40%)
- 4) *Trifolium incarnatum*, *Sinapis a. alba* (83/17%)
- 5) *Raphanus sativus oleiferus*
- 6) *Lupinus perenne*, *Vicia sativa* (40/60%)
- 7) *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Trifolium repens* (65/25/10%)
- 8) Selbstbegrünung mit überwiegend *Alopecurus myosuroides*, *Stellaria media*, *Matricaria chamomilla*, *Myosotis arvensis* u.a.

Tab. 1: Fangzeiträume und Basisinformationen zur Bestandesführung in den einzelnen Anbausystemen und Kulturen (Bestandesführung: M. Wildenhayn, schriftl. Mitt.)

Kultur	Fangzeitraum	Insektizide	Fungizide	Wachstumsregl.	Herbizide	N-Düngung kg/ha	Pfl./m ²
Winterroggen	20.3.92.- 21.7.92	-	I-III: Matador 0,5l/ha 14.5.	I: Cerone 0,4l/ha 14.5.	I,III: Tolkan Fox 1,5 l/ha; Duplosan 0,5l/ha 15.10 II: Fenikan 1,5l/ha Mechanisch: IV: 29.10.92; 9.4.93	I: 160; II: 120; III: 90; IV: 0 März-Mai	Ähren/m ² EC 73 I: 409 II: 393 III: 328 IV: 198
Winterraps	20.8.92- 14.7.93	I-III: Oftanol T 40 g/ha I: Decis fl. 0,3l/ha 2.4.93 I, II: Decis fl. 0,3l/ha 16.4.93	-	-	I, III: Butisan 0,8l/ ha; Fusilade 0,9l/ha 6.9.92 III: Butisan 1,0l/ha, Fusilade 0,6l/ha 15.9.92 Mechanisch: II: 29.9.	I: 236, II: 179, III: 136 Sept.,Febr., März	EC 84 I: 45; II:42; III:38 Schoten/Pfl. I:126; II:168; III: 95
Phacelia	9.9.92- 18.3.93	-	-	-	-	II: 30; IV: 0	II: 649; IV: 414
Futtererbse	18.3.93- 4.8.93	II: Pirimor 0,3kg/ha 2.6.93	-	-	Mechanisch: II, IV: 16.4.93 27.4.93	-	EC 52: II: 77 IV: 78
Brache	30.4.92- 31.8.94	-	-	-	-	-	-

In jeder Variante befanden sich 6 Bodenphotoelektoren, die monatlich umgesetzt wurden, sowie 6 Bodenfallen. Die Fangperiode begann mit Aussaat der Brachefrüchte am 26.4.1996 und endete mit der Ernte des Winterweizens im August 1997. Vor Aussaat des Winterweizens am 14./15.10.1996 erfolgte pfluglose Bodenbearbeitung (2 x Flachgrubber, 1x Egge).

In allen o.g. Untersuchungen bestanden die Bodenfallen (BA) aus zwei ineinander gesteckten Plastikbechern (Durchmesser 10,5 cm), die in einen Geaquello®-Ring eingelassen waren, so dass die Falenbecher Übergangslos mit der Bodenoberfläche abschlossen. Ein Zinkblechdache diente als Schutz vor dem Überlaufen der Fallen bei Regen bzw. ihrem Austrocknen bei starker Sonneneinstrahlung. Zusätzlich kamen runde Bodenphotoelektoren mit grauem Zeltstoff und einer Grundfläche von 0,25 m² (BEHRE 1989) zum Einsatz. Positiv phototaktische Tiere fangen sich in der Kopfdose. Innerhalb eines jeden Elektors wurde randständig eine Bodenfalle eingegraben, die die Arthropoden erfasst,

die nicht zum Licht streben. Als Fangflüssigkeit wurde in den Bodenfallen (innerhalb und ausserhalb der Eklektoren) 5%ige Natriumbenzoatlösung verwendet, in den Kopfdosen der Eklektoren Ethylenglykol. Die Leerung der Fallen erfolgte im Abstand von etwa zwei Wochen, die Eklektoren wurden ca. alle vier Wochen umgesetzt, ausser in den Wintermonaten (November bis März). In dieser Zeit wurde auch die Leerung auf einen vierwöchigen Rhythmus umgestellt.

Weitere Details zum methodischen Vorgehen sind den Arbeiten von BÜCHS, HARENBERG & ZIMMERMANN (1997), HARENBERG (1997), WEIB, BÜCHS & HARENBERG (1997) und PRESCHER & BÜCHS (1997) zu entnehmen.

3 Ergebnisse mit Diskussion

Gesamtbetrachtung (Tab. I Anhang). Entsprechend der Verteilung der Aktivitätsdichten und Emergenzraten auf die bewirtschafteten Flächen einerseits und auf die Dauerbrache andererseits können hinsichtlich der Eignung dieser Areale als Lebensraum bzw. Reproduktionsstätte verschiedene Reaktionsmuster unterschieden werden:

Gleichverteilung: Bei einzelnen Taxa wie z.B. den Aleocharinae (Coleoptera: Staphylinidae) ergaben sich hinsichtlich Aktivitätsdichte und Emergenzrate keine auffälligen Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen.

„Extensivierungsindikatoren“ mit Präferenz für unbewirtschaftete Flächen: Den grössten Anteil stellten die Taxa, deren Aktivitätsdichte oder Schlüpfabundanzen mit fortschreitender Extensivierung i.d.R. zunimmt, die aber alle in der Dauerbrachfläche mit freier Sukzession mit Abstand die höchsten Dichten erreichen. Dies konnte in vielen Fällen über mehrere Jahre beobachtet werden. Zu den „Extensivierungsindikatoren“ gehören viele räuberische Taxa wie z.B. die Formicidae, die Dermaptera, die Weberknechte, Hundertfüsser, Weichkäfer-Larven, aber auch die meisten *Carabus*-Arten, wie z.B. *C. auratus*, *C. nemoralis* und *C. coriaceus*. Viele dieser Prädatoren traten auch in extensiv bewirtschafteten Feldern und in der Rotationsbrache nur in geringem Umfang auf, da sie dort infolge starker Störungen durch Ernte und Bodenbearbeitungen während ihrer empfindlichen Larvalphase keine stabilen Populationen aufbauen können (BÜCHS 1994c, BÜCHS et al. 1997). Für die Bevorzugung der Brachfläche können folgende Gründe in Betracht gezogen werden:

1. Ein vielfältigeres Wirtspflanzenspektrum (SCHMIDT et al. 1995) für phytophage Taxa (z.B. für Zikaden oder unkrautsamenfressende Laufkäfer der Gattung *Amara* spp. (s. BÜCHS 1993).
2. Ungestörte Bodenverhältnisse, da keine Bodenbearbeitung oder Bodenverdichtung durch Befahren (z.B. Taxa mit bodenlebenden Larven z.Z. der Bodenbearbeitungen auf den Feldern wie Laufkäfer, einige Kurzflügelkäfer, Spinnen, Milben und Phoridae).
3. Höhere strukturelle Diversität und "Dauerhaftigkeit" der Brachfläche. Fehlender Pioniercharakter, d.h. es fehlen offene, nahezu vegetationsfreie Flächen wie nach einer Bodenbearbeitung (bedeutsam z.B. für netzbauende Spinnen).
4. Qualitativ (Beutespektrum) und quantitativ (Biomasse, Individuenzahl) grösseres, vielfältigeres und über das Jahr ausgeglichener verteiltes Predationspotential (polyphage Predatoren).

5. Ständig vorhandener, hoher Anteil an toter pflanzlicher (und tierischer) Biomasse als Lebensgrundlage für Zersetzer (wie z.B. Nematocera, Brachycera [Phoridae, Sphaeroceridae, Drosophilidae], Collembola, Acari, Diplopoda, verschiedene Coleoptera-Familien).
6. Keine Belastung durch Xenobiotica (ausser Luftimmission) wie z.B. Pflanzenschutzmittel und Dünger.
7. Ausgeglichenere mikroklimatische Bedingungen innerhalb des Bestandes (z.B. Temperatur und Feuchtigkeit der Luft und des Bodens) durch eine permanente Vegetationsdecke.

„**Extensivierungsindikatoren**“ mit **Prferenz für bewirtschaftete Flächen**: Andere Taxa zeigen ebenfalls einen Anstieg ihrer Aktivitätsdichte mit zunehmender Extensivierung, kommen aber in der Dauerbrache gar nicht oder nur in geringen Dichten vor. Diese Taxa bevorzugen meist offenere Habitate; es sind heliophile Arten, wie z.B. *C. cancellatus* oder für gestörte Habitate typische Pionierarten, für die der hohe Raumwiderstand der nach einigen Jahren „verfilzten“ Dauerbrachfläche problematisch ist wie viele Zwerg- und Baldachinspinnen (Anraneae: Linyphiidae). Hierzu gehören auch die schon von TISCHLER (1965) als typisch für Ackerflächen beschriebenen Litoraea- (Ufer-)Arten, z.B. aus der Gattung *Bembidion*.

Ebenso gibt es „**Intensivierungsindikatoren**“, deren Aktivitätsdichte bzw. Abundanz insbesondere auf den intensiv bewirtschafteten Flächen hoch ist. Dies ist vor allem bei den Netzflügler-Larven der Fall. Die gleiche Tendenz zeigte die Aktivitätsdichte der *Calathus*-Arten nicht nur hier in der Rapsfruchtfolge, sondern auch bei ähnlichen Untersuchungen in einer Zuckerrübenfruchtfolge (BÜCHS 1991, 1993, 1994). Hierfür können Konkurrenzphänomene ausschlaggebend sein sowie bei den Blattlausjägern der Umstand, dass (offenbar aufgrund des höheren N-Einsatzes) in den intensiveren Anbausystemen höhere Blattlausdichten ermittelt wurden.

Die mit 25% Individuenanteil eudominante Zwergspinnenart *Oedothorax apicatus* ist ein typisches Beispiel für einen „Intensivierungsindikator“: Der Peak im Juni/Juli signalisiert den Schlupf der neuen Generation und ist somit ein Mass für den Reproduktionserfolg. Die signifikant höchsten Aktivitätsdichten/Abundanzen im Wintertraps wurden in dem konventionell bewirtschafteten Anbausystem (I) ermittelt. Dort wurden im April zweimal Pyrethroide gegen den Gefleckten Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus pallidactylus* (MRSH.)) eingesetzt, denen *Oedothorax apicatus* allerdings durch späten Aktivitätsbeginn Anfang Juni entgeht¹. In den extensiver bewirtschafteten Teilflächen (II, III; ein bzw. kein Insektizideinsatz) waren die Individuenzahlen dagegen signifikant geringer. In der Dauerbrache war die Art praktisch nicht vertreten. Andere in der Literatur (z.B. MÜLLER 1991) als Intensivierungsindikatoren benannten Arten (z.B. *Trechus quadristriatus*, *Pterostichus melanarius*) wiesen hier allerdings auch erhöhte Aktivitätsdichten/Schlüpfabundanzen in der Dauerbrache auf.

¹ Bei Untersuchungen im Winterweizen mit Insektizideinsätzen im Juli wurden von BASEDOW (1973) allerdings deutliche Auswirkungen auch bei dieser Art festgestellt.

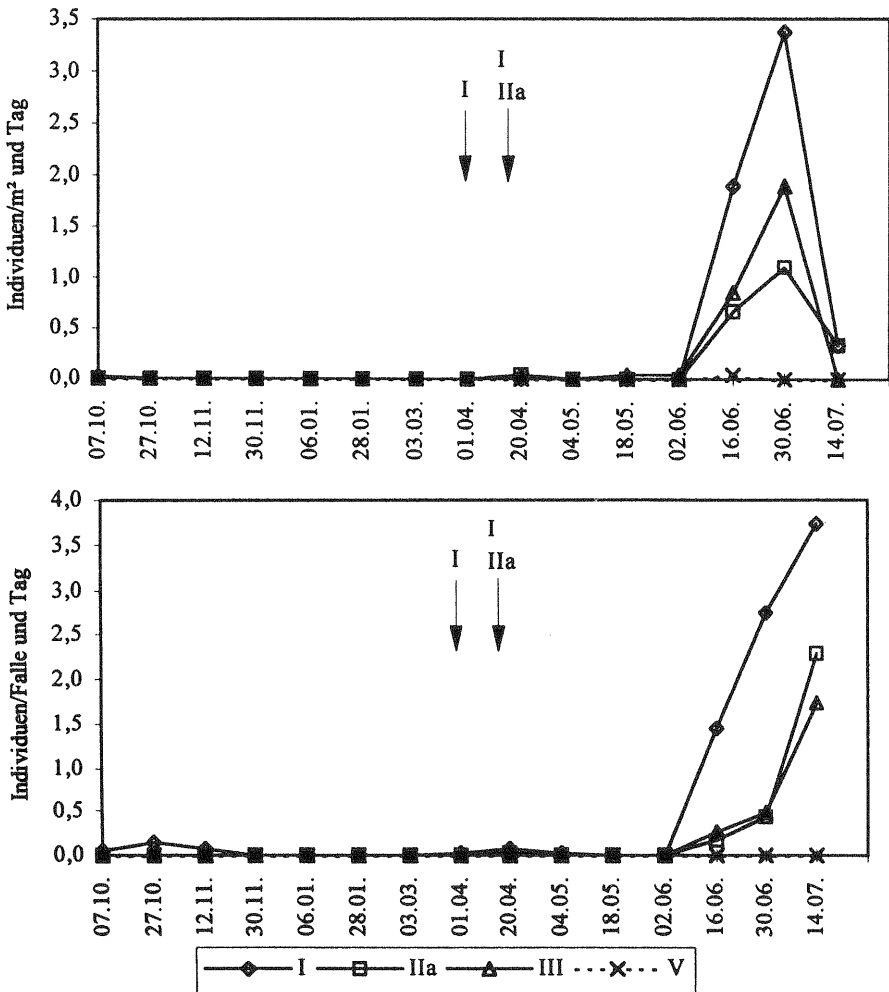


Abb. 1: Phänologie von *Oedothenora apicatus* (Araneae) im Winterraps unterschiedlicher Anbausysteme (Bodenphotoelektorfänge oben, Barberfallenfänge unten; Pfeile mit Indikation des Anbausystems: Insektizidapplikationen)

Kulturpflanzen- bzw. fruchtfolgebezogene Präferenzen: Schliesslich wurden in einzelnen Anbausystemen erhöhte Aktivitätsdichten bzw. Schlüpfabundanz beobachtet, die eindeutig auf die Kulturpflanze bezogen werden können, wenn auch in einigen Fällen gleichzeitig hohe Aktivitätsdichten in der selbstbegründenden Dauerbrache registriert wurden. Solche Präferenzen waren im Winterraps sowie im Frühjahr in der Feldfrucht Futtererbse zu erkennen, gekoppelt mit mit einem erhöhten Blattlausbefall. Darüber hinaus wurde die Bevorzugung der Flächen mit dreigliedriger bzw. mit viergliedriger Fruchtfolge beobachtet. Derartige Präferenzen waren bei den epigäisch aktiven Prädatoren nur geringfügig ausgeprägt, wobei die Beziehung zur Kulturpflanze im Vordergrund stand (Tab. I Anhang).

Phytophage Taxa (inkl. Kulturpflanzen-schädlinge). Unbewirtschaftete Randstreifen (knapp 3 m breit), insbesondere aber grössere Dauerbrachflächen (hier ca. 2 ha) enthalten schon nach zweijähriger freier Sukzession deutlich mehr Pflanzenarten als die Kulturflächen (hier Wintertraps), selbst wenn diese extensiv bewirtschaftet werden (Pflanzenartenzahlen: I = 21, II = 46; IV = 33; Brachestreifen = 58; Brache = 104; SCHMIDT et al. (1991)). Dies fördert Taxa mit überwiegend phytophagen Vertretern (z.B. Zikaden, Wanzen und phytopathologisch nicht relevante Blattkäfer). Dies gilt nicht nur für die Individuendichten, sondern auch für die Artenvielfalt: Für Zikaden und Wanzen liegen aus 1992 Artenzahlen vor (Wanzen: Felder (Winterweizen) = 15-18 Arten; Dauerbrache = 35 Arten a) BPE: Felder = 5-7 Arten; Brache = 28 Arten; b) BA: Felder = 12-15 Arten; Brache := 23 Arten; Zikaden: Felder = 8-11 Arten; Brache = 19 Arten a) BPE: Felder = 1-5 Arten; Brache = 13 Arten; b) BA: Felder = 8-10 Arten; Brache = 14 Arten)

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie sich die i.d.R. phytophagen Kulturpflanzen-schädlinge verhalten. Tabelle I (Anhang) zeigt, dass ein langfristig hoher Produktionsmitteleinsatz nicht unbedingt auch längerfristig die Schädlingsproblematik beseitigt: Im Winterroggen (in dem 1992 in den Anbausystemen I und II keine Insektizide eingesetzt wurden, jedoch in den Jahren vorher) wurden Taxa, die bedeutende Schadorganismen enthalten wie z.B. die Blattläuse, Fransenflügler sowie der Moosknopfkäfer (*Atomaria* spp.) bei intensiver Produktion gefördert (Blattläuse z.B. bedingt durch höheres Düngungsniveau) bzw. ihre Dichte nahm mit zunehmender Extensivierung ab. Vor allem im extensiv geführten Anbausystem (IV) und in der selbstbegründenden Dauerbrache (V) wurden immer vergleichsweise geringe Dichten an Schadinsekten festgestellt. Eine Ausnahme stellten die *Lema*-Arten (Getreidehähnchen) dar, die offenbar auf geeigneten gräserreichen Dauerbrachetypen überwintern und von dort aus in die benachbarten Getreidefelder einwandern.

In welchem Verhältnis stehen die trophischen Gruppen in den abgestuft bewirtschafteten Kulturflächen einerseits und in der Dauerbrache andererseits? Gibt es Wechselwirkungen zwischen beiden Systemen? Diese Aspekte lassen sich am Beispiel von Taxa darstellen, deren Arten verschiedenen trophischen Gruppen angehören können, wie z.B. Wanzen oder Dipteren, und landwirtschaftlich relevante Schädlinge enthalten.

Der Vergleich der trophischen Gruppen der Dipteren zeigt für die 3- bzw. 4-jährige Dauerbrache (Abb. 2), dass die Verhältnisse in beiden Anbauperioden recht ähnlich sind, lediglich der Anteil der Arten mit räuberischen Larven hat sich zwischen 1992 und 1993 nahezu verdoppelt. Die Schlüpfabundanzen sind in beiden Jahren fast identisch. Auch die Zusammensetzung der dominanten Pflanzenarten hat sich in der Brache nach Angaben von SCHMIDT et al. (1991, 1995) in den beiden Jahren nicht verändert. Die Zunahme des Anteils saprophager Dipterenarten 1993 in den Kulturflächen ist mit dem Anbau von Blattfrüchten zu erklären.

Entsprechend differieren die Schlüpfabundanzen der häufigsten Brachycerenfamilien mit saprophagen und räuberischen Larven (z.B. Phoridae, Sphaeroceridae, Hybotidae) in der Brache in beiden Jahren kaum (Tab. I Anhang). Auch die Artenzusammensetzung (hier nicht dargestellt) ist im wesentlichen gleich geblieben.

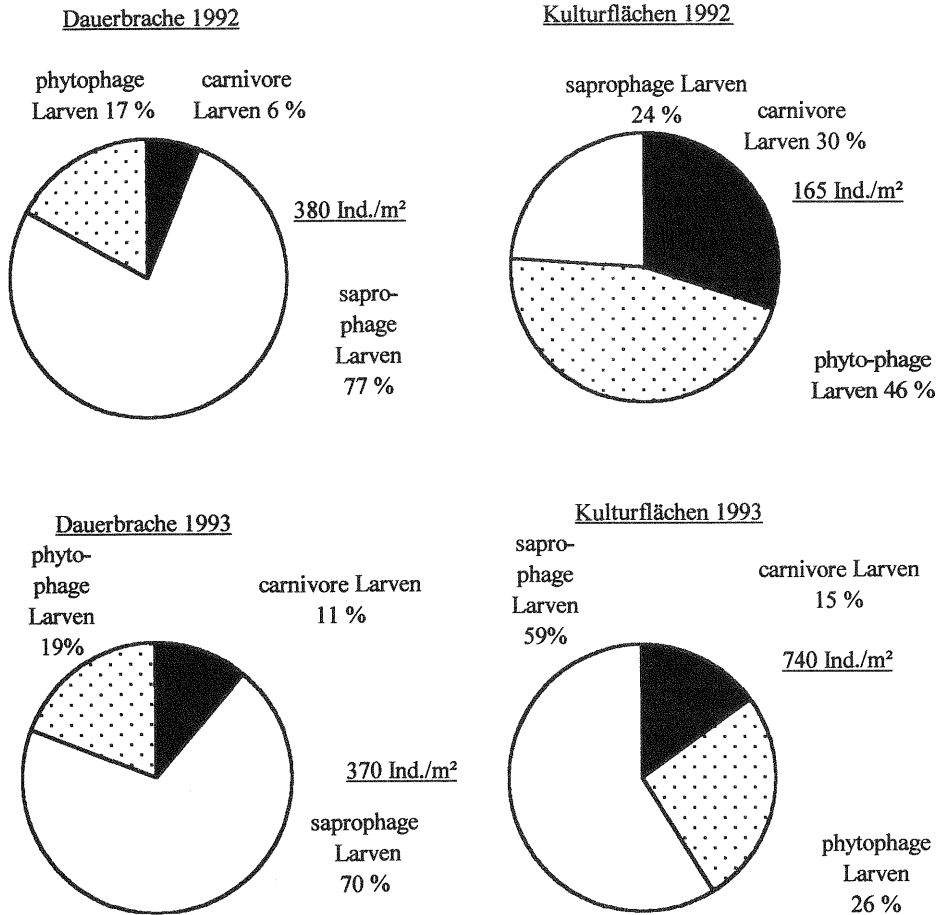
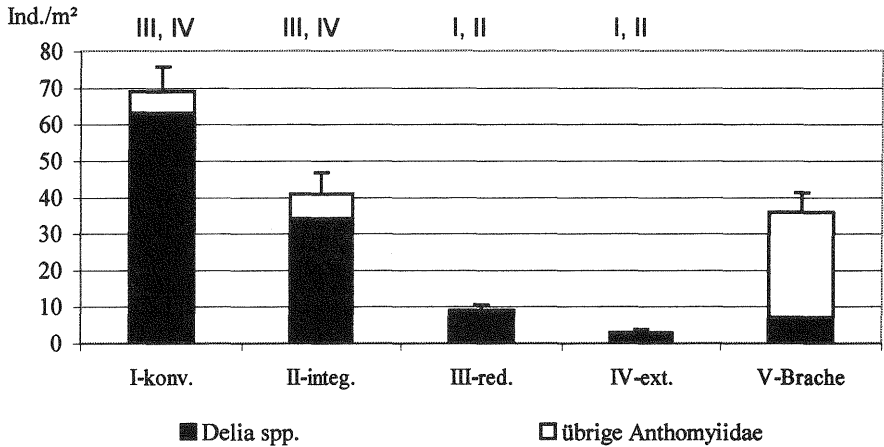


Abb. 2: Trophische Gruppen der Fliegen (Diptera: Brachycera) in Dauerbrachen und Ackerflächen (1992: Winterroggen; 1993: Winterrraps, Futtererbse); Bodenphotoelektorfänge (30.04.-05.08.92 und 20.04.-04.08.93).

Anders sieht es bei den phytophagen Dipterenfamilien aus. Die Artenspektren der Agromyzidae der Brachen und der Kulturflächen unterscheiden sich deutlich: Auf den bewirtschafteten Flächen dominieren kulturspezifische Arten, die fakultativ als Schädlinge auftreten können, wie z.B. *Chromatomyia fuscula* 1992 im Roggen. *Phytomyza rufipes* stellt ca. 1/3 der Agromyziden in Raps, und die oft in Erbsen schädlichen *Liriomyza*-Arten *L. congesta* und *L. strigata*, erreichen in Erbsen, aber auch im Raps deutlich höhere Dichten als im Roggen und in der Dauerbrache. In der Brache finden sich dagegen völlig andere Arten. Ähnlich verhält es sich bei den Chloropidae: Dominanz von kulturpflanzen-spezifischen, fakultativ schädlichen Arten in bewirtschafteten Flächen (z.B. *Oscinella frit* in Roggen) und völlig anderes Artenspektrum in der Dauerbrache (dort herrschen z.B. flügellose *Conioscincella*-Arten vor, die in Gräsern minieren).



	I-konv.	II-integ.	III-red.	IV-ext.	V-Brache
Artenz.	7	8	3	2	13
Hs	1,045	0,854	-	-	2,286
E	0,537	0,41	-	-	0,891

Abb. 3: Schlüpfabundanz, Artenzahlen, Diversität (H_s) und Evenness (E) der Anthomyiidae (Blumenfliegen) abgestuft extensiv geführter Anbausysteme in Winterroggen (I-IV) und in Dauerbrache (V) (Bodenphotoelektoren, 30.04.-05.08.92); Über den Säulen: Anbausysteme mit signifikant unterschiedlichen Emergenzraten (Mann-Whitney-U-Test; $p < 0,05$)

Zu den Anthomyiidae oder Blumenfliegen gehören zahlreiche landwirtschaftlich bedeutsame Schädlinge wie z.B. die Kohl-, Zwiebel- oder Brachfliege (*Delia radicum*, *D. antiqua*, *D. coarctata*), aber auch völlig "harmlose" (indifferente) Arten. In Abb. 3 nehmen die Schlüpfabundanz der Anthomyiidae mit zunehmender Extensivierung (I-IV) rapide ab, in der Brache (V) werden jedoch fast genauso viele Blumenfliegen registriert, wie im integrierten Anbausystem (II). Die Darstellung des Anteils schädlicher Arten in Abb. 3 belegt, dass die Anthomyiidenzönose der bewirtschafteten Flächen eudominant von Kulturpflanzenschädlingen der Gattung *Delia* (*D. coarctata*, *D. floralis*, *D. interflua* u.a.) geprägt wird, wohingegen nur wenige Individuen dieser Arten in der Dauerbrache nachgewiesen werden. Dort dominieren Arten der Gattung *Pegomya*, die nicht als Schädlinge auftreten. Zudem sind dort die Dominanzanteile wesentlich gleichmässiger auf die verschiedenen Arten verteilt, was entsprechend höhere Diversitätswerte nach sich zieht.

Wechselwirkungen zwischen Brachflächen und bewirtschafteten Flächen lassen sich aus dem Verhalten von Taxa ableiten, die sowohl phytophage als auch carnivore Arten enthalten wie z.B. die Wanzen (Hemiptera: Heteroptera).

Die Zahl räuberischer Wanzenarten nahm 1992 und 1993 mit fortschreitender Extensivierung zu. Die meisten carnivoren Heteroptera-Arten wurden in der Brachfläche erfasst. In Abb. 4 (obere Grafik) ist für beide Jahre die Tendenz erkennbar, dass der Anteil phytophager Arten an der Aktivitätsdichte (Barberfallenfänge) zunimmt, je extensiver gewirtschaftet wird. Dies ist damit zu erklären, dass auf der Brachfläche etwa viermal soviele Pflanzenarten wie auf den bewirtschafteten Flächen vorkamen (s.o.). In gleicher Weise nimmt die Aktivitätsdichte der zoophagen Arten mit fortschreitender Extensivierung ab, was bei den Barberfallen, die hauptsächlich epigäisch aktive Arten erfassen, als Folge des höheren Raumwiderstandes aufgrund einer stärker ausgeprägten Ackerbegleitflora interpretiert werden kann. Bei den Bodenphotoelektoren (Abb. 4 untere Grafik), die Schlüpfabundanz ermitteln, verhält es sich genau umgekehrt: Der Anteil der phytophagen Wanzen nimmt mit fortschreitender Extensivierung (I-IV) und insbesondere in der Dauerbrache (V) ab, während der Anteil der Zoophagen in beiden Jahren ansteigt.

Eine Erklärung für das in Abb. 4 dargestellte Phänomen liefert die Phänologie der Sichelwanzen-Larven und -Imagines (Heteroptera: Nabidae): In Abb. 5a fällt auf, dass im Mai/Juni die epigäisch aktiven Larven zunächst fast nur in den Bodenphotoelektoren auftreten, und zwar ausschliesslich in der Dauerbrache (V). Erst ab Juli werden mit den Barberfallen (Abb. 5b) die ersten der flugfähigen Imagines erfasst, jedoch nicht in erster Linie in der Dauerbrache (V), sondern auf den bewirtschafteten Flächen (I-IV).

Offensichtlich entwickeln sich die Larven dieser epigäisch aktiven räuberischen Wanzen überwiegend in unbewirtschafteten Arealen wie z.B. Dauerbrachflächen. Dort sind sie durch eine dichtere Vegetationsdecke geschützt und unterliegen keinerlei Belastungen durch Bewirtschaftungsmassnahmen. Als flugfähige Imagines verlassen grosse Teile der Population diese Flächen und suchen (intensiver) bewirtschaftete Felder auf, da dort zu dieser Zeit Beuteobjekte (Blattläuse) in grosser Zahl vorhanden sind (s.o. und Tab. I Anhang). Dieses Beispiel für einen Austausch zwischen Kultur- und Brachflächen dokumentiert wie unbewirtschaftete Flächen von Zoophagen als Reproduktionsareal und Entwicklungsraum genutzt werden können, von wo aus die vagileren Imaginalstadien (durchaus gestörte) beutereiche Areale aufsuchen. Dort entwickelt sich auch die nächste Generation, die dann zur Überwinterung wieder in die unbewirtschafteten Flächen zurückkehrt.

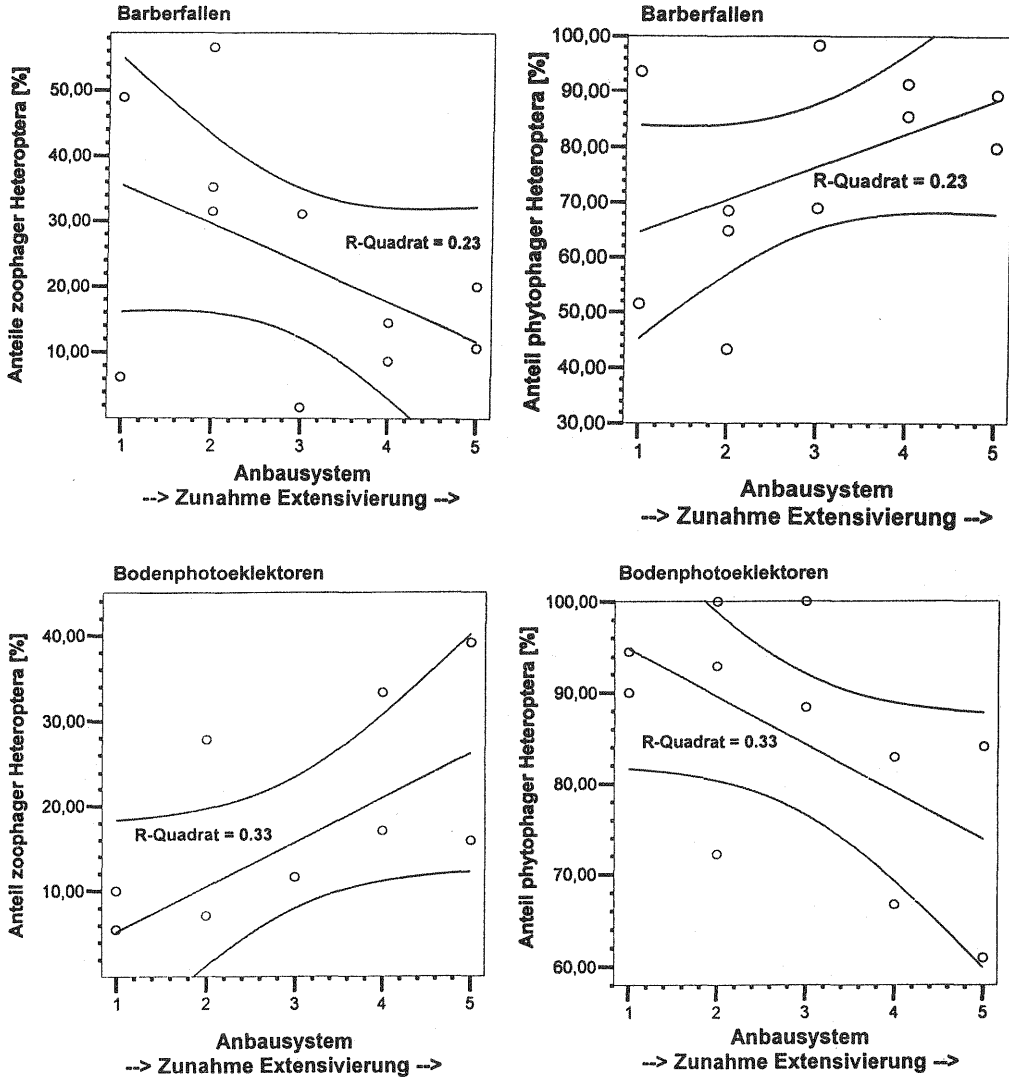
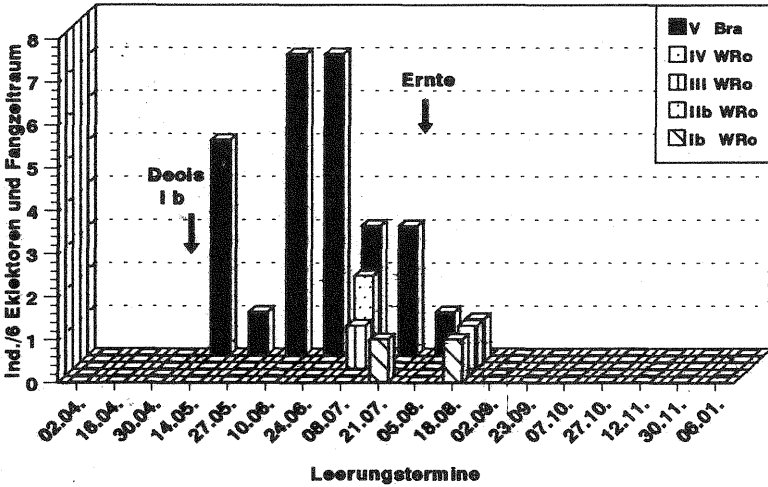


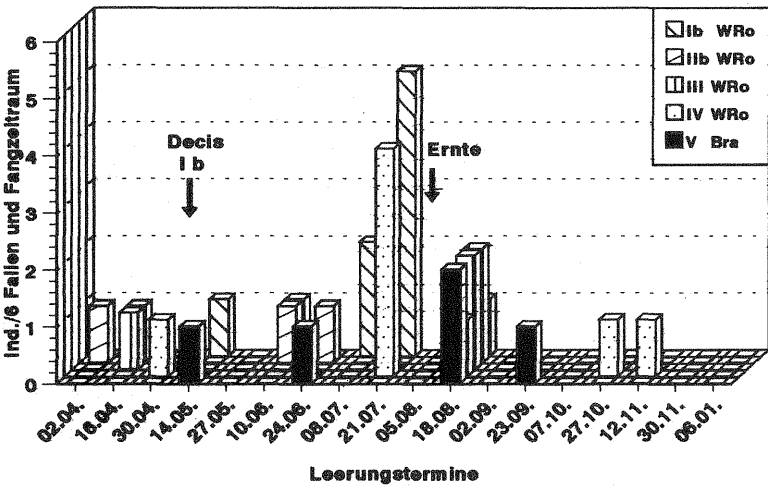
Abb. 4: Entwicklung des Anteils phyto- und zoophager Wanzen (Imagines) in Abhängigkeit von der Intensität der Bewirtschaftung (oben: Barberfallen; unten: Bodenphotoeklektoren; Eickhorst, 30.04.92 –21.07.93; Anbausysteme in arabischen Ziffern; lineare Regressionen mit 95%-Konfidenzintervallen der Regressionskoeffizienten; Irrtumswahrscheinlichkeiten: Zoophage, Barberfallen $p = 0,006$; Phytophage, Barberfallen $P = 0,001$; Zoophage Eklektoren $p = 0,009$; Phytophage, Eklektoren $p = 0,01$)

Nabidae-Larven (Heteroptera)



Eickhorst, Bodenphotoelektoren 1992

Imagines von *Nabis pseudoferus* (Heteroptera)



Eickhorst, Barberfallenfänge 1992

Abb. 5a, b: Phänologie der Nabidae (Larven und Imagines) in Dauerbrache (Bra) und abgestuft extensiv bewirtschafteten Kulturflächen (WRo = Winterroggen) (oben: Bodenphotoelektorenfänge; unten: Barberfallenfänge; Eickhorst); Pfeile : Anbausystem und eingesetztes Pflanzenschutzmittel sowie Erntezeitpunkt; zu beachten: Anordnung der Anbausysteme in unterer Grafik in umgekehrter Reihenfolge)

Umbruch von Brachflächen. Zu den Interaktionen zwischen Kulturlflächen und unbewirtschafteten Arealen gehören auch die Verhältnisse in der Folgefrucht z.B. nach Umbruch einer Brache. Da Flächenstilllegungen im Rahmen der EU-Agrarreform als Marktordnungsmassnahme definiert werden, ist eine Wiederaufnahme der Bewirtschaftung bei diesen Flächen (anders als bei Feldrainen, Hecken, Sozialbrachen und anderen Kleinstrukturen) vorgegeben.

Bei Spinnen, die als typisches Pioniertaxon nach einem Umbruch neu entstehende Flächen sehr schnell besiedeln, sind die Effekte einer fünfjährigen Dauerbrache schon nach kurzer Zeit kaum noch auszumachen: Schon im ersten Jahr nach dem Umbruch mit nachfolgendem Zuckerrübenanbau stellt sich die für intensiv bewirtschaftete Ackerflächen charakteristische Spinnenzönose wieder ein (WEIB & BÜCHS 1997). Wie aber verhält es sich bei Taxa, von denen zumindest Teilpopulationen als Larven oder Imagines im Ackerboden überwintern? Bei diesen könnte man deutlichere Nachwirkungen der 5jährigen Stilllegung zumindest im ersten Jahr nach dem Umbruch erwarten.

Die Bedeutung von Dauerbracheflächen als Regenerations- und Refugialraum insbesondere für grössere Laufkäferarten lässt sich am Beispiel des Goldlaufkäfers (*Carabus auratus*) demonstrieren: In vier Jahren wurden ca. 84% von insgesamt ca. 4000 Goldlaufkäfer-Individuen in der Dauerbrache (V) erfasst und ca. 16% auf den bewirtschafteten Flächen (I-IV), die meisten davon in Weizenfeldern. *Carabus auratus* stellte etwa 80% aller *Carabus*-Individuen aus 5 Arten. Es folgten der Hainlaufkäfer (*C. nemoralis*) mit 14%, *C. cancellatus* mit etwa 4%, der Lederlaufkäfer (*C. coriaceus*) mit 1% und *C. glabratus* als Einzelfund. Die mit den Bodenphotoektoren ermittelten Dichten lagen im Mittel bei 2 Ind./m² für *C. auratus* und 4 Ind./m² für *C. nemoralis*. Diese Werte können als hoch eingeschätzt werden, denn sie entsprechen Dichten wie sie von SCHERNEY (1957) aus der Zeit vor der Intensivierung der Agrarproduktion berichtet wurden.

Tab. 2: Entwicklung der Aktivitätsdichten von *Carabus auratus* und *Carabus nemoralis* über 4 Jahre (Barberfallen = Ind./Falle; 6-8 Fallen/Versuchsglied; Fangperiode ausser 1992 (April - Juli) jeweils ein Jahr ab September; Bracheumbruch: 24. September 1994); unterschiedliche Buchstaben bedeuten Signifikanz (Mann-Whitney-U-Test; p < 0,05)

<i>C. auratus</i>	I – intens.	II – integr.	III – reduz	IV – extens.	V - Brache
1992	0,3 a	0,5 a	1,5 b	2,0 b	96,5 c
1993	0,6 a	0,8 ab	3,1 b	3,0 b	130,0 c
1994	1,5 a	1,0 a	9,0 b	18,3 c	148,0 d
1995	0,75 a	0,5 a	13,4 b	37,6 c	1,0 a
<i>C. nemoralis</i>					
1992	0,2 a	0,2 a	0,2 a	0,6 a	15,3 b
1993	0,13 a	0,4 a	0,25 a	0,25 a	20,5 b
1994	0,25 a	0,0 a	0,0 a	1,6 b	28,8 c
1995	0,4 a	0,2 a	0,4 a	0,1 a	13,1 b

Bei *C. auratus* zeigt sich im 4. Untersuchungsjahr nach dem Umbruch der fünfjährigen Dauerbrache ein drastischer Rückgang der Aktivitätsdichte auf der Brachfläche, während die Aktivitätsdichten in den bewirtschafteten Flächen (besonders in Anbausystem III und IV) weiter ansteigen (Tab. 2). Im Gegensatz zu *C. auratus* lässt sich bei *C. nemoralis* auf den ersten Blick kein derart drastischer Rückgang der Aktivitätsdichte auf der ehemaligen Brachfläche ausmachen.

Das Abmähen der Brachfläche erfolgte nach 5-jähriger Stilllegung Anfang September, der Umbruch jedoch erst Ende September, also zu einer Zeit, in der *Carabus auratus* seine epigäische Laufaktivität bereits eingestellt hat. Diese Massnahme konnte daher höchstens die überwinterten Entwicklungsstadien betreffen. Das regelmässige und zahlreiche Auftreten von *C. auratus* in den extensiv (IV) und insektizidfrei (III) bewirtschafteten Anbausystemen (Abb. 6b), die fast gleichzeitig oder sogar früher einer wendenden Bodenbearbeitung unterzogen wurden, spricht allerdings dagegen, dass der Umbruch im Herbst entscheidend zum fast völligen Verschwinden des Goldlaufkäfers aus der ehemaligen Brachfläche (Tab. 2) beigetragen hat. Einiges weist darauf hin, dass die Bodenbearbeitung im Frühjahr im Zusammenhang mit der Zuckerrübenaussaat für den Zusammenbruch der Population verantwortlich ist: Denn auch in anderen Kulturen mit Bodenbearbeitung im Frühjahr, wie z.B. der Rotationsbrache (in der keine Pflanzenschutzmittel eingesetzt wurden) und dem Hafer wurden kaum Aktivitäten des Goldlaufkäfers registriert (Abb. 6b).

Für den Hainlaufkäfer (*C. nemoralis*) wurden auch nach dem Umbruch der Dauerbrachfläche im September hohe Aktivitätsdichten ermittelt (Tab. 2). Sie kommen dadurch zustande, dass die Art, die fast den ganzen Winter über aktiv ist, bereits im Februar, also noch vor der Bodenbearbeitung im Rahmen der Zuckerrübenaussaat, auf der ehemaligen Brachfläche ein Aktivitätsmaximum erreichte (Abb. 7a,b). Daraus ist abzuleiten, dass diesem Imaginalüberwinterer die Mahd und der Umbruch im September nicht geschadet haben. Die Aktivität von *C. nemoralis* auf der umgebrochenen Brachfläche wurde Anfang April jedoch durch die Bodenbearbeitung im Rahmen der Zuckerrübenaussaat abrupt unterbrochen und beendet (Abb. 7b). Zieht man das Vorjahr als Vergleichsmassstab heran (Abb. 7a), wäre auch nach der Aussaat der Zuckerrüben noch ein Fortdauern der epigäischen Aktivität des Käfers zu erwarten gewesen, da dieser Zeitraum die Hauptfortpflanzungsperiode der Art ist. Auch die Aktivitätsdichte der neuen Generation fällt ausgesprochen gering aus (0,6 Ind./Falle; Abb. 7b), obwohl in der Zuckerrübe im Sommer (im Gegensatz zu fast allen anderen Feldfrüchten) keine Störung der bodenlebenden Larvenstadien durch Ernte etc. erfolgt (vgl. BÜCHS 1994a-c). Ähnlich wie bei *C. auratus* wurden auch in den anderen Fruchtfolgegliedern mit Frühjahrsbodenbearbeitung (Hafer, Rotationsbrache) kaum Aktivitäten von *C. nemoralis* registriert, obwohl dort keine Insektizide eingesetzt wurden.

Daraus lässt sich ableiten, dass sich die Frühjahrsbodenbearbeitung negativer auf die Entwicklung von *Carabus*-Populationen auswirkt als ein Bracheumbruch im Herbst (September). Entsprechend konnten im Laufe von 4 Jahren an Standorten mit langjähriger Zuckerrübenfruchtfolge nur ganz vereinzelt *Carabus*-Individuen nachgewiesen werden (BÜCHS 1991, 1993, 1994e). Somit ist nach Umbruch von Dauerbrachflächen mit nachfolgendem Zuckerrübenanbau kein positiver Folgeeffekt der Brache zu erkennen (Tab. 3), der jedoch

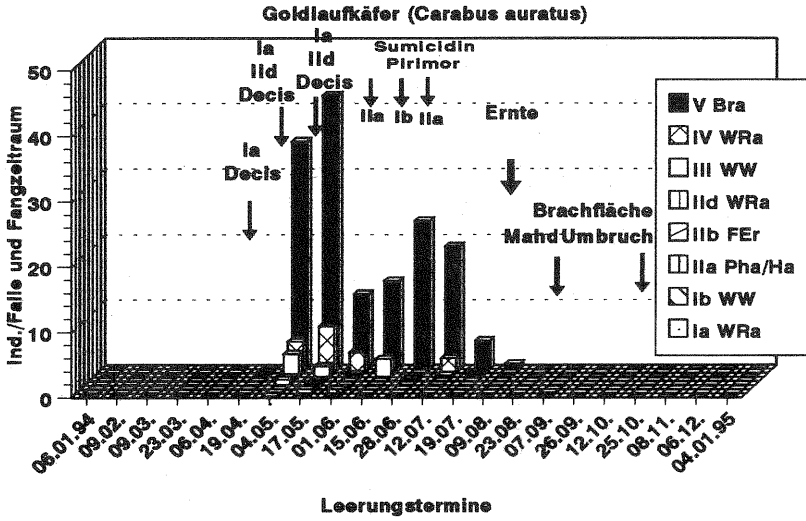
zu erwarten ist, wenn nach Brache Winterungen angebaut werden, insbesondere solche mit später Bodenbearbeitung (z.B. Winterweizen) oder aber die Intensität der Bodenbearbeitung insgesamt reduziert wird (Mulchsaat, Direktsaat).

Tab. 3: Aktivitätsdichten (Ind./Falle x Jahr) von *Carabus*-Arten und *Calosoma auropunctatum* vor und nach Dauerbracheumbruch mit nachfolgendem Zuckerrübenanbau im Vergleich zu benachbarten Flächen in ortsüblicher Zuckerrübenfruchtfolge (Zuckerrübe-Winterweizen-Winterroggen)

Taxon	Höchster Wert in Dauerbrachfläche vor Umbruch (Jahr)	Teilfläche		
		Va (Vorfrucht: Wintergerste)	Vb (Vorfrucht: Dauerbrache)	Vc (Vorfrucht: Wintergerste)
Individuen/Falle x Fangzeitraum				
<i>Carabus auratus</i>	148 (1994)	0,25	1,1	0,25
<i>Carabus nemoralis</i>	28,8 (1994)	1,25	1,1	0,75
<i>Carabus cancellatus</i>	0,3 (1992)	0	0,1	0
<i>Carabus coriaceus</i>	5,1 (1992)	0,5	0	0
<i>Calosoma auropunctatum</i>	0,17 (1994)	0,63	0,1	1

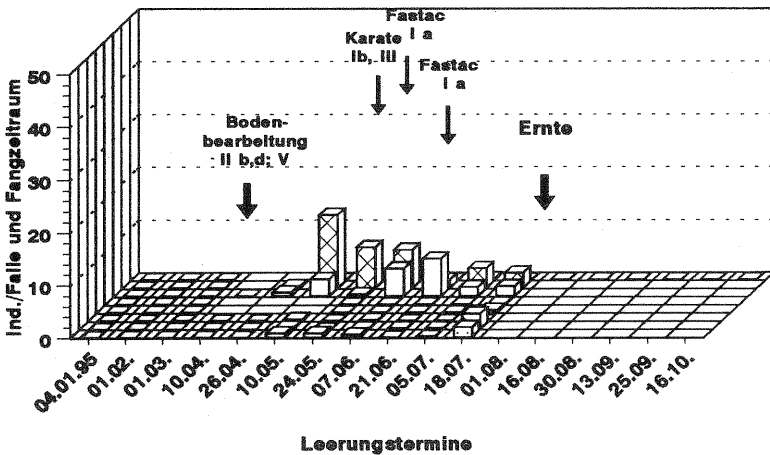
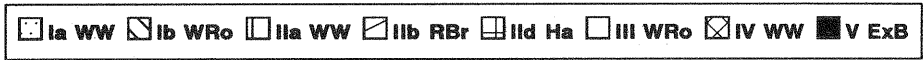
Der Umbruch einer begrüneten Brache hat nicht nur Auswirkungen auf Aktivitätsdichten und Schlüpfabundanz, sondern wirkt sich auch deutlich auf die physiologische Fitness der *Carabus*-Individuen aus. In Abb. 8 wird die Entwicklung des Körpergewichtes von *C. auratus*-Männchen dargestellt, ein Parameter, der sich bei adulten Käfern je nach Ernährungssituation sehr rasch verändern kann. Es werden hier nur die Verhältnisse in den insektizidfrei (III) bzw. extensiv (IV) bewirtschafteten Anbausystemen und in der Dauerbrache (V) verglichen.

Während das Körpergewicht (Trockengewicht) der männlichen Käfer in den bewirtschafteten Anbausystemen (III, IV) zwischen 1994 und 1995 nur etwa 10%-18% zurückging (III: 151,7 mg [‘94], 136,7 mg/Käfer [‘95]; IV: 184,3 mg [‘94], 151,7 mg/Käfer [‘95]), sind bei der Gewichtsentwicklung der Tiere der Brachfläche (V) vor und nach dem Umbruch drastische Unterschiede zu erkennen: 1994 vor dem Umbruch im 5. Brachejahr wurde ein Durchschnittsgewicht von etwa 222,1 mg/Käfer gemessen, das nahezu während der gesamten Aktivitätsperiode deutlich über dem Niveau der bewirtschafteten Flächen lag. Demgegenüber wogen die Käfer 1995 auf der gleichen Fläche (nach dem Umbruch) nur noch halb so viel (113,3 mg/Käfer). Darüber hinaus lag das Gewichtsniveau der Tiere aus der ehemaligen Brache (V) deutlich unter dem der extensiv bewirtschafteten Flächen (III, IV). In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass das nach der Brache ausgesäte Zuckerrübensaatgut mit einer breit wirksamen insektiziden Pillierung (Imidachlopid 90 g/l) gegen Befall durch bodenbürtige Schädlinge (z.B. Moosknopfkäfer, Collembolen, Tausendfüßer) und Blattläuse versehen war, so dass man davon ausgehen muss, dass das Beuteangebot für Laufkäfer auf diesen Flächen deutlich vermindert war.



Eickhorst, Barberfallenfänge 1994

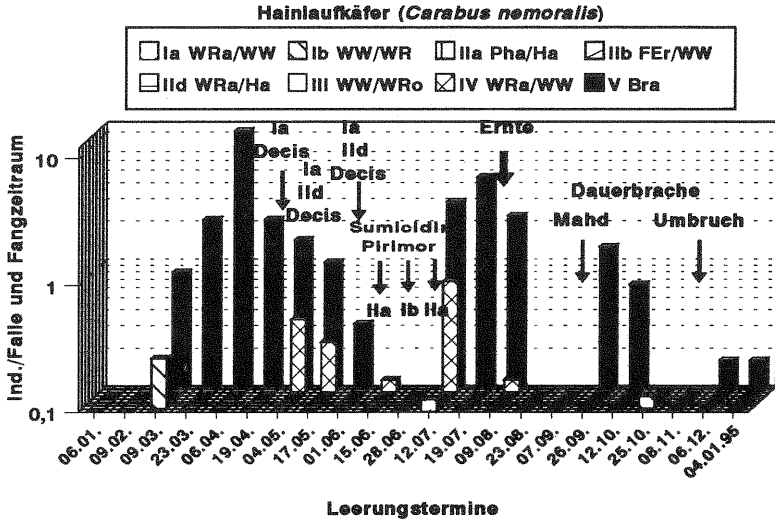
Wintertraps (WRa)/Futtererbsee (FER)/Winterweizen (WW)/Winterroggen (WRo)/Phacelia (Ph)/Brache (Bra)



Eickhorst, Barberfallenfänge 1995

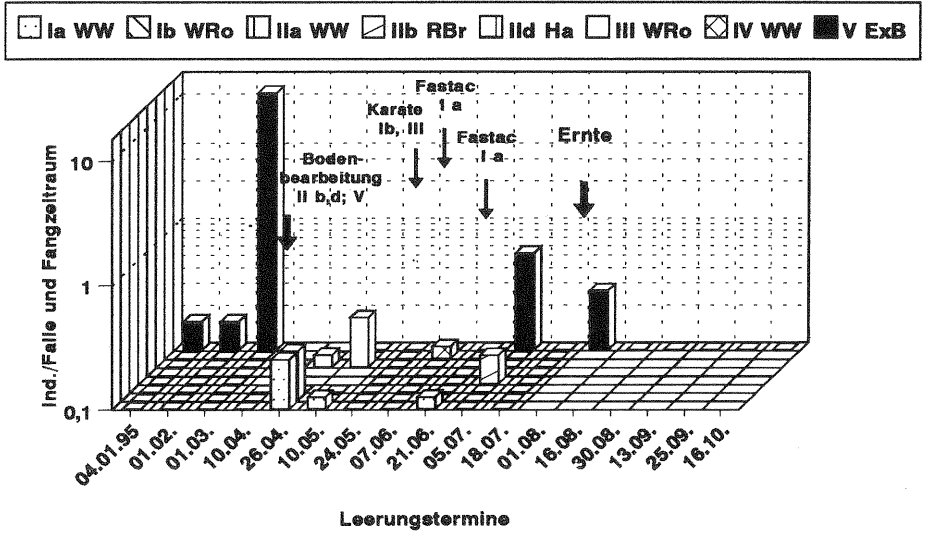
Winterweizen (WW)/Winterroggen (WRo)/Rotationsbrache (RBr)/Hafer (Ha)/ehemalige Dauerbrache (ExB)

Abb. 6a,b: Phänologie von *Carabus auratus* in abgestuft extensiv bewirtschafteten Anbausystemen (I-IV) sowie einer Dauerbrachfläche vor und nach dem Umbruch. Die Aktivitätsdichten von *C. auratus* sind im oberen Teil logarithmisch dargestellt. Im Vordergrund die bewirtschafteten Flächen, im Hintergrund die Brache (obere Grafik) bzw. Zuckerrübenfläche nach Bodenbearbeitung im Frühjahr 1995 (untere Grafik). Die Pfeile bezeichnen Insektizidmassnahmen in den jeweiligen Anbausystemen, Ernte, Mahd oder Bodenbearbeitung.



Eickhorst, Barberfallenfänge 1994

Winterraps (WRa)/Futtererbse (FER)/Winterweizen (WW)/Winterroggen (WRo)/Phacelia (Ph)/Brache (Bra)



Eickhorst, Barberfallenfänge 1995

Winterweizen (WW)/Winterroggen (WRo)/Rotationsbrache (RBr)/Hafer (Ha)/ehemalige Dauerbrache (ExB)

Abb. 7a,b: Phänologie von *Carabus nemoralis* in abgestuft extensiv bewirtschafteten Anbausystemen (I-IV) sowie einer Dauerbrachfläche (V) vor und nach dem Umbruch. Die Aktivitätsdichten von *C. nemoralis* sind logarithmisch dargestellt. Im Vordergrund die bewirtschafteten Flächen, im Hintergrund die Brache (obere Grafik) bzw. Zuckerrübenfläche nach Bodenbearbeitung im Frühjahr 1995 (untere Grafik). Die Pfeile bezeichnen Insektizidmassnahmen, Ernte, Mahd oder Bodenbearbeitung.

Rotationsbrache. Die Art und Intensität der Bodenbearbeitung ist vor allem im Zusammenhang mit der Rotationsbrache von Bedeutung. Die Rotationsbrache ist wie jede normale Feldfrucht in die Fruchtfolge integriert, wird jedoch nicht gedüngt, beerntet oder mit Pflanzenschutzmitteln behandelt. Stilllegungszeitraum ist die Zeit zwischen dem 15. Januar und 31. August (in Ausnahmefällen 15. Juli). Für die Landwirtschaft sind die Nachwirkungen der Rotationsbrachetypen auf die Folgefrucht (hier Winterweizen) entscheidend. Um diese Nachwirkungen möglichst wenig zu beeinflussen, wurde in unserem Fall auf eine wendende Bodenbearbeitung vor der Aussaat des Weizens verzichtet, sondern nur flach gegrubbert, um z.B. im Boden befindliche Insektenlarven zu schonen (s. Kap. 2).

Nachdem für Spinnen erste Erkenntnisse zu Auswirkungen der o.g. Rotationsbrachetypen vorliegen (WEIß & BÜCHS 1997), wird hier als Stellvertreter flugunfähiger, epigäisch aktiver, polyphager Prädatoren der Laufkäfer *Carabus granulatus* herausgegriffen, eine Art, die typisch ist für feuchte Böden (KOCH 1989). Für diese Art wurden Parameter ausgewertet, die für die Ausprägung der "physiologischen Fitness" und den Reproduktionserfolg der Art relevant sind.

Greift man sich in Abb. 9a, b zunächst die Körpergröße heraus, so zeigen sich in den einzelnen Brachetypen praktisch keine Unterschiede. Dies ist auch nicht anders zu erwarten, da sich der Parameter Körpergröße (ermittelt über die Elytrenlänge) ausschliesslich auf die Lebensbedingungen des Käfers als Larve bezieht und mit der Metamorphose zur Imago fixiert wird. Die Larvalentwicklung von *C. granulatus* vollzog sich jedoch bereits vor Einrichtung der Rotationsbrachen unter den einheitlichen Bedingungen der Vorkultur Winter-raps. Daher eignen sich die fehlenden Unterschiede in der Körpergröße sehr gut als Beleg dafür, dass zu Versuchsbeginn in allen Varianten gleiche Ausgangsbedingungen herrschten.

Die Rangfolge der Brachetypen richtete sich in Abb. 9a,b nach der Ausprägung des sog. "Reproduktionsindex". Diese Rangfolge wurde auch für alle weiteren betrachteten Parameter wie z.B. Gewicht, Körpergröße, Aktivitätsdichte konstant beibehalten. Der "Reproduktionsindex" ist eine Zusammenfassung verschiedener reproduktionsrelevanter Größen zwecks vereinfachter Darstellung. Er setzt sich aus dem Produkt der Aktivitätsdichte mit dem Weibchenanteil, dem Anteil eitrager Weibchen und der Anzahl Eier/Weibchen zusammen.

Das Ergebnis zeigt, dass für *C. granulatus* die besten Reproduktionsbedingungen offenbar in den beiden Bienenweiden (Raiffeisen-, Tübinger Mischung) und im Ölrettich vorherrschen, die schlechtesten dagegen in der von *Phacelia*-dominierten Variante. Auch das Körpergewicht der Käfer folgt ungefähr der Ausprägung des Reproduktionsindex. Insgesamt sind durchaus Parallelen zur Rangfolge der Ökotypen bei den Spinnen (z.B. beim Ölrettich, *Phacelia*/Alexandrinerklee; s. WEIß & BÜCHS 1997) erkennbar, so dass sich auf Basis des aktuellen Auswertungsstandes schon mehrfach positiv- (wie z.B. Ölrettich) oder eher negativ- (z.B. *Phacelia*/Alexandrinerklee) Rotationsbrachetypen herauskristallisieren, wenn auch diese Erkenntnisse noch weiterer Bestätigung bedürfen.

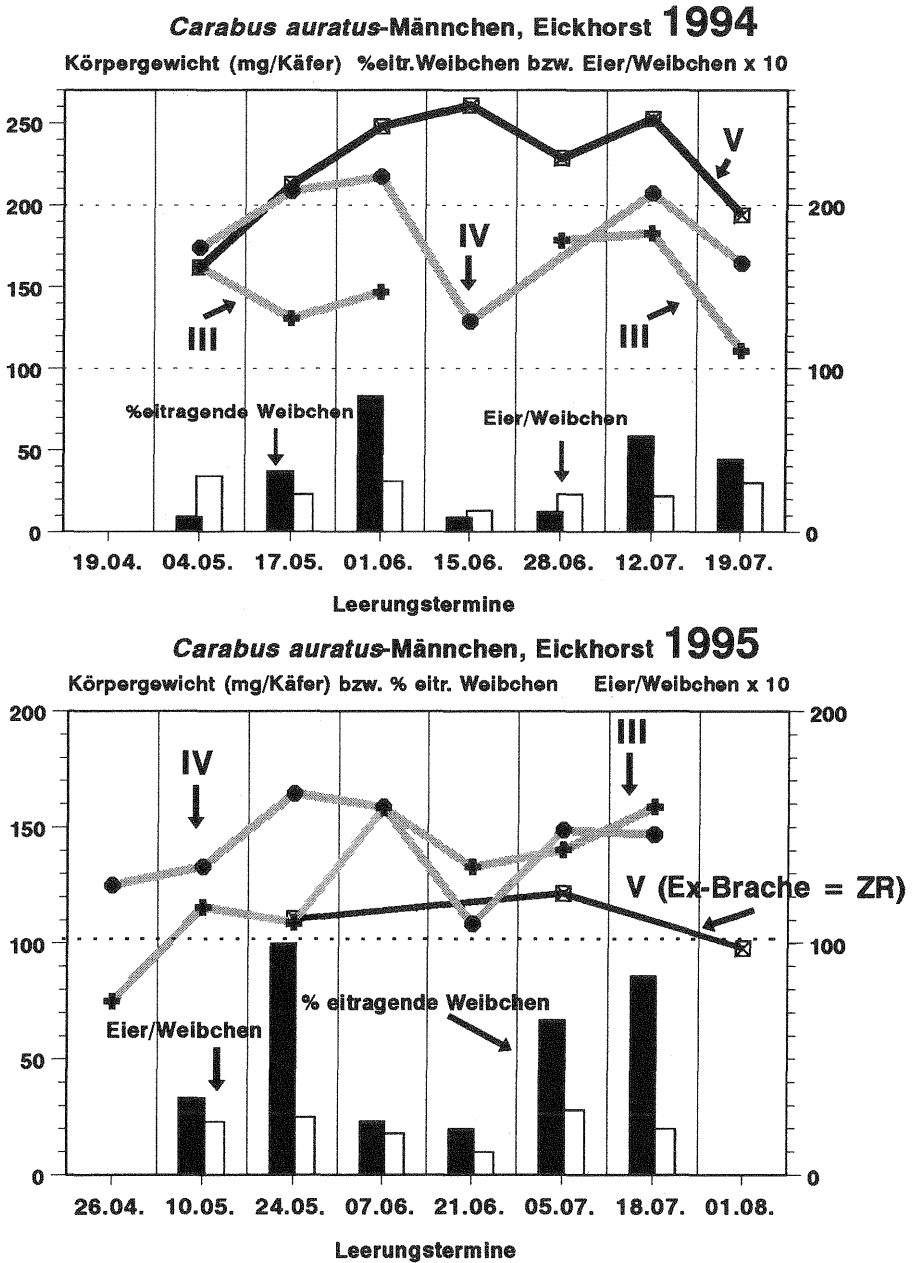
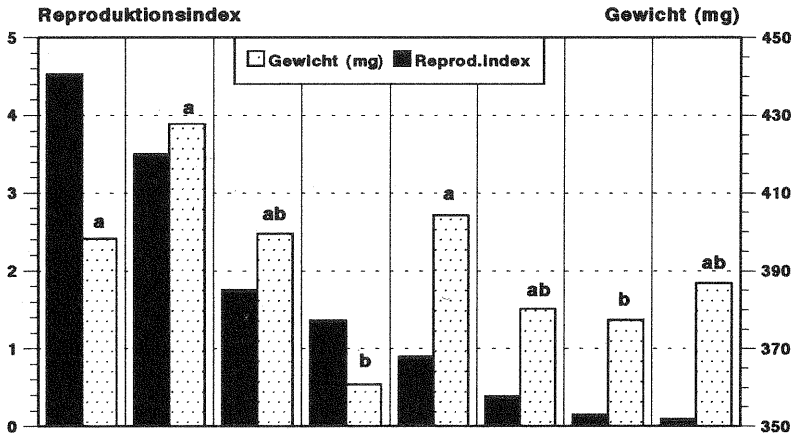


Abb. 8: Entwicklung des Körpergewichtes von *Carabus auratus*-Männchen in abgestuft extensiv bewirtschafteten Kulturflächen (III, IV) und selbstbegründer Dauerbrache (V) vor (oben) und nach dem Umbruch und Zuckerrüben Aussaat (unten). Darstellung der Phänologie des Anteils eitrager Weibchen und Eier/Weibchen [Multiplikator: 10] zur Orientierung zwecks Abschätzung des temporären Einflusses von Reproduktionsaktivitäten auf die Gewichtsveränderungen der Männchen

Carabus granulatus (Weibchen)



Barberfallenfänge April-Juni 1996

Körpergewicht = Frischgewicht

Reproduktionsindex = Ind./Falle x %Weibchen x %eitr.Weibchen x Eier/Weibchen

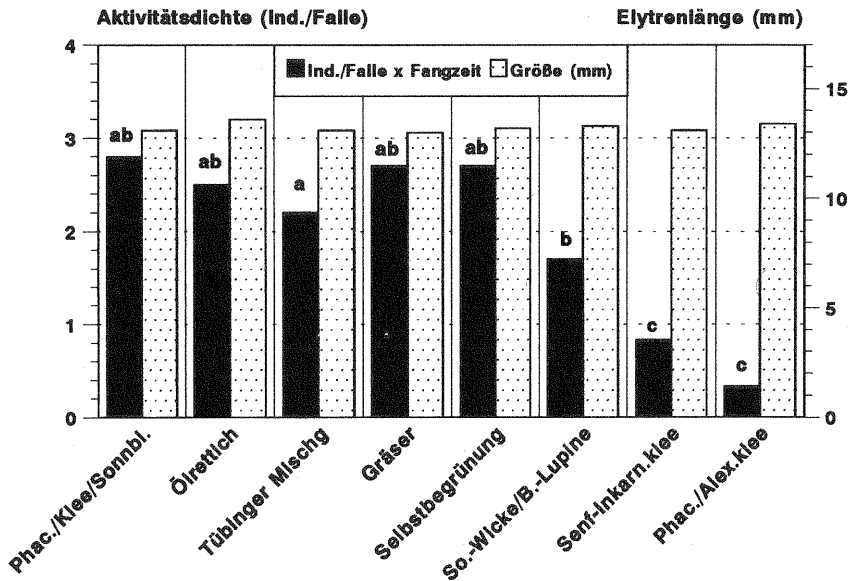


Abb. 9a, b: Auswirkungen verschiedener Rotationsbrachetypen auf Körpergröße, -gewicht, Aktivitätsdichte und andere reproduktionsrelevante Parameter bei *Carabus granulatus* (weitere Erläuterungen s. Text und Kap. 2); unterschiedliche Buchstaben bedeuten Signifikanz (Gewicht: T-Test; $p < 0,10$; Aktivitätsdichte: Man-Whitney-U-Test; $p < 0,10$)

Dipteren. Die ausschliesslich mit Bodenphotoektoren ermittelten Schlüpfabundanzen der Dipteren unterschieden sich auf Familienniveau in den einzelnen Rotationsbrachetypen nicht sehr stark: Die meisten Dipteren schlüpften in der Gräsermischung und der ebenfalls stark von Gräsern dominierten Selbstbegrünung. In allen Varianten entfielen etwa 90% der Individuen auf die Sciaridae (Trauermücken), Cecidomyiidae (Gallmücken), Phoridae (Buckelfliegen) und Sphaeroceridae (Dungfliegen). Sciaridae, Sphaeroceridae und Phoridae sind i.d.R. saprophag, also Zersetzer; bei den Cecidomyiidae kommen verschiedene Ernährungsweisen vor. Die Bevorzugung der gräserdominierten Rotationsbracheformen wird in erster Linie von saprophagen Sphaeroceridae und den Trauermückenarten *Scatopsciara vivida* und *S. vitripennis* hervorgerufen. Die geringsten Schlüpfabundanzen der Dipteren insgesamt und insbesondere der letztgenannten Taxa wurden im Gelbsenf/Inkarnatklees und Ölrettich ermittelt, also zwei von Kreuzblütlern dominierten Rotationsbrachevarianten. Angesichts der Vorfrucht Winterrapss führen die Brachetypen mit hohem Anteil an Kreuzblütlern zur Begünstigung der Kohlschotenmücke (*Dasineura brassicae*), die auch Winterrapsschoten befallt: Die Kohlschotenmücke erreichte in den kreuzblütlerdominierten Brachevarianten (Ölrettich, Gelbsenf, Tübinger Mischung) die höchsten Schlüpfabundanzen. Diese Brachetypen sind daher für Rapsfruchtfolgen nur bedingt geeignet. Die drei carnivoren Familien Empididae, Hybotidae (Tanzfliegen) und Dolichopodidae (Langbeinfliegen) wurden ähnlich wie die Zersetzer mit den höchsten Schlüpfabundanzen in der Selbstbegrünung und den niedrigsten im Ölrettich registriert. (WEBER & BÜCHS 1999).

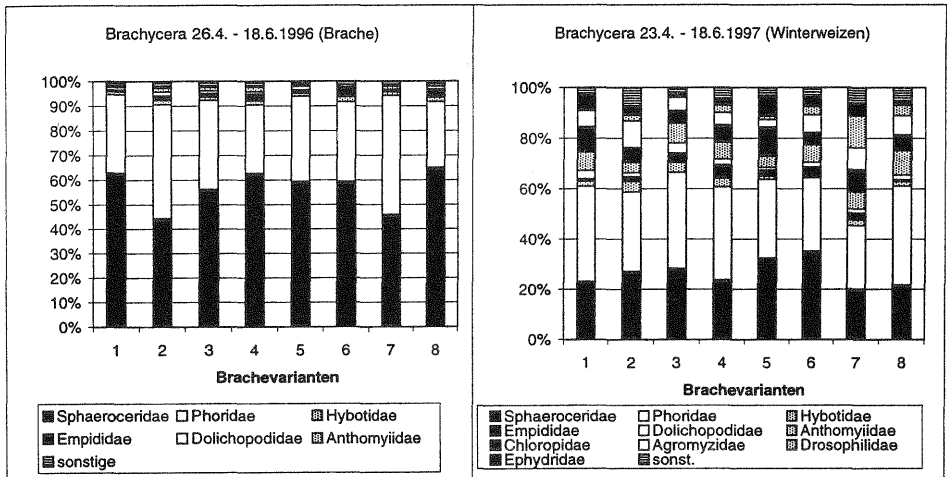


Abb. 10: Anteile von Brachycera-Familien am Gesamtumfang im Vergleich der Auswirkungen verschiedener Rotationsbracheformen während der Stilllegungsphase und in der Folgefrucht Winterweizen (Bodenphotoektoren, Wendhausen 1996/97; 1-8 = Rotationsbrachetypen: s. Methodik)

Um die Unterschiede zwischen dem Stilllegungsjahr und dem Folgejahr mit Winterweizenanbau vergleichen zu können wurden gleiche Zeiträume gegenübergestellt. Es zeigten sich in allen Rotationsbrachetypen recht ähnliche Tendenzen: Bei den Nematocera nahm der Anteil der Gallmücken zuungunsten der Trauermücken zu. Bei den Brachycera (Fliegen)

waren die prozentualen Anteile der einzelnen Familien an der Gesamtemergenz erheblich ausgeglichener als im Brachejahr. Es deutet sich somit an, dass die Stilllegung generell (unabhängig davon, in welcher Form sie durchgeführt wird) bei Brachycera im Folgejahr eine Steigerung der Diversität auf den Ackerflächen bewirkt.

Zusammenfassung

Zusammengestellt aus verschiedenen Untersuchungen gibt der Beitrag einen gestrafften Überblick über die zoozönotischen Auswirkungen von Flächenstilllegungen und Extensivierungsmaßnahmen. Aufbauend auf einer kurzen Darstellung der gegenwärtigen politischen Rahmenbedingungen werden Aktivitätsdichten und Schlupfabundanzen bzw. Emergenzraten zur Stilllegung und zum Grad der Extensivierung in Beziehung gesetzt. / Im Rahmen der Untersuchungen konnten unter der Wirbello-senfauna bewirtschafteter Ackerflächen Indikatoren identifiziert werden, die eine Intensivierung und/oder Extensivierung der Produktion mit hoher Genauigkeit anzeigen. / Beim Vergleich von Dauerbrachen und bewirtschafteten Flächen konnte dargestellt werden, dass auf sandigem Lehmboden saprophage Fliegen mit bodenlebenden Larven sowohl in Brachflächen als auch in Blattfrüchten die dominante trophische Gruppe bilden, nicht jedoch in Winterroggen. In ackerbaulichen Kulturen erreichten zoo- und phytophage Brachycera deutlich höhere Anteile als unter den Bedingungen einer Dauerbrache. Typische Schadorganismen (z.B. *Delia coarctata* – Brachfliege, *D. floralis* – Kleine Kohlflege) waren umso stärker vertreten, je intensiver gewirtschaftet wurde. In der Dauerbrachfläche wurden zwar erheblich mehr Anthomyiidae-Arten (Blumenfliegen) nachgewiesen, schädliche Arten jedoch nur in ausgesprochen geringen Dichten. Ähnliche Verhältnisse konnten auch bei anderen ackerbaulich relevanten Schadorganismen taxon beobachtet werden wie z.B. Blattläuse, Fransenflügler oder Moosknopfkäfer (*Atomaria* spp.). / Interaktionen zwischen Brachen und Kulturflächen waren bei zoophagen Wanzen offensichtlich: Insbesondere die räuberischen Nabidae (Dolchwanz) schlüpfen und entwickelten sich vorzugsweise in unbewirtschafteten Arealen und wechselten in die Felder, sobald sie das flugfähige Imago stadium erreicht hatten, um dort z.B. Blattläuse und andere Beutetiere zu jagen. / Für Spinnenarten und ausgewählte Laufkäferarten konnte gezeigt werden, dass insbesondere der Umbruch von Brachflächen vor der Wiederaufnahme der Bewirtschaftung zu einem völligen Zusammenbruch der Populationen solcher Prädatorentaxa führt, die während der 5-jährigen Stilllegungsphase hohe Dichten erreicht hatten. Mit dem Umbruch veränderte sich das Artenspektrum dieser Taxa schlagartig zu einer Zoozönose mit Dominanz von (Pionier-)Arten, die für stark gestörte Flächen wie z.B. intensiv bewirtschaftete Felder charakteristisch sind. Solche Effekte waren erheblich gravierender bei Umbruch und Aussaat im Frühjahr. Die Ergebnisse lassen den Rückschluss zu, dass positive Effekte von Dauerbrachen (z.B. Biodiversitätssteigerung, erhöhte physiologische Fitness der Antagonistenpopulationen) bei Wiederinkultur längerfristig konserviert werden können, wenn Winterfrüchte (z.B. sog. „Rübenweizen“) in Verbindung mit einem späten Umbruch- und Aussaattermin sowie reduzierter Bodenbearbeitung angebaut werden. / Der Vergleich verschiedener Rotationsbrachetypen erbrachte eine unterschiedliche Qualität der Reproduktionsbedingungen, Nahrungsverfügbarkeit etc. für Spinnen und ausgewählte Laufkäferarten. Weitere Ergebnisse vermittelten den Eindruck, dass kreuzblütlerreiche Rotationsbrachetypen *Dasineura brassicae* (Kohlschotenmücke) fördern und Rotationsbrachen mit nachfolgender reduzierter Bodenbearbeitung generell zu einer höheren Diversität von Brachycerentaxa in der Folgefrucht führen.

Danksagung

Für technische Hilfen bei der Durchführung der Freilandversuche und Vorsortierung des Arthropodenmaterials danken wir recht herzlich Frau S. Urban, Frau R. Polock, Frau E. Päs, Frau Ch. Winkler, Herrn J. Siegert, Herrn Ch. Kerl, Herrn J. Liersch und Marko Kekemenis. Dem Studienzentrum für Landwirtschaft und Umwelt der Universität Göttingen, danken wir für die Bereitstellung der Versuchsflächen in Eickhorst.

4 Literatur

- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. – J. Elish. Mitchell Sci. Soc. **46**, 259-266.
- BASEDOW, T. (1973): Der Einfluß epigäischer Raubarthropoden auf die Abundanz phytophager Insekten in der Agrarlandschaft. – *Pedobiologia* **13**, 410-422.
- BEHRE, G. F. (1989): Freilandökologische Methoden zur Erfassung der Entomofauna (Weiter- und Neuentwicklung von Geräten). *Jber. naturwiss. - Ver. Wuppertal* **42**, 238-242.
- BÜCHS, W. (1991): Einfluß verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsintensitäten auf die Abundanz von Arthropoden in Zuckerrübenfeldern. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990)*, Bd. **20/1**, 1-12.
- BÜCHS, W. (1993): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten auf die Arthropodenfauna von Winterweizenfeldern. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Zürich 1992)*, Bd. **22**, 27-34.
- BÜCHS, W. (1994a): Auswirkungen von selbstbegrünender Dauerbrache und abgestuften Extensivierungsmaßnahmen auf Laufkäfer der Gattungen *Carabus*, *Calosoma* und *Cychrus*. - *D.G.a.a.E. Nachrichten* **8** (2), 31-33.
- BÜCHS, W. (1994b): Förderung von großen Laufkäferarten (Gattungen *Carabus*, *Calosoma*, *Cychrus*) durch selbstbegrünende Dauerbrache und abgestufte Extensivierungsmaßnahmen. - *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* **301**, 47.
- BÜCHS, W. (1994c): Auswirkungen der Brache auf die Fauna. In: FELGENTREU, G. & H. BECKER (Bearb.): *Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf den Naturhaushalt*. - *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* **303**, 41-57.
- BÜCHS, W. (1994d): Reduzierter Insektizideinsatz im Winterraps gegen den Gefleckten Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus pallidactylus* [MRSH.]) und andere im Frühjahr auftretende Rapsschädlinge. - *Verhandlungsband des Rapssymposiums in Rostock am 13./14. Oktober 1994*, 115-119.
- BÜCHS, W. (1994e): Effects of different input of pesticides and fertilizers on the abundance of arthropods in a sugar beet crop: an example for a long-term risk assessment in the field. - In: DONKER, M. H., EUSACKERS, H. & F. HEIMBACH (eds.): *Ecotoxicology of Soil Organisms*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida (USA), 303-321.
- BÜCHS, W., HARENBERG, A. & J. ZIMMERMANN (1997): The invertebrate ecology of farmland as a mirror of the intensity of the impact of man? - An approach to interpreting results of field experiments carried out in different crop management intensities of a sugar beet and an oil seed rape rotation including set-aside. – In: KROMP, B. & J. MEINDL (eds.): *Entomological Research in Organic Agriculture*, 83-107, AB Academic Publishers, Oxon (UK)
- FUNKE, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. – *Ecological Studies* **2**, 81-93.
- HARENBERG, A. (1997): Auswirkungen einer selbstbegrünenden Dauerbrache sowie unterschiedlich intensiv geführter Anbausysteme in verschiedenen Fruchtfolgen auf Struktur und Dynamik von Spinnenzönosen (Arachnida: Araneae). - *Dissertation TU Braunschweig, Braunschweig*, 276 S.

- HATTWIG, F. (1996): Wanzen und Zikaden (Heteroptera; Homoptera, Auchenorrhyncha) in selbstbegründer Dauerbrache und unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten einer Rapsfruchtfolge. - Diplomarbeit TU Braunschweig, Braunschweig, 95 S. + Anhang.
- HATTWIG, F. & W. BÜCHS (1996): Epigäisch aktive räuberische Wanzen in selbstbegründer Dauerbrache und abgestuft extensiv bewirtschafteten Kulturflächen. - D.G.a.a.E.-Nachrichten **10** (2), 40-41.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas – Ökologie 1. – 440 S., Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- MÜLLER, L. (1991): Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Wirbellose. – Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement **10**, 41-70.
- PRESCHER, S. & W. BÜCHS (1997): Zum Einfluß abgestufter Extensivierungsmaßnahmen und selbstbegründer Dauerbrache im Ackerbau auf funktionelle Gruppen der Brachycera (Diptera). – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **27**, 385-391.
- PRESCHER, S. & W. BÜCHS (1998): Der Einfluß abgestufter Extensivierungsmaßnahmen im Raps- und Erbsenanbau auf nützliche Fliegen (Diptera, Brachycera). – Gesunde Pflanzen **50**, 213-218.
- PRESCHER, S. & W. BÜCHS (1999): Fliegenzönosen (Diptera, Brachycera) aus abgestuft extensiv bewirtschafteten Raps- und Erbsenkulturen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **29**, 265-269.
- SCHERNEY, F. (1959): Unsere Laufkäfer. – Neue Brehm-Bücherei, 79 S., Wittenberg.
- SCHMIDT, W., WALDHARDT, R., KUPER, H. & R. MROTZEK (1991): 7 Geobotanische Untersuchungen. – In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DER GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT GÖTTINGEN (Hrsg.): Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge – Bericht für das Jahr 1991, 57-62.
- SCHMIDT, W., WALDHARDT, R. & R. MROTZEK (1995): Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau: Auswirkungen auf Flora, Vegetation und Samenbank – Ergebnisse aus dem Göttinger INTEX-Projekt. – Tuexenia **15**, 415-435.
- TEIWES, K. (1997): 3 Standortbedingungen. - In : GEROWITT, B. & M. WILDENHAYN (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau, 25-34.
- TISCHLER, W. (1965): Agrarökologie. – 499 S., 1. Aufl., VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- WEBER, G. & W. BÜCHS (1999, im Druck): Der Einfluß unterschiedlicher Rotationsbrachetypen auf landwirtschaftlich relevante Diptera. - Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie, Basel 1999.
- WEIß, B., BÜCHS, W. & A. HARENBERG (1997): Entwicklung der Spinnenfauna nach Umbruch einer sechsjährigen selbstbegründer Dauerbrache. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **27**, 379-384.
- WILDENHAYN, M. & B. GEROWITT (1997): 2 Anbausysteme. - In : GEROWITT, B. & M. WILDENHAYN (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau, 13-23.

W. BÜCHS et al.: Zoozönoseentwicklung bei Stilllegung und Extensivierung

Tab. I (Anhang): Aktivitätsdichten (Ind./Falle) und Emergenzraten (Ind./0,25m²) ausgewählter zoologischer Taxa in Winterroggen (WRo), Winterraps (WRa), Phacelia-Zwischenfrucht und Futtererbse (FER) und selbstbegründende Dauerbrache (Bra) abgestuft extensiv geführter Anbausysteme (I-V); Eickhorst, März 1992 – Juli 1993; fett = auffallend hohe Werte, kursiv = auffallend niedrige Werte; Statistik: Mann-Whitney-U-Test, p < 0,05, verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an; auf Signifikanztest für Anbauperiode Winterraps bzw. Phacelia/Futtererbse wurde verzichtet, da zeitweise unterschiedliche Fallenzahl (August-Oktober 4 Eklektoren, 6 Barberfallen/Variante; November-Juli je 8 Eklektoren und 8 Barberfallen)

Taxon	Barberfallen (Ind./Falle)					Bodenphotoeektoren (Ind./0,25 m ²)				
	März-Juli 1992					März-Juli 1992				
	WRo	WRo	WRo	WRo	Bra	WRo	WRo	WRo	WRo	Bra
	I	IIb	III	IV	V	I	IIb	III	IV	V

Überwiegend räuberische Taxa

STAPHYLINIDAE

Staphylinidae (übrige)	10,7 ab	18,0 a	13,0 ab	15,7 ab	9,8 b	6,8 a	12,0 b	9,3 ab	3,5 a	15,8 b
Staph.-Larven	12,7 ab	8,8 ac	20,7 ab	13,8 ab	3,5 c	13,5 ab	5,3 a	52,8 b	7,0 ab	7,8 a
Aleocharinae*	36,5 ab	29,8 a	68,3 b	44,3 a	39,7 a	28,3 ab	20,5 ab	51,3 b	27,3 a	26,0 a
Anotylus (rugosus)*	0,3	0,0	0,3	0,5	0,0	1,3 a	0,3 ab	1,0 a	0,0 b	0,0 b
Lathrobium spp.	2,3 ab	1,5 a	7,0 b	6,7 bc	1,8 ac	0,8	0,3	0,0	0,0	0,5
Philonthus spp.	22,0 a	4,2 a	1,8 a	16,5 b	17,8 b	1,0 ab	3,8 a	3,8 ab	0,3 b	6,3 a
Tachinus spp.	0,5 a	0,5 a	2,8 a	2,0 a	0,7 a	0,3	1,0	0,3	0,0	0,0
Tachyporus spp.*	21,2 a	15,8 bc	33,7 a	12,7 bd	10,8 acd	8,8 a	7,3 a	4,8 a	2,5 b	10,8 a

CARABIDAE

Carabidae (übrige)	0,5 a	1,0 ab	1,8 ab	0,2 b	17,4 c	0,3 ab	0,0 a	1,0 a	0,8 a	11,8 b
Carabidae-Larven	0,2 a	2,3 b	9,3 c	12,0 c	48,7 d	0,5 ab	2,0 a	1,0 b	2,5 ab	16,0 c
Agonum spp.	0,3 a	0,3 a	0,7 a	3,3 ab	0,0 a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bembidion spp. (übrige)	0,0 a	0,0 a	0,2 a	1,8 b	0,17 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	2,3 b	0,0 a
Bembidion quadrimaculatum	0,2 a	0,3 a	0,0 a	4,5 b	0,0 a	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
Bembidion tetracolum	0,3 a	3,7 b	8,7 c	32,2 d	0,0 a	0,0 a	0,5 ab	6,3 b	2,0 b	0,3 a
Calathus spp. (übrige)**	12,3 a	4,8 ab	3,2 b	3,3 bc	17,5 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	5,0 ab	16,3 b
Calathus melanocephalus**	3,5 ac	0,8 b	2,7 c	0,2 b	5,7 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,3 a	8,3 b
Carabus auratus	0,3 a	0,5 a	1,5 ab	2,0 b	96,5 c	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	2,0 a
Carabus cancellatus	0,0 a	1,8 b	1,3 b	8,5 c	0,3 a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Carabus coriaceus	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	4,6 b	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Carabus nemoralis	0,2 a	0,2 a	0,2 a	0,7 a	15,3 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	4,3 a
Harpalus spp. **	6,1 a	4,8 a	6,8 a	18,8 b	24,0 b	1,3 a	0,25 b	0,0 b	1,5 ab	17,0 c
Loricera pilicornis	2,7 a	3,8 ab	4,3 b	1,7 ab	0,0 c	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Platynus (dorsalis)	2,8 a	8,8 ab	17,7 b	2,7 a	0,2 c	0,0 a	0,3 ab	3,3 b	0,5 ab	0,3 ab
Poecilus spp.	0,2 a	0,7 ab	0,8 b	5,3 c	56,2 d	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	1,3 b
Pterostichus melanarius**	0,8 a	1,3 ab	2,5 ac	3,2 bc	166,2 d	0,0 a	0,0 a	0,25 a	0,0 a	53,5 b
Trechus (quadristriatus)	5,7 a	3,2 a	5,3 a	8,8 a	3,8 a	2,5 a	0,5 b	1,8 ab	2,8 ab	11,5 c

Übrige Prädatoren (flugunfähig oder selten bzw. nur zeitweise flugaktiv)

Araneae-Adulte III-VII	244,5 a	315,2 b	270,3 a	162,5 c	275,0 a	36,0 a	49,0 b	50,0 b	62,0 b	174,0 c
Araneae-Juven III-VII	19,0 a	48,0 b	49,0 b	46,2 b	101,3 c	33,0 a	35,0 a	52,0 b	32,0 a	486,0 c
Cantharidae-Larven (Col.)	0,0 a	0,3 ab	0,4 ab	1,3 ab	1,7 b	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chilopoda	0,0 a	0,8 ab	0,7 ab	0,7 b	2,0 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,25 a	2,3 b
Coccinellidae-Larven (Col.)	9,7 a	7,8 a	14,0 a	10,0 a	0,2 b	1,3 ab	0,5 ab	0,5 ab	5,3 bc	18,5 c
Dermaptera	3,3 a	3,7 a	3,5 a	1,9 a	42,8 b	0,0 ab	0,0 ab	0,0 ab	1,0 b	9,5 bc
Formicidae (Hymenoptera)	3,7 a	3,7 a	4,2 a	62,5 b	6,7 a	0,0 a	0,3 ab	0,3 ab	16,0 b	37,3 c
Opiliones	5,3 a	19,7 b	21,8 b	18,7 b	16,5 b	0,0 a	0,0 a	0,3 ab	1,0 b	5,0 c
Planipennia-Larven	9,2 a	4,2 ab	5,0 ab	4,0 b	0,2 c	6,5 ab	9,0 a	6,5 ab	4,0 bc	2,3 c

Barberfallen (Ind./Falle)

März-Juli 1992

WRo	WRo	WRo	WRo	Bra
I	IIb	III	IV	V

Bodenphosoklektoren (Ind./0,25 m²)

März-Juli 1992

WRo	WRo	WRo	WRo	Bra
I	IIb	III	IV	V

Taxon

Übrige Prädatoren und Parasitoide (flugfähig)

Cantharidae (Coleoptera)	0,5 a	0,7 a	1,0 a	0,3 a	0,2 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,5 ab	1,5 b
Coccinellidae (Coleoptera)	1,8 a	3,3 ab	2,5 ab	5,8 b	2,7 ab	0,0 a	0,0 a	0,3 ab	1,8 b	2,3 b
Empidoidea (Brachycera)	9,3 a	15,8 ab	20,0 b	17,0 ab	0,8 c	5,3 ab	17,0 a	14,0 ab	6,0 ab	3,8 b
Planipennia	0,2	0,2	0,7	0,0	0,0	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Rhagionidae (Brachycera)	0,8 ab	1,3 a	1,5 ab	0,3 b	1,3 ab	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0
Hymenoptera parasitica	42,7 a	75,7 b	128,7 c	229,5 d	25,5 e	44,8 a	53,0 a	97,5 bc	85,0 bc	215,0 c

(Überwiegend) Phytophage bzw. an Kulturpflanzen (potentiell) schädigende Taxa

Amara spp. (Carab.)***	17,7 ab	9,5 a	8,2 ab	13,0 a	31,2 b	0,3 ab	0,8 a	0,0 a	1,5 a	24,0 c
Atomaria spp. (Cryptophag.)	82,9 a	49,0 b	55,7 b	18,5 c	1,3 d	16,1 a	6,8 bc	7,3 b	2,3 c	3,8 bc
Clivina fossor (Carab.)***	1,0 a	3,3 ab	1,8 ab	4,3 b	8,3 c	1,5 a	9,8 a	5,0 a	1,3 a	2,5 a
Elateridae (Coleoptera)	8,3 a	13,3 ab	18,8 b	13,2 ab	0,17 c	4,0 a	5,8 a	11,5 a	2,0 a	0,0 b
Lema spp. (Chrysomelidae)	0,2 a	0,2 a	0,0 a	0,0 a	8,0 b	0,3 a	0,3 a	0,3 a	0,0 a	13,3 b
Chrysomelidae (übrige)	1,2 ab	0,3 a	0,3 a	0,3 a	11,5 b	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Curculionidae (Coleoptera)	1,6 a	4,3 a	3,5 a	1,2 a	2,0 a	0,7 a	1,0 a	0,8 a	1,8 ab	3,8 b
Brachycera (übrige)	32,3 a	59,3 b	79,5 ab	43,7 ab	34,2 a	14,9 ab	36,3 a	14,3 b	22,3 ab	24,5 ab
Anthomyiidae (Brachycera)	62,0 a	67,6 ab	55,8 a	74,5 a	37,5 b	21,2 a	10,0 ac	2,0 b	3,8 bc	8,8 abc
Oscinella spp. (Chloropidae)	13,7 a	3,7 b	6,3 ab	42,2 c	5,7 ab	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Dasineura brassicae-Larven	0,2 a	0,2 a	12,0 ab	2,8 b	0,2 a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bibionidae (Nematocera)	5,8 ac	8,8 ab	10,0 bd	3,2 ac	5,2 ad	2,0 ab	0,0 a	5,0 b	0,5 ab	4,8 b
Aphidina (Homoptera)	494,8 a	304,5 ab	385,0 a	167,7 b	139,0 c	357,0 a	384,0 ab	257,5 ab	187,3 b	20,3 c
Cicadina (Homoptera)	16,2 ac	9,7 ab	10,0 ab	3,7 b	27,0 c	4,8 a	5,3 a	1,5 b	4,0 ab	41,8 c
Heteroptera****	10,5 abc	5,8 a	6,8 a	15,7 b	22,0 bc	5,6 a	5,5 a	5,3 a	6,0 a	59,8 b
Lepidoptera	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0 a	0,0 a	0,3 a	0,0 a	4,0 b
Lepidoptera-Larven	0,2 a	1,3 a	0,8 ab	1,7 b	4,8 c	1,5 a	1,0 a	0,3 a	0,5 ab	1,0 a
Saltatoria***	0,2 a	0,2 a	0,0 a	0,2 a	6,0 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	3,5 b
Thysanoptera****	15,7 a	13,4 a	17,0 a	21,8 a	0,5 b	1285,0 a	786,8 b	905,0 b	368,5 c	26,3 d

Überwiegend an Zersetzungsprozessen beteiligte Taxa

Diptera-Larven*****	2,8 a	0,8 a	19,3 b	1,2 a	1,0 a	2,3 a	1,3 a	0,8 a	1,0 a	7,0 a
Nematocera (übrige)*****	0,7 ab	1,0 ab	2,2 a	0,2 b	0,3 b	2,3 a	0,5 ab	0,0 b	0,0 b	1,8 ab
Cecidomyiidae (Nemat.)*****	124,7 a	65,7 ac	63,0 bd	37,8 cd	0,2 e	33,4 a	31,5 a	50,5 ab	63,0 b	28,5 a
Chironomidae (Nematocera)	1,8 ab	2,3 a	1,5 ab	2,0 bc	0,0 c	1,0 ab	13,8 b	0,0 a	3,8 a	1,0 a
Sciaridae (Nematocera)	36,3 a	37,0 a	57,0 a	32,7 a	5,3 b	4,3 a	12,0 a	8,8 ab	15,0 ab	18,3 b
Phoridae (Brachycera)	16,4 a	14,2 a	12,3 a	11,0 a	86,0 b	0,3 a	4,3 bc	6,5 bd	2,0 ac	42,0 d
Acarina****	22,3 a	79,8 ab	34,0 a	68,8 b	1395,0 c	103,5 a	95,3 a	126,5 a	71,0 a	107,0 a
Catopidae (Coleoptera)	0,8 a	1,0 ac	4,3 b	4,6 bc	70,8 d	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a	3,5 a
Lathridiidae (Coleoptera)	29,8 a	20,3 b	23,7 ab	20,8 a	1,3 c	19,3 a	10,8 a	9,3 ac	3,3 b	3,3 bc
Scarabaeidae (Coleoptera)	2,0 a	1,0 ab	1,8 ab	1,3 b	0,8 ab	0,8	0,3	0,5	0,0	0,8
Arthropleona (Collembola)	60,2 a	120,8 abc	304,0 b	613,8 c	1474,0 d	76,5 a	111,3 ac	268,3 b	166,3 bc	1100,0 d
Symphyleona (Collembola)	3,3 ad	16,5 bc	55,8 c	605,2 ab	2,5 d	9,5 a	95,5 b	152,3 b	180,8 b	4,3 a
Diplopoda	0,0 a	0,3 b	1,2 bc	2,3 c	24,7 d	1,5 a	0,3 a	0,0 a	0,0 a	15,3 b
Isopoda	0,2 a	0,8 a	9,0 b	15,3 c	55,5 bc	0,0 a	0,0 a	0,5 a	0,3 a	11,0 b

Sonstige Taxa

Coleoptera-Larven	10,0 a	13,7 a	16,3 a	31,2 b	122,2 c	36,8 a	29,5 a	31,0 a	12,8 b	98,8 a
Coleoptera (übrige)	2,3 a	4,5 ab	2,5 a	3,3 ab	5,0 b	0,3 a	0,5 a	0,8 a	1,8 a	62,0 b
Siphonaptera	4,7 a	10,3 b	6,0 a	2,7 a	3,7 a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Silphidae (Coleoptera)	3,0 a	4,7 a	6,7 a	8,2 a	304,2 b	0,0 a	0,8 ab	0,0 a	0,0 a	4,0 b

- * partiell mycetophag
- ** partiell phytophag
- *** partiell carnivor
- **** inkl. carnivorer Arten
- ***** inkl. phytophager Arten
- *****inkl. nicht saprophager Arten

Barberfallen (Ind./Fälle)

August 1992 - Juli 1993

WRa	WRa	WRa	FEr	FEr	Bra
1b	IIa	III	IIb	IV	V

Bodenphotoelektoren (Ind./0,25 m²)

August 1992 - Juli 1993

WRa	WRa	WRa	FEr	FEr	Bra
1b	IIa	III	IIb	IV	V

Taxon

Überwiegend räuberische Taxa

STAPHYLINIDAE

Staphylinidae (übrige)	30,2	24,8	25,6	14,6	17,5	31,0	18,9	25,5	38,5	21,5	21,5	19,9
Staphylinidae-Larven	29,6	29,2	39,4	37,5	40,8	5,6	32,7	92,4	67,4	12,3	15,0	2,1
Aleocharinae*	99,5	66,2	84,7	84,6	61,0	13,3	80,3	110,6	57,4	125,4	66,2	35,8
Anotylus (rugosus)*	0,9	0,9	0,1	1,3	1,0	0,0	0,1	0,8	0,1	0,5	1,7	0,5
Lathrobium spp.	0,6	0,3	0,5	0,4	0,5	0,7	0,1	0,3	0,4	0,1	0,0	0,0
Philonthus spp.	11,6	12,4	15,8	12,4	7,7	1,3	6,1	12,4	12,6	7,1	3,2	1,3
Tachinus spp.	11,6	54,5	3,9	26,8	2,9	2,5	0,2	11,8	0,0	0,1	0,1	0,3
Tachyporus spp.*	13,9	26,7	9,4	8,0	8,3	12,8	16,4	41,1	25,1	3,5	5,1	54,9

CARABIDAE

Carabidae (übrige)	1,1	1,6	1,4	1,7	2,5	5,3	1,0	0,1	0,8	2,4	0,4	7,9
Carabidae-Larven	25,2	13,5	23,1	15,5	29,3	72,9	34,1	4,2	8,3	3,8	7,7	17,1
Bembidion spp. (übrige)	1,8	0,7	4,5	2,1	6,9	0,2	0,3	1,4	3,4	0,6	1,4	0,4
Bembidion quadrimaculatum	0,1	0,4	0,0	7,2	3,5	0,2	0,8	0,3	0,1	2,7	5,3	0,2
Bembidion tetracolum	1,6	8,3	8,8	18,5	14,7	0,0	1,1	3,9	7,3	4,9	15,4	0,0
Calathus spp. (übrige)**	45,4	7,5	24,0	27,3	10,2	35,0	2,5	0,5	0,0	0,1	0,1	10,2
Calathus melanocephalus**	33,5	28,7	19,4	22,5	18,6	18,2	2,1	1,1	0,1	0,7	0,1	15,1
Carabus auratus	0,1	2,0	3,1	0,8	3,0	139,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Carabus cancellatus	0,0	0,3	0,8	0,3	1,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Carabus coriaceus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Carabus nemoralis	0,0	0,1	0,3	0,5	0,3	21,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0
Harpalus spp.**	43,9	9,2	74,1	18,2	24,6	38,2	4,5	5,3	16,0	0,8	2,5	21,7
Loricera pilicornis	1,4	1,5	2,9	0,6	0,4	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Platynus (dorsalis)	1,5	1,6	1,5	2,3	5,0	1,2	0,3	0,0	0,1	0,0	0,4	0,0
Poecilus spp.	8,6	5,5	13,5	10,7	8,5	56,7	0,1	0,9	1,6	0,0	0,1	2,0
Pterostichus melanarius**	13,4	5,1	31,1	27,2	37,1	309,3	1,9	4,5	7,6	3,9	0,7	26,9
Trechus (quadristriatus)	44,9	19,3	44,0	34,8	26,0	8,6	4,4	8,8	7,0	10,3	6,8	11,9

Übrige Prädatoren (flugunfähig oder selten bzw. nur zeitweise flugaktiv)

Araneae	296,8	197,3	244,2	94,9	63,0	202,5	39,7	25,8	36,7	11,4	13,0	35,3
Cantharidae-Larven (Col.)	5,2	5,5	12,0	12,3	15,5	4,0	1,3	1,7	5,6	2,1	5,5	4,4
Chilopoda	0,7	0,3	0,8	0,7	0,8	3,1	0,0	0,1	1,3	0,3	0,1	2,5
Coccinellidae-Larven (Col.)	3,9	0,4	0,8	20,2	12,4	3,0	1,5	0,6	0,5	10,8	12,9	6,3
Dermoptera	0,8	0,8	0,7	0,4	1,8	8,7	0,0	0,3	0,0	0,0	0,6	25,1
Formicidae (Hymenopt.)	4,9	4,6	1,1	2,9	37,3	18,1	1,2	1,1	3,5	1,3	8,3	64,0
Opiliones	2,3	2,4	5,7	6,0	9,0	33,9	0,0	0,0	0,5	0,0	0,9	7,0
Planipennia-Larven	1,5	0,4	1,2	1,3	0,4	1,4	6,4	2,6	3,3	4,2	4,3	1,0

Übrige Prädatoren und Parasitoide (flugfähig)

Cantharidae (Coleopt.)	2,2	1,5	2,4	1,9	1,5	0,2	0,1	0,5	1,6	0,1	0,6	0,4
Coccinellidae (Coleopt.)	4,1	3,1	3,5	19,5	25,5	1,2	2,1	1,5	2,9	3,8	3,7	1,7
Empidoidea (Brachycera)	5,7	8,6	6,5	6,5	6,0	3,3	6,0	11,9	14,8	6,6	11,3	5,4
Rhagionidae (Brachycera)	0,5	0,1	0,8	0,7	1,4	0,5	0,0	0,3	1,0	0,3	0,9	0,7
Planipennia	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	1,4	1,9	0,4	0,0
Hymenoptera parasitica	161,4	117,3	274,3	93,5	119,2	57,6	222,7	160,8	340,5	316,3	397,8	226,3

Barberfallen (Ind./Fälle)

August 1992 - Juli 1993

WRa	WRa	WRa	FEr	FEr	Bra
Ib	Ia	III	Iib	IV	V

Bodenphotoelektoren (Ind./0,25 m²)

August 1992 - Juli 1993

WRa	WRa	WRa	FEr	FEr	Bra
Ib	Ia	III	Iib	IV	V

Taxon

(Überwiegend) Phytophage bzw. an Kulturpflanzen (potentiell) schädigende Taxa

Amara spp. (Carabidae)***	111,3	113,5	85,8	19,7	15,6	34,9	18,5	47,3	21,9	2,0	3,8	18,5
Atomaria spp. (Cryptoph.)	60,3	65,5	33,2	101,9	100,6	0,7	26,9	49,5	29,4	47,6	93,0	2,2
Clivina fossor (Carab.)***	0,4	1,6	1,0	9,3	6,0	3,2	0,3	4,1	1,0	2,0	2,5	5,0
Elateridae (Coleopt.)	2,8	4,4	12,9	10,6	9,3	0,3	3,4	4,3	6,7	4,1	4,7	2,5
Lema spp. (Chrys.)	0,1	0,4	0,0	0,1	0,1	5,7	0,3	0,0	0,1	0,3	0,1	5,4
Phyllotreta-Gruppe (Chrys.)	8,5	10,5	4,1	2,1	0,6	4,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Psylliodes chrysocephala	0,4	1,0	0,0	0,5	0,0	0,3	4,6	5,8	0,1	0,1	0,0	1,5
Chrysomelidae (übrige)	0,1	0,3	0,8	1,6	1,6	1,7	0,0	0,0	0,1	1,5	0,3	1,5
Ceutorhynchus floralis (Curc.)	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,5	1,0	0,0	0,0	0,0
Ceutorhynchus napi (Curc.)	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0
Ceutorhynchus obstructus	0,8	1,4	0,6	0,1	0,1	0,0	6,0	2,4	11,8	0,2	0,0	0,0
Ceutorhynchus pallidactylus	1,2	6,0	2,0	0,9	0,6	0,2	18,1	20,5	23,9	3,2	0,5	0,2
Sitona spp. (Curculionidae)	0,0	1,1	0,1	38,5	43,3	1,0	0,4	1,1	0,1	38,1	50,3	1,3
Curculionidae (übrige)	5,6	4,1	1,5	2,6	4,7	2,3	9,7	7,2	17,4	14,4	20,6	9,0
Meligethes spp. (Nitidulidae)	4,1	5,9	4,1	0,5	0,3	0,0	39,2	11,4	145,6	1,6	0,5	0,0
Meligethes-Larven (Nitidulid.)	8,9	3,3	35,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
Anthomyiidae (Brachycera)	156,1	117,2	100,1	58,5	59,9	17,7	18,8	50,6	21,7	26,9	20,8	7,4
Oscinella-Gruppe (Chlorop.)	15,4	1,0	17,1	20,4	23,3	6,9	1,3	0,6	0,3	0,4	0,6	0,2
Brachycera (übrige)	148,2	130,0	63,7	142,4	77,0	62,8	69,7	124,6	36,9	132,5	127,5	27,9
Bibionidae (Nematocera)	8,6	7,0	4,5	3,7	1,2	0,3	10,4	7,0	0,5	2,1	0,1	0,0
Dasineura brassicae (Nemat.)	7,6	13,7	7,5	1,2	0,9	0,2	362,5	353,2	471,6	8,6	1,3	14,5
Aphidina (Homoptera)	18,6	20,1	14,8	164,4	78,2	6,3	85,2	48,8	15,5	600,4	1133,9	27,3
Cicadina (Homoptera)	9,5	4,1	6,8	9,9	9,0	43,8	6,8	8,5	3,2	2,8	7,7	41,9
Psyllina (Homoptera)	0,8	0,0	0,4	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Heteroptera****	14,9	2,1	17,6	5,9	33,1	17,6	13,7	4,9	8,2	2,9	8,0	31,4
Lepidoptera	1,4	1,0	1,0	0,5	0,3	0,5	0,5	0,6	2,8	0,3	0,8	10,3
Lepidoptera-Larven	5,6	3,0	1,9	3,2	3,8	2,4	1,0	6,5	0,3	0,4	0,5	1,0
Saltatoria***	0,0	0,1	0,3	0,0	0,6	7,5	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	2,4
Stylommatophora (Gastropod.)	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6	19,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Thysanoptera****	1,4	2,1	3,3	0,6	6,0	0,0	209,2	141,1	658,6	180,1	290,3	40,0

Überwiegend an Zersetzungsprozessen beteiligte Taxa

Diptera-Larven*****	67,0	17,5	71,0	21,7	33,3	17,7	4,0	2,3	6,8	3,2	1,2	3,0
Nematocera (übrige)*****	2,6	8,2	4,7	2,4	1,5	6,1	0,8	9,3	1,0	0,5	0,3	97,1
Cecidomyiidae (Nemat.)*****	34,5	54,9	34,3	17,2	23,9	1,5	171,7	97,5	302,8	23,0	43,3	89,0
Chironomidae (Nematocera)	6,0	13,4	4,0	3,8	4,2	1,2	5,9	23,4	11,9	2,9	4,5	2,7
Sciaridae (Nematocera)	86,0	65,0	92,0	55,9	139,0	18,7	52,6	119,0	68,7	37,4	79,8	64,7
Phoridae (Brachycera)	50,6	41,0	42,7	22,1	37,6	153,1	62,9	62,4	58,6	22,3	34,1	90,6
Acarina****	52,2	163,2	93,5	143,1	332,7	2113,6	315,9	262,5	380,0	72,8	68,2	364,0
Anoplura	0,4	0,3	0,5	0,1	0,4	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Catopidae (Coleoptera)	0,6	2,0	1,2	1,2	3,2	62,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	1,3
Cryptophagidae (übrige)	0,9	4,4	4,4	0,7	1,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lathridiidae (Coleoptera)	28,9	13,3	31,3	20,3	11,7	2,4	78,8	88,7	101,1	38,1	38,4	7,5
Scarabaeidae (Coleoptera)	10,0	25,9	2,0	10,5	5,0	1,6	0,5	3,8	1,2	3,4	3,5	2,3
Arthropleona (Collembola)	523,1	741,4	1521,0	686,9	750,1	252,9	506,0	2147,0	1660,0	92,5	139,7	861,4
Symphyleona (Collembola)	3,6	3,4	52,7	259,2	179,2	59,1	37,2	126,6	155,4	49,8	80,0	74,7
Diplopoda	0,6	0,1	0,9	0,3	7,9	34,0	0,3	0,0	0,5	0,4	0,6	17,9
Isopoda	0,5	0,7	6,0	2,1	42,4	52,4	0,1	0,5	1,1	0,0	0,3	20,9
Psocoptera	2,6	3,2	0,3	1,3	0,5	6,0	2,8	17,5	2,4	1,4	0,4	34,9

Sonstige Taxa

Coleoptera-Larven	17,6	17,5	31,0	8,1	13,2	21,9	28,7	19,3	38,6	2,3	7,7	16,0
Coleoptera (übrige)	9,0	15,4	6,7	6,6	6,6	10,4	46,7	55,4	23,8	4,3	1,9	12,0
Gilischrochilus spp (Nitidul.)	1,0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,5	0,1	0,3	0,1	0,1	1,0	0,5
Histeridae (Coleoptera)****	12,6	10,7	10,6	16,2	12,4	0,0	2,9	9,3	8,9	1,0	0,6	0,3
Silphidae (Coleoptera)	3,1	7,2	8,6	16,8	39,6	225,0	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	1,4
Siphonaptera	3,4	6,3	2,4	7,6	3,4	16,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,7

* partiell mycetophag

** partiell phytophag *** partiell carnivor

****inkl. carnivorer Arten ***** inkl. phytophager Arten

W. BÜCHS et al.: Zoonoseentwicklung bei Stilllegung und Extensivierung

Ökologische Ausgleichsflächen im integriert-kontrollierten und ökologischen Anbau in Rheinland-Pfalz – Umsetzung und Akzeptanz

Habitat preservation programmes in the framework of the agro- environmental programme (FUL) in Rhineland-Palatinate - realisation and acceptance

Jörg Weickel

Abstract

Rhineland-Palatinate integrates several wide habitat preservation programmes in its agro-environmental programme (FUL). Farmers can choose between different programme varieties. Apart from pure habitat preservation programmes and pure agro-environmental integrated production programmes it is possible combining both goals. Very successful is the combination of 95% integrated production in arable land and 5 % field margin programme. This combination has been better accepted by farmers than a pure habitat preservation programme. This situation is caused by the lack of advice and information for the farmers about their opportunities to participate in the programme. A low level of education and a weak sensibility towards environmental issues amongst the farmers are further reasons.

1 Einleitung

Die Bewirtschaftungsintensität der Agrarlandschaften in Rheinland-Pfalz gliedert sich grundsätzlich in 2 Gruppen: dies sind einerseits Regionen mit intensiver Landnutzung, in denen von den Landwirten und Winzern lediglich Mindeststandards (z.B. im abiotischen Ressourcenschutz) beachtet und Naturschutzmaßnahmen nur begleitend durchgeführt werden. Andererseits handelt es sich um Gebiete mit vorrangig extensiver Landnutzung, welche durch klimatisch bedingte Nutzungseinschränkungen auch Artenschutzzielen nahe kommen.

Rheinland-Pfalz hat in den „Leitlinien ländliche Bodenordnung“ des Ministeriums für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau für beide Varianten Anforderungen an eine umweltverträgliche Landwirtschaft formuliert, welche sich verkürzt wie folgt zusammenfassen lassen:

- Rückstandsfreie Produktion von Nahrungsmitteln und Rohstoffen
- Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit
- Keine Belastung von Luft, Grund- und Oberflächenwasser durch Stoffausträge
- Erhaltung der Feldflurvegetation und Förderung von Biotopen, Resten der Naturlandschaft sowie Flora und Fauna
- Fruchtwechsel und Vermeidung von Monokulturen

2 Maßnahmenkatalog

Hinsichtlich dieser Anforderungen ergeben sich einige grundsätzliche Forderungen für einzelne Bewirtschaftungsmaßnahmen die teilweise schon vom Gesetzgeber geregelt sind. Folgende Kategorien lassen sich unterscheiden:

- Düngung
 - Standortgerechte Düngung: die zugeführten Nährstoffmengen sind an das Ertragspotential des Standortes angepaßt.
 - Reduzierung des Nährstoffaufwandes auf oder unter Bedarf: die Mengen und Termine der verabreichten Nährstoffe entsprechen dem Aufnahmevermögen der Kulturpflanze zum jeweiligen Termin.
 - Zeitliche Ausbringungsbeschränkungen für Gülle: Gülle darf nur zu Terminen ausgebracht werden, zu welchen die Kulturpflanze die Nährstoffe auch nutzen kann. Die Ausbringung auf nicht bewachsenen Boden ist verboten.
 - Regelungsmechanismen zur Senkung der Nitratauswaschung: alle Maßnahmen sind zu ergreifen, um eine Nitratauswaschung zu vermeiden (Art der Düngemittel, der Technik, etc.).
- Pflanzenschutzmittel
 - Zulassungsprüfung auf Umweltverträglichkeit: es werden nur Pflanzenschutzmittel für bestimmte Indikationen zugelassen, denen bestimmte Umweltkriterien entsprechen.
 - Anwendungsverbote und Mindestabstände zu Gewässern: Es ist sicher zu stellen, dass Pflanzenschutzmittel lediglich die beabsichtigte Wirkung entfalten.
 - Reduzierung von Wirkstoffmengen und Anwendungshäufigkeit: es werden lediglich die Wirkstoffmengen terminlich und mengenmäßig ausgebracht, welche für das Bekämpfungsziel unbedingt erforderlich erscheinen.
- Bodenbearbeitung
 - Reduzierung der Bodenbearbeitung: es werden Anbausysteme gefördert, die das Bodengefüge und die Bodenstabilität nachhaltig stärken.
 - Erosionsschutz: Anwendung bestimmter Anbauverfahren mit dem Ziel einer ganzjährigen Bodenbegrünung.
 - Gründüngung mit bodenstabilisierenden Pflanzen: Förderung der Bodenfauna durch ein vielfältiges Nahrungsangebot und damit Stabilisierung des Bodengefüges.

- Arten- und Biotopschutz
- Förderung umweltschonender Bewirtschaftungsverfahren, z.B. Ökologischer Landbau oder integriert-kontrollierter Ackerbau nach den Modellen Schweiz und Rheinland-Pfalz.
- Erhaltung und Schutz bestehender Biotope durch Vertragsnaturschutz.
- Förderung und Anlage von Saum- und Kleinbiotopen sowie naturnahen Flächen durch Förderprogramme und vertragliche Regelungen.
- Erhaltung typischer Feldflurvegetation über Ackerrandstreifenprogramme.
- Schutz und Aufwertung von Wegen, Bachläufen, Feldwegen und Vernetzungsstrukturen durch Maßnahmen der Kultur- und Wasserwirtschaftsverwaltung.
- Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Agrarlandschaften durch Bodenordnungsverfahren und Förderprogramme.

3 Umsetzung

Diese Inhalte finden sich auch in den Programmteilen A und B des Förderprogrammes Umweltschonende Landbewirtschaftung des Landes Rheinland-Pfalz wieder. Besonders außerhalb des Vertragsnaturschutzes, wenn es um Arten – und Biotopschutz durch Landwirtschaft geht, greift das Land auf das Förderprogramm der Verordnung (EWG) 2078/92 zurück.

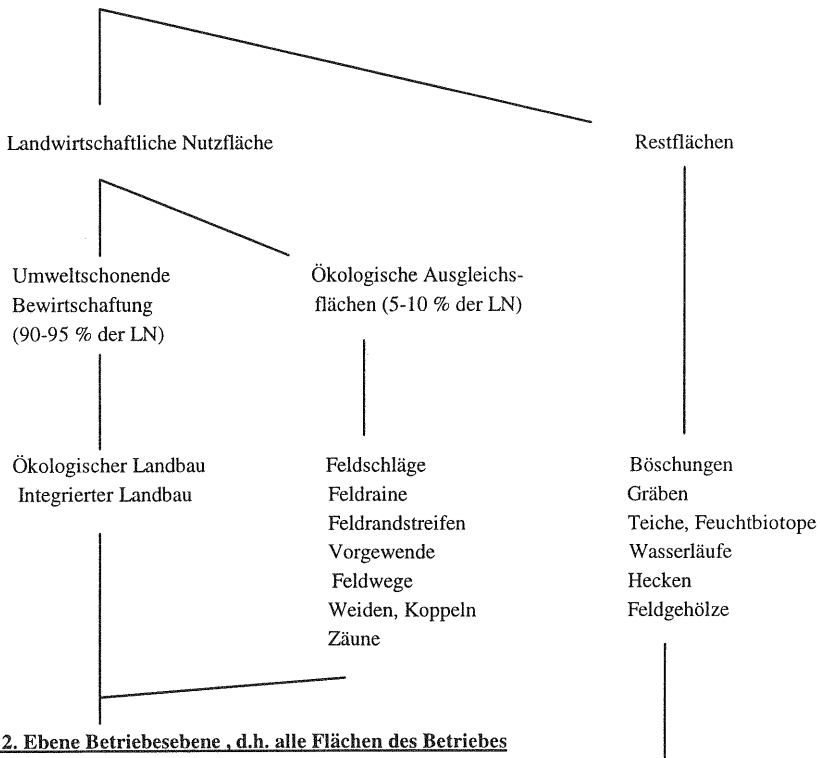
In der Programmgestaltung werden sowohl Formen der umweltschonenden Landnutzung (Ökologischer Landbau und integriert-kontrollierter Landbau - Modell Rheinland-Pfalz) als auch die Schaffung von Ausgleichsflächen für den Artenschutz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Betriebsebene als förderfähig beschrieben. Denn auch Rheinland-Pfalz versteht unter einer umweltschonenden Landbewirtschaftung eine Erzeugungsform, welche den Naturhaushalt (Boden, Wasser, Luft, Flora, Fauna und deren Wirkungsgefüge) nicht über das unbedingt notwendige Maß belastet.

Nach derzeitigem Wissensstand werden der Ökologische Landbau als Gesamtbetriebssystem, der integriert-kontrollierte Landbau (Modell Schweiz oder Rheinland-Pfalz) sowie die extensive Grünlandbewirtschaftung als Betriebszweigsystem diesen Zielsetzungen in der Praxis am ehesten gerecht. In ihren Anbau Richtlinien berücksichtigen diese Landnutzungsformen allerdings vorrangig die Intensität der Erzeugung auf der Fläche, währenddessen Maßnahmen zum Erhalt und Wiederaufbau der Kulturlandschaft meist nicht beschrieben sind bzw. umgesetzt werden. Aus diesen Gründen werden im FUL-Programm Maßnahmen umweltschonender Landbewirtschaftung mit Maßnahmen zur Erhaltung und dem Wiederaufbau der Kulturlandschaft gekoppelt. Die Landwirte werden für Mehraufwendungen und Nutzungsausfälle entschädigt.

Das Konzept unterscheidet sich von reinem Vertragsnaturschutz auch dahingehend, daß der Landwirt seine ökologischen Ausgleichsflächen und –maßnahmen selbst festlegen und kombinieren kann. Eine Vorkartierung ist nicht erforderlich. Bei Bedarf kann aber auf Fachplanungen der Naturschutzverwaltungen zurückgegriffen werden. Pflege und Nutzungsaufgaben werden vorgegeben und vertraglich mit den zuständigen Kreisverwaltungen als auszahlende Stelle vereinbart. Nach Vertragsablauf können die Ausgleichsflächen wieder in landwirtschaftliche Nutzung zurückgeführt werden.

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die durch das Programmangebot abgedeckten Maßnahmen auf den verschiedenen Betriebsebenen:

1. Ebene Kulturlandschaft



2. Ebene Betriebsebene , d.h. alle Flächen des Betriebes

- | | | |
|-----------------------------|--------------------------|----------------------|
| Fruchtfolge | Heckenpflanzungen | Ausgleichsflächen |
| Sortenwahl | Feldrandbewirtschaftung | Biotopverbundsysteme |
| Schadsschwellen | Ackerrandstreifen | Renaturierung |
| Düngung | Saum- und Bandstrukturen | |
| Pflegemaßnahmen | | |
| Biotechnische Verfahren | | |
| Reduzierte Bodenbearbeitung | | |
| Nützlingsförderung | | |

3. Ebene Einzelflächen

Selektive Pflanzenschutzmittel
Ansiedlung von Raubmilben
Herbizidverzicht im Obstbau
Reihenbegrünung mit Blütenpflanzen
Trichogramma gegen Maiszünsler
u.a.

Abb. 1: Maßnahmen einer nachhaltigen Landwirtschaft auf verschiedenen Ebenen

4 Ökologische Ausgleichsflächen

Das Angebot der ökologischen Ausgleichsflächen bezieht sich im Rahmen des FUL in Rheinland-Pfalz auf die Betriebsebene. Antragsteller im Bereich der Programmteile integriert-kontrollierter Anbau und ökologischer Landbau konnten bislang bei der Antragstellung zwischen 2 Varianten mit unterschiedlichen Fördersätzen wählen.

Variante I – 100 % der Fläche des Betriebszweiges im integriert-kontrollierten Ackerbau oder 100 % der Betriebsfläche im Ökologischen Anbau gelangen zur Antragstellung.

Variante II - 95% der Fläche des Betriebszweiges im integriert-kontrollierten Ackerbau oder 95 % der Betriebsfläche im Ökologischen Landbau gelangen zur Antragstellung nach den Grundsätzen der Landnutzungsform und 5 % der Antragsfläche werden für die Laufzeit des Bewirtschaftungsvertrages für ökologische Ausgleichsflächen zur Verfügung gestellt. Für ökologische Ausgleichsflächen werden folgende sechs Maßnahmen angeboten, welche die Landwirte einzeln oder in Kombination auf ihren gemeldeten Flächen anlegen können:

- Extensiver Ackerbau
- Extensiver Ackerbau auf Randstreifen
- Anlage einer faunistischen Brache
- Anlage von extensivem Grünland (Umwandlung von Ackerland in Grünland)
- Anlage von Streuobstwiesen
- Aufforstung

Auf den Ackerbaustandorten in Rheinland-Pfalz kommen in erster Linie die Formen des extensiven Ackerbaues und die Anlage einer faunistischen Brache zur Anwendung. Als Zielflächen werden vor allem Schläge mit großer Hangneigung, kleine Flächen in Vieleck- oder Streifenform, Flächen mit schlecht tragfähigen Böden, sehr unebene Flächen und Flächen mit Hindernissen von den Landwirten für ökologischen Ausgleich ausgewählt.

Hinzu kommen Empfehlungen der Beratung vor allem die angesäten Saum- und Bandstrukturen als Puffer oder Grenzelemente von Ackerflächen zu Gewässern, Graswegen, Waldrändern und anderen sensiblen Flächen zu verwenden.

Extensiver Ackerbau und faunistische Brachemischungen finden daher bevorzugt Anwendung als 2 bis 10 m breite Streifen entlang von Gewässern, Gräben, Feldwegen und gestuften Waldrändern. Sie finden sich jedoch auch in Erosionsmulden, sowie das extensive Grünland an Steilflächen.

Tab. 1: Ausgewählte Bewirtschaftungsauflagen zu den einzelnen Varianten der ökologischen Ausgleichsflächen im Rahmen des Förderprogrammes Umweltschonende Landbewirtschaftung des Landes Rheinland-Pfalz (FUL)

Maßnahmen	Extensiver Ackerbau	Extensiver Ackerbau auf Randstreifen	Fünffährige Brache zur Förderung wildlebender Tiere
Ordnungsgemäße Einsaat der Hauptfrucht, Grünlandmischung oder Ansaatmischung	Getreide mit 50% der regionalen Aussaatstärke	Getreide mit 50% der regionalen Aussaatstärke	Ansaat einer amtlich empfohlenen Brachemischung im 1. Antragsjahr
Pflanzenschutz	Verbot chemischer und mechanischer Verfahren	Verbot chemischer und mechanischer Verfahren	Verbot chemischer Verfahren
Düngung	Verbot	Verbot	Verbot
Nutzung	Ernteverpflichtung	Ernteverpflichtung	1. Nutzung ab September
Dung- und Kompostmieten	Verbot	Verbot	Verbot

Mit Ausnahme der Aufforstung, welche durch eine Verwaltungsvorschrift geregelt wird, ist allen Teilvarianten eine Nutzungs- bzw. Ernteverpflichtung gemeinsam. Die ökologischen Ausgleichsflächen stellen also äußerst extensive landwirtschaftliche Nutzungsformen dar, von welchen man sich besondere Effekte im Artenschutz verspricht. Die Strukturen dienen als Rückzugs- und Überwinterungszonen. Weiterhin wird eine deutlich erhöhte Artenvielfalt im Vergleich zu den angrenzenden Ackerflächen erwartet. Aus landwirtschaftlicher Sicht spielt das Nützlingsaufkommen eine besondere Rolle, speziell bei Weichkäfern, Schwebfliegen und räuberischen Wanzen erwarten die Landwirte Nützlingseffekte.

5 Akzeptanz

Mit Stand April 1998 nahmen am Programmteil A - Einführung und Beibehaltung des integriert-kontrollierten Ackerbaues - 965 Landwirte mit einem Flächenumfang von 30.660 ha teil. Seit 1997 wird die Variante 2 (s.o.) angeboten. Seitdem haben 50% der Neuantragsteller dieses Angebot wahrgenommen. Der Anteil der ökologischen Ausgleichsfläche beträgt in diesem Programmteil 272 ha. Im Ökologischen Landbau nehmen 328 Landwirte mit einem Flächenumfang von 9.187 ha teil, wobei der Anteil der ökologischen Ausgleichsfläche 34 ha beträgt. Bevorzugt wurde die Variante Faunistische Brache zur Förderung wildlebender Tiere gewählt. Diese wird im FUL als Einzelflächenvariante angeboten. Landwirte können auch außerhalb der Betriebszweig- oder Betriebsebene einzelflächenbezogene Anträge stellen. In diesem Programmteil wurden von 191 Landwirten Anträge mit einem Flächenumfang von 496 ha gestellt. Im Vergleich hierzu bestehen im rheinland-pfälzischen Ackerrandstreifenprogramm 42 Verträge mit einem Flächenumfang von 81 ha.

Für die gute Akzeptanz der ökologischen Ausgleichsflächen und hier besonders der faunistischen Brache gibt es verschiedene Ursachen:

- **Finanzielle Ausgestaltung der Varianten:** Antragsteller im integriert-kontrollierten Ackerbau erhalten ohne ökologische Ausgleichsflächen 250.-DM/ha, bei ökologischem Ausgleich erhöht sich die Prämie für 95 % der Antragsfläche auf 300.-DM/ha und für die 5 % ökologische Ausgleichsfläche auf 500.-DM/ha. Im Ökologischen Anbau erhöhen sich die Flächenprämien auf 350.-DM/ha ohne Ausgleich und 400.-DM/ha mit ökologischen Ausgleichsflächen. Die Einzelflächenprogrammteile sind wie folgt bewertet: für Ackerrandstreifen beträgt die jährliche Förderprämie 1.500.-DM/ha und für die Anlage von Saum- und Bandstrukturen als faunistische Brache 1.000.-DM/ha.
- **Auswahl in Frage kommender Flächen:** Die Ausgestaltung der fachlichen Vorgaben begünstigt die Saum- und Bandstrukturen, da die Landwirte die Flächen grundsätzlich selbst auswählen dürfen. Die Streifen dürfen 3 bis 20 m breit sein und höchstens 1 ha pro Schlag betragen. Es erfolgt die aktive Einsaat einer vorgegebenen artenreichen Ansaatmischung nach ordnungsgemäßer Bodenbearbeitung und ein überjähriger Pflegeschnitt in der Zeit vom 1. September bis 30. Oktober auf 50-70% der Fläche. Der Rest bleibt als Rückzugsfläche bis ins nächste Jahr stehen. Die Landwirte können diese pflanzenbaulichen Abläufe nachvollziehen und sich somit mit den Zielsetzungen identifizieren.
- **Landwirte sind als Produzenten ausgebildet, landespflegerische Grundlagen sind meist nicht vorhanden:** Durch im Vertrag verbindlich geregelte Fortbildungsverpflichtung werden die Programmteilnehmer zu den Inhalten und Zielen der umweltschonenden Landbewirtschaftung einschließlich der ökologischen Ausgleichsflächen fortgebildet. Durch Gruppenberatung besteht ein intensiver Dialog zwischen den Landwirten und mit der zuständigen Beratung sowie dem amtlichen Naturschutz. Viele Landwirte wählen je nach betrieblicher Gegebenheit Mischvarianten der angebotenen Programmteile.
- **Vertragslaufzeit:** Die vertragliche Begrenzung beträgt 5 Jahre. Eine landwirtschaftliche Wiedernutzung nach Vertragsende ist möglich. Das Land ist somit verpflichtet attraktive Folgeangebote zu unterbreiten.

6 Literaturhinweise

- BRACK, G. (1994): Umweltverträgliche Landwirtschaft und Lebensstandort ländlicher Raum. Schriftenreihe der Agrarsozialen Gesellschaft e.V. Göttingen. Heft **119**.
- BRACK, G. (1996): Rahmenbedingungen für eine umweltverträgliche Landbewirtschaftung aus Sicht der Agrarpolitik. - In: FRENZEL, B. & C. SERVATIUS (Hrsg.): Landbewirtschaftung im Spannungsfeld von Ökologie, Ökonomie, Rechtsordnung und politischen Rahmenrichtlinien. Mainz. 17-30.
- GREILER, H. J. (1994): Insektengesellschaften auf selbstbegrüntem und eingesäten Ackerbrachen. - Agrarökologie **11**, Bern.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFICHT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) (1997): Vertragsnaturschutz – Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. - Faltblatt 6 S., Mainz.
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ (Hrsg.) (1998): Informationen zum Förderprogramm Umweltschonende Landbewirtschaftung. - Faltblatt 6 S., Mainz.
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ (Hrsg.) (1995): Grundsätze des Landes Rheinland-Pfalz für den integriert-kontrollierten Acker- und Gemüsebau. - Unterlagensammlung. Mainz.
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ (Hrsg.) (1995): Grundsätze des Landes Rheinland-Pfalz für den ökologischen Landbau. - Unterlagensammlung. Mainz.
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ (Hrsg.) (1996): Grundsätze des Landes Rheinland-Pfalz für die Anlage von Saum- und Bandstrukturen auf Ackerflächen. - Unterlagensammlung. Mainz.
- MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, VERKEHR, LANDWIRTSCHAFT UND WEINBAU (Hrsg.) (1997): Leitlinien Ländliche Bodenordnung. - Mainz. 64 S.
- OESAU, A. (1998): Ackerwildkräuter in Rheinland-Pfalz erhalten und fördern. – Pollichia-Buch, Bad-Dürkheim.
- RUPPERT, V. (1993): Einfluss blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidae). – Agrarökologie **8**, Bern.
- WINGEIER, T. (1992): Agrarökologische Auswirkungen von in Ackerflächen angesäten Grünstreifen. – Agrarökologie **2**, Bern.
- WEICKEL, J. (1996): Entwicklung des integrierten Ackerbaus in Rheinland-Pfalz. - In: FRENZEL, B. & C. SERVATIUS (Hrsg.): Landbewirtschaftung im Spannungsfeld von Ökologie, Ökonomie, Rechtsordnung und politischen Rahmenrichtlinien, 181-186, Mainz.

Ökologischer Landbau - Grundlage eines flächendeckenden Naturschutzes

Organic farming - basis for an integrated strategy of nature conservation

Georg Eysel

Abstract

This report summarizes various studies concerning higher diversity and abundance of flora and fauna in organic farming. First, the positive effects of organic farming on different taxa of organisms are characterized shortly as compared to conventional farming. Then, the main causes for these effects are presented. Further on, some proposals to improve organic farming from the viewpoint of nature conservation are discussed. By outlining the very complex connections in the agrarian sector, the problems are discussed under more general aspects. On the basis of this perspective it appears evident that the common aims of organic farming and nature conservation can be achieved only if both start off a discussion about overriding questions in order to initiate a more ecological point of view in the agrarian policy of Europe. This implies a consideration of normative-ethical questions for a sustainable lifestyle in the sense of a real „ecological agro-culture“.

1 Einleitung

Im hoch industrialisierten Deutschland hat die Landwirtschaft nur einen marginalen Anteil am Bruttosozialprodukt und den Arbeitsplätzen. Trotzdem prägt unsere intensive landwirtschaftliche Anbauweise über 50 % der Landesfläche, während dieser Wert in Agrarländern noch wesentlich höher liegt. Der Gesamtkomplex agrotechnischer Maßnahmen führte zusammen mit der Ausräumung der Landschaft durch Flurbereinigung zu großen Verlusten an artenreichen Kleinbiotopen, die oft Vernetzungs- oder Trittsteincharakter hatten (Hecken, Tümpel, Raine etc.). Unbewirtschaftete Areale der Agrarlandschaft, z.B. Schutzgebiete, bluten regelrecht in diese intensiv genutzte Umgebung aus. Dies ist einer der Hauptgründe, warum allein in Westdeutschland etwa die Hälfte aller Wirbeltierarten und ein Drittel der Pflanzenarten in ihrem Bestand als gefährdet eingestuft werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995, nach WEIGER 1997).

Die klassische Auffassung des Naturschutzes, daß Schutz nur ohne Nutzung möglich und die Landwirtschaft dementsprechend von als schutzwürdig erachteten Gebieten fernzuhalten sei („Reservateschutz“, „Segregation“), konnte angesichts dieser Entwicklung nicht mehr aufrecht erhalten werden (KIEMSTEDT 1992, SCHUMACHER 1995). Dies führte in den letzten Jahren zum ehrgeizigen Ziel eines „flächendeckenden Naturschutzes“, der eine Aussage zur Gesamtfläche machen sollte - ohne auf die bekannte Strategie segregierter Schutzgebiete zu verzichten (z.B. COBHAM & ROWE 1994, KAULE 1991, PFADENHAUER 1996). Aufgrund ihres großen Flächenanspruches sollte also gerade die Landwirtschaft wieder stärker an ökologische Gesetzmäßigkeiten angepaßt werden, um so die bewirtschaftete Fläche und damit auch die nicht bewirtschafteten Areale weniger zu beeinträchtigen.

Das Anbausystem „Ökologischer“ oder „Biologischer Landbau“ bietet hierfür beste Ansätze: während die „Gute fachliche Praxis“ konventioneller Landwirtschaft nur in wenigen Bereichen ausformuliert ist, sind jene Begriffe auf europäischer Ebene seit 1992 durch die EU-Verordnung 2092/91 im Sinne des Verbraucherschutzes gesetzlich definiert (ENQUETE-KOMMISSION 1994). Schon vorher existierten auf nationaler wie internationaler Ebene Rahmenrichtlinien zum ökologischen Landbau, die auch Grundlage des Gesetzestextes wurden (AGÖL 1996, IFOAM 1995). Die Einhaltung dieser Vorgaben für Erzeuger und Verarbeiter wird mit Hilfe eines hierarchisch geregelten Kontrollsystems regelmäßig überprüft. Allmählich verläßt der Bio-Landbau seine „ökologische Nische“: während er in Deutschland 1997 nur etwa 2 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmachte, waren es z.B. in der Schweiz über 6 % und in Österreich fast 8 % (WILLER 1998). Trotz Produktpreisen, die teilweise weit über denen konventionell erzeugter Lebensmittel liegen, verzeichnet der Bio-Landbau in den letzten Jahren in fast allen Ländern hohe Wachstumsraten. Ursprünglich in den zwanziger Jahren aus politischen Motiven und zur Erzeugung gesunder Lebensmittel entstanden (SATTLER 1995, SIMON 1995), fordern heute Naturschutzverbände ihre Mitglieder auf, durch den Kauf ökologisch erzeugter Produkte einen Beitrag zum Naturschutz zu leisten (NABU e.V. 1998c). Warum setzt sich der Naturschutz für den Öko-Landbau ein, nachdem es über Jahrzehnte zu Konfrontationen mit der Landwirtschaft gekommen ist?¹

2 Auswirkungen des ökologischen Landbaus auf Natur und Umwelt

Der Zusammenhang zwischen ökologischer Bewirtschaftung und höherer Arten- und Individuendichte im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft ist inzwischen durch zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen belegt. Beispiele einiger Organismengruppen sollen dies stichwortartig verdeutlichen:

Ackerwildkräuter - Die Artenzahl liegt ein Drittel bis zweieinhalbfach höher als bei konventioneller Bewirtschaftung. Darüber hinaus gibt es einen deutlichen Unterschied zwischen Ackerrand (0,5 bis 2 mal mehr Arten) und Acker-Innerem (2,5 - 6 mal mehr Arten). Dabei ist zu bedenken, daß das Acker-Innere als größter Teil der LF bei zunehmender Größe der Schläge noch ansteigt (FRIEBEN 1997). Qualitativ gesehen handelt es sich bei diesen Pflanzen nicht nur um Ubiquisten: Oft siedeln sich auch bedrohte oder im Rückgang begriffene Arten an (WEIGER 1997). Wenn man darüber hinaus bedenkt, daß von einer Wildkrautart bis zu 38 Arthropodenfamilien abhängen können, so wird deutlich, daß ökologische Wirkung und Funktion weit höher liegen, als die ins Auge fallenden Wildkräuter zunächst vermuten lassen (PFIFFNER 1997, vgl. auch STÖPPLER-ZIMMER 1994).

„Kleintierfauna“ - In verschiedenen Untersuchungen wurden mehrfach höhere Vorkommen von Regenwürmern sowie verschiedener Arthropodengruppen nachgewiesen. Dies gilt z.B. für Laufkäfer, Spinnen und verschiedene Dipteren (PFIFFNER 1997), wovon z.B. den Syrphiden (Schwebfliegen) eine wichtige Rolle bei der Blattlausregulation zukommt (FREI & MANHART 1992).

¹ Zur historischen Entwicklung der Beziehung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz vgl. auch RÖSLER (1997).

Avifauna - In verschiedenen Untersuchungen wurden auf ökologischen Flächen bis zu sechsfach höhere Anzahlen von Brutrevieren und bis zu achtfach erhöhte Populationsdichten festgestellt (RÖSLER & WEINS 1997).

Bodenorganismen - In ökologisch bewirtschafteten Böden konnten mehrfach höhere Dichten bei Mikro- und Mesofauna nachgewiesen werden (MÄDER 1997, HAMPL 1997a): durch das Ziel einer hohen, natürlich angelegten Bodenfruchtbarkeit nimmt im ökologischen Anbausystem die Förderung des Bodenlebens eine zentrale Stellung ein (s.u.).

Strukturvielfalt und Landschaftsgestaltung - Durch die Kooperation von Naturschutz und Öko-Landbau nimmt das Bewußtsein der Biolandwirte für den Zusammenhang zwischen Biotopvielfalt und Artendiversität sowie ökologischer Stabilität und Ertragssicherheit weiter zu. Darüber hinaus kann gerade für direktvermarktende und / oder im Fremdenverkehr tätige Betriebe eine vielfältige Landschaftsgestaltung zur Imagepflege beitragen (SCHMID 1997).

Diese Forschungsergebnisse werfen die Frage auf, worin die Ursachen für die positiven Wirkungen des Biolandbaus auf Flora und Fauna liegen. Worin bestehen also wesentliche Unterschiede zur konventionellen Landwirtschaft?

3 Prinzipien ökologischen Anbaus

Grundsätzlich wird der landwirtschaftliche Betrieb im ökologischen Landbau als „Betriebsorganismus“ angesehen: Das Ziel sind möglichst geschlossene Stoffkreisläufe. Im Idealfall sollten sogar die organischen Siedlungsabfälle der Umgebung wieder auf die Äcker rückgeführt werden, was wiederum regionale Kreisläufe im Ernährungssektor voraussetzt. Im ökologischen Landbau wird auf den Einsatz chemisch-synthetischer Biozide sowie synthetisch erzeugter, leicht löslicher Handelsdünger vollständig verzichtet. Der Zukauf von Futtermitteln ist nur unter definierten Umständen und in begrenzter Menge erlaubt. Beides ist in den Richtlinien und im Gesetz zum ökologischen Landbau genau vorgeschrieben. Dies hat zunächst weitreichende Auswirkungen auf den abiotischen Ressourcenschutz, womit naturschützerische Anliegen indirekt begünstigt werden. Vor allem steht jedoch die dauerhafte Funktionsfähigkeit des Agrarökosystems wieder im Mittelpunkt landwirtschaftlicher Bemühungen. Damit ergeben sich weitere Überschneidungen mit den Interessen des Naturschutzes:

- Massenvermehrungen von Schadorganismen können nicht mehr einfach „weggespritzt“ werden. Das Ziel ist daher eine wirksame Prävention, wobei es vielfältige Möglichkeiten gibt, um das Agrarökosystem zu „stabilisieren“: Die Anlage ökologischer Ausgleichsflächen oder die Verwendung von Sorten und Rassen, die sich im Hinblick auf Schädlingsresistenz und Tiergesundheit im Gegensatz zu den oft sensiblen Hohertragsorten bewährt haben, sind Beispiele hierfür.

- Die Tierhaltung ist zahlenmäßig an die vorhandene Fläche des jeweiligen Betriebes gebunden (1,4 Großvieheinheiten / ha)², was Massentierhaltung und Überdüngung der Flächen sowie die folgende Grund- und Oberflächenwasserverschmutzung ausschließt. Die heute übliche, Flora und Fauna normierende Überdüngung wird damit erheblich reduziert.
- Die Fruchtbarkeit eines durch kurzfristige Ertragsmaximierung ausgezehrtten Bodens kann nicht durch den Einsatz von synthetischen Düngemitteln vorübergehend wieder hergestellt werden. Die Bodenfruchtbarkeit muß vielmehr dauerhaft aufgebaut und sorgsam bewahrt werden.

Wie oben angedeutet spielt hierbei das Bodenleben eine zentrale Rolle: Der Grad seiner Aktivität ist von einem vielfältigen Nahrungsangebot abhängig (Wurzelveielfalt durch Pflanzendiversität), um vor allem die sogenannte Lebendverbauung leisten zu können - eine zentrale Voraussetzung für eine optimale Bodenstruktur und damit -fruchtbarkeit. Vielfalt an Pflanzen und Wurzeln wird im ökologischen Landbau erstens durch eine möglichst hohe Arten- und Sortenvielfalt im Bereich der Kulturpflanzen gefördert: während in der konventionellen Landwirtschaft eine Fruchtfolge nicht selten „Hackfrucht - Weizen“ bedeutet, sind im ökologischen Anbau weite Fruchtfolgen von fünf, acht oder mehr Gliedern für das landwirtschaftliche Gelingen erforderlich. Einseitiges Auslaugen des Bodens und kulturpflanzen-spezifischer Schädlingsdruck werden so erheblich verringert. Darüber hinaus trägt zweitens der vom Naturschutz so geschätzte höhere Besatz an Ackerwildkräutern zur Pflanzenvielfalt bei, der vornehmlich durch den Verzicht auf Biozide sowie den geringeren Stickstoffeinsatz entsteht. Zusammen mit einer ganzjährigen Begrünung der Ackerfläche sind die „Beikräuter“ Teil des Erosionsschutzes und verringern damit den irreversiblen Abtrag fruchtbarer Bodenschichten maßgeblich.

Oft ist ein Grünbrachegemisch von einjähriger Dauer in die Fruchtfolge integriert, und zwischen Ernte und Neuansaat werden im Herbst für einige Monate sogenannte Zwischenfrüchte gesät. Diese Gemische setzen sich zumeist aus Leguminosen, Brassicaceen, Gräsern und anderen Pflanzen verschiedener Familien zusammen. Sie dienen direkt (Stickstoff-Fixierung) und indirekt (Nahrung für Destruenten) dem Aufbau der Bodenfruchtbarkeit sowie der Bodenbedeckung. Derart begrünte Äcker bieten gerade im Winter einen Rückzugs- und Erholungsraum für Flora und Fauna, was wiederum der Regulation von Schadorganismen dient: im System auftretende Synergieeffekte werden genutzt. Diese vielfache Übereinstimmung landwirtschaftlicher und agrarökologischer Interessen ist also ein Charakteristikum des Bio-Landbaus und der Hauptgrund für seine hohe Wertschätzung im Naturschutz. Etwas abstrakter läßt sich zusammenfassend festhalten:

- Die gesetzlichen Vorgaben und Richtlinien zum ökologischen Landbau gestalten die Anbauweise so, daß die heute übliche kapital- und energieintensive Fremdregulation der Agrarökosysteme im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung reduziert wird: Das landwirtschaftliche Gelingen ist in starkem Maße von dauerhaft funktionsfähigen Ökosystemen abhängig, womit das Wissen über biologisch-ökologische Zusammenhänge

² Eine Großvieheinheit entspricht 500 kg Lebendgewicht.

wieder in den Mittelpunkt landwirtschaftlichen Interesses rückt (z.B. LÜNZER 1996): Eine hohe Diversität von Kultur- und Wildorganismen fördert die Stabilisierung des Agrarökosystems und begünstigt damit die Erträge im Bio-Landbau, weswegen biologische Vielfalt im Sinne hoher Arten- und Sortendiversität aktiv angestrebt wird. Die Achtung ökologischer Grenzen und das Wirtschaften mit der Natur wird damit zu einem systemimmanenten Grundsatz, weshalb das Gesamtsystem „Öko-Landbau“ wesentlich sanfter auf die Biosphäre einwirkt als die konventionelle Landwirtschaft. Bezieht man die äußerst fragilen tropischen Ökosysteme und das Ziel einer langfristig weltweiten Ernährungssicherung in die Betrachtung ein, so bekommt der ökologische Landbau eine weit über nationale Grenzen hinausgehende Bedeutung (z.B. EGGER & KORUS 1995, EGGER & EYSEL 1998).

- Unter solchen Bedingungen schlägt der Versuch einer kurzfristig maximalen Ausbeutung der Ressourcen, wie er heute im zunehmend freieren Markt unter Konkurrenz- und Kostendruck üblich ist, unmittelbar auf den Ertrag zurück und rechnet sich nicht mehr. Für unsere Breiten bedeutet dies ein Wirtschaften auf einem kurzfristig niedrigeren Ertragsniveau mit langfristig größerer Ökosystemstabilität und damit der Ernährungssicherung. In den Tropen dagegen liegen die Erträge bei biologischer Bewirtschaftung schon jetzt oft deutlich höher (EGGER & KORUS 1995).
- Im Gegensatz zur konventionellen Landwirtschaft stellt der Bio-Landbau bezogen auf Arbeits- und Wissensintensität also ein „High-Input-System“ dar, während er energetisch betrachtet (Energie- und Kapitalintensität) ein „Low-Input-System“ ist. Dieser Methodenmix aus Prinzipien früherer „nachhaltiger“ Formen der Landbewirtschaftung und modernen wissenschaftlichen Erkenntnissen wird zurecht als „Fortschritt mit der Vergangenheit“ bezeichnet (EGGER & KORUS 1995).
- Schließlich sei noch angemerkt, daß zu den positiven Auswirkungen des ökologischen Landbaus auch seine agrarpolitische Bedeutung zählt (z.B. STREHLOW 1992): Niedrigere Erträge reduzieren Überschüsse und sparen Marktordnungsausgaben der EU, größere Unabhängigkeit von Fremdmitteln erhöht die Ernährungssicherung in Krisenzeiten, höhere Arbeitsintensität (als einer der Gründe für die höheren Produktpreise) wirkt dem „Bauernsterben“ entgegen: Ökologische Lebensmittelproduktion im Sinne eines integrierten Naturschutzes ist nur mit gut ausgebildeten Landwirten möglich (z.B. WOHLMEYER 1998).

4 Ökologische Optimierung des Bio-Landbaus

Doch viele der Arten, die auf offene Agrarlandschaften angewiesen sind, finden selbst bei ökologischer Bewirtschaftung keinen geeigneten Lebensraum. Daher gibt es zwischen Naturschutz- und ökologischen Anbauverbänden seit längerer Zeit Diskussionen über die verbindliche Festschreibung konkreter naturschützerischer Anliegen in die Rahmenrichtlinien der Verbände: Im Gespräch ist ein Mindestprozentanteil ungenutzter Fläche pro Betrieb sowie die Koppelung der Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise an die Erstellung eines Planes zur Landschaftsgestaltung (VAN ELSSEN 1997, 1998). In der Schweiz schreiben die Richtlinien für Öko-Betriebe bereits einen Anteil ökologischer Ausgleichsflä-

chen von mindestens fünf Prozent vor, für die allerdings staatliche Prämien gezahlt werden (SCHMID 1997). Als progressives Beispiel sei der in Sachsen nach der deutschen Vereinigung gegründete Anbauverband GÄA (1994) erwähnt: Von Anfang an waren genau definierte und verbindliche Empfehlungen zur Landschaftsgestaltung für seine Mitglieder fester Bestandteil der Richtlinien. In dieser und anderer Hinsicht strahlen neue Impulse von dem sich in Ostdeutschland entwickelnden Öko-Landbau in die alten Bundesländer und bringen wieder Bewegung in teilweise festgefahrene Strukturen (EYSEL 1996, 1997).

VAN ELSSEN (1998) entwickelt einen „Ideenkatalog“ zur Integration konkreter Naturschutzziele in die Richtlinien des Bio-Landbaus: die Vorschläge beziehen sich dabei sowohl auf die bewirtschafteten Flächen als auch auf die dazwischen liegenden ungenutzten Areale der Agrarlandschaft. Für letztere reichen sie von Empfehlungen zum Pflanzen von Hecken und Bäumen (möglichst einheimische Arten) über die Anlage von Steinwällen, Tümpeln und Ackerwildkrautstreifen bis hin zur Einrichtung von Sukzessionsflächen (Pionierbiotope) und wiedervernässtem Grünland. In Gebieten mit bereits vorhandener Strukturvielfalt ist die Einbeziehung von Grenzertragsstandorten in die landwirtschaftliche Nutzung im Rahmen des Vertragsnaturschutzes wichtig: Solche Flächen verzeichnen einen Diversitätsrückgang, wenn sie aus ökonomischen Gründen aus der Nutzung genommen werden (VAN ELSSEN 1998).

Auf der bewirtschafteten Fläche selbst sollte die Zusammenlegung von Ackerschlägen möglichst vermieden werden, um artenreiche Randstrukturen zu erhalten. Dies gilt auch für Gebiete, die aufgrund ihrer historischen Entwicklung (Gutshöfe, Anerbenrecht) schon lange über vergleichsweise große Schläge mit einer relativ hohen Artenvielfalt verfügen, wie z.B. im Norden und Osten Deutschlands. Hier konnte gezeigt werden, daß Bio-Landbau aus agrarökologischer Sicht auch auf großen Flächen möglich ist (EYSEL & EGGER 1998, PIORR 1993, KRETSCHMER ET AL. 1995). Inzwischen werden im ökologischen Landbau auch die Auswirkungen unterschiedlicher Varianten der Bodenbearbeitung sowie der Beikrautregulierung auf die agrarökologische Situation in Langzeitversuchen untersucht, um entsprechende Empfehlungen für die Praxis geben zu können (vgl. z.B. HAMPL 1997b, EYSEL 1999).³ Darüber hinaus wird beispielsweise auch versucht, Rotationsbrachen innerhalb der Fruchtfolge durch neu konzipierte Saatgutmischungen ökologisch zu diversifizieren (EYSEL & KARRASCH 1999).

Auch für die Verbesserung der ökologischen Situation bei der Grünlandbewirtschaftung, beim Obst- und Weinbau und bei der Gestaltung der Höfe gibt es Vorschläge (VAN ELSSEN 1998, NABU 1998b). Untersuchungen auf Bio-Höfen ergaben, daß die Betriebsleiter oftmals die allgemeinen Empfehlungen in den Richtlinien ihrer Verbände ernst genommen und bereits konkrete Maßnahmen zur Verbesserung der Strukturvielfalt auf ihren Flächen bzw. dem Hof ergriffen hatten (z.B. FRIEBEN 1997).

³ Als Beispiel sei das „Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung (PÖB)“ der Stiftung Ökologie & Landbau, Bad Dürkheim, und des Ministeriums für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau, Mainz, genannt.

In Naturschutz und ökologischem Landbau setzt sich die Erkenntnis immer stärker durch, daß naturschützerische und agrarökologische Ziele in dieselbe Richtung weisen (NABU 1998a). Agrarlandschaften stellen keine isolierten Phänomene dar, sondern sind Teil viel größerer Systeme, die von politischen und ökonomischen Kräften beherrscht werden (COBHAM & ROWE 1994). Beide wenden sich daher zunehmend gegen eine Agrarpolitik, die sich auf Kosten ökologischer und sozialer Ziele überwiegend dem Primat der Ökonomie verschrieben hat.

Dabei ist ökologischer Landbau weit mehr als nur ein Teil des primären Wirtschaftssektors im Sinne eines Nahrungsproduktionssystems: entsprechend der Vielfalt von Lebensqualität und der vielfältigen menschlichen Bedürfnisse strebt er über das reine Ertragsziel hinaus eine Kombination verschiedener Ziele an, die den ökonomischen Bereich zwar integrieren, sich aber nicht auf ihn beschränken, wie z.B.

- Arbeitsplätze mit sinnvoller Tätigkeit
- regionale Märkte zur Identifikation der Menschen mit ihrer Umgebung und zur Verhinderung von Umweltbelastung durch weite Transportwege
- angemessene Lebensmittelpreise und Einkommen für die Landwirte
- Landschaftsästhetik
- Bewahrung genetischer Vielfalt und damit von Entscheidungsoptionen für künftige Generationen etc.
- Risikominimierung.

Mit diesen ethischen Zielen zur langfristigen Befriedigung menschlicher Grundbedürfnisse ist er über die ökonomische Produktionsfunktion hinaus eben auch ein normatives Unterfangen - „der Mensch lebt nicht vom Brot allein“ (EGGER 1996). Diese „Ziel-Diversität“ findet sich gebündelt im Begriff der „ökologischen Agrarkultur“, für deren Verbreitung sich der ökologische Landbau einsetzt. Es geht um den Wiedergewinn von Vielfalt nicht nur im agrarökologischen Bereich, um den wegen seiner negativen ökologischen und zunehmend auch sozialen Folgen in die Kritik geratenen westlichen Lebensstil zukunftsfähig zu machen. Die Entwicklung und Verwirklichung einer nachhaltigen Agrarkultur wäre ein grundlegender Schritt in diese Richtung.

Vor diesem Hintergrund wäre es zu begrüßen, wenn Öko-Landbau und Naturschutz in Zukunft noch stärker das Gespräch miteinander suchten. Gemeinsam sollten sie sich für das Ziel einer weitergehenden Ökologisierung des Bio-Landbaus, einer Stärkung des Absatzes ökologisch erzeugter Produkte sowie einer Reform der Agrarpolitik einsetzen, wie das heute teilweise schon geschieht. Sehr hilfreich wäre dabei von politischer Seite ein „Strategieplan“ für die nächsten Jahre, wie er vom dänischen Landwirtschaftsministerium „zur Förderung der Produktion ökologischer Lebensmittel in Dänemark“ herausgegeben wird (TRESS 1998). Gleichzeitig kann damit gerechnet werden, daß durch die Einführung des einheitlichen gesamtdeutschen Öko-Prüfsiegels die Wachstumsraten im deutschen Bio-Landbau weiter ansteigen werden: der Kunde muß dann nicht mehr zwischen einer Vielfalt von Zeichen unterscheiden. Durch den Kauf ökologisch erzeugter Produkte kann er auf seine Weise die Entwicklung unserer Agrarlandschaft mit beeinflussen und die Bemühungen von Naturschutz und Öko-Landbau unterstützen.

5 Zusammenfassung

Der Beitrag ist eine Zusammenschau zahlreicher Studien zur erhöhten Diversität und Abundanz von Flora und Fauna des ökologischen Landbaus im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft. Am Beispiel verschiedener Organismengruppen werden die positiven Auswirkungen des Bio-Landbaus kurz skizziert. Hierfür wesentlich erscheinende Ursachen in der Wirtschaftsweise werden dargestellt und darüber hinaus Vorschläge für eine Verbesserung des Öko-Landbaus aus naturschützerischer Sicht diskutiert. Durch das Andeuten der komplexen Zusammenhänge im Agrarsektor wird der Blick schließlich geweitet: Erst aus dieser Perspektive wird deutlich, daß die gemeinsamen Ziele von Öko-Landbau und Naturschutz nur erreicht werden können, wenn beide zusammen versuchen, eine Diskussion zu übergeordneten gesellschaftlichen Fragen anzuregen - von einer Ökologisierung der europäischen Agrarpolitik bis hin zu normativ-ethischen Aspekten eines zukunftsfähigen Lebensstils im Sinne einer „ökologischen Agrarkultur“.

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Prof. Dr. K. Egger für die vielseitige und langjährige Zusammenarbeit. Für äußerst hilfreiche Anregungen danke ich Frau Dr. H. Willer und Herrn Dr. U. Hampl (Stiftung Ökologie & Landbau).

6 Literatur

- AGÖL (ARBEITSGEMEINSCHAFT ÖKOLOGISCHER LANDBAU) [Hrsg.] (1996¹⁴): Rahmenrichtlinien zum ökologischen Landbau. - Bad Dürkheim.
- COBHAM, R. & J. ROWE (1994): Die Bewertung der Tier- und Pflanzenwelt von Agrarlandschaften: eine Hilfe für den Naturschutz. - In: USHER, M. B. & W. ERZ (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz - Probleme, Methoden, Beispiele, 187-211, Heidelberg, Wiesbaden.
- EGGER, K. (1996): Ernährungssicherung: Gibt es genügend „Brot für die Welt“? - BROT FÜR DIE WELT (Hrsg.): Gott behüte, Mensch bewahre. Arbeitsheft zur 38. Aktion 1996/97, 31-37, Stuttgart.
- EGGER, K. & G. EYSEL (1998): Ernährungssicherung durch nachhaltige Nutzung biotischer Interaktionen und tropischer Diversität in Agroforstsystemen. - In: DALITZ, H., HAVERKAMP, M., HOMEIER, J. & S.-W. BRECKLE (Hrsg.): Bielefelder Ökologische Beiträge **12**, Bielefeld.
- EGGER, K. & U. KORUS (1995): Öko-Landbau in den Tropen. - Bad Dürkheim, Heidelberg.
- ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE“ DES DT. BUNDESTAGES [Hrsg.] (1994): **1, III**: Landwirtschaft (Kurzfassung). Bonn.
- EYSEL, G. (1996): Nachhaltigkeit und Diversität des ökologischen Landbau in den neuen Bundesländern im Großbetrieb „Ökohof Brodowin“ (Brandenburg). - Diplomarbeit, Fakultät für Biologie der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- EYSEL, G. (1997): Besonderheiten des Ökolandbaus in den neuen Bundesländern. - *Ökologie & Landbau* **103**, 26-29.
- EYSEL, G. (1999): Vegetationsökologische Bewertung landwirtschaftlicher Methoden im Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung (PÖB). - In: HOFFMANN, H. & S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau (23.-25.02. 1999) in Berlin: 472-475. Berlin.
- EYSEL, G. & K. EGGER (1998): Der „Brodowiner Weg“ als Beispiel für eine nachhaltige und eigenständige Regionalentwicklung. - *Ökologie & Landbau* **106**, 28-30.

- EYSEL, G. & H. KARRASCH (1999): Diversität von Rotationsbrachen im biologischen Landbau – Versuche zur ökologischen Optimierung. – In: GESELLSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ UND ORNITHOLOGIE RHEINLAND-PFALZ e.V. (Hrsg.): Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz - Zeitschrift für Naturschutz. Landau (im Druck).
- FREY, G. & C. MANHART (1992): Nützlinge und Schädlinge an künstlich angelegten Ackerkrautstreifen in Getreidefeldern. – In: NENTWIG, H. & H.-M. POEHLING (Hrsg.): Agrarökologie 4. Bern, Stuttgart, Wien.
- FRIEBEN, B. (1997): Arten- und Biotopschutz durch Organischen Landbau. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 73-92., Bad Dürkheim, Holm.
- GÄA e.V. - VEREINIGUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU [Hrsg.] (1994): Richtlinien für Erzeuger. - Dresden.
- HAMPL, U. (1997a): Zeitgemäß und standortgerecht - Ökologischer Landbau als Leitbild für nachhaltige Bodennutzung. - Politische Ökologie, **15. Jg.**, Nov./Dez.: 80-84.
- HAMPL, U. (1997b): Das Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung - wissenschaftliche Ergebnisse 1996. - Ökologie & Landbau **103**, 38.
- IFOAM (INTERNATIONAL FEDERATION OF ORGANIC AGRICULTURE MOVEMENT) [Hrsg.] (1996¹⁰): Basisrichtlinien. - Bad Dürkheim.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. - Stuttgart.
- KIEMSTEDT, H. (1992): Kein Platz für Menschen: Naturschutz - eine Sentimentalität? - Dt. Inst. f. Fernstudien an der Universität Tübingen (Hrsg.): Funkkolleg Humanökologie, 87-122, Weinheim, Basel.
- KRETSCHMER, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRÖDL, G. & I. FUX (1995): Studie zu Strukturelementen in ausgeräumten Agrarlandschaften Ostdeutschlands. - ZALF-Bericht **19**, Müncheberg.
- LÜNZER, I. (1996): Grundbegriffe und Überblick zum ökologischen Landbau. – In: LÜNZER, I. & H. VOGTMANN (Hrsg.): Ökologische Landwirtschaft: Pflanzenbau - Tierhaltung - Management. Springer LoseblattSysteme, Berlin, Heidelberg.
- MÄDER, P. (1997): Erhöhte bodenmikrobiologische Aktivität durch ökologischen Landbau. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 49-72, Bad Dürkheim, Holm.
- NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND) e.V. (1998a): Agrarpolitisches Grundsatzprogramm. - Bonn.
- NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND) e.V. (1998b): Naturschutz in der Landwirtschaft - Eine Aktion des NABU. - Bonn.
- NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND) e.V. (1998c): 10 % Öko-Anbaufläche in 5 Jahren. - Bonn.
- PFADENHAUER, J. (1996): Integration der Landnutzung bei der Umsetzung von Naturschutzziele. – In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Projekt „Angewandte Ökologie“: PLENUM - Konzeption und Grundlagen, 189-214, Karlsruhe.
- PIFFNER, L. (1997): Welchen Beitrag leistet der ökologische Landbau zur Förderung der Kleintierfauna? – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 93-120, Bad Dürkheim, Holm.
- PIORR, H.-P. (1993): Ökologischer Landbau - auch in Großbetrieben möglich? - bio-land **3**, 31-34.

G. EYSEL: Ökologischer Landbau und Naturschutz

- RÖSLER, S. & C. WEINS (1997): Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft und der Einfluß des ökologischen Landbaus auf ihre Bestände. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 121-152, Bad Dürkheim, Holm.
- RÖSLER, S. (1997): Über das Verhältnis von Landwirtschaft und Naturschutz - Chronologie einer bewegten Beziehung. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 225-252., Bad Dürkheim, Holm.
- SÄTTLER, F. (1995): Die Geburt einer Landwirtschaft der Zukunft. - *Ökologie & Landbau* **95**, 12-15.
- SCHMID, O. (1997): Landschaftsgestaltung und Richtlinien des ökologischen Landbaus. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 207-218, Bad Dürkheim, Holm.
- SCHUMACHER, W. (1995): Offenhaltung der Kulturlandschaft? - *LÖBF-Mitteilungen* **4**, 52-61.
- SIMON, B. (1995): Organisch-biologisch: Geschichte des Landbaus nach Müller-Rusch. - *Ökologie & Landbau* **95**, 15-18.
- STÖPLER-ZIMMER, H. (1994): Die nicht-chemische Regulierung des Wildpflanzenbestandes im ökologischen Landbau als Alternative zum Herbizideinsatz. – In: WISSENSCHAFTSZENTRUM BERLIN FÜR SOZIALFORSCHUNG (Hrsg.): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz **14**, Berlin.
- STREHLOW, K. (1992): Agrarstrukturwandel und agrarpolitische Krisenbewältigung in Deutschland. - *Nomos-Universitätschriften, Politik* **33**, Baden-Baden.
- TRESS, B. (1998): Ökologische Agrarwirtschaft – Zukunft oder Utopie? Betrachtungen aus Dänemark und Deutschland. – In: KARRASCH, H. et al. (Hrsg.): Globaler Wandel – Welterbe (*HGG-Journal* **13**);, 230-247, Heidelberg.
- VAN ELSSEN, T. (1997): Landschaftsentwicklung - eine Zukunftsaufgabe für die ökologische Landwirtschaft? – In: KÖPKE, U. & J.-A. EISELE (Hrsg): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau in Bonn, 1-7, Berlin.
- VAN ELSSEN, T. (1998): Wenn Biobauern die Landschaft gestalten. - *Ökologie & Landbau* **107**, 9-12.
- WEIGER, H. (1997): Naturschutz durch ökologischen Landbau. – In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau: 11-48. Bad Dürkheim, Holm.
- WILLER, H. [Hrsg.] (1998): *Ökologischer Landbau in Europa*. - Bad Dürkheim, Holm.
- WOHLMEYER, H. (1998): Die Zahl der Bauern darf nicht weiter sinken. - *Ökologie & Landbau* **108**: 25-28.

Faunistische Erfolgskontrolle von unterschiedlichen Anbausystemen und naturnahen Flächen im Feldbau - Bedeutung des ökologischen Landbaues

Effects of different farming systems and seminatural habitats on beneficial organisms - significance of organic farming

Lukas Piffner & Henryk Luka

Abstract

We conducted investigations about the effects of different farming systems and seminatural habitats on beneficial organisms. On one hand, it was performed in a long-term comparison trial of different farming systems (DOC-trial) and on the other hand also on the farm level. Beneficial arthropods and earthworm populations were mostly investigated in arable fields and also in the adjacent field margins and seminatural habitats.

In most cases, carabid populations of organic fields were richer in species and abundance and also the abundances and biomasses of earthworms were greater than in the integrated farmed plots. The spider fauna did not differ so significantly in dependence of the farming intensity. Endangered and rare carabid and spider species were generally more abundant in the organic fields. Summer and winter data have shown that seminatural habitats and field margins play a key role as refugia and overwintering sites for many beneficial arthropods. In conclusion the data showed that organic farming in combination with seminatural habitats and field margins are crucial factors for a sustainable conservation and enhancement of the indigenous beneficial fauna on the agricultural land.

1 Einleitung

Die landwirtschaftliche Produktion der letzten Jahrzehnte ist durch einen stetig intensiveren Einsatz von Hilfsstoffen geprägt worden. Vermehrt wurden schwerere Maschinen eingesetzt, Fruchtfolgen geändert bzw. vereinfacht und verschiedene ökologisch relevante Saumstrukturen im Rahmen der Flurbereinigung beseitigt. Diese tiefgreifenden Veränderungen führten einerseits zu negativen Auswirkungen im abiotischen Bereich, zum Beispiel in der Belastung der Böden und Gewässer, andererseits sind sie für den gravierenden Arten- und Individuenrückgang bei der typischen Tier- und Pflanzenwelt der Kulturlandschaft mitverantwortlich. Durch die Intensivierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes ist zudem die Zahl der pestizidresistenten Schadarthropoden in den letzten fünfzig Jahren stark gestiegen (CROF 1990b). Diese Entwicklung hat zunehmend die Notwendigkeit von ökologisch diversifizierten Anbausystemen aus agrarökologischer und naturschutzfachlicher Sicht aufgezeigt (PIFFNER 1997).

Tierökologische Erfolgskontrollen im Kulturland sowie in naturnahen Flächen sind nötig, um Daten für die Systemoptimierung/Nützlingsförderung und die Umwelt-berichterstattung zu erhalten. Wie und mit welchen Massnahmen die nützliche Arthropoden- und Regenwurmfauna im Ackerland gefördert werden können, ist Gegenstand mehrjähriger Untersu-

chungen am Forschungsinstitut für biologischen Landbau, FiBL, (PFIFFNER & NIGLI 1996, PFIFFNER & MÄDER 1997, PFIFFNER & LUKA 1996, 1999 & subm. und SIEGRIST et al. 1998). An dieser Stelle geben wir eine Übersicht von ausgewählten Resultaten. Weitere Details über Material und Methoden der einzelnen Untersuchungen sind in den entsprechend zitierten Quellen ersichtlich.

2 Faunistische Untersuchungen im Exaktparzellenversuch

2.1 DOK-Anbausystemvergleichsversuch

In einem langjährigen Systemvergleichsversuch auf einer Parabraunerde aus Löss in Therwil (Schweiz) wurden seit 1978 zwei ökologische (bio-dynamisch, organisch-biologisch), zwei konventionelle/integrierte Anbauverfahren und ein ungedüngtes Kontroll-Verfahren bezüglich Regenwurm- und Nutzarthropodenfauna miteinander verglichen. Die Anbausysteme unterschieden sich hauptsächlich in der Düngungs- und Pflanzenschutzintensität. Die 7-jährige Fruchtfolge war überall gleich. Der Eintrag an organischer Substanz war in allen organisch gedüngten Verfahren ähnlich. Bezüglich Bodenbearbeitung bestanden ebenso keine relevanten Unterschiede.

2.2 Regenwurmfauna

Die Regenwurm-Populationen wurden mit der Handauslese zu vier Zeitpunkten (1990-1992) untersucht (PFIFFNER & MÄDER 1997). In den ökologisch bewirtschafteten Parzellen wurden in den meisten Fällen eine signifikant höhere Regenwurm-Biomasse, Regenwurmdichte und ein deutlich höheres Vorkommen anözischer Regenwurm-Arten als in den konventionellen Parzellen festgestellt. Die anözischen Arten sind agrarökologisch wichtig. Denn sie legen permanente, stabile Wohnröhren (Bioporen) an, die den Wasser- und Lufthaushalt verbessern und die Erosion mindern können. Die konventionell bewirtschafteten wiesen einen ähnlichen Regenwurmbesatz auf wie das seit 1978 ungedüngte Verfahren. Insgesamt wurden zehn Regenwurm-Arten nachgewiesen.

In diesem Langzeit-Systemvergleichsversuch zeigte sich, daß wahrscheinlich der chemische Pflanzenschutz eine signifikante Reduktion des Regenwurmbesatzes bewirken kann. Der Anbau einer 2-jährigen Klee-graswiese und eine reichliche organische Düngung reichten im konventionellen Anbausystem nicht aus, den Regenwurmbesatz über das Niveau einer langjährig ungedüngten Parzelle zu heben. Die Art der Bodenbewirtschaftung in den ökologischen Anbausystemen hingegen erwiesen sich als regenwurmschonend. Die Regenwurmpopulationen konnten dort durch einen für Regenwürmer verträglicheren Pflanzenschutz und durch die organische Düngung auf relativ hohem Dichte- und Biomasseniveau erhalten werden. Je nach Qualität und Aufbereitung der Hofdünger (Mist, Kompost) scheinen entweder die anözischen oder die endogäischen Arten stärker gefördert worden zu sein.

Die im Rahmen dieses Parzellenexaktversuches erzielten Daten bestätigen diejenigen von Betriebsvergleichen von BAUCHHENS & HERR (1986), GEHLEN (1987) und NECKER (1989). Sie haben zudem gezeigt, daß unter Praxisbedingungen noch deutliche grössere Unterschiede zwischen konventionell und ökologisch bewirtschafteten Feldern bestehen.

Um das natürliche Regenerationspotential des Bodens durch die Regenwürmer zu nutzen, sind regenwurmschädigende Eingriffe zu minimieren. Dies betrifft vor allem die Bereiche der Bodenbearbeitung, der Fruchtfolgegestaltung und des Pflanzenschutzes, die aufeinander abgestimmt werden müssen, um allfällige unerwünschte Nebenwirkungen zu vermeiden bzw. auszugleichen. Die fördernde Wirkung der organischen Düngung und einer Kleeegransaat auf die Regenwürmer kann sich nur nachhaltig auswirken, sofern das Pflanzenschutzregime entsprechend angepasst wird. Die Untersuchungen von MÄDER *et al.* (1993) zeigten zudem, daß die ökologisch bewirtschafteten Ackerparzellen im DOK-Versuch auch höhere mikrobielle Aktivitäten aufgewiesen haben.

2.3 Nutzarthropoden im DOK-Versuch

Die epigäischen Nutzarthropoden mit Schwerpunkt Laufkäfer wurden in den unterschiedlich bewirtschafteten Weizenparzellen des DOK-Versuches mit Trichterbodenfallen (Lebendfang) untersucht. In den drei Untersuchungsjahren 1988, 1990 und 1991 wurden in den ökologisch bewirtschafteten Parzellen ein um 88% (organisch-biologisch) bzw. 93% (biologisch-dynamisch) höheres Vorkommen epigäischer Nutzarthropoden als in den konventionellen festgestellt (PFIFFNER & NIGGLI 1996). Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer, Kurzflügler und Spinnen war in jeweils zwei der drei Untersuchungsjahren in den Ökoackerparzellen signifikant höher als in den konventionellen Parzellen. Die Artenvielfalt der Laufkäfer war in beiden ökologischen Anbausystemen in allen Untersuchungsjahren höher als im konventionellen. Die Öko-Parzellen wiesen zudem eine homogenere Artenverteilung auf.

Die Laufkäfer sind sehr mobile Insekten, viele Arten zeigen eine ausgeprägte Biotoppräferenz. Insbesondere die flugfähigen Arten können durch ihre aktive Fortbewegungsart größere Distanzen überbrücken. Bei der Habitatwahl haben abiotische Faktoren wie Feuchte-, Licht-, und Temperaturverhältnisse eine vorrangige Bedeutung und beeinflussen die Biotopbindung stärker als die biotischen (THIELE 1977). Das ausschliessliche Vorkommen von sieben Laufkäferarten in den kleinräumigen Ökoackerparzellen bei direkter Nachbarschaft zu den konventionellen Parzellen hat die hochspezifischen Lebensraumsprüche gewisser Laufkäferarten gezeigt: Das Auftreten von hygro- und/oder heliophilen bzw. thermophilen Arten wie *Agonum sexpunctatum*, *Brachinus explodens*, *Stenolophus teutonius* und *Dyschirius aeneus* gab Hinweise darauf, dass dort die mikroklimatischen Verhältnissen ihren spezifischen Bedürfnissen entsprachen.

Die hygrophilen *Carabus*-Arten traten in Ökoackerflächen ebenfalls zahlreicher auf. Durch die Begleitflora und das Hacken bzw. Striegeln der Bodenoberfläche entstanden dort wahrscheinlich neue Schlupfwinkel und günstigere mikroklimatische Verhältnisse. Die ökologisch bewirtschafteten DOK-Parzellen, vor allem das organisch-biologische Verfahren, wiesen einen höheren Regenwurmbesatz (PFIFFNER 1993) auf, was sich positiv auf die Ernährung der zum Teil regenwurmfressenden *Carabus*-Arten ausgewirkt haben kann. Mit zunehmender Düngungs- und Pflanzenschutzintensität sind diese Grosslaufkäfer der Gattung *Carabus* in ihrem Bestand gefährdet, namentlich *Carabus monilis* gilt als sensibler Bioindikator für die Anbauintensität (MATTHEY *et al.* 1990). Diese Art wurde in den Öko-

parzellen rund 2 bis 3-mal häufiger nachgewiesen als im konventionellen Verfahren. Ebenso grabende Arten wie *Clivina fossor* kamen in den Ökoparzellen zahlreicher vor, was wahrscheinlich durch günstigere Bodenstruktur (SIEGRIST *et al.* 1998) positiv beeinflusst wurde. Das zahlreichere Auftreten phyto-zoophager Laufkäferarten der Gattungen *Amara* und *Harpalus* unter ökologischer Bewirtschaftung ist vor allem auf die günstige Auswirkung der Begleitflora (Nahrung und Mikroklima) zurückzuführen. Larven von *Harpalus rufipes* sind ernährungsmässig von Unkraut- und Grassamen abhängig (LUFF 1980). Ebenso die stenök-thermophile Art *Diachromus germanus*, die fast ausschliesslich in den Öko-Parzellen vorgekommen ist, wird durch die Begleitflora gefördert. Denn nach eigenen Beobachtungen ernähren sich die adulten Tiere von Pollen und Samen verschiedener Gräser (*Poa* sp., *Dactylis glomerata*, *Alopecurus myosuroides*).

3 Untersuchungen auf Praxisbetrieben: Paarvergleich von IP- und Ökobetrieben

3.1 Laufkäfer- und Spinnenfauna auf integriert und ökologisch bewirtschafteten Ackerparzellen mit Einbezug der naturnahen Flächen

Auf sechs landwirtschaftlichen Paarbetrieben (Öko und IP) in der Nordwestschweiz haben wir in sechs Landschaften von 1996-98 tierökologische Erfolgskontrollen durchgeführt. Die integriert bewirtschafteten Getreideflächen (IP) wurden relativ extensiv bewirtschaftet (d.h.: keine Fungizide, Insektizide und Halmverkürzer; Fruchtfolgen mit Klee gras). Insgesamt wurden 24 Wintergetreideflächen (12 integriert, 4 bio-dynamisch. und 8 organisch-biologisch) und 9 Hecken, 6 extensive Wiesen-streifen, eine Magerwiese und zwei angesäte Wildkrautstreifen (Brachen) untersucht.

In den drei Untersuchungsjahren 1996-98 wurden 54'580 Laufkäfer und 27'893 Spinnen erfasst. Dabei haben wir 106 Laufkäfer- und 131 Spinnenarten nachgewiesen (PFIFFNER & LUKA 1999). Die Artenvielfalt und Aktivitätsdichte der Laufkäfer war auf den Ökobetrieben in 5 von 6 Fällen im Paarvergleich höher als auf den IP-Flächen. Die Individuenzahl schwankte je nach Ackerschlag stark, in 15 von 24 Vergleichsfällen war sie auf der Öko-ackerfläche höher (bis zu 400%).

Tab. 1: Anzahl Rote Liste Arten und stenöker Laufkäfer-Arten und mittlere Aktivitätsdichte in unterschiedlichen Acker- und ökologischen Ausgleichsflächen (1996-98).

		IP-Acker	Bio-Acker	Brachen	Ext. Grünland	Hecken
	Anzahl Standorte	12	12	2	7	9
RL-Arten	Individuen / Stao.	20,67	42,67	2,5	45	15,22
	Total Arten	5	7	3	5	5
Stenöke Arten	Individuen / Stao.	23,67	50,50	187,50	174,71	45,22
	Total Arten	12	17	10	19	21

Fünfzehn Laufkäferarten der Roten Liste der Nordschweiz wurden dabei gefunden (MARGGI 1994, Tab. 1). Auf den Ökoackerflächen wurden Rote Liste und stenöke Arten

häufiger als auf den IP- Flächen nachgewiesen. Die stenöken Arten waren aber besonders zahlreich in den angesäten Wildkrautstreifen (Brachen) und extensiven Wiesen (Tab. 1).

Verschiedene phyto-zoophage Arten der Gattungen *Amara*, *Brachinus*, *Harpalus*, *Stenolophus* und *Ophonus* wurden mindestens doppelt so zahlreich in den Ökoackerparzellen gefunden (vgl. Abb. 1). Stenök-thermo/xerophile Arten wie *Brachinus explodens*, *Parophonus maculicornis*, *Amara aenea*, *Harpalus distinguendus* und *Ophonus azureus* waren deutlich zahlreicher in den Ökoackerflächen (2 bis 20fach). Als sogenannte Spezialisten stellen sie höhere Ansprüche an den Lebensraum (Wärme-, Trockenheits- und Begleitflora-verhältnisse) als 'kommune' Arten und werden naturschutzfachlich als wertvoll beurteilt.

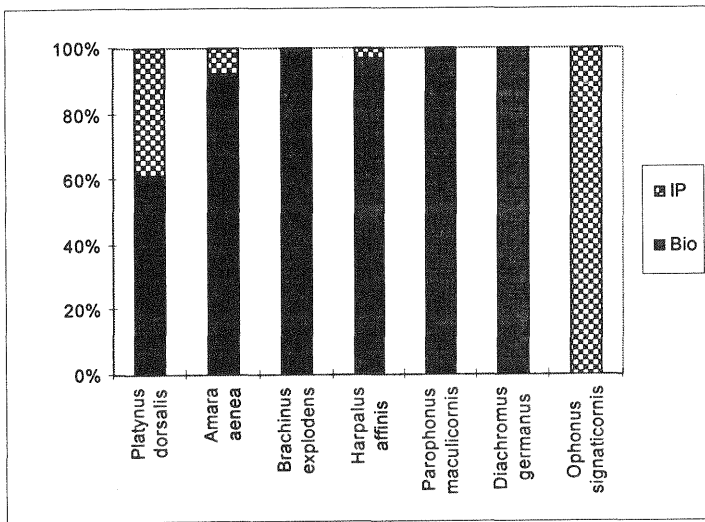


Abb. 1: Prozentuale Anteile der Aktivitätsdichte sieben ausgewählter Laufkäferarten (teils xerothermophile bzw. stenöke) im Paarvergleich einer IP- und einer Ökoackerfläche auf einem sandigem Lehmboden (Fangperiode: März bis Juli, 1998).

In Abhängigkeit der Anbausysteme unterschied sich die Artenvielfalt der Spinnen weniger deutlich als bei den Laufkäfern. Seltene und gefährdete Arten kamen tendenziell häufiger auf den Ökoackerflächen vor. Auf Betriebsebene waren die Spinnen in vier von sechs Fällen zahlreicher in den Ökoackerflächen. Die Schwankungen der Aktivitätsdichte und des Artenvorkommens innerhalb der Betriebe waren teilweise gross, die grössten bestanden aber zwischen den verschiedenen Landschaften, was primär auf Unterschiede der Boden- und Klimaverhältnisse zurückzuführen ist.

Auf gewisse Wolfsspinnen (*Pardosa amentata*, *P. agrestis*) scheint sich der ökologische Anbau positiv auszuwirken. Aufgrund ihrer Körpergrösse wird den Vertretern dieser Spinnenfamilie (Lycosidae) eine höhere 'ökologische Wirksamkeit' (Schädlingsregulationspotential) zugeschrieben als den typischen Ackerarten aus den Familien Lynphiidae und Eri-

gonidae. BÜCHS (1994) hatte im Göttinger Raum besonders hohe Siedlungsdichten von Spinnen auf stillgelegten Flächen (Bracheflächen und -streifen) festgestellt und dabei bei den Wolfspinnen eine leicht Präferenz zu ungepflügten Flächen beobachtet. Dies ist ein Hinweis, dass Wolfspinnen wahrscheinlich mit zunehmender Naturnähe des Standortes zahlreicher auftreten.

Auf einer bio-dynamischen Ackerfläche wurde erstmalig die in Mikrohöhlen wohnende Spinne *Robertus kuehnae* für die Schweiz nachgewiesen (BLICK *et. al.* 1998). Auf dem gleichen Standort haben wir die stark gefährdete, mikrohöhlenbewohnende Laufkäferart *Laemostenus terricola* gefunden.

3.2 Regenwurm-Fauna auf IP- und Ökoackerflächen

In den 24 Ackerflächen und zwei Wiesenstreifen der sechs Landschaften wurden 11 Regenwurmartens aus vier Gattungen erfasst. Von insgesamt 24 Fällen im Paarvergleich waren in 14 Fällen auf den Öko- und in 3 Fällen auf den IP-Ackerflächen die Regenwurmdichte signifikant höher. Die Regenwurmbiomasse war in 13 Fällen auf den Ökoackerflächen und in 4 Fällen auf den IP-Flächen signifikant höher (Tab. 2).

Die Anbaumethode (IP/Öko) beeinflusste also den Regenwurmbesatz wesentlich. Je nach vorangegangenen Kulturmassnahmen (insbesondere Pflugeinsatz oder mehrjährige Klee-graswiese als Vorfrucht) war eine Minderung bzw. Erhöhung des Regenwurmbesatzes vorhanden. Das Pflügen anfangs August bei relativ trockenen Verhältnissen reduzierte den Regenwurmbesatz wahrscheinlich weniger stark als im Oktober bei generell höheren Regenwurmak-tivitäten (vgl. Bio12: August, Bio11: Oktober). Effekte solcher Massnahmen (z.B. Pflug) können übliche Anbausystemunterschiede überdecken.

Tab.2: Regenwurmbesatz (Biomasse (g/m²) bzw. Dichte (Ind./m²) in integriert und ökologisch bewirtschafteten Ackerparzellen und zwei Wiesenparzellen (WS-nr.) als Referenzen (1996-98).

Landschaft 1				Landschaft 2				Landschaft 3						
Biomasse		Dichte		Biomasse		Dichte		Biomasse		Dichte				
IP-1	81	bc	143	b	IP-3	101	b	185	b	IP-5*	163	ab	212	a
IP-2*	53	c	97	c	IP-4	78	b	152	b	IP-6*	226	a	249	a
Bio-1	179	a	267	a	Bio-3	246	a	372	a	Bio-5*	94	c	162	ab
Bio-2	104	b	206	a	Bio-4*	115	b	207	b	Bio-6*	108	bc	113	b
Landschaft 4				Landschaft 5				Landschaft 6						
Biomasse		Dichte		Biomasse		Dichte		Biomasse		Dichte				
IP-7*	67	b	107	b	IP-9*	73	b	66	b	IP-11*	47	b	85	b
IP-8	221	a	261	a	IP-10	99	b	113	b	IP-12*	11	c	17	c
Bio-7	180	a	310	a	Bio-9	186	a	219	a	Bio-11*	70	b	85	b
Bio-8*	70	b	101	b	Bio-10	218	a	259	a	Bio-12*	318	a	370	a
WS-1	167	a	275	a										
WS-2	157	a	288	a										

Angaben mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey HSD Test, p < 0.05). (*): mit Pflugeinsatz nach Wintergetreide.

3.3. Ökologische Ausgleichsflächen auf Öko- und IP-Betrieben

Nur eine vielfältige und vernetzte Landschaft kann vielen bedrohten oder spezialisierten Pflanzen- und Tierarten einen Lebensraum bieten. Ökologische Ausgleichsflächen wie Hecken, Bracheflächen, Feldgehölze und extensive Wiesen leisten einen wesentlichen Beitrag zur Förderung der biologischen Vielfalt. Im Rahmen des schweizerischen Ökopilotbetriebsnetzes sind auf Ökobetrieben im Talgebiet mit durchschnittlich 16% zwei bis vierfach höhere Anteile von ökologischen Ausgleichsflächen als auf konventionell und integriert bewirtschafteten Betrieben festgestellt worden (HAUSHEER *et al.* 1996). Dies hat gezeigt, dass auf Ökobetrieben der Landschaftsökologie eine hohe Bedeutung zukommt. Um die räumlich-funktionalen Beziehungen zwischen Tierarten und den verschiedenen Flächen sicherzustellen, sind das Angebot an naturnahen Flächen, die Vielfalt an Biotoptypen und der Flächenverbund wesentliche Einflussgrößen. Je nach Tiergruppe gilt es, entsprechend ihrer biologischen Eigenschaften (z.B. Fortpflanzungsrate, Mobilität, Überwinterungs- und Nahrungsansprüche) unterschiedliche Anforderungen bei der Anlage dieser Flächen zu berücksichtigen. Da viele Wechselwirkungen zwischen ökologischen Ausgleichsflächen und Kulturland bestehen, ist die Anbauintensität des meist deutlich grossflächigeren Kulturlandes ebenso entscheidend. Der obligate Biotopwechsel der aphidophagen Laufkäferart *Platynus dorsalis* ist ein Beispiel für eine solche Wechselwirkung. Sie wandert im Frühling ins Ackerland ein und zur Überwinterung geht sie in naturnahe Flächen zurück (Abb. 2).

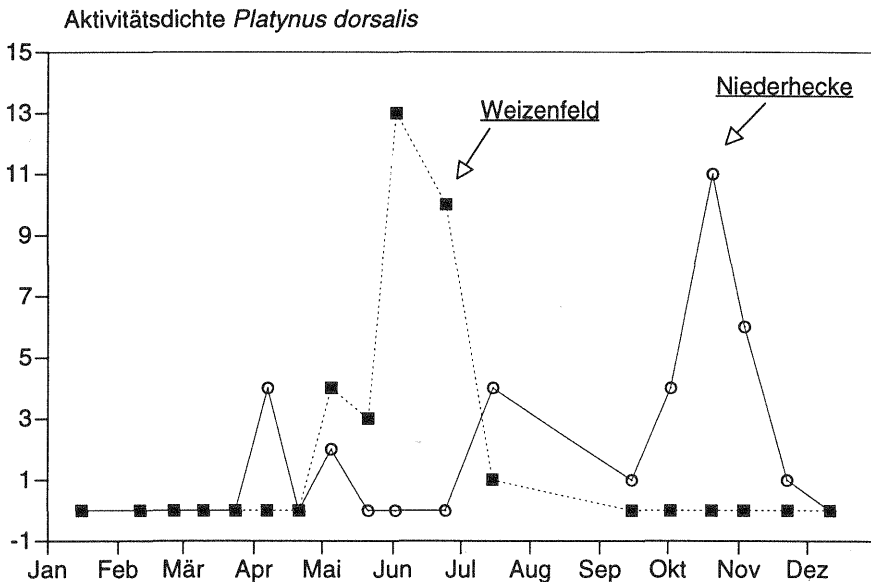


Abb. 2: Das zeitlich-räumliche Vorkommen einer aphidophagen Laufkäferart (*Platynus dorsalis*): Obligater Biotopwechsel: Während der Winterperiode ist sie in naturnahen Flächen und im Sommer in der Ackerfläche.

Am Beispiel einer stenöken-thermophilen Laufkäferart *Diachromus germanus* hat sich gezeigt, dass für ihr Auftreten eine 'Mindestqualität' an Begleitflora in den Ackerflächen vorhanden sein muss (vgl. Abb. 3 und Kapitel 2.3). Diese im Adultstadium grassamenfressende Art wurde auf dem IP-Betrieb nur in den extensiv genutzten 5 m breiten Wieslandstreifen nachgewiesen. Auf dem Öko-Betrieb dagegen kam sie in den naturnahen Flächen sowie wie in den Ackerflächen vor. Die Ökoackerflächen wiesen einen Deckungsgrad an Begleitflora von 8-16% auf, die IP-Flächen waren meist 'unkrautfrei' (0-1%). Eine Ausnahme bei den Ökoackerflächen bildete der Kleegrasschlag. Durch die relative häufige Nutzung bzw. durch das Fehlen von versamenden Gräsern trat diese Art dort nicht auf.

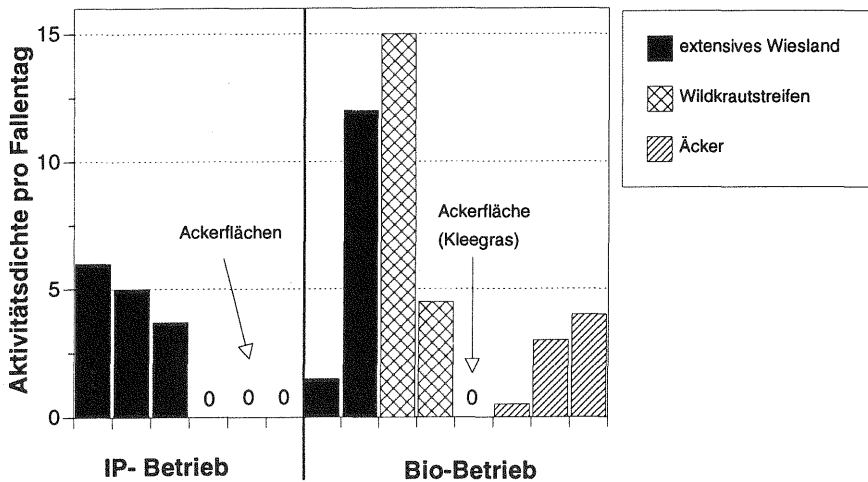


Abb. 3: Das räumliche Vorkommen von *D. germanus* auf einem IP- und Ökobetrieb.

3.4 Naturnahe Flächen als wichtige Überwinterungsorte

Auf zwei Praxisbetrieben haben wir die Überwinterung von Arthropoden in ökologisch und integriert bewirtschafteten Ackerflächen und den angrenzenden naturnahen Flächen untersucht (PFIFFNER & LUKA subm.) Mit einem elektrohydraulischen Erdbohrer wurden ungestörte Erdproben in vier Ackerflächen, drei extensiven Wieslandstreifen, einem angesättem Wildkrautstreifen, einer Hecke und unter Hochstamm-bäumen während den Wintermonaten genommen. Die Arthropoden wurden anschliessend mit einem Mac Fadyen-Berlese Apparat aus den Erdproben ausgetrieben.

Die Dichte der Arthropoden variierte von 33 bis 1163 Individuen pro m². Die geringsten Dichten und Artendiversitäten wurden generell in den Ackerflächen festgestellt (33-107 Ind./m², 3-6 Arten). Die höchsten Dichten haben wir im Wildkrautstreifen, Wieslandstreifen, in der Hecke und unter den Hochstammobstbäumen des Ökobetriebes gefunden (Abb. 4).

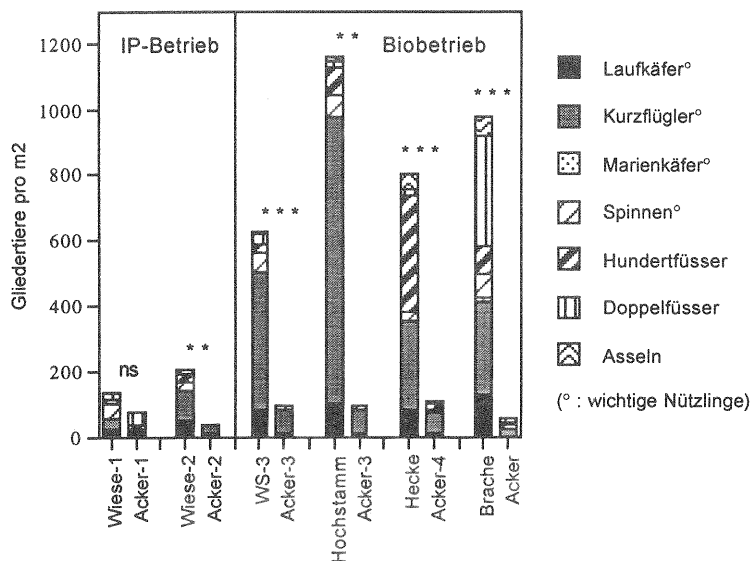


Abb. 4: Überwinternde Arthropoden (Ind. pro m²) in Ackerflächen und angrenzenden naturnahen Flächen auf einem IP- und Ökobetrieb (Paarvergleich: ***: Signifikanzen mit Wilcoxon Rang Test, ns: nicht signifikant).

Mit einer Ausnahme waren die Arthropodendichten in den Ackerflächen stets signifikant geringer als in den naturnahen Flächen (134-1163 Ind./m², 13-37 Arten). Viele dominante Arthropodenarten wurden nur in den naturnahen Flächen nachgewiesen, keine trat ausschliesslich in den Ackerflächen auf. Viele nützliche Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen sind während der Vegetationsperiode in den Kulturflächen und wandern bzw. fliegen für die Überwinterung in naturnahe Flächen aus. Auf dem Ökobetrieb war die Arthropodendichte bis 2-5 fach höher als auf dem IP-Betrieb, namentlich in den naturnahen Flächen.

Die Resultate zeigen, dass die oben erwähnten naturnahen Flächen für das Überleben vieler Arthropoden während der Winterperiode eine Schlüsselrolle spielen. Qualitative Aspekte der Elemente wie z.B. botanische und strukturelle Vielfalt sind dabei sehr entscheidend. Praktisch ungestörte Wildkrautstreifen (Brachestrukturen) eignen sich im Ackerland vorzüglich.

4 Zusammenfassung

Mögliche fauna- bzw. nützlingsfördernde Wirkungen des ökologischen Landbaues wurden im DOK-Exakt-Parzellenversuch sowie auf Praxisbetrieben festgestellt:

- In den meisten Fällen wurden artenreichere und individuenreichere Laufkäferpopulationen und höherer Regenwurmbesatz in den ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen als in den integriert angebauten Flächen festgestellt.
- Die Spinnenfauna unterschied sich in Abhängigkeit der Anbausysteme weniger deutlich auf den Praxisbetrieben als im Parzellenexaktversuch. Die sehr extensive IP-Bewirtschaftung (keine Fungizide, Insektizide und Halmverkürzer) auf den untersuchten Praxisbetrieben wird dazu wesentlich beigetragen haben.
- Gefährdete, stenöke Laufkäferarten und bemerkenswerte Spinnenarten wurden in den Ökoackerflächen zahlreicher nachgewiesen.
- Neben einer konsequent ökologisch orientierten Anbaumethode haben naturnahe oder extensiv bewirtschaftete Flächen für das Vorkommen von gefährdeten und stenöken Arten sowie für das Überwintern von Nutzarthropoden eine zentrale Bedeutung.

5 Schlussfolgerung

Eine konsequent ökologisch orientierte Anbaumethode kombiniert mit qualitativ wertvollen naturnahen Flächen stellen für eine nachhaltige Förderung der einheimischen Faunen- und Nützlingsvielfalt im Agrarland eine Schlüsselrolle dar.

Danksagung

Wir danken dem Kanton Baselland (Amt für Regionalplanung), dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) für die finanzielle Unterstützung.

6 Literatur

BAUCHHENESS, J. & S. HERR. (1986): Vergleichende Untersuchungen der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität von Regenwurmpopulationen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Flächen. - Bayer. Landw. Jahrbuch 63, 1002-1012.

BLICK, T., PFIFFNER, L. & H. LUKA. (1998): Erstnachweise der Spinnenarten *Robertus kuehnae* und *Lesertia dentichellis* für die Schweiz (Araneae: Theridiidae, Linyphiidae). - Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 71: 107-110.

BÜCHS, W. (1994): Auswirkungen der Brache auf die Fauna. Auswirkungen von Extensivierungsmassnahmen auf den Naturhaushalt. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 303, 41-57.

CROF, B. A. (1990): Pesticide resistance: documentation. - In: CROF, B. A. (ed.): Arthropod biological control agents and pesticides, 357-381.

GEHLEN, P. (1987): Bodenchemische und bodenbiologische Vergleichsuntersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinstandorte. - Diss. Universität Bonn.

- HAUSHEER, J., HILFIKER, J., PERCIN, C. & B. FREYER (1996): Stand und ökologische Entwicklung der Pilotbetriebe. Jahresbericht 1995. - Eidgen. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik. Tänikon, CH.
- LUFF, M. L. (1980): The biology of the ground beetle *Harpalus rufipes* in a strawberry field in Northumberland. - Ann. appl. Biol. **94**, 153-164.
- MARGGI, W. A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer und Sandlaufkäfer der Schweiz. - In: P. DUELLI (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 55-59.
- MÄDER, P., PFIFFNER, L., JÄGGI, W., WIEMKEN, A., NIGGLI, U. & J. M. BESSON (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen bio-dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. - Schweiz. Landw. Forsch. **32**, 509-545.
- MATTHEY, W., ZETTEL, J. & M. BIERI (1990): Wirbellose Bodentiere als Bioindikatoren für die Qualität von Landwirtschaftsböden. - Bericht **56** des Nationalen Forschungsprogramms Boden, Liebefeld-Bern.
- NECKER, U. (1989): Untersuchungen zu Mikroflora und Bodenfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: Alternativer und konventioneller Landbau. - Schriftenr. Landesamt f. Ökologie, Landschaft und Forst. Nordrhein-Westfalen **11**, 39-67.
- PFIFFNER, L. (1993): Einfluss ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Regenwurmpopulationen (Lumbricidae). - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **156**, 259-265.
- PFIFFNER, L. & H. LUKA (1996): Laufkäfer-Förderung durch Ausgleichsflächen. Auswirkungen neu angelegter Grünstreifen und einer Hecke im Ackerland. - Naturschutz und Landschaftsplanung **28**, 145-151.
- PFIFFNER, L. (1997): Welchen Beitrag leistet der ökologische Landbau zur Förderung der Kleintierfauna? - In: WEIGER, H. & H. WILLER (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau, 93-120, DEUKALION-Verlag.
- PFIFFNER, L. & U. NIGGLI (1996): Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeaic arthropods in winter wheat. - Biological Agriculture and Horticulture **12**: 353-364.
- PFIFFNER, L. & P. MÄDER (1997): Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. - Biological Agriculture and Horticulture **15**, 3-10.
- PFIFFNER, L. & H. LUKA (1999): Förderung der Nützlingsfauna im biologischen Ackerbau am Beispiel der Nutzarthropoden- und Regenwurmfauna - ein Vergleich unterschiedlicher Ackerbewirtschaftung und ökologischer Ausgleichsmassnahmen. - 5. Wissenschaftstagung Berlin 23.2.-25.3. 1999, 402-406.
- PFIFFNER, L. & H. LUKA (submitted): Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. - Agric., Environ. & Ecosys.
- SIEGRIST, S., SCHAUB, D., PFIFFNER, L. & P. MÄDER. (1998). Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a longterm field study on loess in Switzerland. - Agriculture, Ecosystem & Environment **69**: 253-264.
- THIELE, H. U. (1977): Carabid Beetles in their Environments. - Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, 369 pp.

L. PFIFFNER & H. LUKA: Erfolgskontrolle ökologischer Landbau

Erhöhung der Biodiversität in Rebgebieten des Kaiserstuhls durch die Verzahnung von Rebflächen und Rebböschungen

Increasing of biodiversity in the vine region of the Kaiserstuhl area as a result of the combination of vineyards and embankments

A. Kobel-Lamparski, F. Lamparski, C. Gack & F. Staub

Abstract

Examples of floristic and faunistic analysis show, that the vineyards of the Kaiserstuhl area (SW-Germany) don't only have an impoverished regional fauna, but show a typical variety of their own. The vine region is structured by terraces and embankments. Both geomorphological elements contribute to the floristic and faunistic richness of the region. A vine cultivation, which is beneficial to the environment, a high part of non tilled land - due to the embankments - and the specific climate of the Kaiserstuhl are responsible for this development.

1 Einleitung

Im Kaiserstuhl wird seit alters her Weinbau auf Terrassen betrieben. Die ursprünglichen Terrassen folgten der natürlichen Geländemorphologie und waren so schmal, daß sie meist nur 2-4 Rebzeilen Platz boten. In Hangrichtung waren sie durch 2-4 m hohe Böschungen getrennt. Die Anlage solcher Terrassen konnte erfolgen, da der Kaiserstuhl während des Pleistozäns mit einer dicken Lößdecke überzogen wurde. Diese ist leicht zu bearbeiten und besitzt dank ihrer Feinstruktur eine hohe Standfestigkeit. Bei großflächigen Rebumlegungen, die in den sechziger Jahren begannen, wurde die kleinräumige Terrassenlandschaft in Großterrassen, getrennt durch Großböschungen umgestaltet. In einigen Bereichen des zentralen Kaiserstuhles bestimmen heute hektargroße Rebflächen und 10-20 m hohe und mehrere 100 m lange Böschungen das Bild.

Während man früher in Bezug auf die epigäische Fauna von einem einzigen in Terrassen und Böschungen gegliederten Rebgelände sprechen konnte, hat man heute zwei unterschiedliche, relativ große Lebensräume ineinander verschachtelt:

- horizontale bis schwach geneigte Flächen, intensiv mit Sonderkulturen bewirtschaftet - die Rebflächen,
- steil geneigtes Brachland, das in Südexposition stellenweise den Charakter von Halbtrockenrasen entwickelt - die Rebböschungen.

Hier stellt sich nun die Frage, ob die Rebflächen lediglich eine reduzierte Böschungsbiozönose enthalten oder ob die Rebflächen in dieser Konstellation einen eigenständigen Beitrag zur Biodiversität des Gebietes leisten. Es ist auch die Frage, wie sich die geomorphologisch und nutzungsbedingte Strukturvielfalt in der Vielfalt der Biozönose der Reblandschaft niederschlägt.

2 Untersuchungsflächen und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen liegen im Lößgebiet des zentralen Kaiserstuhls. Sie erhielten ihre heutige Form durch Flurbereinigungen, die 20-30 Jahre zurückliegen. Es wurden drei Böschungen mit ihren unterhalb angrenzenden Rebterrassen untersucht. Die Rebterrassen sind in Rebflächen, die abhängig vom Besitzer unterschiedlicher Bodenpflege unterworfen sind, gegliedert. Drei Untersuchungseinheiten, bestehend aus dauerbegrünter Rebfläche (Mulchfläche) und unmittelbar benachbarter bodenbearbeiteter Rebfläche (Fräsfläche), wurden bearbeitet. Für Vergleiche standen Daten von insgesamt 18 Böschungen und 10 Rebflächen zur Verfügung.

2.2 Material und Methode

Vegetation: Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach BRAUN-BLANQUET, zur feinanalytischen Dokumentation wurden verpflochte Dauerflächen von 4m² im Fallenbereich bearbeitet.

Epigäische Fauna: Auf allen Flächen waren je 5 modifizierte Barberfallen ein Jahr durchgehend exponiert. Eine Konstruktion mit Standrohr, Trichter und 30 cm tief in den Boden eingelassenem Konservierungsgefäß vermeidet Anlockungs- und Abstoßungseffekte. (Falldurchmesser 15 cm, Konservierungsflüssigkeit Ethylenglycol, Leerungsintervalle im Sommer 14tägig, im Winter monatlich.)

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf Tiergruppen aus allen trophischen Ebenen:

- Detritophage:** Asseln, Tausendfüßer, Regenwürmer, detritophage Schnecken und Käfer (Curculionidae, Histeridae, Lathridiidae, Scarabaeidae)
- Phytophage:** Zikaden, Wanzen, Heuschrecken, phytophage Schnecken und Käfer (Byrrhidae, Chrysomelidae, Curculionidae)
- Zoophage:** Spinnen, Weberknechte, Hundertfüßer, Raubwanzen, zoophage Käfer (Cantharidae, Carabidae, Coccinellidae, Drilidae, Lampyridae, Scydmaenidae)

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Vegetationsaufnahme

Der gemeinsame Grundstock des untersuchten Rebgebietes umfaßt 62 Pflanzenarten, dazu kommen 54 Arten, die nur auf den Rebböschungen auftreten und - bemerkenswert viele - nämlich 74 Arten, die nur auf den Rebflächen vorkommen. Diese hohe Zahl an eigenständigen Arten in den Rebflächen spiegelt die unterschiedliche Bewirtschaftung durch die verschiedenen Besitzer wider. 71 Arten treten unabhängig vom Bodenbearbeitungsmodus in allen Rebflächen auf, 13 Arten findet man ausschließlich auf bodenbearbeiteten Rebflächen, 52 Arten nur auf begrünter Flächen (Abb.1). Der Verzicht auf Bodenbearbeitung trägt erheblich zur Artenvielfalt der Vegetation in den Rebflächen bei. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß auf keiner der untersuchten Rebflächen die Begrünung

auf Einsaat beruht, sondern durch natürlich auftkommende Pflanzen nach Aufgabe der Bodenbearbeitung (die Winzer ließen wachsen „was kam“).

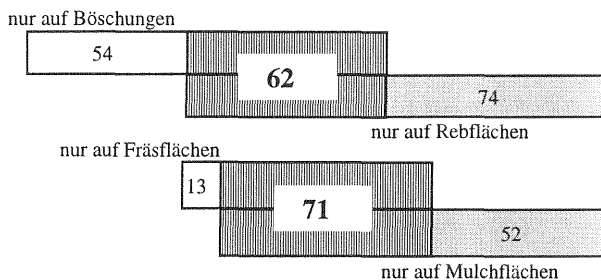


Abb. 1: Zahl der Pflanzenarten auf Böschungen und Rebflächen im zentralen Kaiserstuhl

Die Diversität (SHANNON-Index) der Phytozönose des Rebgebietes liegt mit 3,24 sehr hoch (Tab.1). Eine hohe Artenzahl ist die Ursache, Rebhänge und Rebflächen tragen beide dazu bei.

Tab. 1: Strukturparameter der Vegetation von Böschungen und Rebflächen

	Böschungen	Rebflächen	Gesamt	Fräsflächen	Mulchflächen	Gesamt
Artenzahl	116	136	190	84	123	136
Diversität	2,56	2,63	3,24	2,32	3,10	2,63
Evenness	0,54	0,54	0,62	0,53	0,64	0,54

Noch stärker als in der Artenzusammensetzung unterscheiden sich Böschungen und Rebflächen in der Deckung der einzelnen pflanzensoziologischen Artengruppen (Abb. 2).

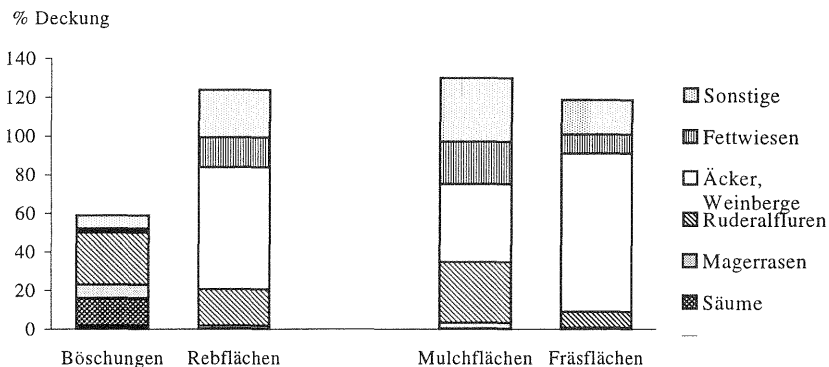


Abb. 2: Deckung der pflanzensoziologischen Artengruppen auf Böschungen und Rebflächen (Datenbasis: S = 190)

Gemeinsam sind Rebflächen und Böschungen vor allem häufige Arten der Ruderalgesellschaften (Artemisietea, Agropyretea) wie *Isatis tinctoria*, *Galium aparine* und *Agropyron repens*. Magerrasen-Arten (Festuco-Brometea) und Arten der trockenen Säume (Trifolio-Geranietea) finden bis auf wenige Ausnahmen nur auf den Böschungen geeignete Bedingungen. *Geranium sanguineum* oder *Galium glaucum* kommen hier aspektbildend vor. Für die Vegetation der Rebflächen sind Arten der Hackunkrautgesellschaften (Chenopodietea) kennzeichnend. Insbesondere auf den Fräsflächen treten sie in großer Artenzahl und mit z.T. hohen Deckungswerten auf; typisch sind die Therophyten *Stellaria media* und *Lamium purpureum*. In der ganzjährig ausgebildeten Vegetationsdecke der begrünten Rebflächen dominieren ausdauernde Arten der Fettwiesen und Ruderalgesellschaften, einjährige Arten sind auf Störstellen (z.B. Maulwurfshaufen) beschränkt.

3.2 Ergebnisse der Faunenaufnahme

Bei Berücksichtigung aller untersuchten Tiergruppen der epigäischen Fauna (nicht einbezogen wurden Ameisen und Staphyliniden) wurden 512 Arten nachgewiesen. 288 gemeinsamen Arten stehen gleich viele eigenständige Arten auf Böschungen (111 Arten) und Rebflächen (113 Arten) gegenüber (Abb.3) Die hohen Artenzahlen in Verbindung mit einer hohen Evenness führen zu ausgesprochen hohen Diversitätswerten, die bei allen Berechnungen über 4 liegen (Tab.2).

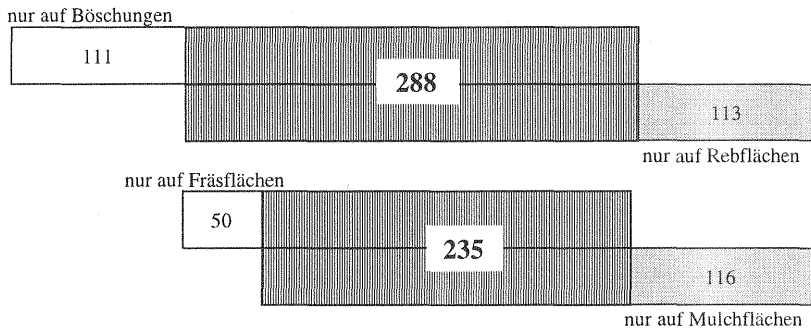


Abb. 3: Zahl phytophager, detritophager und zoophager Arten der epigäischen Fauna auf Böschungen und Rebflächen im zentralen Kaiserstuhl

Tab. 2: Strukturparameter der epigäischen Fauna von Böschungen und Rebflächen

	Bö- schungen	Reb- flächen	Gesamt	Fräs- flächen	Mulch- flächen	Gesamt
Artenzahl	399	401	512	285	351	401
Diversität	4,12	4,33	4,62	4,03	4,22	4,33
Evenness	0,69	0,72	0,74	0,71	0,72	0,72

Die höhere Produktivität der Rebflächen im Vergleich zu den Böschungen zeigt sich an rund doppelt so hohen Fangzahlen pro Falle. Gemessen am Fangerfolg pro Falle sind die Mulchflächen am produktivsten, danach folgen die Fräsflächen und dann erst die Böschun-

gen (Abb.4). Der Bedeutung der Mulchflächen zeigt sich auch an der Artenzahl, sie besitzen 66 Arten mehr als die Fräsflächen und doppelt soviel eigenständige Arten wie diese (Abb.3).

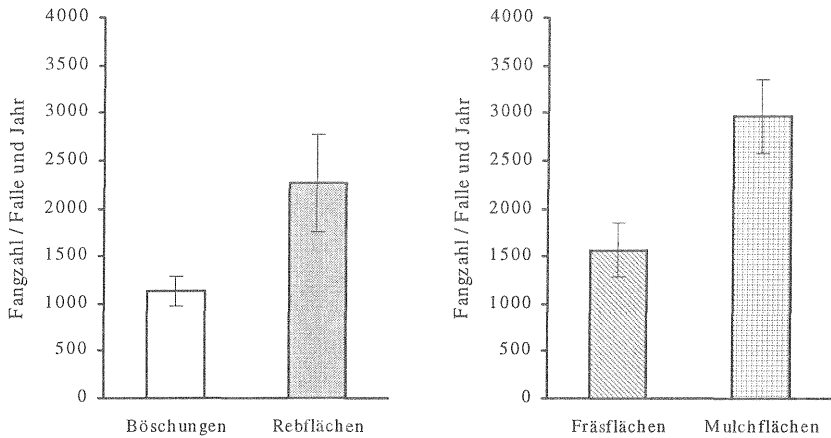


Abb. 4: Aktivitätsdichte der epigäischen Fauna auf Böschungen und Rebflächen ($p < 0,01$)

Die Diversität beider Rebflächeneinheiten liegt mit über 4 sehr hoch. Bei fast derselben Evenness wird der Unterschied der Diversitätszahlen durch die unterschiedlichen Artenzahlen verursacht.

Die Einteilung der gefangenen Individuen nach ihrer Zugehörigkeit zur entsprechenden Trophieebene zeigt typische Unterschiede zwischen Böschungen und Rebflächen auf (Abb.5). Die Bedeutung der Detritophagen ist auf den Böschungen am größten. Ihr Anteil am Gesamtfang erreicht knapp die Hälfte. Zoophage machen etwa ein Drittel aus, Phytophage nur ein Fünftel. Die Carabidengattungen *Amara* und *Harpalus*, als fakultative Primärkonsumenten gesondert abgegrenzt, spielen auf den Böschungen mengenmäßig nur eine untergeordnete Rolle, werden aber auf den Rebflächen wichtig. Zusammen mit den Phytophagen macht diese phytophag-omnivore Gruppe auf Rebflächen 45% des Gesamtfanges aus. Zoophage bestreiten rund die Hälfte, Detritophage nur 6%. Das Hauptgewicht der Ernährungsstrategien liegt demnach bei den Rebböschungen auf Detritophagen und untergeordnet auf Zoophagen, bei den Rebflächen auf Primärkonsumenten und Zoophagen.

Auch bei differenzierterer Betrachtung der Rebflächen nach dem Modus ihrer Bodenpflege bleibt dieses Bild in seinen Grundzügen bestehen. Bewirtschaftungsweise und das Auftreten von Tieren der Gattung *Amara* bzw. *Harpalus* lassen sich in Beziehung setzen. Auf begrünten Rebflächen dominieren *Amara*-Arten, Bodenbearbeitung fördert die Vertreter der Gattung *Harpalus*. Hiermit steht in Übereinstimmung, daß *Harpalus*-Arten zu den häufigsten Feldcarabiden in Mitteleuropa zählen (HEYDEMANN & MEYER 1983, BASEDOW et al. 1991). Es ist keineswegs allein das diverse Angebot unterschiedlicher Pflanzenarten, wie es in den Mulchflächen vorliegt, das diese phytophag-omnivoren Arten begünstigt. Als Pflan-

zenkost gelten neben Pollen, Sporen und Pilzhyphen hauptsächlich Früchte, Samen und Keimlinge (THIELE 1977). Bodenbearbeitung erhöht das Angebot an Keimlingen, insbesondere an Ganzjahres- und Wärmekeimern in den Rebflächen beträchtlich (WILMANN 1989). Gleichzeitig bieten diese aufkommenden Pflanzen, die treffend als „Samenunkräuter“ bezeichnet werden, als r-Strategen mit rascher Entwicklung und hoher Nachkommenproduktion, eine enorme Zahl an Samen.

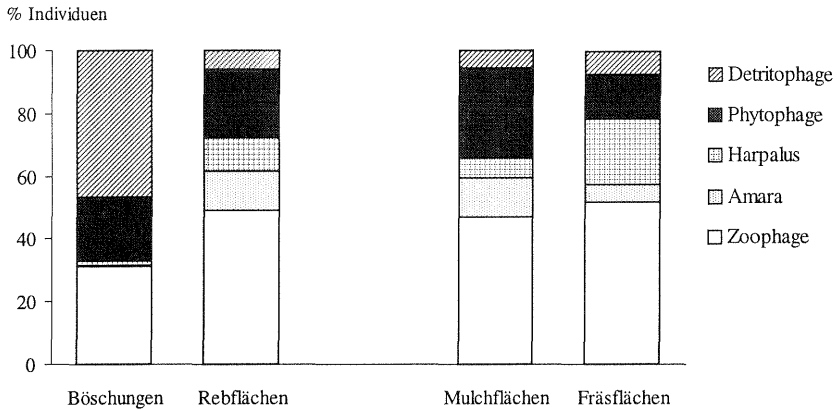


Abb. 5: Zusammensetzung der epigäischen Fauna von Böschungen und Rebflächen auf Basis der Trophieebenen (N = 96.277)

Für die weitere Analyse wurde die arten- und individuenreiche Gruppe der Spinnen herausgegriffen. Spinnen gelten aufgrund ihrer günstigen Indikatoreigenschaften als besonders geeignet, Freiflächen zu charakterisieren und Änderungen bestimmter Biotopp Parameter zu dokumentieren (KIECHLE 1992). So konnte DRANEY (1997) anhand der Spinnenfauna in Agroökosystemen einen engen Zusammenhang zwischen Habitatmosaik und Biodiversität aufzeigen.

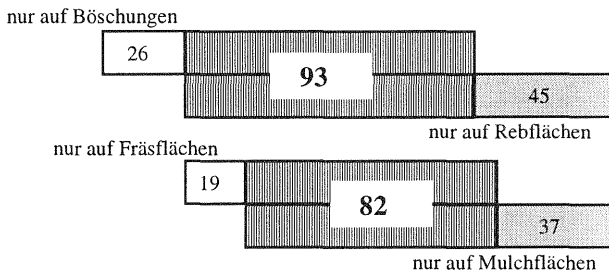


Abb. 6: Zahl der epigäischen Spinnenarten auf Böschungen und Rebflächen

Obwohl mit den Spinnen nur ein Bruchteil des Gesamtfanges verwertet wurde, bestätigen sie das bisher entworfene Bild: Bei den Arten- und Individuenzahlen schneiden die Rebflä-

chen im Vergleich zu den Rebböschungen deutlich besser ab. Rund 50% zusätzliche Arten kommen zu dem gemeinsamen Grundstock von 93 Arten hinzu. Bei den Böschungen sind dies nur knapp 30%. (Abb.6). Die Aktivitätsdichte ist auf Rebflächen doppelt so hoch wie auf Böschungen. Vergleichbare Verhältnisse treten zwischen Mulch- und Fräsflächen auf, wobei die Mulchflächen arten- und individuenreicher sind (Abb.6 und 7).

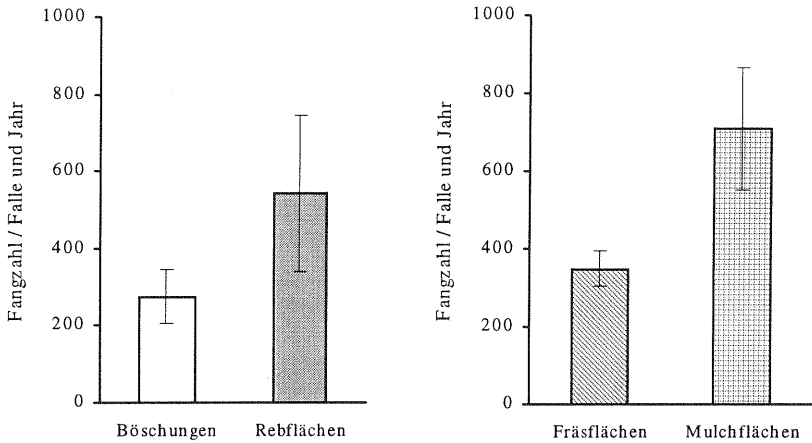


Abb. 7: Aktivitätsdichte der epigäischen Spinnen auf Böschungen und Rebflächen ($p < 0,01$)

Die Diversität ist auf den Böschungen allerdings geringfügig höher als auf den Rebflächen. Ursache ist eine etwas höhere Evenness (Tab.3). Auch beim Vergleich von Mulch- und Fräsflächen entspricht das Bild auf der Basis der Spinnen jenem, welches man bei Berücksichtigung aller Tiergruppen erhält. Die Diversitätswerte der Spinnengemeinschaften liegen über 3 und damit für diese Tiergruppe relativ hoch (Vergleichswerte z.B. bei LAMPARSKI 1988, PEKAR 1997).

Tab. 3: Strukturparameter der epigäischen Spinnenfauna von Böschungen und Rebflächen

	Bö- schungen	Reb- flächen	Gesamt	Fräs- flächen	Mulch- flächen	Gesamt
Artenzahl	119	138	164	100	118	138
Diversität	3,27	3,12	3,47	3,01	3,04	3,12
Evenness	0,69	0,63	0,68	0,65	0,64	0,63

Sehr aussagekräftig und gut charakterisierend ist die Aufschlüsselung der Fangzahlen der Spinnen nach ihren Präferenzbiotopen (Abb.8, Zuordnung nach HÄNGGI & MAURER 1990). Auf den Böschungen dominieren Spinnen, die für Trockenstandorte, extensiv genutzte Wiesen, Gebüsch und Säume typisch sind. Eurytope Spinnen und Spinnen der Äcker machen nur 16% aus. Auf den Rebflächen gehören dagegen 81% in diese Gruppe, während der Rest von 19% auf jene Gruppen fällt, die die Rebböschungen charakterisieren. Die Aufschlüsselung in bodenbearbeitete und begrünte Rebflächen verändert dieses Bild kaum.

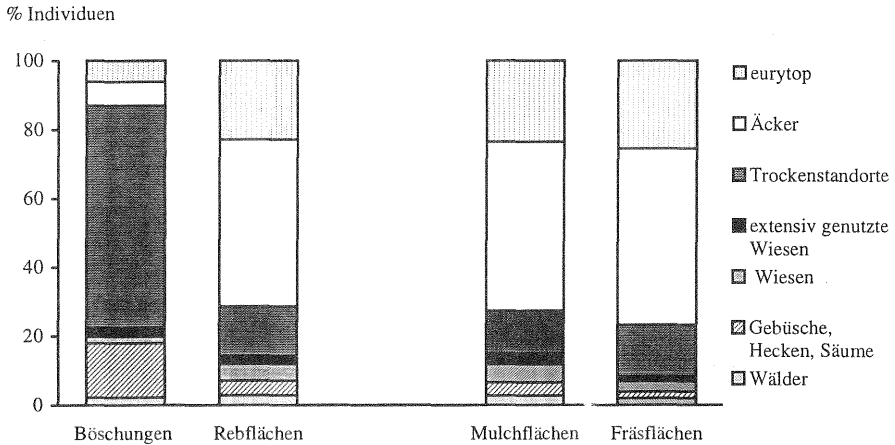


Abb. 8: Präferenzbiotope der epigäischen Spinnen auf Böschungen und Rebflächen (N = 23.186)

4 Diskussion

Flächen und Böschungen leisten jeweils einen eigenständigen Beitrag zur Vielfalt der Kaiserstühler Rebgebiete. Am klarsten zeigt sich dies anhand der Arten und besonders jener Arten, die nur in einem der Gebietsteile auftreten. Weniger gut läßt sich mit dem Diversitätsindex argumentieren, als logarithmisches Maß reagiert diese Maßzahl im Bereich hoher Werte nur noch mit geringen Steigerungen.

Nimmt man die Zahl der gemeinsamen Arten als Basis, so besitzen Böschungen und Rebflächen rund noch einmal soviele eigene Pflanzenarten. Dieser hohe Anteil an standortseigenen Pflanzenarten im Vergleich zur Fauna läßt sich zum einen mit der besseren Ausbreitungsfähigkeit der Tiere erklären, zum anderen mit einem stärkeren Beharrungsvermögen einer einmal etablierten Vegetationsdecke (FISCHER 1982). Rebflächen, bei denen auf eine Bodenbearbeitung verzichtet wird, leisten einen höheren Beitrag an eigenständigen Pflanzenarten, bodenbearbeitete Rebflächen besitzen weniger flächeneigene Arten, dafür aber mehr Arten, wie sie für die Hackfruchtflora alter Rebflächen typisch sind.

Betrachtet man die Gebietsfauna, so liegt der Anteil flächeneigener Arten zwischen 20 und 50% der gemeinsamen Arten. Dasselbe Ergebnis erhält man, wenn die Spinnen als eigene Gruppe herausgegriffen werden. Alle Ergebnisse zeigen gleichsinnig, daß es in den Teilen des Rebgebietes neben einem Grundstock an gemeinsamen Arten einen relativ hohen Anteil an Arten gibt, die nur auf den Teilflächen vorkommen und dadurch die Vielfalt im Rebgebiet erhöhen. Der Fauneninhalt der bewirtschafteten Flächen ist also nicht lediglich die Reduktion einer Gesamtf fauna, sondern mit eigenen Elementen eine Bereicherung des Gebietes. Dem Einwand, daß sich darunter auch ein hoher Anteil von eurytopen Arten und Ackerarten befindet, kann man entgegenhalten, daß auch Wildkräuter so lange nur lästige Unkräuter waren, bis wirksame Herbizide sie zu seltenen Arten werden ließen.

Landwirtschaft wird häufig als Ursache von erheblichen Umweltbeeinträchtigungen gesehen. KRAXNER (1990) berichtet in diesem Zusammenhang von Schäden in Höhe von 100 Milliarden DM; noch kritischer werden Flurbereinigungen beurteilt. Die in der Öffentlichkeit heftig umstrittenen Rebumlegungen am Kaiserstuhl (ZEIT-MAGAZIN Mai 1989) führten nicht zu der prophezeiten biologischen Verarmung des Gebietes, sondern zeigen vielmehr, daß effizient zu bewirtschaftende Flächengrößen und Artenvielfalt keine Widersprüche sein müssen. Allerdings wirken im Kaiserstuhl eine Reihe von Komponenten gleichsinnig auf dieses Ergebnis hin: Die typische Kaiserstuhlfauuna ist wärme- und trockenheitsliebend, mit den Großböschungen entstanden zahlreiche Standorte mit solchen Eigenschaften. Der Anteil an anthropogen kaum belasteten Großböschungen beträgt rund 30%, diese Brachflächen sind nicht isoliert, sondern miteinander vernetzt. Sie liegen wie ein Gitter über dem gesamten Rebgebiet, enthalten also nicht nur einen kleinen Ausschnitt der mikroklimatischen oder edaphischen Bedingungen. Der Rebanbau selbst erfolgt als Dauerkultur, er erlaubt dadurch langjährige Entwicklungen der Biozönose. Ein inzwischen sorgfältigerer Umgang mit Bioziden trägt ebenfalls dazu bei, den Lebensraum Rebgebiet zu verbessern. Durch verringerten Pestizideinsatz wurde - trotz unveränderter Bodenpflege - eine Zunahme der Individuenzahlen bei Laufkäfern um das Sechsfache, bei Spinnen um rund das Doppelte festgestellt (KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI 1997). Insbesondere trägt der Verzicht auf Bodenbearbeitung und Herbizideinsatz zum Ergebnis bei. Es ist bekannt, daß die Umwandlung von Grünland in Ackerland zu einer Reduktion der Biodiversität führt (MCNEELY et al. 1995), umgekehrt führt Dauerbegrünung zu einer Steigerung.

5 Zusammenfassung

Am Beispiel von Vegetations- und Faunenanalysen wird gezeigt, daß die Rebflächen des Kaiserstuhls keine verarmte Gebietsfauna enthalten, sondern mit eigenständigen Elementen zur Vielfalt des Gesamtgebietes beitragen. Die in Terrassen und Böschungen gegliederten Rebgebiete sind floristisch und faunistisch sehr reichhaltig, da beide geomorphologischen Elemente zur Biodiversität beitragen. Eine schonende Rebflächenbewirtschaftung, ein hoher im Gebiet verteilter Brachflächenanteil und das warm-trockene Kaiserstuhlklima sind dafür verantwortlich.

Danksagung

Dem „Projekt Angewandte Ökologie“ der LfU und dem Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten Baden-Württemberg danken wir für die Finanzierung, den Besitzern der untersuchten Rebflächen für ihre stete Hilfsbereitschaft

7 Literatur

BASEDOW, T., BRAUN, C., LÜHR, A., NAUMANN, J., NORGALL, T. & G. YANES (1991): Abundanz, Biomasse und Artenzahl epigäischer Raubarthropoden auf unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Weizen- und Rübenfeldern: Unterschiede und ihre Ursachen. Ergebnisse eines dreistufigen Vergleichs in Hessen, 1985-1988. - Zool. Jb. Syst. **118**, 87-116.

DRANEY, M. L. (1997): Ground-layer spiders (Araneae) of a Georgia Piedmont floodplain agrosystem: Species list, phenology and habitat selection. - J. Arachnology **25**, 333-351.

FISCHER, A. (1982): Mosaik und Syndynamik der Pflanzengesellschaften von Lößböschungen im Kaiserstuhl (Südbaden). - Phytocoenologia **10**, 73-256.

A. KOBEL-LAMPARSKI et al.: Biodiversität im Rebgebiet des Kaiserstuhls

- HEYDEMANN, B. & H. MEYER (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. - *Schr. Rh. Dt. Rat für Landespfl.* **42**, 174-191.
- KIECHLE, J. (1992): Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. - In: TRAUTNER, J. (Hrsg.) *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tiergruppen.* *Ökologie in Forschung u. Anwendung*, **5**, 119-134.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. & F. LAMPARSKI (1997): Fluktuation und Sukzession im Rebgeleinde des Kaiserstuhls – Konsequenzen für den Naturschutz. - *Veröff. PAÖ* **22**, 69-82.
- KRAXNER, H. (1990): Bewertung agrarpolitischer Lösungsansätze zur Umweltsicherung. – *Umweltsicherung.* - *SFW* **1**, 82-91.
- LAMPARSKI, F. (1988): Bodenfauna und synökologische Parameter als Indikatoren für Standortseigenschaften. – *Freiburger Bodenkd. Abh.* **22**, 228 S.
- MAURER, R. & A. HÄNGGI (1990): Katalog der schweizerischen Spinnen. - *Doc. Faun. Helvet.* **12**, 1-412.
- MCNEELY, J. A., GADGIL, M., LEVEQUE, C., PADOCH, C. & K. REDFORD (1995): Human influences on biodiversity. - In: HEYWOOD, V. & R. T. WATSON (eds.): *Global Biodiversity Assessment.* Cambridge, 711-821.
- PEKAR, S. (1997): Changes in epigeic spider community in primary succession on a brown-coal dump. - *Arachnologische Mitt.* **14**, 40-50.
- THIELE, H.-U. (1977): *Carabid beetles in their environments.*- *Zoophysiology and Ecology* **10**, 369 p, Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- WILMANN, O. (1989): Vergesellschaftung und Strategie-Typen von Pflanzen mitteleuropäischer Rebkulturen. - *Phytocoenologia* **18**, 83-128.
- ZEIT-MAGAZIN (Mai 1989): 40 Jahre Bundesrepublik.

Brachland und Rebflächen in der Terrassenlandschaft des Kaiserstuhls - eine Realisierung des Integrationsmodells

Fallow land and vineyards in the terrace cultivated Kaiserstuhl region – a realisation of the integration model in nature conservation

A. Kobel-Lamparski & F. Lamparski

Abstract

Based on pitfall traps the Central Kaiserstuhl Region (SW-Germany) represents itself as an example for the integration concept in nature conservation. Numerous recorded species and examples of phytophagous, detritophagous and zoophagous prove the faunistic connections of a mesobrometum in a conservation area and slopes, close to natural conditions in the vineyard region and intensively cultivated vineyards.

1 Einleitung

Im praktischen Naturschutz existieren verschiedene Modelle zur landschaftlichen Gestaltung einer Fläche und zur Realisierung eines Schutzzieles (PICKETT & THOMPSON 1978, HAMPICKE 1988, ESER et al. 1991, PLACHTER 1991, PICKETT et al. 1997).

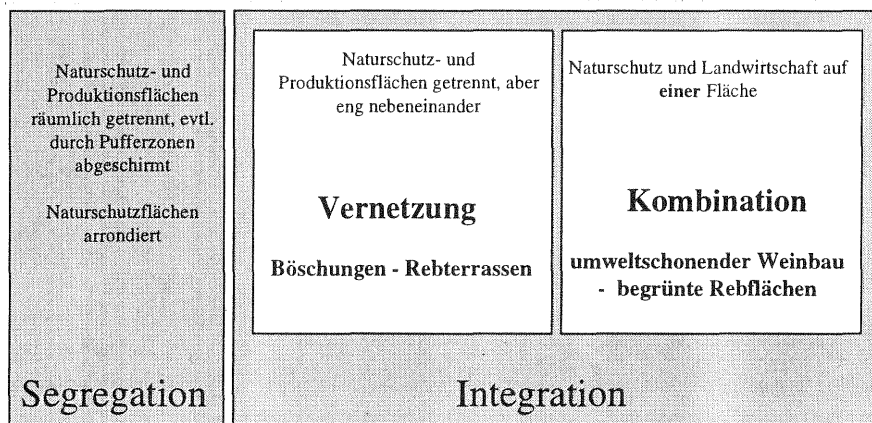


Abb. 1: Segregation und Integration im Naturschutz (basierend auf HAMPICKE 1988) am Beispiel des Kaiserstuhls

Beim Segregationsmodell erfolgen Naturschutz und Bewirtschaftung auf getrennten Flächen. Ein geschützter Kern, von einer Pufferzone umgeben, liegt im bewirtschafteten Gebiet oder nur die Schutzzone ist in die Wirtschaftszone eingebettet. In beiden Fällen geht das Bestreben dahin, möglichst geschlossene Schutzareale zu erreichen, d.h. möglichst viel Fläche mit geringstmöglichem Umfang zu strukturieren. Bis zu einem gewissen Grade sieht man dabei Naturschutzgebiete als erhaltenswerte Inseln mit möglichst gut gesicherten Grenzen und wenig Austausch (SLOSS-Debatte).

A. KOBEL-LAMPARSKI & F. LAMPARSKI: Integrationsmodell Kaiserstuhl

Bei den beiden Konzepten des Integrationsmodells denkt man sich diesen Gegensatz nicht, man versucht vielmehr Naturschutz und Bewirtschaftung im selben Gebiet zu vereinen. Beim Kombinationsmodell soll eine rücksichtsvolle Bewirtschaftung Naturschutz und wirtschaftliche Nutzung auf derselben Fläche ermöglichen. Beim Vernetzungsmodell sind Naturschutz- und Wirtschaftsflächen getrennt, können aber eng beieinander liegen und verzahnt sein. Zahlreiche Kontaktlinien - Biotopübergänge - sind sogar erwünscht, solange sie einen Faunenaustausch ermöglichen und die Populationen durch Ausweitung ihrer Areale in Randbereiche stabilisieren (ERZ 1971, DUELLI 1990).

Den Kaiserstuhl kann man, bedingt durch die geomorphologische Situation bzw. die Gebietsstruktur, als die Realisierung beider Varianten eines Integrationsmodells sehen: Im zentralen Kaiserstuhl liegt das Naturschutzgebiet Badberg, dort dominieren Halbtrockenrasen auf Löß, der meist von Karbonatit oder Vulkanit unterlagert ist. Diese Mesobrometen grenzen in breiter Front und an vielen Stellen an Rebböschungen aus Löß oder Vulkanit, die bei Südexposition zunehmend selbst den Charakter von Mesobrometen entwickeln (Abb.2).



Abb. 2: Blick auf die Terrassenlandschaft des Kaiserstuhls mit dem Badberg und seinen Trockenrasen im Hintergrund

Solche Rebböschungen, Brachland im intensiv genutzten Kulturland, liegen wie ein Gitter aus breiten Bändern über dem gesamten Rebgebiet - ein Beispiel für Vernetzung (Abb.2 und 3). Umweltschonender Weinbau fördert vielfältige Biozönosen auch auf den Rebflächen und ermöglicht so die Kombination von Naturschutz und Rebanbau auf derselben Fläche (KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI 1998a).

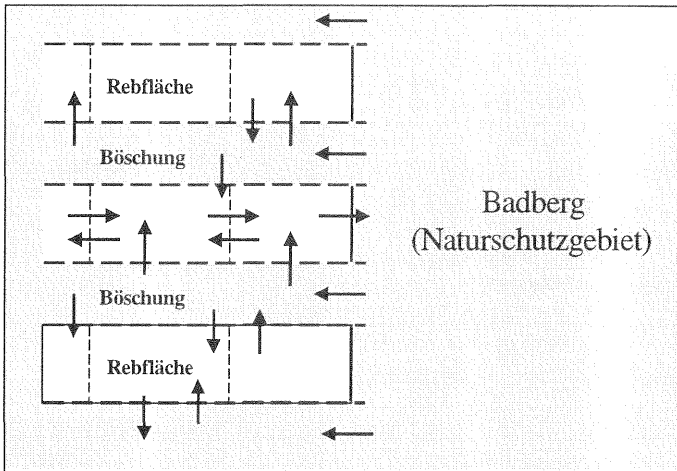


Abb. 3: Konstellation von Naturschutzgebiet, Böschungen und Rebflächen im zentralen Kaiserstuhl mit Möglichkeiten des Faunenaustausches

Ziel dieser Untersuchung ist die Frage, ob im Rebgelände Flächen und Böschungen mehr oder weniger getrennte Biozönosen besitzen, die nur miteinander verschachtelt sind, ob also relativ harte Grenzen zwischen den beiden Lebensräumen bestehen oder ob man davon ausgehen kann, daß die Schwellen zwischen den Bereichen so niedrig sind, daß ein intensiver Faunenaustausch wahrscheinlich ist. Es ist die Frage, inwieweit man von „einem“ Rebgebiet sprechen kann, in dem die unterschiedlichen geomorphologischen Einheiten faunistisch miteinander verfließen oder ob man die geomorphologische Konstellation eher als Vergitterung unterschiedlicher Lebensräume betrachten muß.

2 Untersuchungsflächen und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Das untersuchte Rebgelände liegt im Lößgebiet des zentralen Kaiserstuhls und erhielt seine heutige Form bei Rebumlegungen, die 20-30 Jahre zurückliegen (Tab.1). Es wurden drei Böschungen mit ihren unterhalb angrenzenden Rebterrassen untersucht. Die Rebterrassen sind in Rebflächen, die abhängig vom Besitzer unterschiedlicher Bodenpflege unterworfen sind, gegliedert. Es wurden drei dauerbegrünte und drei bodenbearbeitete Rebflächen bearbeitet. Für Vergleiche standen Daten von insgesamt 18 Böschungen und 10 Rebflächen zur Verfügung. Als naturnahe Vergleichsfläche diente ein Mesobrometum im Naturschutzgebiet Badberg, dessen Untergrund aus Löß über Karbonatit besteht.

In Tabelle 1 sind die wichtigsten Eigenschaften von Böschungen und Rebflächen aufgelistet. Hervorzuheben ist, daß die Böschungen von Düngung und Spritzmittelausbringung nahezu nicht betroffen sind. Gründe dafür sind die Größe der Böschungen, die Ausbringung von Düngemittel als Granulat und die Verwendung von relativ kleinen und gegen Abdrift optimierten Spritzgeräten.

Tab. 1: Charakteristika der Böschungen und Rebflächen

	Böschungen	Rebflächen
Ausgangssubstrat	Löß	Löß
Morphologie	Steil, bis 45 Grad geneigt	+ / - eben
Alter	20-30 Jahre (Neukonstruktion durch Flurbereinigung)	20-30 Jahre (Neukonstruktion durch Flurbereinigung)
Flächenanteil	25-30%	70-75%
Größe	H: 10-15m, L: n .100m	0,5-2ha
Nutzung	keine, da Brachfläche	intensiv, da Rebfläche
Nährstoffsituation	nicht gedüngt/ so groß, daß Einträge aus Rebflächen minimal sind	Düngung
Biozide	keine/ so groß, daß Einträge aus Rebflächen minimal sind	abhängig vom Besitzer
Bodenpflege	keine	Bodenbearbeitung (Fräsen) oder Dauerbegrünung (Mulchen)

2.2 Material und Methode

Die Untersuchung erfolgte mit Trichterfallen (modifizierte Barberfallen), 5 Fallen pro Fläche, Durchmesser 15 cm, Konservierungsflüssigkeit Ethylenglykol, im Sommer 14-tägige, im Winter monatliche Leerung. Expositionsdauer der Fallen ein Jahr.

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse basieren vorwiegend auf Spinnen, teils auf Tiergruppen aus allen trophischen Ebenen:

- Detritophage:** Asseln, Tausendfüßer, Regenwürmer, detritophage Schnecken und Käfer (Curculionidae, Histeridae, Lathridiidae, Scarabaeidae)
- Phytophage:** Zikaden, Wanzen, Heuschrecken, phytophage Schnecken und Käfer (Byrrhidae, Chrysomelidae, Curculionidae)
- Zoophage:** Spinnen, Weberknechte, Hundertfüßer, Raubwanzen, zoophage Käfer (Cantharidae, Carabidae, Coccinellidae, Drilidae, Lampyridae, Scydmaenidae)

Die Auswertung, normiert auf die gleiche Fallenanzahl, beruht auf der in Abbildung 4 dargestellten Klasseneinteilung beim paarweisen Vergleich von Standorten. Es wurden nur jene Arten einbezogen, die mit einer Aktivitätsdominanz größer 1% nachgewiesen wurden und die in beiden Vergleichsstandorten vorkommen, zum Beispiel:

- Arten, die im Standort A gut vertreten sind, im Vergleichsstandort B aber weniger als 3% der Häufigkeit von A erreichen, werden als **einstrahlende Arten** bezeichnet.
- Arten, die im Standort A gut vertreten sind und die im Standort B 3% - 30% von A erreichen, werden als **vermittelnde Arten** bezeichnet.
- Arten, die im Standort A gut besetzt sind und im Standort B mit mehr als 30% von A auftreten, werden als **Gebietsarten** bezeichnet.
- Gebietsarten und vermittelnde Arten sind **verknüpfende Arten**.

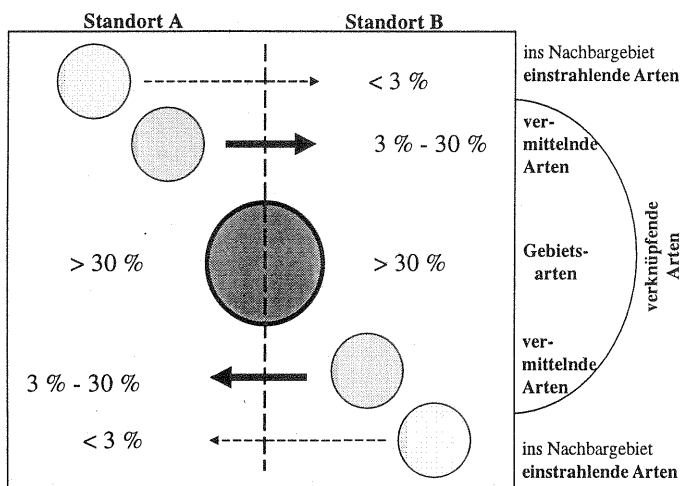


Abb. 4: Klasseneinteilung der gemeinsamen Arten > 1% nach ihrer Gebietsdominanz

3. Ergebnisse

Der Wert eines Gebietes läßt sich natürlich am leichtesten anhand seiner Besonderheiten vermitteln, wobei ein gängiges Verfahren die Zahl der Rote-Liste-Arten ist. Bekannt ist der Kaiserstuhl durch sein warmes, trockenes Klima, das nicht nur der Qualität des Weines zugute kommt, sondern auch zum Auftreten vieler bemerkenswerter Arten führt, hier dargestellt am Beispiel der Spinnen.

Die Mesobrometen des Naturschutzgebietes "Badberg" besitzen rund 70 Rote-Liste-Arten. (HEUBLEIN 1983, KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI 1998b). Über 80% dieser Arten treten auf Böschungen, rund 70% auch auf Rebflächen auf. Im Reb Gelände stellen sie knapp 70% der Individuen der Böschungen und rund 15% der Rebflächen, ihr Anteil am Artenspektrum beträgt auf den Böschungen knapp 50%, auf den Rebflächen rund 35% (Abb.5).

Dieses Beispiel zeigt die unterschiedliche Bedeutung der drei Lebensräume Halbtrockenrasen eines Naturschutzgebietes, Rebböschungen sowie Rebflächen für die Spinnengemeinschaft des zentralen Kaiserstuhles und es belegt zugleich, daß das Auftreten bemerkenswerter Arten und die landwirtschaftliche Nutzung eines Gebietes miteinander vereinbar sind.

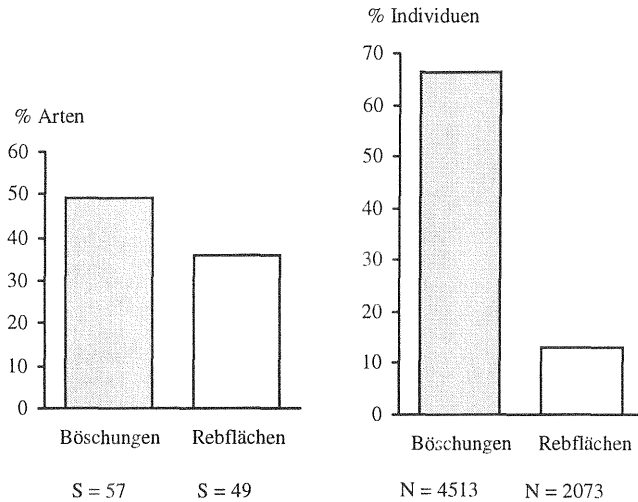


Abb. 5: Rote-Liste-Spinnen (% am Gesamtfang) auf Böschungen und Rebflächen (Gesamtfang Böschungen: S = 116, N = 6.820, Rebflächen S = 136, N = 15.989)

Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse basieren auf den häufigen Arten (>1%), da sinnvoller Weise nur mit ihnen Austauschprozesse oder Stabilisierung von Populationen (HALLE 1996, REICH & GRIMM 1996) wahrscheinlich gemacht werden können. Das bedeutet, daß hier nur jene Arten betrachtet wurden, die wenigstens an einem Standort Fangzahlen über 50 Individuen erreichten. Mit dieser Klasseneinteilung werden, je nach betrachteter tropischer Ebene, 30% bis 40% der Arten und 60% bis 90% der Individuen erfaßt.

Die Verknüpfung innerhalb des Rebgebietes zwischen Rebböschungen und Rebflächen, ist anhand von Phytophagen, Detritophagen und Zoophagen dargestellt (Abb.6):

- Bei den Phytophagen wurden 32 Arten mit 16.375 Individuen in die Betrachtung einbezogen. Ein Viertel von ihnen sind Gebietsarten, 34% vermittelnde Arten, diese überwiegen mit 25% stark in den Rebflächen. Dasselbe gilt für ausstrahlende Arten, die mit 31% in den Rebflächen vertreten sind, aber nur mit 9% in den Rebböschungen. Das heißt, der Schwerpunkt des Auftretens und der Ausgangspunkt der Verknüpfungen liegt bei den Phytophagen eindeutig auf den Rebflächen.
- Bei den Detritophagen (S = 15, N = 13.361) gibt es 20% Gebietsarten und 80% vermittelnde Arten. Der Schwerpunkt der Vorkommen liegt auf den Böschungen.
- Bei den Laufkäfern (S = 27, N = 29.893) gibt es 19% Gebietsarten und 44% vermittelnde Arten. Der Schwerpunkt liegt, wie auch bei den ausstrahlenden Arten, auf den Rebflächen.

- Die Spinnen (S = 34, N = 20.624) besitzen mit 33% den höchsten Prozentsatz an Gebietsarten, auch der Anteil der vermittelnden Arten ist mit 55% sehr hoch. In die Nachbargebiete ausstrahlende Arten gibt es mit 12% auf den Rebflächen.

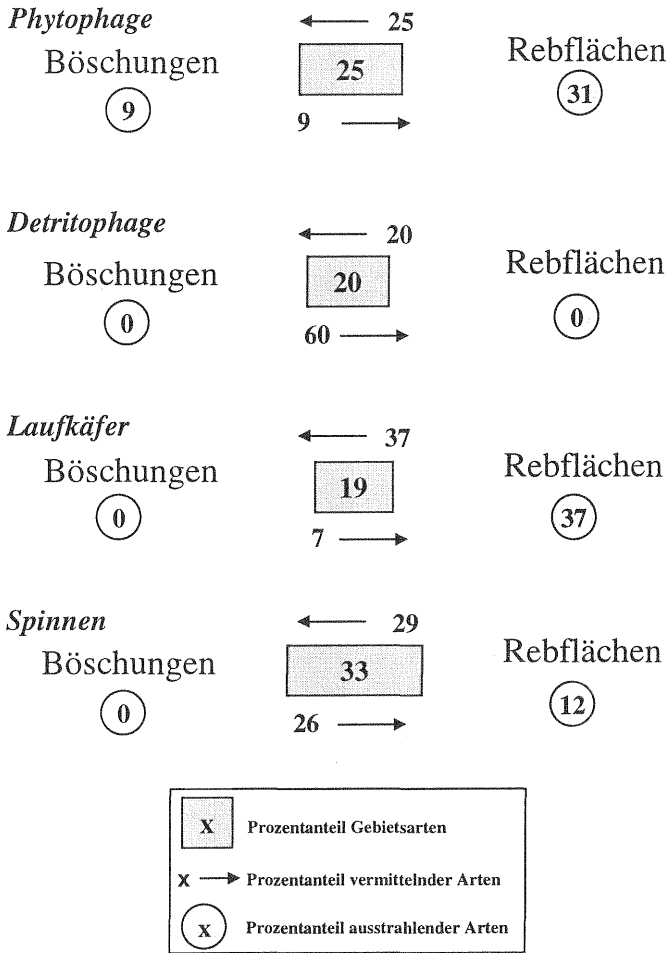


Abb. 6: Verknüpfung von Rebböschungen und Rebflächen durch Vertreter verschiedener trophischer Ebenen (Prozentanteile verknüpfender Arten, nur Arten > 1%)

Abbildung 7 bezieht sich ausschließlich auf die Spinnenfauna. Das Mesobrometum wurde in die Betrachtung mit einbezogen, gleichzeitig sind die Rebflächen, entsprechend ihrer Bodenpflege, in Mulch- und Fräsflächen aufgetrennt.

Die engste Verbindung besteht zwischen den Rebflächen, trotz unterschiedlicher Bodenpflege. Fräs- und Mulchflächen besitzen 67% Gebietsarten und 33% vermittelnde Arten,

der Schwerpunkt liegt dabei auf den Mulchflächen. Die hohe Produktivität der bewirtschafteten Flächen äußert sich in hoher Aktivitätsdichte der Spinnen. Sie ist auf begrünten Flächen doppelt so hoch wie auf Fräsflächen (KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI 1998a). Nach Bearbeitungseingriffen wird deren Biozönose durch Einwanderung aus unmittelbar angrenzenden begrünten Rebflächen wieder aufgefüllt, woraus die hohe Verknüpfung zwischen Mulch- und Fräsflächen resultiert. Es ist gleichzeitig der Grund dafür, daß die bodenbearbeiteten Rebflächen mit den Böschungen genauso eng verknüpft sind, wie die dauerbegrünten Rebflächen mit den Böschungen. Deshalb liegt auch die Verknüpfung Böschungen – Rebflächen (d.h. Mulch- und Fräsflächen zusammengefaßt) auf dem selben Niveau. Die Zahl der Gebietsarten steigt um 4%, dafür sinkt der Prozentanteil der vermittelnden Arten leicht ab. Zwischen Mesobrometum und Böschungen gibt es mit 43% einen hohen Anteil von Gebietsarten.

Im gesamten Untersuchungsgebiet liegt der Anteil an verknüpfenden Arten mit Werten zwischen 88 - 100% sehr hoch.

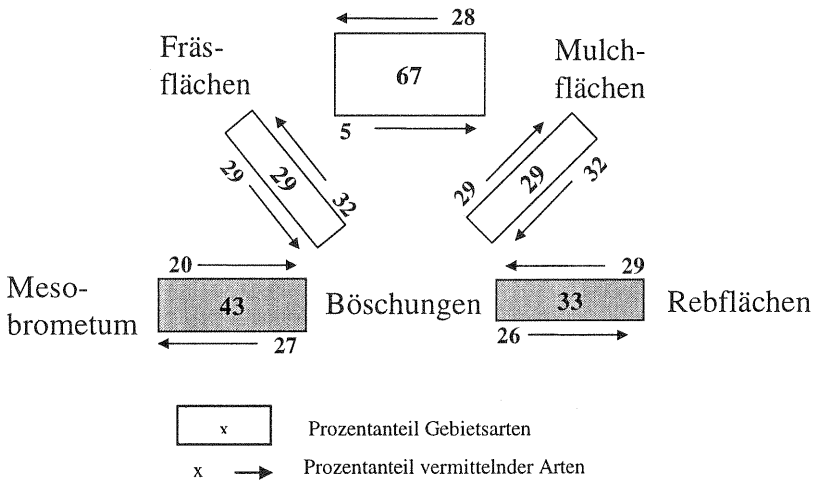


Abb. 7: Verknüpfung von Mesobrometum, Böschungen und Rebflächen durch Spinnen (Prozentanteile verknüpfender Arten, nur Arten > 1%. Berechnungsgrundlage S = 183, N = 31.780)

In einem weiteren Schritt wurde aus dem vorher betrachteten Ausschnitt aller Spinnenarten der Anteil der Rote-Liste-Arten herausgegriffen (Abb.8). Mulch- und Fräsflächen besitzen hiernach 17% Gebietsarten, vermittelnde Arten treten nicht auf. In ihrer Beziehung zu Böschungen fällt auf, daß Fräsflächen und Böschungen mit 14% einen höheren Anteil von Gebietsarten besitzen als Mulchflächen und Böschungen. Es handelt sich hierbei um Offenlandarten, die auf den die meiste Zeit im Jahr vegetationsfreien Fräsflächen und in nur schütter bewachsenen Böschungsbereichen leben.

Der Anteil vermittelnder Arten liegt höher, er beträgt zwischen Böschungen und Fräsflächen 20% und zwischen Böschungen und Mulchflächen 33%. Werden die Rebflächen zusammengefaßt, ändert sich das Bild nur geringfügig. Die vermittelnden Arten besitzen ihren Schwerpunkt auf den Böschungen.

Den höchsten Anteil an Gebietsarten findet man - wie zu erwarten - zwischen Halbtrockenrasen und Böschungen, der Anteil der vermittelnden Arten liegt bei jeweils 10%.

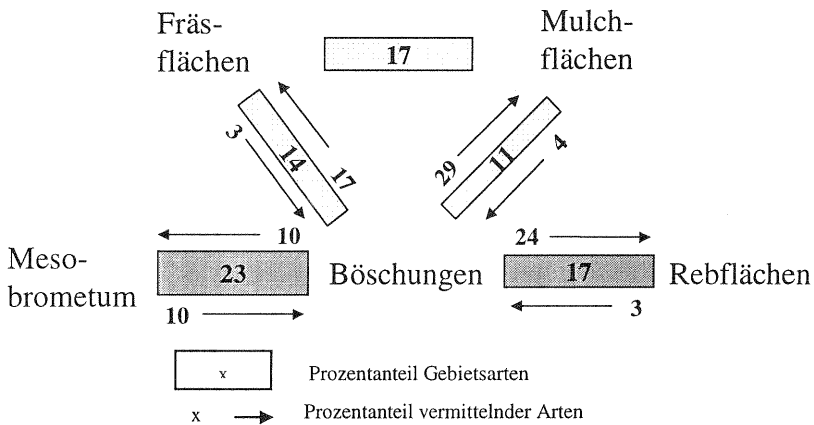


Abb. 8: Verknüpfung von Mesobrometum, Böschungen und Rebflächen durch Spinnen der Roten Liste (Prozentanteile verknüpfender Arten, nur Arten > 1%. Berechnungsgrundlage: S = 70, N = 8.109)

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Anteil der verknüpfenden Rote-Liste-Arten zwischen Halbtrockenrasen und Böschungen sowie zwischen Böschungen und Rebflächen im selben Niveau liegt, die Verknüpfung zwischen Mulch- und Fräsflächen liegt dagegen auf einem tieferen Niveau.

4 Diskussion

Der Kaiserstuhl als Gesamtgebiet zeichnet sich durch eine bemerkenswerte Fauna aus. Die Hauptursache dafür ist sicher das warmtrockene Klima und Löß als dominierendes Ausgangsmaterial der Bodenbildung.

Es erstaunt nicht, daß die Mesobrometen des Naturschutzgebietes Badberg mit 70 Rote-Liste-Arten allein bei den Spinnen faunistisch als wertvoll gelten. Hervorzuheben ist vielmehr, daß die Rebgebiete zu 70-80% an den Wert der Mesobrometen herankommen, wie sich anhand der Spinnenfauna zeigen läßt. Eine schonende Bewirtschaftung der Rebflächen ist sicher ein Grund dafür. Durch das Struktur- und Nahrungsangebot verringert eine Krautschicht in den Rebflächen die ökologische Distanz zu den Böschungen, so daß ein Faunenaustausch zwischen dem Brachland "Rebböschungen" und dem Kulturland "Rebflächen" erleichtert wird.

Bei der Betrachtung verschiedener Tiergruppen zeigt sich, daß Rebflächen und Böschungen eigenständige Beiträge zur Gebietsfauna leisten. In die Auswertung gingen hier nur Arten ein, die eine Aktivitätsdominanz $> 1\%$ besitzen, d.h. mit mindestens 50 Individuen gefangen wurden. Gleichzeitig wurde eine grobe Klasseneinteilung in Gebietsarten, vermittelnde Arten und ins Nachbargebiet ausstrahlende Arten vorgenommen. Ziel bei diesem Vorgehen war es, die Aussage auf häufig auftretende Arten zu stützen und mit der vergrößernden Klasseneinteilung der Unschärfe, die bei ökologischen Freilanduntersuchungen unvermeidbar ist, gerecht zu werden. Mit dieser Einteilung und der Wahl der Bezeichnung wurde versucht, die wahrscheinliche Rolle der Arten im Besiedlungsgeschehen und Populationsdynamik auszudrücken. Ganz bewußt wurde auf eine Argumentation mit Ähnlichkeitsindizes, Clusteranalysen und multivariaten Methoden verzichtet. Vielmehr stand die Idee im Vordergrund, die getroffenen Aussagen nur auf einfache und einsichtige Größen zu stützen, da sich ein derartiges Vorgehen in der Diskussion mit Praktikern stets bewährt hat .

Bei der derart vorgenommenen Auswertung besitzen die Phytophagen ihren Schwerpunkt auf den Rebflächen, die Detritophagen dagegen auf den Böschungen. Die Primärkonsumenten werden auf den Rebflächen durch Düngung gefördert, zudem ist auf den etwa horizontal liegenden Rebflächen der Wasserhaushalt weniger angespannt als auf den Böschungen. Streu als lang anhaltende Nahrung für Detritophage fällt dagegen vermehrt auf den Böschungen an, wo die Sommertrockenheit ein frühes Absterben der Vegetation nach sich zieht. Die durch das Mulchen anfallenden frischen, grünen Pflanzenreste sind im Kaiserstuhl nur ein kurzfristig bestehendes ephemeres Substrat, das durch Mikroorganismen sehr schnell abgebaut wird und den Makrodetritophagen nur in geringem Maße zur Verfügung steht.

Der Unterschied im Schwerpunkt von Phytophagen und Detritophagen läßt sich, in Übereinstimmung mit den von ODUM (1969) dargestellten Gesetzmäßigkeiten, auch über menschliche Eingriffe erklären. Diese halten die Zoozönosen der Rebflächen auf einem jüngeren Entwicklungsstadium - Fraß dominiert. Auf den ungestörten Rebböschungen schieben sich dagegen - typisch für ältere, reifere Gebiete - Detritophage in den Vordergrund.

Die beiden zoophagen Gruppen Spinnen und Carabiden bieten ein unterschiedliches Bild: Die Carabiden besitzen in den Rebflächen ihren Schwerpunkt und strahlen von dort in die Böschungen aus, für die Spinnen trifft das nicht in diesem Maße zu. Rebflächen und Böschungen sind etwa gleichgewichtig, allerdings treten ausstrahlende Arten nur auf den Rebflächen auf. Eine bewirtschaftungsbedingte höhere Produktivität und, damit einhergehend, ein höheres Nahrungsangebot scheint bei den Zoophagen negative Einflüsse durch Bodenpflege und Spritzmitteleinsätze zu kompensieren. Für Carabiden ist durch zahlreiche Untersuchungen (z.B. TISCHLER 1958, PAUER 1975, THALER et al. 1977) belegt, daß sie in Arten- und Individuenzahl oft auf gedüngten Wirtschaftsflächen ihr Maximum haben. Beim direkten Vergleich von Spinnen und Carabiden weisen sich die Rebflächen als typische Carabiden-, die Böschungen als Spinnenbiotope aus (KOBEL-LAMPARSKI 1994). So werden auf den Böschungen sechsmal mehr Spinnen als Carabiden gefangen, auf den Rebflächen dagegen zwei- bis viermal mehr Carabiden als Spinnen.

Die im Ergebnisteil dargestellten Beispiele zeigen die Bedeutung der Vernetzung von Flächen, die verschieden, aber nicht zu unähnlich sind. Eine solche Konstellation ist dazu geeignet das Vorkommen von Arten dadurch zu sichern, daß eng benachbart Ausweichräume zur Verfügung stehen, die nach schädigenden Eingriffen oder populationsinternen Fluktuationen eine rasche Rückbesiedlung ermöglichen. Gleichzeitig sollte sich in einer solchen Gebietskonstellation die genetische Vielfalt innerhalb der Populationen dadurch erhalten, daß die Individuen auf relativ engem Raum unterschiedlichen Bedingungen ausgesetzt sind.

Nicht unwesentlich für den „faunistischen Wert“ der Rebgebiete ist demnach, daß im Kaiserstuhl rund 30% der Gebietsoberfläche aus sich selbst überlassenen Böschungen besteht, die miteinander vernetzt, das Gebiet überziehen. Sie können als Impffellen oder Reservoir wirken, durch die das faunistische Potential der produktiveren aber immer wieder wirtschaftsbedingt gestörten Rebflächen erst optimal ausgeschöpft wird. Ihr Anteil ist außergewöhnlich hoch für ein Gebiet, das durch Intensivkulturen genutzt wird. Das Vorliegen eines Kerngebietes in Form des Naturschutzgebietes Badberg, vernetzende Leitlinien und eine schonende Rebflächenbewirtschaftung tragen sicher nicht unwesentlich zum Wert des Gesamtgebietes bei. Es entstand ein Beispiel für die räumliche und zugleich sozioökonomische Integration im Naturschutz (PFADENHAUER & KARLSTETTER 1993).

5 Zusammenfassung

In einer auf Trichterfallen basierenden Untersuchung wird der zentrale Kaiserstuhl (SW-Deutschland) als Beispiel für ein Integrationsmodell im Naturschutz vorgestellt. In die Untersuchung einbezogen sind ein unter Naturschutz stehendes Mesobrometum, sich selbst überlassene Böschungen und unterschiedlich bewirtschaftete Rebflächen. Mit Hilfe häufig gefangener Arten und am Beispiel von Phytophagen, Detritophagen und Zoophagen läßt sich die Vernetzung der geomorphologisch- und bewirtschaftungsbedingten Teilgebiete zeigen und quantifizieren.

Danksagung

Dem „Projekt Angewandte Ökologie“ der LfU und dem Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten Baden-Württemberg danken wir für die Finanzierung, den Besitzern der untersuchten Rebflächen für ihre stete Hilfsbereitschaft.

6 Literatur

DUELLI, P. (1990): Population Movements of Arthropods between Natural and Cultivated Areas. - Biol. Conserv. **54**, 193-207.

ESER, U., GRÖZINGER, C., KONOLD, W. & P. POSCHLOD (1991): Naturschutzstrategien. Primäre Lebensräume – Sekundäre Lebensräume – Ersatzlebensräume und ihre Lebensgemeinschaften. Ansätze für eine Neuorientierung im Naturschutz. - Veröff. Projekt "Angewandte Ökologie" **2**, 103 S.

ERZ, W. (1971): Landschaftsplanung, Tierökologie und Biotopgestaltung. - Natur u. Landschaft **46** (8), 203-206.

HALLE, S. (1996): Metapopulationen und Naturschutz - eine Übersicht. - Z. Ökol. u. Naturschutz **5**, 141-150.

HAMPICKE, U. (1988): Naturschutz - Ökonomie. 342 S. - Ulmer, Stuttgart.

A. KOBEL-LAMPARSKI & F. LAMPARSKI: Integrationsmodell Kaiserstuhl

- HEUBLEIN, D. (1983): Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesenökosystems; ein Beitrag zum Thema „Randeffekt“. - Zool. Jb. Syst. **110**, 473-519.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. & F. LAMPARSKI (1994): Einfluß von Grünmulchung auf Bodenfauna, Bodenstruktur und Stickstoffhaushalt in Rebflächen. - Schlußbericht zum Projekt 61/62-90.36 des Ministeriums für Ländl. Raum, Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten Baden-Württemberg, 387 S.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. & F. LAMPARSKI (1998a): Das Rebgelände im zentralen Kaiserstuhl – ein Modell für Wiedererholung und Integration im Naturschutz. - Begründung im Weinbau Kolloquium des Internationalen Arbeitskreises **XII**, 174-181.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. & F. LAMPARSKI (1998b): Sukzessionsuntersuchungen im Rebgelände des Kaiserstuhls. <http://bwplus.fzk.de/frame.htm>
- ODUM, H. T. (1969): The strategy of ecosystem development. - Science **164**, 262-270.
- PFADENHAUER, J. & M. KARLSTETTER. (1993): Vorstudie für ein Forschungs- und Entwicklungskonzept "Natur und Landschaft" im "Projekt Angewandte Ökologie". Ein Beitrag zur Forschung für den integrierten Naturschutz. - Veröff. Projekt "Angewandte Ökologie" **7**, 423-443.
- PAUER, R. (1975): Zur Ausbreitung der Carabiden in der Agrarlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Grenzbereiche verschiedener Feldkulturen. - Angew. Zool. **62**, 353-361.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. 436 S. - Gustav Fischer, Stuttgart.
- PICKETT, S. T. A. & J. N. THOMPSON (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. - Biol. Conserv. **13**, 27-37.
- PICKETT, S. T. A., OSTFELD, R. S. SHACHAK, M. & G. E. LIKENS (1997): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. 468 p. - Chapman & Hall, New York.
- REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz. - Z. Ökol. u. Naturschutz **5**, 123-139.
- THALER, K., L. AUSSENLECHNER. & F. MUGENAST (1977): Vergleichende Fallenfänge von Spinnen und Käfern auf Acker- und Grünlandparzellen bei Innsbruck, Österreich. - Pedobiol. **17**, 389-399.
- TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. - Z. Morph. Ökol. Tiere **47**, 54-114.

Verwertung von Grünguthäcksel aus Pflegemaßnahmen von Feldrainen, Hecken und Feldgehölzen auf Ackerflächen als Beitrag zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag in benachbarte Lebensräume

Utilisation of shredded shrubs from pruning of ridges, hedges and bushes on arable land to avoid soil erosion and nutrient loss into adjacent ecosystems

Michael Brandt und Holger Wildhagen

Abstract

Within a current project shredded shrubs from ridges, hedges and bushes were spread out on fields without previously composting the shredded shrubs. The suitability of shredded shrubs to improve soil structure was measured in various field and laboratory experiments. The utilisation of organic waste, which is high in structure, to prevent soil erosion was checked by rain simulation on the fields. When shredded shrubs were spread out on the soil surface to sugar beet in spring time, shredded shrubs were able to prevent soil loss almost completely. This effect was higher when shredded shrubs were spread out after sowing sugar beet rather than before (shredded shrubs were worked into the soil). Spreading out 50 m³ of shredded shrubs/ha after sowing avoids soil erosion. Even the loss of phosphor by runoff is reduced when shredded shrubs were applied. If compost, as the alternative form of organic wastes from ridges, hedges and bushes, is used to incline soil erosion it causes a very high loss of phosphor by runoff.

Overall the utilisation of shredded shrubs, particularly those from pruning of ridges, hedges and bushes, improves or stabilises soil fertility and can therefore be recommended for soil protection on sites where soils are exposed to erosion and where they show a weak structure.

1 Einleitung

Feldraine, Hecken und Feldgehölze in agrarischen Nutzungsräumen werden als ökologisch wertvolle Biotope bewertet. Ihr Erhalt wird gefordert und für Neuanlagen wird geworben. Die notwendigen Pflegemaßnahmen erfordern ein umweltverträgliches und den gesetzlichen Rahmenbedingungen entsprechendes Verwertungskonzept für den dabei anfallenden Baum- und Strauchschnitt (Bioabfall). Dieser wird, wie in der Praxis häufig beobachtet werden kann, verbrannt. Ein aus ökologischer Sicht nicht unbedenkliches Verfahren. Wird der Strauchschnitt jedoch geschreddert, können die Nährstoffe wieder in den Nährstoffkreislauf zugeführt werden. Alternativ kann das Schreddergut einer kostenintensiven Weiterbehandlung (Kompostierung) zugeführt werden oder unkompostiert als Grünguthäcksel (GGH) direkt auf landwirtschaftlichen Ackerflächen ausgebracht werden.

Bei der Direktverwertung von Grünguthäcksel aus Pflegemaßnahmen von Feldrainen, Hecken und Feldgehölzen auf angrenzende Ackerflächen ist nicht nur ein energetischer

Vorteil durch kurze Transportwege und der Vermeidung von Weiterbehandlungsmaßnahmen gegeben. Durch die kleinräumige Verwertung kann zudem eine Belastung der Agrarökosysteme mit Stoffen (z.B. Schwermetalle) aus anderen Regionen, wie es beim Ferntransport von Bioabfällen nicht immer vermeidbar ist, nahezu vermieden werden.

2 Zielsetzung

Beim Grünguthäcksel handelt es sich um ein strukturreiches Material, das bei einer Verwertung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen positive Einflüsse auf die Bodenstruktur hat. Im wesentlichen wurde der Einfluß der Grünguthäcksel-Anwendung auf folgende Bodenparameter untersucht:

- Aggregatstabilität
- Anfälligkeit der Oberflächenverschlammung
- Bodenabtrag
- Nährstoffretention

Ein Vergleich der Strukturwirkung des Grünguthäcksel mit der von Bioabfallkompost wurde nach Möglichkeit in den Versuchsanlagen berücksichtigt, da die Verwertung von Bioabfallkompost als Alternative zur Direktverwertung gesehen wird.

3 Material und Methoden

Die Einflüsse der Grünguthäcksel-Anwendung auf die Bodenstruktur wurden sämtlich auf strukturlabilen und erosionsanfälligen Lößstandorten in Südniedersachsen "Boomsweg" und Nordhessen "Saurasen" durchgeführt. Die wichtigsten Bodenkennwerte der erodierten Parabraunerde und des Parabraunerde-Pseudogleys sind in **Tab. 1** zusammengefaßt.

Tab. 1: Bodenkennwerte der Untersuchungsstandorte

Tab. 1: Soil properties of the location of field experiments

Standort	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	C _{org}	N _t	pH
	Gew.-%									CaCl ₂
Saurasen	15,2	8,9	21,5	47,9	3,5	2,2	0,7	1,29	0,11	6,42
Boomsweg	21,1	5,6	24,5	44,3	2,5	1,5	0,7	1,79	0,18	7,04

Die ausgebrachten Grünguthäcksel waren in den wesentlichen Untersuchungsparametern (**Tab. 2**) typisch für die Region, wie Ergebnisse einer Ringuntersuchung mit 54 Grünguthäcksel-Proben gezeigt haben (BRANDT, 1997). Beim Bioabfallkompost, der die Kriterien der Kompostgütegemeinschaft (RAL) erfüllte, handelte es sich um einen auf 20 mm abgeseibten Fertigungskompost wie er in der Region zur landwirtschaftlichen Verwertung abgegeben wird.

Tab. 2: Siebdurchgänge, Trockenmasse (TM) und C/N-Verhältnis der in den Versuchen angewandten GGH

Tab. 2: Sieved fraction, dry matter (TM) and C/N-ratio of shredded shrubs used in the field experiments

Standort	Siebdurchgang (mm)					TM	C/N
	> 40	40 – 20	20 – 10	10 – 5	< 5		
	Gew.-%						
Saurasen	7,6	13,4	21,3	21,5	36,2	81,4	49,8
Boomsweg	6,7	9,9	18,4	20,0	45,0	83,4	59,8

Am Standort "Saurasen" wurden nach der konventionellen Maissaat 100 m³ Grünguthäcksel/ha und 10 t Kompost TM/ha oberflächlich ausgebracht und nicht eingearbeitet. Während der Vegetationszeit wurden an 6 Terminen aus 0-2 mm Tiefe 1-2 mm große Aggregate entnommen und die Aggregatstabilität an luftgetrockneten Proben mit der Perkulationsmethode nach MITSCHKE et. al. (1991) in jeweils vierfacher Wiederholung bestimmt.

Am Standort "Boomsweg" mit 5-7% Gefälle wurden 50 und 100 m³ Grünguthäcksel/ha vor und nach der Zuckerrübensaat vor dem Auflaufen der Zuckerrüben ausgebracht. Durch die Saat mit einer Kreiseleggenkombination wurde der Grünguthäcksel 10 cm tief in den Boden eingearbeitet. Die Beregnungen mit dem Weihenstephaner Schwenkdüsenregner (KAINZ & EICHER, 1990) wurden Mitte Mai beim 2-Blatt-Stadium der Zuckerrüben durchgeführt. Die Parzellen mit 8,1 m² Größe (1,8 m x 4,5 m) wurden 60 Minuten mit einer Intensität von 62,7 mm/h beregnet. Durch kontinuierliche Messungen der Abflußraten und der Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluß wurde die Bodenabtragsrate berechnet.

Am Standort "Saurasen" wurden im Februar auf gefrorenen und verschlammten Boden oberflächlich 100 m³ Grünguthäcksel/ha und 10 t Kompost TS/ha in den Winterweizenbestand hinein ausgebracht. Die Beregnungsversuche erfolgten nach dem Auftauen des Bodens. Im Oberflächenabfluß und Sediment wurden Kalium und Phosphor analytisch bestimmt und die Nährstoffausträge berechnet.

4 Ergebnisse

Bodenstruktur. Die Perkulationsstabilität der 1-2 mm großen Bodenaggregate (Abb.1) nahm bei der unbehandelten Variante im Zeitraum von Juni bis August geringfügig zu und fiel nachfolgend bis zum Zeitpunkt der Maisernte im Oktober auf das Ausgangsniveau ab. Bei der Kompost-Variante veränderte sich die Aggregatstabilität während des gesamten Untersuchungszeitraumes von Juni bis Oktober nur unwesentlich. Dagegen erfuhr die Aggregatstabilität in der mit Grünguthäcksel behandelten Variante über den gesamten Zeitraum eine deutliche Zunahme. Bis Mitte August stiegen die Perkulationsmengen der Aggregate von Termin zu Termin leicht an, blieben aber im Vergleich zu den Perkulationsmengen im September und Oktober auf niedrigem Niveau. Von August bis Oktober erhöhte sich die Perkulationsmenge bei der Grünguthäcksel-Variante um das fünffache auf 1000 ml/15 min.

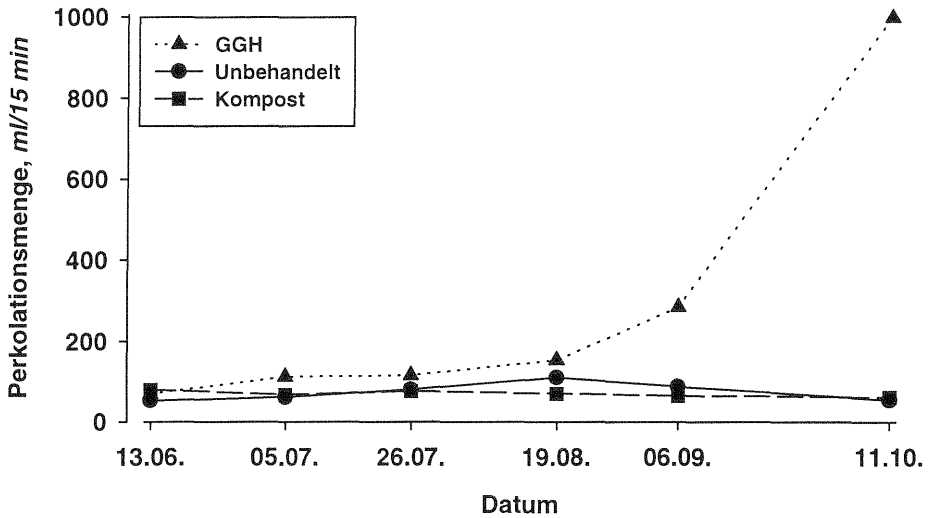


Abb. 1: Perkulationsstabilität 1-2 mm großer Bodenaggregate in 0-2 cm Tiefe nach Grünguthäcksel (GGH) und Kompostanwendung zu Mais. Standort „Saurasen“ (1996)

Fig. 1: Stability of 1-2 mm sized soil aggregates of 0-2 cm depth after the application of shredded shrubs and compost on maize. Location „Saurasen“ (1996)

Bodenerosion. Die Messungen der Abfluß- bzw. Infiltrationsraten während der Beregnungsversuche zu Zuckerrüben (Abb. 2) zeigten für die unbehandelte Variante bereits nach 8 Minuten ein Einsetzen des Oberflächenabflusses, der sehr rasch zunahm und nach ca. 30 Minuten eine konstante Abflußrate von 0,65 mm/min erreichte, was einer Infiltrationsrate von 0,3 mm/min entsprach. Insgesamt waren von der unbehandelten Beregnungsparzelle 47 % des Beregnungswassers oberflächlich abgeflossen. Die Anwendungsmenge und der Zeitpunkt der Anwendung von Grünguthäcksel hatte auf den Oberflächenabfluß eine verringerte Wirkung. Zum einen wurde der Zeitpunkt des Einsetzens des Oberflächenabflusses mit zunehmender Grünguthäcksel-Anwendungsmenge und dem Belassen des Häcksel auf der Bodenoberfläche verzögert, zum anderen wurde die Höhe des konstanten Abflusses drastisch herabgesetzt. Bei der Vorsaat-Variante wurde der Grünguthäcksel eingearbeitet und die Abflußraten verringerten sich auf 0,5 bzw. 0,3 mm/min bei 50 respektive 100 m³/ha. Bei der Nachsaat-Variante betrug die Abflußrate nach 60 Minuten Starkregen unabhängig von der Anwendungsmenge weniger als 0,05 mm/min.

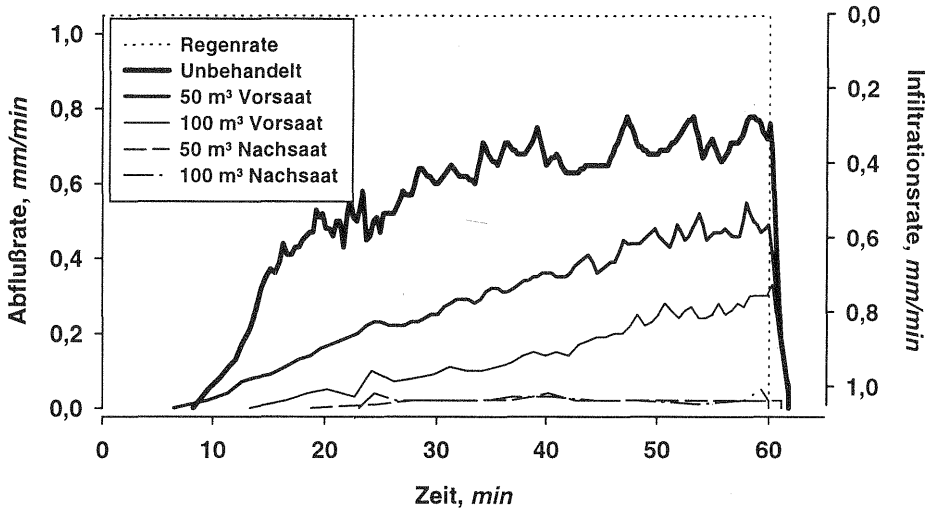


Abb. 2: Abfluß- und Infiltrationsrate bei simuliertem Starkregen (62,7 mm/h) bei unterschiedlichen Anwendungsmengen und -zeitpunkten von Grünguthäcksel zu Zuckerrüben im 2-Blatt-Stadium. Standort „Boomsweg“ (1996)

Fig. 2: Runoff and infiltration rate during simulated rainfall (62,7 mm/h) with different amounts and times of spreading shredded shrubs on sugar beet. Location „Boomsweg“ (1996)

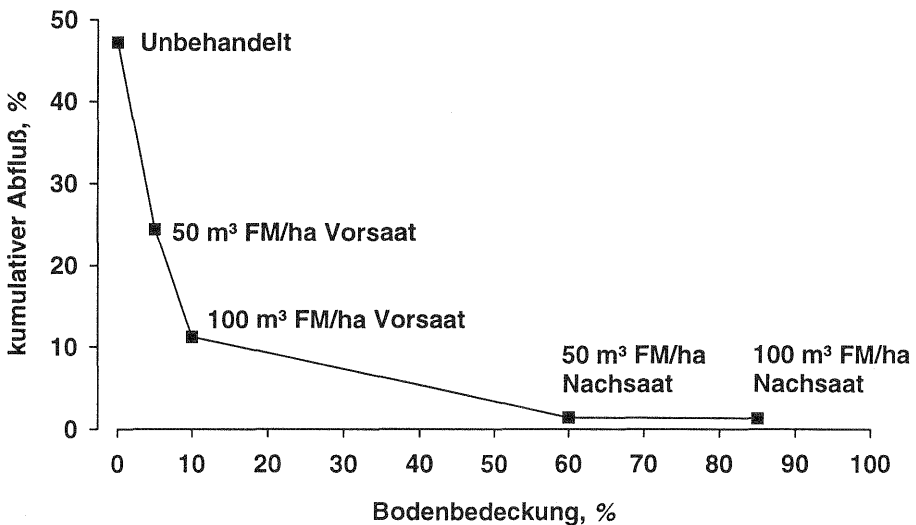


Abb. 3: Kumulativer Oberflächenabfluß in Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad des Bodens mit Grünguthäcksel. Standort „Boomsweg“

Fig. 3: Cumulative runoff in dependence of soil coverage with shredded shrubs. Location „Boomsweg“ (1996)

Die **Abb. 3** zeigt den Zusammenhang zwischen der Bodenbedeckung der jeweiligen Versuchsvariante und dem relativen kumulativen Abfluß. Mit zunehmender Bodenbedeckung infolge der Erhöhung der Anwendungsmenge und des Belassens des Grünguthäcksel auf der Bodenoberfläche nahm der Oberflächenabfluß ab. Ab einer Anwendungsmenge von 50 m³/ha, dies entspricht einem Bedeckungsgrad von 60 %, ließ sich der Oberflächenabfluß durch eine Erhöhung der Anwendungsmenge nicht mehr nennenswert verringern.

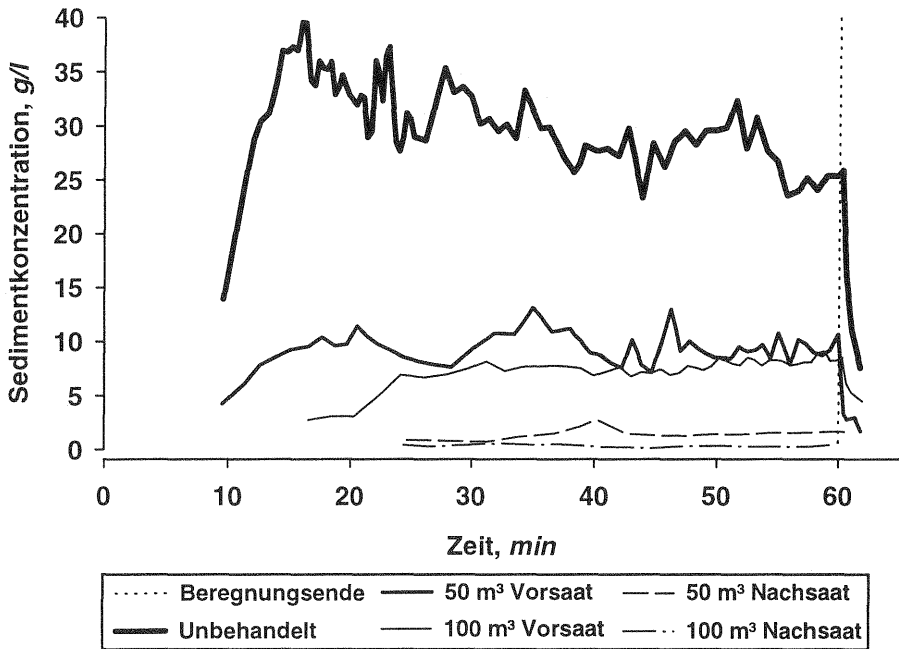


Abb. 4: Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluß bei simuliertem Starkregen (62,7 mm/h) bei unterschiedlichen Anwendungsmengen und -zeitpunkten von Grünguthäcksel zu Zuckerrüben im 2-Blatt-Stadium. Standort „Boomsweg“ (1996)

Fig. 4: Sediment concentration of the runoff during simulated rainfall (62,7 mm/h) with different amounts and times of spreading shredded shrubs on sugar beet. Location „Boomsweg“ (1996)

Die gleichen Abstufungen, welche die Beregnungsvarianten auf die Reduzierung des Oberflächenabflusses zeigten, fanden sich auch bei der Sedimentretention (**Abb. 4**). Eine Grünguthäcksel-Anwendung vor der Saat führte zu einer Verringerung der Sedimentkonzentration um 20 g/l auf 10 g/l (unbehandelten Variante 30 g/l). Bei einer Grünguthäcksel-Anwendung nach der Saat wurde die Sedimentkonzentration sogar auf 1,7 g/l bei einer Anwendungsmenge von 50 m³/ha und auf 0,6 g/l bei 100 m³/ha reduziert.

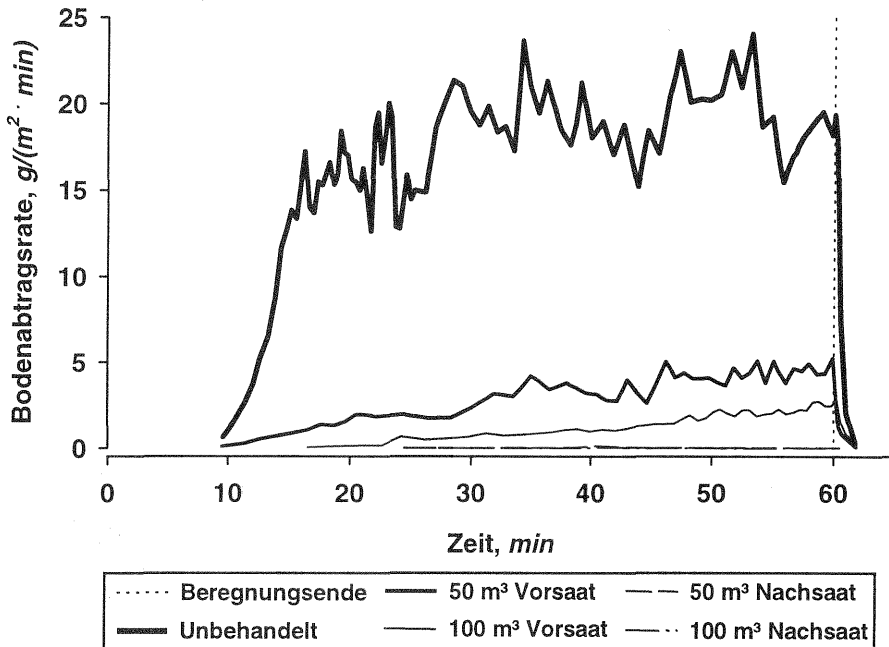


Abb. 5: Bodenabtragsrate bei simuliertem Starkregen (62,7 mm/h) bei unterschiedlichen Anwendungsmengen und -zeitpunkten von Grünguthäcksel zu Zuckerrüben im 2-Blatt-Stadium. Standort „Boomsweg“ (1996)

Fig. 5: Soil loss rate during simulated rainfall (62,7 mm/h) with different amounts and times of spreading shredded shrubs on sugar beet. Location „Boomsweg“ (1996)

Das Produkt aus Oberflächenabfluß und Sedimentkonzentration ist die Bodenabtragsrate (**Abb. 5**), die folglich für die geprüften Varianten die gleichen Abstufungen in der Bodenabtragsrate wie bei den oben genannten Parametern aufwies: Unbehandelte Variante; 50 m³/ha Vorsaat; 100 m³/ha Vorsaat; 50 m³/ha Nachsaat und 100 m³/ha Nachsaat entsprachen Bodenabtragsraten von 868,5 g/m²; 142,7 g/m²; 52,6 g/m²; 1,4 g/m² und 0,3 g/m².

Nährstoffaustrag. Die während eines Beregnungsversuchs im Oberflächenwasser und im Sediment gemessenen Kalium- und Phosphorkonzentrationen (

Abb. 6) ergaben, daß der Kaliumaustrag mit dem Oberflächenabfluß überwiegend in gelöster Form im Oberflächenwasser erfolgte, während der Austrag des schwerer löslichen Phosphors fast nur in sedimentgebundener Form stattfand. Gegenüber der unbehandelten Variante kam es nach der oberflächigen Kompost-Anwendung zu einem deutlich erhöhten Kaliumaustrag, während die Grünguthäcksel-Variante lediglich eine Erhöhung des Kaliumaustrags im Oberflächenabfluß nach sich zog. Auch beim Phosphor waren die Konzentrationen im Oberflächenwasser der behandelten Varianten deutlich höher als die der

unbehandelten Variante. Die Grünguthäcksel-Anwendung führte jedoch zu einer drastischen Reduzierung des sedimentgebundenen Phosphors.

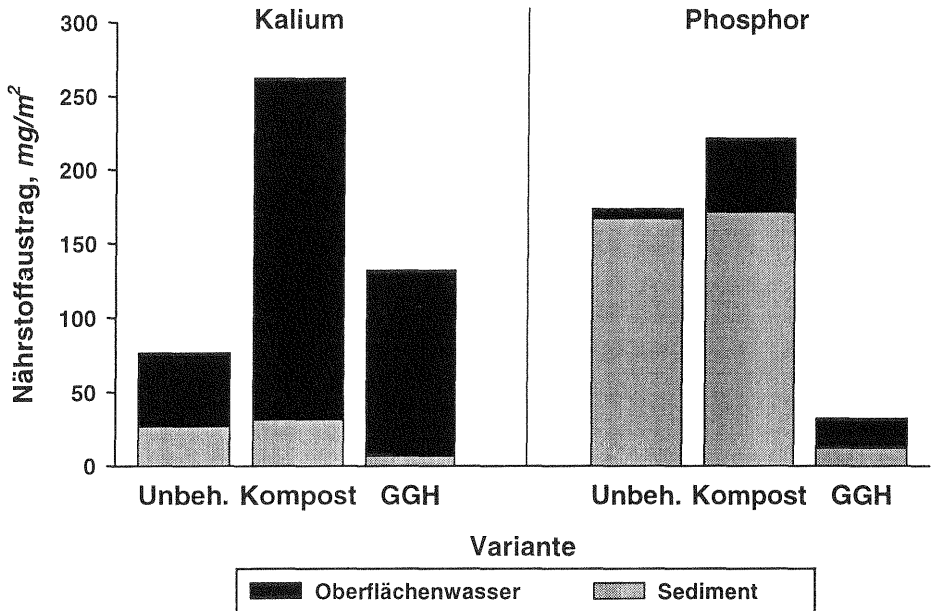


Abb. 6: Kalium- und Phosphor-Austräge mit dem Oberflächenwasser und dem Sediment während eines 60minütigen Starkregenereignisses (62,7 mm/h) nach Anwendung von Grünguthäcksel (GGH) und Kompost. Standort „Saurasen“ (1995)

Fig. 6: Issue rate of potassium and phosphor with water and sediment of the runoff during rain simulation (62,7 mm/h) after spreading shredded shrubs (GGH) and compost. Location „Saurasen“ (1995)

5 Diskussion

Die oberflächige Anwendung von Grünguthäcksel wirkt auf zahlreiche Faktoren und Teilprozesse, die die Bodenerosion auslösen und verstärken. Eine umfassende Darstellung hierzu gibt BRANDT (1997). Durch die Mulchschicht aus Grünguthäcksel wird die kinetische Energie der aufschlagenden Regentropfen stark herabgesetzt. Dadurch wird das Loslösen von Bodenpartikeln – Spritzerosion – verringert und eine Bodenverschlämung vermieden. Ohne das Ausbilden einer Kruste bleibt die Infiltrationsrate hoch (BRANDT & WILDHAGEN 1998a; BRANDT & WILDHAGEN 1998b; WILDHAGEN & BRANDT 1998), wie die niedrigen Abflußraten der Beregnungsversuche nach Grünguthäcksel-Anwendung belegen. Hohe Infiltrationsraten verhindern am wirksamsten die Bildung von Obeflächenabfluß und damit die Auslösung von Bodenerosion durch Wasser (ROTH 1992).

Dieser positive Einfluß auf die Struktur der Bodenoberfläche wird durch eine Erhöhung der Aggregatstabilität verstärkt. Diese wird im wesentlichen durch eine höhere Aktivität der

Bodenfauna induziert (ZAUNER & KLUGE 1996). Die höhere Aktivität von *Lumbricus*-Arten fiel bei den Entnahmen von Bodenaggregaten deutlich auf, wurde aber von den Autoren bislang noch nicht eingehender untersucht. Durch den höheren Gehalt der Bodenaggregate an organischem Kohlenstoff (BRANDT 1997) wird die Anfälligkeit der Aggregate für Luftsprengrung und damit deren Zerfall deutlich herabgesetzt (GÄTH 1995; ZHANG 1994).



Abb. 7: Die oberflächige Grünguthäcksel-Anwendung stoppt am Oberhang entstandene rinnenartige Erosion wirkungsvoll durch die Bildung von Dämmen

Fig. 7: The application of shredded shrubs stops rill erosion by the formation of dams

Eine Grünguthäcksel-Auflage ist u.U. sogar in der Lage, bereits am Oberhang entstandene rinnenartige Erosion zu stoppen (Abb.7), indem sich kleine Dämme aus Grünguthäcksel bilden, die den Oberflächenabfluß zurückhalten und das mittransportierte Bodenmaterial in den Pfützen sedimentieren kann. Es bildet sich ein gerichtetes Mikrorelief aus, das nach HELMING (1992) zu einer Erhöhung des Speichervolumens von Oberflächenwasser beiträgt. Dies hat nach ROTH (1996) eine Verzögerung des Abflußbeginns zur Folge und trägt zur Pfützenbildung bei, die ein Loslösen von Bodenpartikeln durch aufschlagende Regentropfen herabsetzen (MOSS 1991; PROFFITT *et al.* 1991).

Die Erosionsanfälligkeit eines Standortes wird durch die Bodenbedeckung vermindert und nimmt nach SCHWERTMANN *et al.* (1987) bei einer Bedeckung mit Mulch aus Ernterückständen gegenüber einer Schwarzbrache auf ca. 20 % ab. Die Beregnungsversuche zu Zuckerrüben zeigten, daß die Sedimentretention einer Mulchauflage aus Grünguthäcksel der von Ernterückständen überlegen ist.

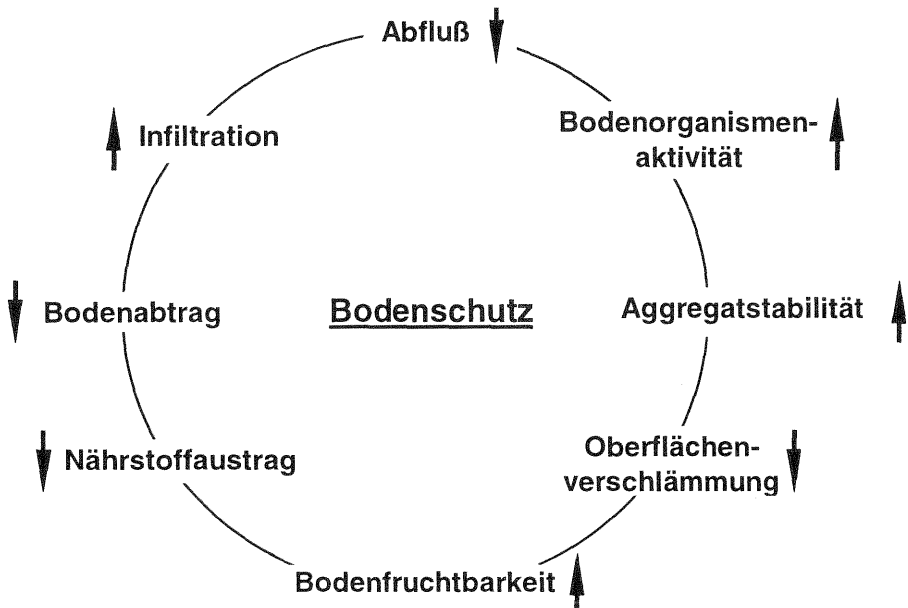


Abb. 8: Einfluß der Grünguthäcksel-Verwertung auf bodenschutzrelevante Prozesse und Bodenparameter.

Fig. 8: Effects to soil parameters and soil protection by application of shredded shrubs

Bei der oberflächigen Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern zur Verbesserung der Bodenstruktur und einer Verminderung der Bodenerosion durch Wasser kann ein oberflächiger Abfluß von Niederschlagswasser nicht immer ganz ausgeschlossen werden. Wie die Beregnungsversuche nach Grünguthäcksel-, besonders aber nach Kompost-Anwendung

zeigten, kann es, je nach Eigenschaft der Sekundärrohstoffdünger, zu einem verminderten oder aber auch erhöhten Austrag von gewässereutrophierenden Nährstoffen kommen. Entscheidend für den Phosphor-Austrag ist die Retentionsleistung des Strukturdüngers für Bodenpartikel und die Abschwemmbarkeit des Sekundärrohstoffdüngers selbst. Fertigkompost, der auf 20 mm abgeseibt worden ist, wurde in den Beregnungsversuchen zum Teil mit dem Oberflächenabfluß abtransportiert. Der Kompost selbst und die verringerte Retentionsleistung für Bodenpartikel ist für die hohen Phosphor-Austräge der Kompost-Variante verantwortlich.

6 Zusammenfassung

Die Direktverwertung von geschreddertem Baum- und Strauchschnitt aus Pflegemaßnahmen von Feldrainen, Hecken und Feldgehölzen auf Ackerflächen stellt ökologisch aus mehreren Gesichtspunkten ein sinnvolles Verfahren dar. Die vielfältigen positiven Einflüsse der Grünguthäcksel-Verwertung auf bodenschutzrelevante Prozesse und Bodenparameter (**Abb. 8**) konnte in dem dreijährigen Forschungsprojekt auf beeindruckende Weise aufgezeigt werden.

- Der bei den Pflegemaßnahmen angefallene Baum- und Strauchschnitt kann durch zentrales Sammeln und Schreddern sowie durch das Ausbringen auf angrenzende Ackerflächen kostengünstig in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden.
- Durch eine gezielte, in die landwirtschaftliche Produktion integrierte Anwendung des Grünguthäckselns kann die Bodenstruktur wesentlich verbessert werden. Die Aggregatstabilität wird an der Bodenoberfläche bereits im ersten Anwendungsjahr deutlich erhöht. Mit der Mulchwirkung durch die Grünguthäcksel-Auflage wird der Boden vor schädlicher Oberflächenverschlammung geschützt.
- Die Bodenerosion durch Wasser wird bei Hackfrüchten, besonders durch eine Anwendung nach der Saat, stark herabgesetzt und unter Umständen sogar vermieden. Bereits geringe Anwendungsmengen von 50 m³/ha zeigen eine wirksame Verminderung der Bodenerosion.
- Der Nährstoffaustrag mit dem Oberflächenabfluß wird besonders für das gewässereutrophierende Phosphat auf Grund der Sedimentretention durch die Grünguthäcksel-Auflage erheblich reduziert.

Werden die Landwirte für die Verwertung des Grünguthäckselns entlohnt, wie bei der kommunalen Entsorgung bereits praktiziert, so dürfte die Akzeptanz seitens der Landwirte zur Anlage und sogar zur Pflege von ökologisch wertvollen Biotopen, wie denen von Feldrainen, Hecken und Feldgehölzen, zunehmen.

Danksagung

Die Verfasser danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes.

7 Literatur

BRANDT, M. (1997): Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. - Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie **18**. Gießen.

M. BRANDT & H. WILDHAGEN: Verwertung Grünguthäcksel

BRANDT, M. & H. WILDHAGEN (1998a): Einfluß des Mulchens mit Grünguthäcksel auf den Bodenwasserhaushalt und die Bodenerosion. - *Der Tropenlandwirt* **63**, 185-201.

BRANDT, M. & H. WILDHAGEN (1998b): Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion. - *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **39**, 81-86.

GÄTH, S. (1995): Ursachen der Luftsprengung. - *Bodenökologie und Bodengenese* **15**, TU Berlin.

HELMING, K. (1992): Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion. - *Bodenökologie und Bodengenese* **7**, TU Berlin.

KAINZ, M. & A. EICHER (1990): Der Weihenstephaner Schwenkdüsenregner. - Unveröffentlichtes Manuskript.

MITSCHE, E., GÄTH, S & H. G. FREDE.. (1991): Die Wirkung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten des Porenwassers auf die Luftsprengung von Aggregaten. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **66/I**, 185-188.

MOSS, A. J. (1991): Rain-impact soil crust. II. Some effects of surface slope, drop size and soil variation. - *Austr. J. Soil Res.* **29**, 291-304.

PROFFITT, A. P. B., ROSE, C. W. & P. B. HAIRSIANE. (1991): Rainfall detachment and deposition: experiments with low slopes and significant water depths. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 325-332.

ROTH, C. H. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. - *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 6, TU Berlin.

ROTH, C. H. (1996): Physikalische Ursachen der Wassererosion. - In: BLUME, FELIX-HENNINGSSEN, FISCHER, FREDE, HORN & STAHR (Hrsg.) 1996: *Handbuch der Bodenkunde*, ecomed-Verlag.

SCHWERTMANN, U., *et al.* (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

WILDHAGEN, H. & M. BRANDT (1998): Effect of shredded shrubs on soil erosion. - *Proceedings of the World Congress of Soil Science. Montpellier. Symposium 20 - Management of physical properties of tilled horizons; environmental and agricultural aspects.* 7p.

ZAUNER, G. & R. KLUGE (1996): Anwendung von Reststoffen in der Landwirtschaft. Erste Ergebnisse zu bodenphysikalischen und bodenmikrobiologischen Parametern. - 5. Statuskolloquium des Projektes Wasser-Abfall-Boden (PWAB) 27.02.96. Karlsruhe, Poster.

ZHANG, H. (1994): Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. - *Soil Till. Res.* **31**, 263-275.

Auswirkungen von dauerhaften und kurzzeitigen Flächenstilllegungen auf die Vegetationsdynamik N-belasteter Standorte

The effect of long-term and rotational set-aside on the vegetation dynamics of N-loaded fields

Armin Bischoff

Abstract

In the course of an integrated research project vegetation dynamics were investigated on long-term and one year fallows with high nitrogen load caused by former deposition of farmyard manure and slurry. At the same time the effect of set-aside was studied on fields which had been conventionally cultivated. In comparison to a conventional field, the abandonment of an N-loaded field led to a lower species number and evenness. With increasing age of the old-fields, the number of species declined. Since the population of the perennial *Artemisia vulgaris* crashed in the fourth year of abandonment and annuals (*Galium aparine*) came to dominance again the progress of succession was slower on the N-loaded field. One year of set-aside caused a huge increase of the soil seed bank of weeds. In comparison to a crop rotation without fallow the biomass and coverage of weeds were greater in the following years. However, large species-specific differences occurred. On the N-loaded field, fluctuations in the population size of several species were higher. Finally, the contribution of set-aside to nature conservation and environmental protection was discussed considering zoological and abiotic effects.

1 Einleitung

Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes wurden Strategien zur Regeneration belasteter Ackerflächen des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes untersucht (Kurztitel STRAS, vgl. KÖRSCHENS & MAHN 1995). Die Belastung dieser Flächen geht auf eine „wilde Verkipfung“ von Gülle und Stallmist aus benachbarten Tierproduktionsanlagen zurück. Als Folge einer hohen Tierkonzentration in der ehemaligen DDR kam es häufig zu lokalen Gülleentsorgungsproblemen, so daß im mitteldeutschen Raum eine Vielzahl derartiger Flächen zu finden ist (STERN 1990). Vergleichbar intensiv begüllte Ackerschläge sind auch aus anderen Gebieten der Bundesrepublik bekannt (z.B. Raum Vechta-Osnabrück: GROTE 1990, BERNHARDT et al. 1991). Als Regenerationsvarianten wurden im Rahmen des Projektes unter anderem dauerhafte und kurzzeitige Flächenstilllegungen mit Selbstbegrünung getestet. Zeitgleich wurden entsprechende Brachen auf unbelasteten Kontrollflächen untersucht.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen sollten dabei Aufschluß über folgende Fragen geben:

- (1) Welche Unterschiede kennzeichnen die Vegetationsdynamik belasteter und unbelasteter Brachen?
- (2) Welchen Einfluß haben Brachen auf die Biodiversität?
- (3) Können sich Populationen seltenerer Arten, die als Folge einer intensiven Landwirtschaft zurückgedrängt wurden, durch Flächenstillegungen erholen?
- (4) Führen Brachen zu einer Ausbreitung von Segetalarten, die aus landwirtschaftlicher Sicht problematisch sind?

Die erzielten Ergebnisse werden abschließend unter Einbeziehung faunistischer Aspekte und des abiotischen Ressourcenschutzes zur Bewertung von Flächenstillegungen als Regenerationsstrategie herangezogen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen liegen im Bereich der Querfurter Platte, einer strukturarmen Agrarlandschaft südwestlich von Halle, die durch fruchtbare Lössschwarzerden gekennzeichnet ist (Bodenwertzahlen um 95). Sie gehören mit Jahresniederschlägen von unter 500 mm zum „Mitteldeutschen Trockengebiet“ (langjähriges Mittel für Bad Lauchstädt: 492 mm).

Dauerhafte Stillegungen (mehrjährige Brache)

Die Untersuchungen wurden auf einer 0,42 ha großen belasteten Fläche und einer benachbarten, unbelasteten Kontrollfläche (0,65 ha) mit praxisüblicher Vorbewirtschaftung durchgeführt. Ursache für die Belastung der erstgenannten Fläche war eine regelmäßige und massive Verkipfung von Gülle und Stallmist in den Jahren 1984 bis 1989, die aus der Massentierhaltung eines im benachbarten Bad Lauchstädt ansässigen stammten. 1991 wurden beide Schläge nach dem Anbau von Silomais (1990) stillgelegt. Die Vegetationsanalysen wurden auf jeweils 10 Teilflächen (5x10 m²) durchgeführt. In den ersten Untersuchungsjahren (1991-1994) lagen die Stickstoffgehalte auf der belasteten Fläche nach KÖRSCHENS & MAHN (1995) bei 0,27% N_t (Gesamtstickstoff) und 550 kg N_{min}/ha in 0-60 cm Bodentiefe, ohne daß eine Rückgangstendenz erkennbar war. Auf der unbelasteten Fläche wurden Boden-N-gehalte von 0,18% (N_t) und 80 kg N_{min}/ha ermittelt.

Kurzzeitige Stillegungen (Rotationsbrache)

Als Untersuchungsflächen dienten auch hier eine durch überhöhten Gülle- und Stallmisteintrag belastete Fläche (0,26 ha) und eine unbelastete Kontrolle (1,6 ha).

Auf der belasteten Fläche unterhielt der gleiche landwirtschaftliche Betrieb von 1962 bis 1983 eine Lagerstätte für Gülle und Stallmist, die weder vor horizontalen noch vor vertikalen Stoffausträgen geschützt war. Zum Teil wurde die Gülle auch direkt auf die Ackerfläche abgekippt. 1984 wurde die Lagerstätte abgerissen und durch mehrmalige flache Bodenbear-

beitung eingeebnet. Seit diesem Zeitpunkt unterliegt die Fläche einer Ackernutzung ohne organische oder mineralische Düngung. In der ersten Phase (bis 1990) erfolgte ein intensiver Pflanzenschutzmitteleinsatz, danach wurden bis zum Abschluß der Untersuchungen (1994) keine Pestizide mehr verwendet. Die Untersuchungen erfolgten in drei Transekten aus jeweils sieben Parzellen (5x5 m²). Die Boden-N-Gehalte wiesen einen stabilen Gradienten in Abhängigkeit von der Entfernung zur ehemaligen Gülle-Lagerstätte auf und sind seit dem Ende der Deponietätigkeit deutlich zurückgegangen. Die N_t-Gehalte lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 0,2 und 0,35%, die N_{min}-Gehalte bei 15-127 kg/ha in 0-20 cm Bodentiefe (vgl. KÖRSCHENS & MAHN 1995).

Die etwa 10 km entfernte Kontrollfläche weist nahezu identische klimatische und edaphische Bedingungen auf. Die Untersuchungen, auf die sich die vorliegende Arbeit bezieht, wurden ausschließlich auf den mäßig mineralisch gedüngten (80-120 kg N/ha), nicht mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Parzellen durchgeführt. Die Versuchsanlage besteht aus fünf Blöcken mit jeweils einer Parzelle (10x10 m²) pro Variante (vgl. auch BISCHOFF 1996). Der N_t-Gehalt des Bodens wurde mit 0,18% bestimmt. Die N_{min}-Gehalte lagen vor der Düngung bei 20 kg/ha und danach bei 60-70 kg/ha (KÖRSCHENS & MAHN 1995).

Fruchtfolge und Bewirtschaftung wurden nach 1990 auf beiden Flächen synchronisiert. 1991 fiel jeweils die eine Hälfte brach, die andere wurde mit Sommergerste bestellt. Die Fruchtfolge bestand im Untersuchungszeitraum (1991-1994) aus:

Brache/Sommergerste-Winterweizen-Mais-Sommergerste

2.2 Methoden

Auf allen Flächen wurden Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1928) durchgeführt. Als Aufnahmefläche diente jeweils eine Parzelle. Die Untersuchungen zur Diasporenbank (Bodensamenvorrat) und zur Stoffproduktion beschränkten sich auf die Einjahresbrachen. Zur Ermittlung der Diasporenbank wurden im Frühjahr pro Parzelle vier Bodenproben gezogen (Ø 3,7 cm, Tiefe 0-10 cm), die zu einer Mischprobe zusammengefaßt wurden. Die Proben wurden als 1 cm dünne Schicht in verschließbaren Kunststoffschalen auf eine etwa gleich hohe Sandschicht ausgebracht. Die Schalen wurden in Frühbeeten unter Glas jeweils 18 Monate der Jahreswitterung ausgesetzt. Die aufgelaufenen Keimlinge wurden regelmäßig bestimmt, ausgezählt und entfernt. Auf jeweils einer 0,25 m² großen Teilfläche pro Parzelle wurden dreimal pro Jahr alle oberirdischen Pflanzenteile abgeerntet. Getrennt nach Pflanzenarten wurde anschließend die Trockenmasse bestimmt.

Statistische Vergleiche zwischen belasteter und unbelasteter Dauerbrache sowie zwischen den Varianten mit/ohne Brache in der Fruchtfolge erfolgten über den t-Test. Das Signifikanzniveau (p) wurde in den Abbildungen durch folgende Symbole gekennzeichnet: p<0,05: *, p<0,01: **, p<0,001: ***, ns: nicht signifikant. Als Maß für die Streuung wurden die 95%-Konfidenzintervalle berechnet.

3 Ergebnisse

3.1 Dauerhafte Stilllegungen

Die Vegetationsdynamik war in den ersten Brachejahren durch einen deutlichen Rückgang kurzlebiger Arten und eine entsprechende Zunahme ausdauernder Arten geprägt (Tab. 1). Auf der belasteten Fläche dominierte dabei zunächst die Glanzmelde (*Atriplex nitens*). Ihr Deckungsgradanteil nahm allerdings nach dem zweiten Brachejahr (1992) kontinuierlich zugunsten von *Artemisia vulgaris* (Gemeiner Beifuß) ab, der im vierten Jahr zur Dominanz gelangte. Die Beifußpopulation brach im fünften Jahr nahezu vollständig zusammen. Gleichzeitig nahm mit *Galium aparine* (Kletten-Labkraut) eine einjährige Art wieder deutlich zu, so daß in der Folge erneut kurzlebige Arten dominierten. Ihr Anteil lag auch im achten Brachejahr noch bei 65%. Als einzige Gehölzart zeigte der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*) eine Zunahmetendenz, spielte aber bis 1998 nur eine untergeordnete Rolle.

Tab. 1: Vegetationsdynamik auf einer belasteten Dauerbrache (Bad Lauchstädt); % Deckung der häufigsten Arten; T: Therophyt, H: Hemikryptophyt, C: krautiger Chamaephyt, N: Nanophanerophyt (Strauch)

	Lebensform	1992	1993	1994	1995	1998
Kurzlebige Arten						
<i>Atriplex nitens</i>	T	65,5	38,3	3,0	5,0	10,3
<i>Descurainia sophia</i>	T	18,0	1,8	0,9	0,0	0,0
<i>Galium aparine</i>	T	7,5	32,3	26,8	52,5	23,5
<i>Lactuca serriola</i>	H,T	4,5	4,9	4,0	0,2	0,0
Ausdauernde Arten						
<i>Artemisia vulgaris</i>	H,C	5,0	12,0	47,5	5,0	0,0
<i>Ballota nigra</i>	C,H	6,0	8,0	4,3	10,5	13,8
<i>Urtica dioica</i>	H	0,4	0,3	2,3	7,5	4,6
<i>Sambucus nigra</i>	N	0,0	0,0	0,0	0,3	3,8
Kurzlebige insgesamt						
% Gesamtdeckung		89,9	78,6	40,1	68,9	64,9
Ausdauernde insgesamt						
% Gesamtdeckung		10,1	21,4	59,9	31,1	35,1

Auf der unbelasteten Brache zeigte die Veränderung des Anteils ausdauernder Arten bis 1994 einen ähnlichen Verlauf wie auf der belasteten (Abb. 1). Nach 1994 ging ihr Anteil jedoch im Gegensatz zur belasteten Brache nicht deutlich zurück. Entsprechend wiesen 1995 und 1998 ausdauernde Arten in der unbelasteten Kontrolle erheblich höhere Deckungsgrade auf. Die Gehölzsukzession war zudem weiter fortgeschritten. *Sambucus nigra* erreichte im achten Jahr bereits einen Deckungsgrad von 10%.

Die Artenzahlen waren durchweg auf der unbelasteten Fläche signifikant höher. Abbildung 2 liegen dabei die auf 50 m² große Aufnahmeflächen bezogenen mittleren Artenzahlen zu-

grunde. Auf der gesamten Fläche wurden pro Jahr etwa doppelt so viele Arten gefunden. Bis 1998 steigerte sich die Gesamtzahl der nachgewiesenen Arten auf 66 für die belastete Brache und 83 für die unbelastete. Selteneren Arten („Rote Liste“) traten bislang nicht auf. Mit zunehmendem Alter der Brache nahm die Diversität ab.

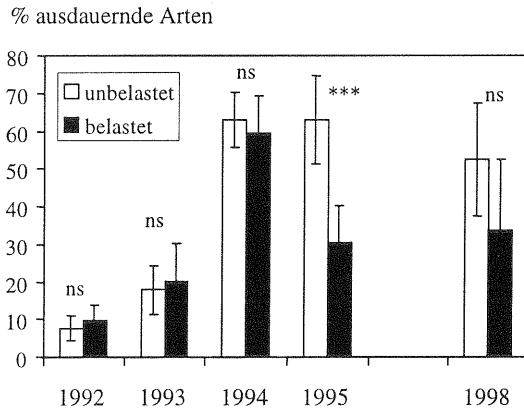


Abb. 1: Anteil ausdauernder Arten auf den Dauerbrachen; mit 95% Konfidenzintervallen

Im rechten Teil von Abbildung 2 ist die Evenness als Maß für die Dominanzstruktur dargestellt. Eine hohe Evenness steht für ausgeglichene Deckungsgradanteile aller vorkommenden Arten. Die Evenness war mit Ausnahme des achten Brachejahres auf der unbelasteten Brache größer. Auf der belasteten führte die Dominanz weniger Arten (*Atriplex nitens*, *Artemisia vulgaris*, *Galium aparine*) zu einer signifikant verringerten Evenness.

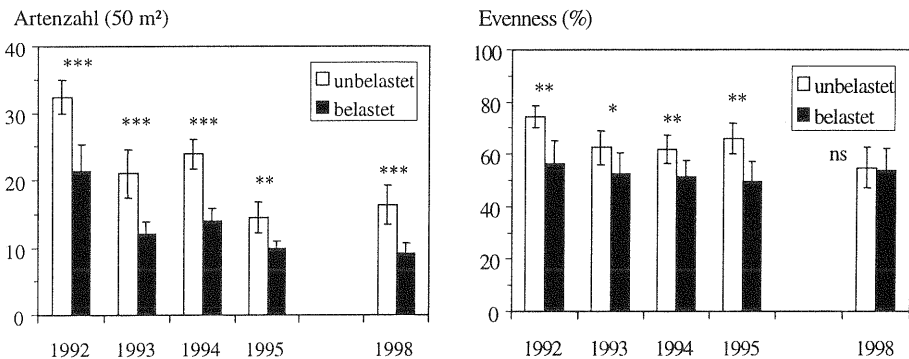


Abb.2: Artenzahl und Evenness der Dauerbrachen; mit 95% Konfidenzintervallen

3.2 Kurzzeitige Stilllegungen

Auf der belasteten Fläche lag 1991 die Biomasse der Ackerwildkräuter auf den Bracheparzellen 500mal höher als im Sommergerstebestand (Abb. 3, rechts). Entsprechend nahm die

A. BISCHOFF: Vegetationsdynamik auf Brachflächen

Diasporenbank gegenüber der Fruchtfolge ohne Brache signifikant zu (Abb. 3, links). Bei Probenahmen im Frühjahr der drei darauffolgenden Jahre war die Diasporendichte in den ehemaligen Brachepartellen doppelt so hoch wie dort, wo anstelle der Brache Sommergerste angebaut worden war. Das „Verunkrautungspotential“ erhöhte sich damit zumindest mittelfristig deutlich. Als Ausdruck für die dadurch bedingte Verschiebung der Konkurrenzsituation zwischen Segetalzone und Kulturart wurde jeweils die Stoffproduktion ermittelt (Abb. 3, rechts und 4). 1992 (Winterweizen) wurden auf den Parzellen, die im Vorjahr brach lagen, etwa doppelt so hohe Wildkrautbiomassen festgestellt wie in der Fruchtfolge ohne Brache. Entsprechend war die Kulturpflanzenbiomasse signifikant reduziert. 1993, im Mais, war kein signifikanter Unterschied zwischen beiden Varianten festzustellen. Im dritten Jahr (Sommergerste) wurde auf den ehemaligen Brachepartellen die dreifache Stoffproduktion der Ackerwildkräuter ermittelt. Die Werte waren allerdings insgesamt sehr niedrig. Ein Effekt auf die Kulturpflanzen ließ sich nicht absichern.

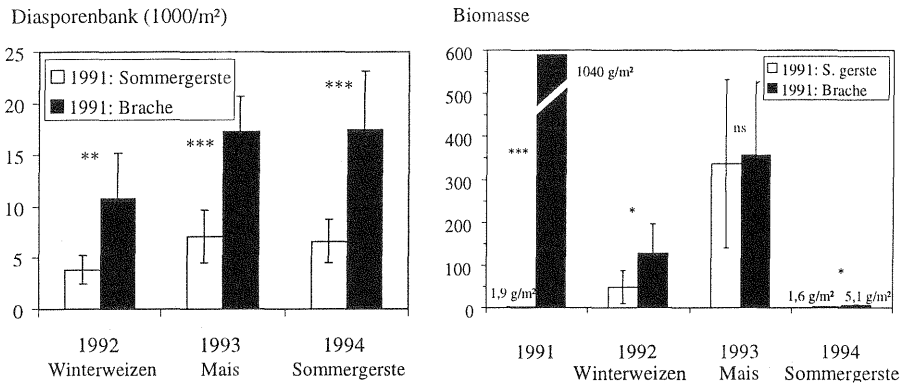


Abb. 3: Diasporenbank und Biomasse der Segetalzone auf der belasteten Fläche; Vergleich der Fruchtfolgevariante „einjährige Brache“ mit derjenigen „ohne Brache“; mit 95%-Konfidenzintervallen

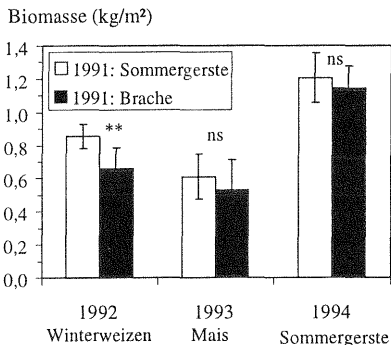


Abb. 4: Vergleich der Kulturpflanzenbiomasse in den Varianten mit und ohne Brache in der Fruchtfolge (belastete Fläche); mit 95%-Konfidenzintervallen

Tab. 2: Durch eine einjährige Brache geförderte Arten; Deckungsgrad (%) und Veränderung gegenüber Fruchtfolge ohne Brache (in Klammern); belastete Fläche

	1991 Brache	1992 WW	1993 Mais	1994 SG
Chenopodium ficifolium	22,5	3,1 (+0,6)	11,9 (+4,6)	3,6 (+1,3)
Chenopodium album	16,1	2,5 (±0)	5,3 (-1,4)	2,3 (±0)
Thlaspi arvense	14,2	2,5 (+0,1)	30,7 (+19,4)	0,1 (±0)
Descurainia sophia	7,2	25,0 (+16,4)	0,0 (±0)	2,6 (+1,2)
Urtica urens	5,5	0,1 (±0)	8,5 (+6,5)	0,0 (±0)
Gesamtdeckung	81,2	32,1 (+20,8)	78,6 (+14,3)	15,0 (+5,2)

Die Brache führte weder auf der belasteten noch auf der unbelasteten Fläche zu einer Veränderung der Diversität, so daß auf eine entsprechende grafische oder tabellarische Darstellung verzichtet wurde. Es nahmen vor allem Arten zu, die ohnehin auf den Flächen häufig vorkamen. Auf der belasteten Fläche erreichten die Gänsefußarten *Chenopodium album* und *Chenopodium ficifolium* im Brachejahr die höchsten Deckungsgrade (Tab. 2). Weitere häufige Arten waren *Thlaspi arvense* (Acker-Hellerkraut), *Descurainia sophia* (Gewöhnliche Besenrauke) und *Urtica urens* (Kleine Brennessel).

In den Folgejahren lag die Wildkrautdeckung auf den ehemaligen Bracheparzellen deutlich höher als in der Fruchtfolge ohne Brache. Die entsprechenden Differenzen im Deckungsgrad einzelner Arten schwankten stark. *Descurainia sophia* trat beispielsweise 1992 (Winterweizen) mit deutlich höherer Artmächtigkeit in den ehemaligen Bracheparzellen auf. 1993, im Mais war die Art auf der gesamten Fläche kaum vertreten, 1994 (Sommergerste) lag die Zunahme als Folge der Brache nur bei 1,2%. *Thlaspi arvense* zeigte nur 1993 deutlich höhere Deckungsgradwerte in der Fruchtfolge mit Brache, 1992 und 1993 traten kaum Differenzen auf. Auffällig war ebenfalls, daß *Chenopodium album* nicht durch die Einjahres-Brache gefördert wurde, obwohl die Art im Brachejahr den höchsten Deckungsgrad aufwies. Möglicherweise lag der Termin des Bracheumbruchs (17.8.1991) so früh, daß die Samenreife noch nicht abgeschlossen war.

Tab. 3: Durch eine einjährige Brache geförderte Arten; Deckungsgrad (%) und Veränderung gegenüber Fruchtfolge ohne Brache (in Klammern); unbelastet, mäßige Minereraldüngung

	1991 Brache	1992 W.-weizen	1993 Mais	1994 S.-gerste	1997 W.-raps
<i>Chenopodium ficifolium</i>	57,5 (+33,5)	7,5 (+5,0)	15,5 (-0,5)	3,0 (+1,0)	0,0 (±0)
<i>Chenopodium album</i>	47,5 (+10,0)	12,5 (±0)	33 (+11,5)	5,5 (+1,5)	0,0 (±0)
<i>Galium aparine</i>	26,0 (+13,5)	7,5 (+3,0)	16,0 (+9,0)	5,5 (+2,0)	7,0 (+1,5)
<i>Descurainia sophia</i>	12,5 (+10,0)	28,5 (+4,5)	0,0 (±0)	2,5 (±0)	2,5 (±0)
<i>Silene noctiflora</i>	7,5 (+5,0)	2,5 (+0,5)	8,5 (+6,0)	10,0 (+6,0)	10,0 (+6,0)
<i>Polygonum lapathifolium</i>	2,5 (+0,9)	4,5 (+2,0)	2,1 (+2,0)	0,6 (+0,5)	0,6 (±0)
Gesamtdeckung	86,0 (+12,0)	77,0 (+1,0)	100 (+4,0)	34,0 (+8,0)	40,0 (+11,0)

Auf der unbelasteten Fläche war der Bracheeffekt in den Folgejahren nicht so deutlich wie auf der belasteten. Allerdings wiesen hier auch die Kontrollen mit Sommergerste 1991 Wildkraut-Deckungsgrade von über 70%, so daß von einem insgesamt höheren Verunkrautungspotential ausgegangen werden muß (Tab. 3). Die Untersuchungen, die auf dieser Flä-

che über den Projektzeitraum hinaus durchgeführt werden konnten, machen deutlich, daß der Effekt einer einjährigen Brache auf die Wildkrautdeckung sehr nachhaltig ist. Auch 1997, also im sechsten Jahr nach der Brache, wurden auf den ehemaligen Bracheparzellen deutlich höhere Deckungsgrade nachgewiesen. Dominierend waren im Brachejahr wie auf der belasteten Fläche die beiden Gänsefußarten. Sehr deutlich gefördert wurden außerdem *Galium aparine* und *Descurainia sophia*. Ein höherer Deckungsgrad des aus landwirtschaftlicher Sicht problematischen Kletten-Labkrautes wurde auch noch im sechsten Jahr nach der Brache festgestellt. Als einzige aus Sicht des Artenschutzes bemerkenswerte Art profitierte *Silene noctiflora* (Acker-Leimkraut) von der Brache. Die mit kleinen Populationen ebenfalls auf der Fläche vorkommenden, relativ seltenen Arten *Chaenorhinum minus* (Klaffmund), *Consolida regalis* (Feld-Rittersporn), *Euphorbia exigua* (Kleine Wolfsmilch) und *Lithospermum arvense* (Acker-Steinsame) wurden nicht nachhaltig gefördert.

4 Diskussion

4.1 Unterschiede in der Vegetationsdynamik belasteter und unbelasteter Brachen

Die Vegetationsdynamik auf den mehrjährigen Brachen verlief anfänglich erwartungsgemäß: Die zunächst dominierenden einjährigen Arten wurden rasch durch ausdauernde krautige Arten ersetzt (vgl. PICKETT 1982, SCHMIDT (1993), SCHMIEDEKNECHT 1995). Auf der belasteten Fläche ging jedoch der Anteil ausdauernder Arten nach dem vierten Brachejahr wieder deutlich zurück, während auf der unbelasteten eine Stagnation zu verzeichnen war. Ursache hierfür war ein Zusammenbruch der Beifuß-Population, die im Vorjahr noch einen Deckungsgrad von nahezu 50% eingenommen hatte. Dieser Rückgang trat gleichzeitig auch auf der unbelasteten Brache auf, fiel dort aber nicht so stark ins Gewicht, da die Dominanz von *Artemisia vulgaris* im Vorjahr nicht so ausgeprägt war. Mit dem Rückgang ausdauernder Arten auf der belasteten Fläche traten wieder verstärkt Therophyten, vor allem *Galium aparine*, in Erscheinung, so daß von einem gegenüber der unbelasteten Fläche verzögerten Sukzessionsverlauf gesprochen werden kann. Einen ähnlichen Zusammenbruch der *Artemisia*-Population stellte SCHMIEDEKNECHT (1995) auf einer standörtlich vergleichbaren Ackerbrache im 20 km entfernten Zöberitz fest. Zum Abschluß ihrer Untersuchungen im sechsten Brachejahr lag der Anteil ausdauernder Arten in einer mit 120 kg N/ha gedüngten Variante niedriger als in einer ungedüngten. BORNKAMM & HENNIG (1982) und SCHMIDT (1988) beobachteten wiederum auf armen, sandigen Substraten eine deutlich längere Therophytenphase als auf nährstoffreicheren Lehmböden. Diese Ergebnisse sprechen dafür, daß sowohl sehr niedrige als auch sehr hohe Boden-Nährstoffgehalte Sukzessionsprozesse verzögern und eine maximale Sukzessionsgeschwindigkeit bei mittlerer Nährstoffversorgung auftritt.

Die Artenzahlen waren auf der belasteten Dauerbrache deutlich geringer. Eine mit höherem Nährstoffgehalt abnehmende Artenvielfalt stellten übereinstimmend auch BORNKAMM & HENNIG (1982), SCHMIDT (1993) und SCHMIEDEKNECHT (1995) in ihren Sukzessionsversuchen fest. Bei besserer Nährstoffversorgung setzen sich wenige konkurrenzkräftige Arten durch. Desweiteren war die Phytozönose der belasteten Dauerbrache auch bei Berücksichtigung der geringeren Artenzahl durch eine weniger ausgeglichene Dominanzstruktur geprägt,

die in einer geringeren Evenness resultiert. TILMAN (1987) machte bei Sekundärsukzessionen ähnliche Beobachtungen und führte dies auf eine erhöhte Lichtkonkurrenz zurück, die das Wachstum vieler Arten bei hohem Nährstoffangebot limitiert.

Für die Einjahres-Brachen ist ein direkter Vergleich belasteter und unbelasteter Flächen nicht möglich, da diese Unterschiede in der Vorgeschichte aufweisen (vor allem Herbizideinsatz). Es deutet sich jedoch an, daß bei Wiederbewirtschaftung auf nährstoffreichen Flächen eine stärkere Tendenz zur Massenentwicklung einzelner Segetalarten auftritt.

4.2 Einfluß von Brachen auf die Biodiversität

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Brachen können im Vergleich zu den umgebenden Ackerflächen als artenreich bezeichnet werden. Zu ähnlichen Einschätzungen kommen auch SCHMIDT (1993), WALDHARDT (1994) und SCHMIEDEKNECHT (1995) für Brachflächen in intensiv genutzten Gebieten. Mit zunehmender Brachedauer nehmen dabei die Artenzahlen häufig ab, da das Verschwinden von Therophyten nicht durch eine Einwanderung mehrjähriger Arten kompensiert werden kann (vgl. VAN ELSSEN & GÜNTHER 1992, WALDHARDT 1994, SCHMIEDEKNECHT 1995). Allerdings gibt es auch Ackerbrachen, bei denen eine Zunahme der Artenvielfalt festgestellt wurde (SCHMIDT 1993, ALBRECHT et al. 1998). Einen Erklärungsansatz für diese gegensätzlichen Ergebnisse liefern die Untersuchungen von KLOTZ et al. (1997). Die Autoren stellten fest, daß die Artenzahl bei Sekundärsukzessionen in floristisch reichhaltiger Umgebung zunimmt, während in ausgeräumten Agrarlandschaften eine Abnahme zu verzeichnen ist.

Einjährige Brachen führten weder auf der belasteten noch auf unbelasteten Fläche zu einer nachhaltigen Erhöhung der Artenvielfalt. Allerdings kann sich im Brachejahr selbst ein höherer Anteil des vorhandenen Artenpotentials entfalten.

4.3 Förderung seltener Arten durch Brachen

Einjährige selbstbegrünte Brachen werden im allgemeinen positiv im Hinblick auf eine Förderung seltener, standorttypischer Segetalarten eingeschätzt. Da es sich in der Regel um Therophyten handelt, verschwinden diese Arten im Laufe der Sukzession und werden meist durch häufige, mehrjährige Ruderalarten ersetzt (VAN ELSSEN & GÜNTHER 1992, HOFFMANN & KRETSCHMER 1993, KRUMBIEGEL et al. 1995). Entsprechend wurden auf den mehrjährigen Brachflächen keine aus Sicht des Artenschutzes bemerkenswerten Arten gefunden. Eine Förderung seltener Arten durch Kurzzeitbrachen ist nur dann möglich, wenn diese zumindest noch in der Diasporenbank vorkommen. So wurden in den eigenen Untersuchungen auch keine neuen Arten gefunden. Selbst die auf der unbelasteten Ackerfläche bereits vorher in kleinen Populationen vorkommenden, relativ seltenen Ackerwildkräuter nahmen nicht wesentlich zu. Insgesamt profitierten sowohl auf der belasteten als auch auf der unbelasteten Fläche vor allem häufige Segetalarten mit breiter Standortamplitude von einer einjährigen Brache.

4.4 Ausbreitung von aus landwirtschaftlicher Sicht problematischen Arten

Auf mehrjährigen Brachen setzen sich wie erwähnt im Normalfall ausdauernde Arten durch. Bei einer Wiederbewirtschaftung sind diese Arten aufgrund der häufigen Bodenstörungen in der Regel konkurrenzschwach, so daß die Folgeverunkrautung weniger problematisch ist als bei kurzzeitigen Stilllegungen. Die Untersuchungen auf der belasteten Dauerbrache haben jedoch gezeigt, daß problematische Segetalarten wie *Galium aparine* auch im achten Brachejahr noch beträchtliche Deckungsgrade erreichen können und einen entsprechend hohen Diasporenvorrat im Boden aufbauen.

Einjährige Brachen führten zu einem Anstieg des Bodensamenvorrates von Ackerwildkrautarten um mehr als 100%. Dieser Effekt war auch nach drei Jahren noch deutlich nachweisbar. TISCHEW (1994) stellte sogar auf einer zuvor intensiv genutzten Ackerfläche im mitteldeutschen Raum eine Zunahme um das zehnfache fest. Die wendende Bodenbearbeitung verlagert die Diasporen jedoch zunächst in Bodentiefen, aus denen kein Auflaufen von Keimlingen möglich ist COUSENS & MOSS (1990). Da die Populationsdynamik von Segetalarten zudem stark an die Kulturart gebunden ist, läßt sich der Effekt von Brachejahren auf die Folgeverunkrautung nur schwer vorhersagen. SCHMIDT et al. (1995) stellten eine Ausbreitung von „Problemunkräutern“ fest. In den eigenen Untersuchungen blieb eine Zunahme schwer bekämpfbarer Arten aus. Lediglich der Deckungsgrad von *Galium aparine* war auf der unbelasteten Fläche als Folge der einjährigen Brache über einen Zeitraum von sechs Jahren leicht erhöht (ca. 5%). Die auf belasteter und unbelasteter Fläche geförderten Gänsefuß-Arten sind zumindest in Hackfruchtkulturen und Mais von Bedeutung.

4.5 Eine Bewertung aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes

Brachen leisten in ausgeräumten Agrarlandschaften kaum einen Beitrag zum Pflanzenartenschutz. Auch bei kurzzeitigen Stilllegungen werden in erster Linie ohnehin schon häufige Arten gefördert. Das gilt vor allem für sehr nährstoffreiche Flächen, deren Vegetation sich aus weit verbreiteten nitrophytischen Arten zusammensetzt. Im Vergleich zur umgebenden Agrarlandschaft sind insbesondere kurzzeitige Stilllegungen sehr artenreich. Das gilt auch für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten belasteten Flächen. Mit zunehmender Brachedauer nehmen die Artenzahlen zwar ab, es setzen sich jedoch ausdauernde Arten durch, die auf Äckern nicht vorkommen. Damit erhöht sich die landschaftsbezogene Diversität (γ -Diversität), die eng mit dem Habitatangebot für die Fauna eines Gebietes korreliert ist. Brachen zeichnen sich durch eine artenreiche Entomofauna aus, die sich von Ackerschlägen der Umgebung deutlich unterscheidet (GREILER 1994). Selbst die in der vorliegenden Arbeit untersuchte belastete Dauerbrache wies eine hohe Anzahl an Arthropodenarten auf, darunter auch einige Arten der „Roten Liste“ (AL HUSSEIN & WITSACK 1998).

Aufgrund des Anstiegs der Diasporendichte im Boden ziehen kurzzeitige Stilllegungen in den Folgejahren meist einen erhöhten Bekämpfungsaufwand nach sich und sind daher vor allem in herbizidfreien Bewirtschaftungssystemen (z.B. ökologischer Landbau) problematisch. Das gilt insbesondere für zuvor intensiv gedüngte Flächen, da hier stärkere Auslenkungen in der Populationsdynamik einzelner Arten zu erwarten sind. Durch Brachen werden

im Boden lagernde Nährstoffvorräte vergleichsweise langsam abgebaut, da im Gegensatz zur Ackernutzung kein Entzug mit der pflanzlichen Biomasse erfolgt. Im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet erfolgt eine Tiefenverlagerung aufgrund der hohen Sorptionsfähigkeit der Böden und der geringen Niederschläge zwar sehr langsam, aber das Belastungspotential bleibt erhalten (KÖRSCHENS & MAHN 1995). Insbesondere beim Bracheumbruch können durch Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs große N-Mengen freigesetzt werden (vgl. WALDHARDT 1994). Daher ist hier zunächst ein maximaler Stickstoffentzug durch mehrschürige Mahd oder Ackernutzung anzustreben.

Zusammenfassung

Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme wurde die Vegetationsdynamik auf ein- und mehrjährigen Brachen mit sehr hohen Boden-N-Gehalten analysiert. Als Referenzsysteme wurden unbelastete Brachen mit praxisüblicher Vornutzung untersucht. Flächenstilllegungen auf sehr nährstoffreichen Böden führten zu deutlich artenärmeren Phytozönosen mit einer verringerten Evenness. Mit zunehmendem Alter der Brache nahmen die Artenzahlen unabhängig vom Nährstoffstatus ab. Der Sukzessionsprozeß verlief auf der belasteten Brache langsamer, da nach dem Zusammenbruch der *Artemisia vulgaris*-Population im vierten Brachejahr erneut kurzlebige Arten dominierten (*Galium aparine*). Einjährige Brachen führten zu einem starken Anwachsen der Diasporenbank von Segetalarten. Bei erneuter Bewirtschaftung waren in den Folgejahren entsprechend höhere Wildkrautbiomassen und –deckungsgrade festzustellen. Dabei traten erhebliche artspezifische Unterschiede auf. Auf der belasteten Fläche waren die Auslenkungen in der Populationsdynamik einzelner Arten größer. In eine abschließende Bewertung von Flächenstilllegungen aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes werden faunistische Aspekte und der abiotische Ressourcenschutz einbezogen.

Danksagung

Für die Unterstützung der Arbeit danke ich Prof. Dr. E.-G. Mahn und dem BMBF. Die kritische Durchsicht des Manuskripts übernahm freundlicherweise Dr. S. Klotz.

5 Literatur

- AL HUSSEIN, I. A. & W. WITSACK (1998): Zoozönotische Untersuchungen zur Regeneration durch Gülle und Mineraldüngung belasteter Agrarökosysteme unter besonderer Berücksichtigung des Effektes verschiedener Brachetypen im Mitteldeutschen Trockengebiet. - Arch. Phytopath. Pflanz. **31**, 259-293.
- ALBRECHT, H., TOETZ, P. & A. MATTHEIS (1998): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf fünfjährigen Ackerbrachen. - Z. PflKrankh. PflSchutz Sonderheft **XVI**, 37-46.
- BERNHARDT, K. G., FORSTREUTER, V. & S. BRUNS (1991): Der Einfluss der Bearbeitungsmethoden und des Samenspeichers auf die Zusammensetzung der Begleitvegetation von Mais- und Rübenäckern am Beispiel des Osnabrücker Landes. - Landwirtschaftliches Jahrbuch **68**, 211-223.
- BISCHOFF, A. (1996): Vegetations- und Populationsdynamik in N-belasteten Agrarökosystemen nach dem Übergang zu einer extensivierten Nutzung. - Diss. Bot. **268**, 1-184.

A. BISCHOFF: Vegetationsdynamik auf Brachflächen

BORNKAMM, R. & U. HENNIG (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden - 1. Zusammensetzung der Vegetation. - *Flora* **172**, 267-316.

BRAUN-BLANQUET, J., 1928: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - In: SCHOENICHEN, W. (Hrsg.): *Biologische Studienbücher* 7, 330 S., Springer, Berlin

COUSENS, R. & S. R. MOSS (1990): A model of the effects of cultivation on the vertical distribution of weed seeds within the soil. - *Weed Research* **30**, 61-70.

GREILER, H. J. (1994): Insektengesellschaften auf selbstbegrüntem und eingesätem Ackerbrachen. - *Agrarökologie* **11**, 1-129.

GROTE, A. (1990): Stickstoffmineralisation von begüllten Ackerböden im Kreis Vechta. - *Verh. Ges. Ökol.* **19(2)**, 528-535.

HOFFMANN, J. & H. KRETSCHMER (1993): Einfluss unterschiedlicher Formen der Flächenstilllegung auf die Segetalflora einjähriger Brachen. - *Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch.* **32**, 171-182.

KLOTZ, S., KRUMBIEGEL, A. & J. STADLER (1997): Floren- und Vegetationsentwicklung auf Brachen. - In: FELDMANN, R., HENLE, K., AUGE, H., FLACHOWSKY, J., KLOTZ, S. & R. KRÖNERT (Hrsg.): *Regeneration und nachhaltige Landnutzung: Konzepte für belastete Regionen*, 156-168, Springer, Berlin.

KÖRSCHENS, M. & E. G. MAHN (1995): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. - 568 S., B.G. Teubner, Stuttgart-Leipzig.

KRUMBIEGEL, A., KLOTZ, S. & A. OTTE (1995): Die Vegetation junger Ackerbrachen in Mitteldeutschland. - *Tuexenia* **15**, 387-414.

PICKETT, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of oldfield succession. - *Vegetatio* **49**, 45-59.

SCHMIDT, W. (1988): An experimental study of old-field succession in relation to different environmental factors. - *Vegetatio* **77**, 103-114.

SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern - Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. - *Scripta Geobotanica* **20**, 65-104.

SCHMIDT, W., WALDHAARDT, R. & R. MROTZEK (1995): Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau: Auswirkungen auf Flora, Vegetation und Samenbank - Ergebnisse aus dem Göttinger INTEX-Projekt. - *Tuexenia* **15**, 415-436

SCHMIEDEKNECHT, A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstilllegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet. - *Diss. Bot.* **245**, 1-175.

STERN, K. (1990): Wirkung der großflächigen Landbewirtschaftung in der DDR auf Flora, Fauna und Boden. - *Osteuropastudien des Landes Hessen, Reihe 1 (Giessener Abhandlungen zur Agrar- und Wirtschaftsforschung des europäischen Ostens)* **174**, 1-248.

TILMAN, D. (1987): Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nutrient gradients. - *Ecological Monographs* **57**, 189-214.

Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. Berlin-Dahlem, H. 368, 1999

TISCHEW, S., 1994: Zur Rolle des Diasporenfalls und der Diasporenbank für den Verlauf von Sekundärsukzessionen am Beispiel von Acker- und Grünlandbrachen des Mitteldeutschen Trockengebietes. - Diss. Univ. Halle, 173 S.

VAN ELSSEN, T. & H. GÜNTHER (1992): Auswirkung der Flächenstillegung auf die Ackerwildkraut-Vegetation von Grenzertrags-Feldern. - Z. PflKrankh. PflSchutz **Sonderheft XIII**, 49-60.

WALDHARDT, R. (1994): Flächenstillegungen und Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau - Flora, Vegetation und Stickstoff-Haushalt. - Diss. Univ. Göttingen, 246 S.

Zusammenhänge zwischen Nährstoffgehalten im Boden und der Vegetationszusammensetzung auf alten und jungen Ackerbrachen

Interactions between soil nutrient contents and vegetation composition on oldfields and recently abandoned arable fields

Michael Glemnitz & Angelika Wurbs

Abstract

Semi-natural habitats in north-eastern Germany are limited to small areas due to afforestation and the conversion of marginal sites into arable cropland which has occurred in the last 80 years. As a result of changes in the agro-economic conditions within the last few years, a large degree of arable fields has been abandoned in this region. This permanent abandonment of arable land creates opportunities for the improvement of the landscapes structure by the restoration of semi-natural habitats on former agricultural land.

Modified nutrient soil contents are often regarded as a factor which may hinder the restoration of semi-natural habitats. To characterise their requirements with respect to site conditions, investigations were carried out on remnants of arid sandy grasslands, as one characteristic kind of semi-natural grasslands in north-eastern Germany. Nutrient contents of these sites are regarded as nutrient requirements for typical plant assemblages of these habitats. In comparison to the arid sandy grasslands, two types of abandoned fields were analysed: i) 20 to 60 years ("old") and ii) 2 to 5 years old ("young"), to obtain information concerning the differences in soil nutrient content, pH-value and vegetation composition between the former agricultural fields and the sandy grassland stands. Multivariate data analysis was used to detect interactions between the nutrient and pH level in soil and the plant assemblages and to interpret the possible consequences of the differences in the soil parameters between the semi-natural grasslands and abandoned fields.

1 Einleitung

Nicht bewirtschafteten Bereichen in Agrarlandschaften kommt für die Gewährleistung einer hohen Artenvielfalt eine große Bedeutung zu (KRETSCHMER et al. 1995). Als Standorte halbnatürlicher Biotope erfüllen diese Elemente in der Agrarlandschaft Funktionen als Lebensraum, Refugium und Ausbreitungsquelle, sowie als Vernetzungsstruktur (GLÜCK & KREISEL 1986) für eine Vielzahl von Arten der Offenlandschaften.

Für die Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung von Agrarlandschaften forderte der Sachverständigenrat für Umweltfragen 1994 in seinem Gutachten die Bereitstellung eines Flächenanteils von 20 % für nicht bewirtschaftete Strukturen. Auf Grund umfangreicher Flurmeliorationsverfahren in den 70-er und 80-er Jahren liegen die Anteile noch vorhandener Kleinstrukturen in Agrarlandschaften Nordost-Deutschlands zwischen 2% und 4% der landwirtschaftlichen Nutzfläche (KRETSCHMER et al. 1995). In dem Bestreben einer möglichst flächendeckenden Nutzung in den Landschaften wurden insbesondere marginale Standorte aufgeforstet oder in Ackerland umgewandelt. Mit den Änderungen der agrarpolitischen Rahmenbe-

dingungen und dem Wirksamwerden des 2. Rahmenprogramms der EU-Agrarpolitik kam es Ende der 80-er Jahre zur Nutzungsaufgabe auf wesentlichen Teilen der bisher agrarisch genutzten Flächen in Nordost-Deutschland. Die dadurch entstandenen Brachen bieten Möglichkeiten zur Renaturierung in halb-natürliche Grünlandbiotop und damit verbunden, zur Erhöhung des Anteils an Strukturelementen in den agrarisch dominierten Landschaften.

Mit dem Ziel, die Renaturierungspotentiale ehemaliger Ackerflächen für die Wiederherstellung halb-natürlicher Grünlandbiotop abzuschätzen, wurde ein Untersuchungsprogramm auf vorhandenen Trockenrasenbiotop, 20 - 60 Jahre „alten“ und 2 - 5 Jahre alten, „jungen“ Brachen, durchgeführt. Das besondere Anliegen dieser Untersuchungen war dem Vergleich der Nährstoffverhältnisse und der Vegetationszusammensetzung auf diesen Standorten gewidmet. Die Untersuchungen sollten insbesondere Antworten auf die Frage liefern, welche Einflüsse von der vorhergehenden Nutzung (z.B. der Aufdüngung der Standorte) für die Renaturierungsbestrebungen nach der Nutzungsaufgabe zu erwarten sind. Die Nährstoffverhältnisse werden dabei als ein Faktor betrachtet, der die Renaturierung ehemaliger Ackerflächen behindern oder nachhaltig modifizieren kann (ELLENBERG 1989). Sandtrockenrasenstandorte wurden in die Untersuchungen integriert, um die Standortbindung von Zielarten (*Sedo-Sclerantheta*) und die Übereinstimmung/ Abweichung der Bodennährstoffgehalte zwischen den Brache- und Trockenrasenstandorten darstellen zu können.

2 Standorte, Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfaßte zirka 2.500 km² und erstreckte sich vom östlichen Berliner Stadtrand bis zum Oderbruchrand. Für die Untersuchungen wurden anhand von Standortkarten der überarbeiteten Reichsbodenschätzung (Maßstab 1 : 25000) in Ostbrandenburg tiefgründige Sandstandorte vorausgewählt. Innerhalb dieses Gebiets wurden basierend auf einer Feldbegehung insgesamt 60 Flächen, der jungen (24) und alten Brachen (20) sowie der Sandtrockenrasen (16), für die Untersuchung ausgewählt. Auf Flächen mit deutlicher Heterogenität in der Vegetationszusammensetzung wurden mehrere Aufnahmepunkte eingerichtet. Auf diesen Untersuchungsflächen wurden in den Jahren 1996 und 1997 Vegetationsaufnahmen durchgeführt und Bodenproben entnommen.

2.1 Ermittlung der Nährstoffgehalte

Aus den Bodenproben wurden die Gehalte von pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium, Gesamtstickstoff und organischen Kohlenstoff, sowie die Bodenreaktion (pH) bestimmt. Voruntersuchungen (WURBS & GLEMNITZ 1997) hatten ergeben, daß für die Beziehungen zwischen den Nährstoffgehalten und der Artenzusammensetzung der Vegetation primär die Nährstoffgehalte der obersten Bodenschicht (0 - 30 cm) maßgebend sind. Deshalb wurden an den Meßpunkten jeweils 5 Bodenproben aus dieser Schicht entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefaßt. Nachdem die Bodenproben im lufttrockenen Zustand gesiebt (2 mm Maschenweite) wurden, erfolgte die P- und K-Bestimmung nach der DL-Extraktionsmethode mit anschließender Ascorbinsäuremessung für Phosphor und Emissionsmessung für Kalium. Der Gesamtstickstoff- und der Kohlenstoffgehalt wurde mittels Elementaranalyse ermittelt. Die pH-Wert-Bestimmung wurde mit 0,1n KCl-Lösung im Mischungsverhältnis 1 : 2,5 durchgeführt.

2.2 Vegetationskundliche Analysen

Die vegetationskundlichen Erhebungen erfolgten auf Dauerquadraten von je 25 m² Größe. Ermittelt wurden jeweils die Artenzusammensetzung und die Deckungsgrade. Die Deckungsgradschätzung erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) mit der von ÚJVÁROSI (1973) umgesetzten Werteskala (27 Klassen), jeweils für den Gesamtdeckungsgrad, die Anteile einzelner Pflanzengruppen (z.B. Gräser zu Kräuter) und einzelne Arten. Die soziologische Zuordnung wurde unter Verwendung der Klassifikation von SCHUBERT et al. (1995) durchgeführt. Die Nomenklatur der deutschen und wissenschaftlichen Pflanzennamen richtete sich nach ROTHMALER et al. (1990).

2.3 Statistische Auswertung

Die Zusammenhänge zwischen den Nährstoffgehalten und der Zusammensetzung der Vegetation wurden mit einer Kanonische Korrelationsanalyse (CCA) analysiert. Verwendet wurde das Programm CANOCOR aus dem Programmpaket SYN-TAX (PODNÁNI 1994). Für die statistische Auswertung wurden den Boniturnoten der Pflanzenaufnahmen Prozentwerte zugeordnet. Anschließend wurden Standort- und Vegetationsdaten über das Variablenmaximum standardisiert (Division der Einzelwerte durch den Maximalwert der jeweiligen Variablen), um die Streuung der einzelnen Variablen vergleichbar zu machen. Die kanonischen Korrelationen wurden mittels BARLETT-Test und CHI-QUADRAT-Test für Roots auf Signifikanz geprüft (PODNÁNI 1994). In der Ergebnisdarstellung werden jeweils nur die ersten 3 signifikanten Korrelationen diskutiert.

3 Ergebnisse

3.1 Nährstoffgehalte im Boden

Die Analyse der Bodenproben ergab mit Ausnahme des Gesamtstickstoffgehalts deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Standortgruppen (Tab. 1). Die Variation (SD) der Meßgrößen innerhalb der einzelnen Gruppen war zum Teil ebenfalls recht groß. Die geringen Unterschiede in den Gesamtstickstoffgehalten stützen die Grundannahme, daß es sich bei den untersuchten Flächen um vom Substrat her vergleichbare Standorte handelt.

Tab. 1: Mittlere Nährstoffgehalte und pH-Werte im Boden von Sandtrockenrasen, alten und jungen Brachen (MW - Mittelwert; SD - Standardabweichung)

Meßgröße	Sandtrockenrasen		Alte Brachen 20 - 60 Jahre		Junge Brachen 2 - 5 Jahre	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Nt	0,04	0,02	0,06	0,02	0,05	0,02
Ct	0,62	0,31	0,90	0,29	0,72	0,22
C/N	17	5,63	16	2,28	14	1,84
K	2,16	1,64	2,37	1,19	5,98	4,39
P	3,05	1,30	3,01	1,19	4,96	2,26
pH	4,9	1,42	4,7	0,87	5,2	0,85

Im Vergleich der Nährstoffverhältnisse zeigte sich eine hohe Übereinstimmung in den Mittelwerten der P- und K-Gehalte sowie des pH-Wertes für die Standorte der Sandtrockenrasen und alten Brachen. Lediglich die Gesamtkohlenstoffgehalte waren auf alten Brachen wesentlich höher als bei den Sandtrockenrasen und jungen Brachen. Die Böden der jungen Brachen unterschieden sich von denen der alten Brachen oder Sandtrockenrasen vor allem durch erhöhte mittlere Kalium- und Phosphorgehalte, einen höheren pH-Wert und ein engeres C/N-Verhältnis. Hierbei variierten insbesondere die P- und K-Gehalte auf den jungen Brachen sehr stark, d.h. innerhalb dieser Gruppe waren sowohl Einzelflächen mit niedrigen als auch mit sehr hohen P- und K-Gehalten vertreten.

3.2 Zusammensetzung der Vegetation

Die Pflanzendecke auf den untersuchten Sandtrockenrasen und alten Brachen war von Arten der Trockenrasen (Sedo-Scleranthetea; Festuco-Brometea) dominiert. Im Vergleich zu den Sandtrockenrasen war auf den alten Brachen im Mittel ein höherer Gesamtbedeckungsgrad und ein höherer Anteil von Mäh- und Frischwiesenarten (Arrhenatheretalia) sowie von Arten der waldnahen Staudenfluren (Trifolio-Geranietea) festzustellen. Auf den jungen Brachen konnte bereits ein hoher Anteil von Trockenrasenarten beobachtet werden. Allerdings dominierten auf diesen Flächen vor allem noch die Ruderal- (Artemsietea; Agropyretea) und Segetalarten (Chenopodietea, Secalietea). Arten der Mäh- und Frischwiesen erreichten auf den jungen Brachen höhere mittlere Deckungsgrade als auf den Sandtrockenrasen oder alten Brachen.

In Tabelle 2 sind die Einzelarten mit den höchsten Bauwerten (Dominanz x Stetigkeit) in Bezug auf das gesamte Untersuchungsprogramm differenziert dargestellt. Aus dieser Übersicht treten die Unterschiede in der Zusammensetzung der Vegetation auf den drei untersuchten Standortgruppen stärker hervor. Während auf den Sandtrockenrasen die typischen Vertreter der Silbergrasfluren (Corynephorion) dominierten, waren auf den alten Brachen vor allem Arten der Sand- bzw. Schafschwingelfluren vorzufinden. Auf den jungen Brachen der sandigen Standorte herrschten demgegenüber ruderale Arten (vor allem Agropyretea repentis) vor.

3.3 Zusammenhänge zwischen Bodennährstoffgehalten und der Artenzusammensetzung

Ansätze, das Vorkommen und die Dominanz von Artengruppen oder Einzelartengruppen in Bezug zu den Meßwerten einzelner Nährstoffe bzw. des pH-Wertes oder C/N-Verhältnisses zu setzen, erbrachten in unseren Untersuchungen keine interpretierbaren Ergebnisse. Dies ist zum einen auf die zum Teil hohe Varianz bei den Meßgrößen einzelner Nährstoffe zurückzuführen, aber auch auf die Tatsache, daß sich das Vorkommen einzelner Arten in der Landschaft nicht nur als Reaktion auf die Nährstoffgehalte im Boden und noch weniger als Reaktion auf einzelne Nährstoffe darstellen läßt. Diesem Sachverhalten wurde durch die Verwendung multivariater Statistik für die Analyse des Zusammenhanges zwischen den Nährstoffgehalten und den Artendominanzen Rechnung getragen.

Die Ergebnisse der Kanonischen Korrelationsanalyse (CCA) sagten für den Gesamtdatensatz aller drei Standortgruppen aus, daß die untersuchten Nährstoffgehalte im Boden für ca. 24% der Gesamtvarianz in der Artenzusammensetzung Erklärungswerte lieferten. Die getrennte Analyse für den direkten Vergleich von Sandtrockenrasen und jungen Brachen erbrachte äh-

liche Erklärungswerte (23%). Diese Werte erscheinen bei der Berücksichtigung der weiteren, nicht näher untersuchten Einflußgrößen auf die Vegetationszusammensetzung (unterschiedlicher Sukzessionsstadien, Konkurrenzverhältnisse unter den Arten, unterschiedliche Pflege- und Wildeinflüsse auf den untersuchten Flächen, etc.) als relativ plausibel.

Tab. 2: Mittlere Deckungsgrade der hochsteten, dominanten Arten auf Sandtrockenrasen, alten und jungen Brachen (Auswahl der Arten an Hand des Bauwertes > 0,2 über alle untersuchten Flächen, MW DG% - Mittelwerte der Deckungsgrade (%))

Art	Sandtrocken-	Alte Brachen	Junge Brachen
	rasen	20 - 60 Jahre	2 - 5 Jahre
	MW DG %	MW DG %	MW DG %
<i>Cornynephorus canescens</i>	15,70	3,28	0,30
<i>Hieracium pilosella</i>	1,41	0,57	0,00
<i>Festuca ovina agg.</i>	0,30	14,08	1,47
<i>Agrostis capillaris</i>	9,45	12,84	0,55
<i>Achillea millefolium</i>	0,31	1,19	0,19
<i>Artemisia campestris</i>	0,75	1,02	0,17
<i>Conyza canadensis</i>	0,33	0,96	10,79
<i>Rumex acetosella</i>	1,05	2,30	2,89
<i>Apera spica-venti</i>	0,00	0,00	2,70
<i>Helichrysum arenarium</i>	1,95	1,58	2,50
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	0,01	0,22	1,90
<i>Berteroa incana</i>	0,03	0,67	1,68
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,28	1,33
<i>Hypochoeris radicata</i>	0,31	0,40	1,23
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,05	0,03	0,76
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,01	0,58
<i>Elymus repens</i>	0,01	0,23	0,52
<i>Poa pratensis</i>	0,00	0,26	0,51

Die grafische Darstellung der Ergebnisse (Abb.1) verdeutlicht, daß ein großer Teil der alten und jungen Brachen den Sandtrockenrasen in der Vegetationszusammensetzung sehr nahe steht. Insbesondere solche Standorte unterschieden sich deutlich in der Vegetationszusammensetzung von den Sandtrockenrasen, welche auch höhere Phosphor-, Kalium-, und Gesamtkohlenstoffgehalte aufwiesen. Die stärkste Korrelation zwischen der Vegetationszusammensetzung und den Nährstoffgehalten konnte für den Komplex erhöhter Phosphor-, Kalium- und Gesamtkohlenstoffgehalte bei insgesamt niedrigem Gesamtstickstoffgehalt festgestellt werden, der zweitstärkste Zusammenhang für die Kombination erhöhter Phosphor-, Kalium- und Gesamtstickstoffgehalte.

Für den getrennt geführten Vergleich der Sandtrockenrasen und jungen Brachen wird der Zusammenhang noch deutlicher (Abb.2). Auch unter den jungen Brachen lassen sich bereits Einzelflächen identifizieren, die in der Vegetationszusammensetzung eine hohe Ähnlichkeit zu den Sandtrockenrasen aufweisen. Eine Vielzahl der Flächen zeigt jedoch

auch deutliche Unterschiede. Diese Unterschiede korrespondieren vor allem mit erhöhten Kalium-, Phosphor- und Stickstoffgehalten. Der stärkste Einfluß auf die Variation in der Vegetationszusammensetzung wurde für diesen Vergleich für erhöhte Kaliumgehalte und zum Teil erhöhte Phosphorgehalte auf den jungen Brachen ausgewiesen. Die zweitstärkste Korrelation zwischen der Artenzusammensetzung und den Nährstoffgehalten wurde für den Komplex erhöhter Kalium- und Gesamtstickstoffgehalte bei gleichzeitig niedrigen Phosphorgehalten ermittelt, der drittstärkste für einen erhöhten pH-Wert auf Böden mit niedrigen Gesamtstickstoff- und Gesamtkohlenstoffgehalten.

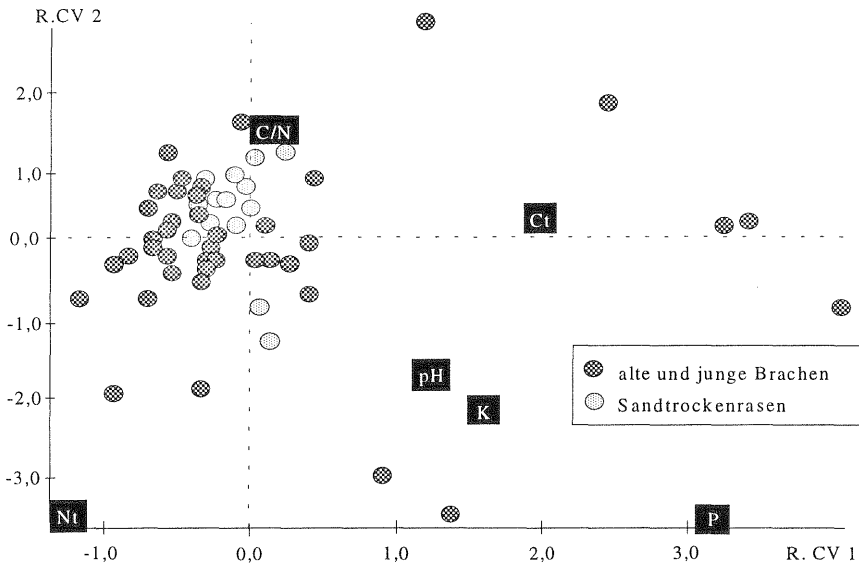


Abb.1: Ähnlichkeit der Vegetationszusammensetzung der untersuchten Flächen der Sandtrockenrasen, der alten und jungen Brachen in Zusammenhang mit den ermittelten Nährstoffgehalten im Boden (jeder Punkt stellt einen Standort dar, R.CV1 und R.CV2 multivariate Variationsachsen für den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der 43 hochstetesten Arten und 6 Bodenmeßgrößen, 60 Einzelflächen)

Die Art der Zusammenhänge zwischen den Bodenmeßgrößen und der Vegetationszusammensetzung ist in Abbildung 3, welche die Korrespondenz zwischen der Variation der Einzelarten und den Bodennährstoffgehalten dargestellt, ersichtlich. Durch diese Darstellungen wird deutlich, daß insbesondere die Dominanz der Arten der Ruderalfluren (z.B. *Elymus repens*) oder der Mäh- und Frischweiden (z. B. *Coronilla varia*, *Poa pratensis*), wie sie auf den jungen Brachen vorzufinden war, in enger Korrelation zu den erhöhten Nährstoffgehalten, insbesondere bei Kalium, Phosphor und dem pH-Wert standen. Die Arten späterer Sukzessionsstadien befinden sich in Abbildung 3 in direkter Nähe zum hohen C/N-Verhältnis, die Dominanzarten der alten Brachen in direktem Bezug zu den höheren C_t-Gehalten. Die Korrelation wichtiger Einzelarten mit den ermittelten kanonischen Varianzvektoren ist in verbaler Form in Tabelle 3 zusammenfassend aufgelistet.

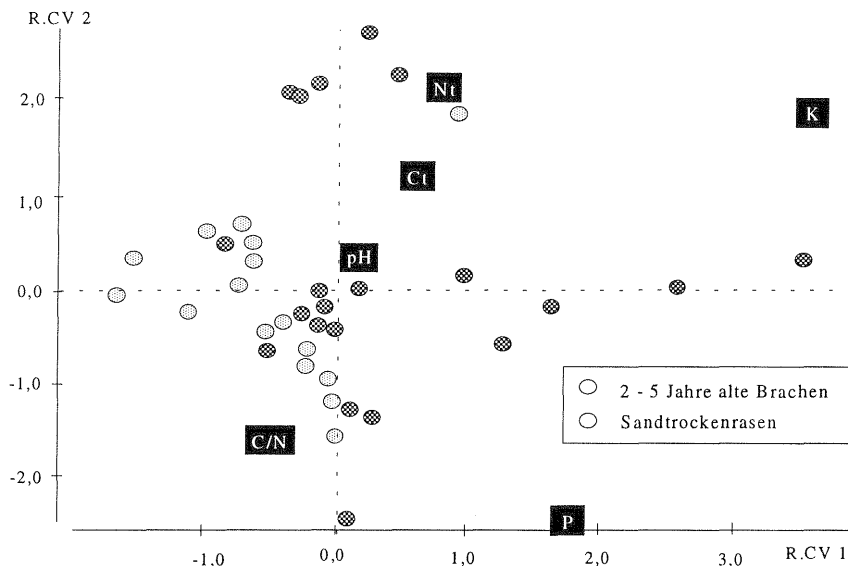


Abb.2: Ähnlichkeit der Vegetationszusammensetzung der untersuchten Flächen der Sandtrockenrasen und der jungen Brachen in Zusammenhang mit den ermittelten Nährstoffgehalten im Boden (jeder Punkt stellt einen Standort dar, R.CV1 und R.CV2 multivariate Variationsachsen für den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der 43 hochstetesten Arten und 6 Bodenmeßgrößen, 40 Einzelflächen)

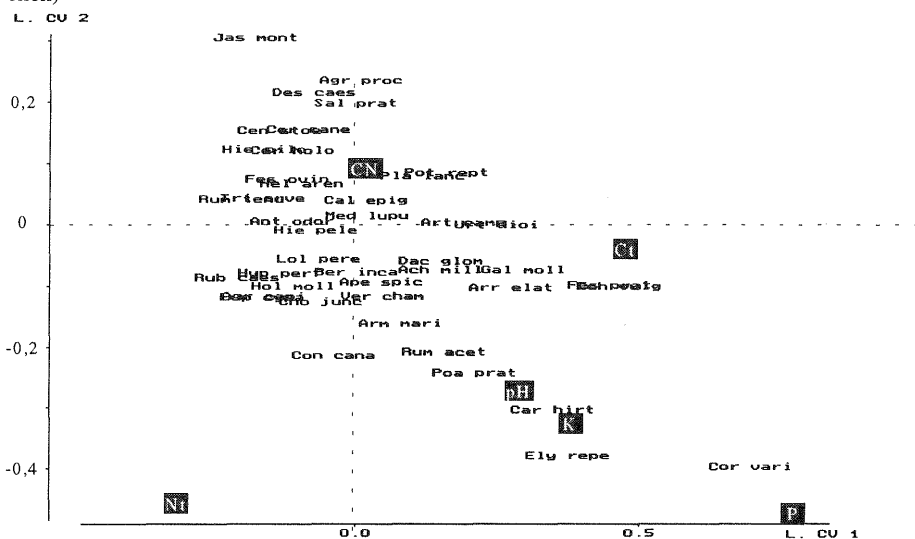


Abb.3: Korrelationen zwischen der Dominanz der hochsteteten Arten auf den untersuchten Flächen der Sandtrockenrasen, alten und jungen Brachen und den ermittelten Nährstoffgehalten im Boden (L.CV 1 und L.CV2 multivariate Variationsachsen, 43 Arten und 6 Bodenmeßgrößen, 60 Einzelflächen)

4 Diskussion

Durch die gezielte Dauerstilllegung von Ackerflächen erscheint es zunächst prinzipiell möglich, bestehende Defizite in der Ausstattung von Agrarlandschaften mit halbnatürlichen Biotopen auszugleichen. Allerdings ist es für die Erreichung bestimmter ökologischer Ziele notwendig, die Flächenauswahl und das Management in besonderem Maße auf das zu erreichende Renaturierungsziel auszurichten. Hierbei kommt der Abschätzung der Vegetationsentwicklung auf den Einzelflächen bzw. dem Vergleich des Renaturierungspotentials verschiedener Einzelflächen, wie an vorliegendem Beispiel für die Trockenrasen in Nordostdeutschland dargestellt, eine große Bedeutung zu. In diesem Kontext sind noch vielfältige weitere Untersuchungen notwendig, da der Prozeß der Sukzession von einer hohen Komplexität der Einflußfaktoren geprägt ist. Dadurch wird die Abschätzung der Vegetationsentwicklung wesentlich erschwert, wie dies auch die Ergebnisse vorliegender, jahrzehntelanger Untersuchungen zu den Mechanismen der Sukzession belegen (VON BORSTEL 1974; PRACH 1986; SCHREIBER 1997). Insbesondere an Arbeiten zur Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten und der durch jahrzehntelange, relativ intensive Nutzung geprägten aktuellen Situation besteht großer Bedarf. Beispiele für eine konzertierte Aufarbeitung dieser Defizite finden sich u.a. in England an den zahlreichen Arbeiten im Rahmen des „Biodiversity Action Plans“ (UK STEERING GROUP 1995).

Tab.3: Korrelation zwischen dem Deckungsgrad der häufigsten Arten der Sandtrockenrasen, alten und jungen Brachen sowie den Nährstoffgehalten im Boden und dem pH-Wert (Ergebnisse der Kanonischen Korrelationsanalyse)

Hauptvarianzfunktionen	Arten mit positiver (+) Korrelation	Arten mit negativer (-) Korrelation
Vergleich der Sandtrockenrasen, alten und jungen Brachen		
F1: hoher P-, K-, Ct-Gehalt auf Nt- armen Böden	<i>Coronilla varia</i> <i>Festuca pratensis</i> <i>Echium vulgare</i>	-
F2: hoher P-, K- und Nt- Gehalt	<i>Coronilla varia</i> <i>Elymus repens</i> <i>Carex hirta</i>	<i>Jasione montana</i>
F3: hoher K-, Ct- Gehalt und pH-Wert	<i>Medicago lupulina</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Poa pratense</i> <i>Salvia pratense</i>	<i>Conyza canaensis</i> <i>Corynephorus canescens</i>
Vergleich der Sandtrockenrasen und jungen Brachen		
F1: hoher K-, P- Gehalt	<i>Rumex thyrsiflorus</i> <i>Vicia hirsuta</i> <i>Elymus repens</i> <i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Corynephorus canescens</i>
F2: hoher K- und Nt- und niedriger P- Gehalt	<i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Poa pratense</i> <i>Hypochoeris radicata</i> <i>Achillea millefolium</i>	<i>Bromus hordeaceus</i> <i>Helichrysum arenarium</i>
F3: hoher pH- Wert und niedriger Nt-, und Ct- Gehalt	<i>Achillea millefolium</i> <i>Sedum acre</i> <i>Trifolium arvense</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Corynephorus canescens</i>

Die Nährstoffverhältnisse im Boden gehören zu den Einflußfaktoren der Vegetationsentwicklung, die durch vorhergehende Nutzungen wesentlich modifiziert sein können. Erhöhte pH-Werte, Kalium- und Phosphorgehalte werden im Vergleich zu halbnatürlichen Biotopen neben den Ackerbrachen auch auf Grünland- und Weinbergsbrachen vorgefunden (BROLL & SCHREIBER 1993, ERZ 1996). Selbst wenn es sich hierbei ggf. nur um ein vorübergehendes Problem (BROLL & SCHREIBER 1993) handelt, ist der Zeithorizont für eine Angleichung der erhöhten Nährstoffgehalte an das Niveau der halbnatürlichen Standorte unbestimmt oder mit mehreren Jahrzehnten anzusetzen (ERZ 1996). Im Fall ungepflegter Brachen bzw. fehlenden Biomasseentzugs ist sogar von einer allgemeinen Nährstoffanreicherung über die Zeit auszugehen (TILMAN 1988, SCHREIBER 1997). Aus unseren Untersuchungen lassen sich Hinweise für Entwicklungen dieser Art lediglich für die Anreicherung der Gesamtkohlenstoff- gehalten auf den alten Brachen und den damit verbundenen Prozessen finden.

Die dargestellten multivariaten Methoden bieten nicht nur den Vorteil, komplexe Zusammenhänge analysieren und darstellen zu können. Die Einbeziehung vorhandener halbnatürlicher Biotope in die Untersuchungen schafft die Möglichkeit, die aktuellen Standortansprüche dieser Artengemeinschaften darzustellen, diese mit potentiellen Standorten zu vergleichen und Standorte mit ähnlichen Merkmalskombinationen auszuweisen. Dadurch wird es zum einen möglich, regionalen Besonderheiten Rechnung zu tragen und zum Zweiten, Renaturierungsansätze auf solche Standorte zu lenken, welche den Zielzuständen (zum Beispiel in den Bodennährstoffgehalten) am nächsten kommen. Erwartungsgemäß kann auf diesen Standorten auch der Renaturierungserfolg größer ausfallen. Für die Standorte mit veränderten Nährstoffgehalten können mit der vorgestellten Methode ebenfalls Aussagen darüber getroffen werden, in welcher Richtung bezüglich der Vegetationszusammensetzung die Renaturierungserwartungen modifiziert werden müssen.

Zusammenfassung

Vorliegende Ergebnisse sind Teil eines Untersuchungsprogramms zum Renaturierungspotential von Ackerbrachen unter besonderer Berücksichtigung ihrer durch die vorhergehende Nutzung beeinflussten Nährstoffgehalte im Boden. Die untersuchten Flächen junger Brachen unterschieden sich zum Teil vor allem in den Kalium- und Phosphorgehalten, dem pH-Wert und dem C/N-Verhältnis von den Silbergrasfluren der Sandtrockenrasenstandorte und den Sand- bzw. Schafschwingelfluren auf den alten Brachflächen. Insbesondere die erhöhten Kalium- und Phosphorgehalte zeigten enge Korrelationen zu den auf den jungen Brachen vorherrschenden Ruderalarten und Arten der Mäh- und Frischwiesen. Ein Teil der jungen Brachen wies demgegenüber bereits relativ ähnliche Nährstoffgehalte im Boden und eine gewisse Nähe in der Vegetationszusammensetzung zu den halbnatürlichen Standorten auf. Es wird diskutiert, diese Standorte bevorzugt für Renaturierungsvorhaben einzusetzen.

Die Nährstoffverhältnisse im Boden konnten in der Gesamtauswertung für etwa ein Viertel der Varianz in der Artenzusammensetzung der untersuchten Standorte Erklärungswerte liefern. Dieser Wert erscheint in der Breite der untersuchten Standorte und mit Hinweis auf weitere relevante Einflußgrößen als durchaus plausibel. Die angewandte Methodik des Vergleichs verschiedener Biotoptypen bzw. Sukzessionsstadien mittels multivariater Statistik wird als Werkzeug zur Abschätzung des Renaturierungspotentials und zur Berücksichtigung regionaler Besonderheiten diskutiert.

Danksagung

Die Arbeiten wurden gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg.

5 Literatur

- VON BORSTEL, U. (1974). Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge. - Justus-Liebig-Universität Gießen, Dissertation.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., Springer-Verlag, Wien.
- BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER. (1993): Auswirkungen der Stilllegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **72**, 73-76.
- ELLENBERG, H. (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz?. - NNA-Berichte **2** (1), 4-13, Schneverdingen.
- ERZ, S. (1996): Sukzession von Weinbergsbrachen- Einflüsse von Kalium und Phosphat sowie des Brachealters. - Naturschutz und Landschaftsplanung **28** (1), 19-25.
- GLÜCK, E. & A. KREISEL (1986): Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten. - Laufener Seminarbeiträge **10/86** „Biotopverbund in der Landschaft“, 64-83, ANL, Laufen/Salzach.
- KRETSCHMER, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRÖDL, G. & I. FUX (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands- Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. - ZALF-Bericht Nr. **19**, Müncheberg.
- PODÁNI, J. (1994): Multivariate data analysis in ecology and systematics. A methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package. - Ecological computations series Vol. **6**, SPB Academic Publishing, The Hague.
- PRACH, K. (1986): Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. - Annales Botanici Fennici **22**, 307-314.
- ROTHMALER, W. (1990): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. **2-4**. - Volk und Wissen, Berlin.
- SCHREIBER, K.-F. (1997): Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. - Forstwirtschaftliches Centralblatt **116**, 243-258.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. - Fischer, Jena/Stuttgart.
- TILMAN, D. (1988): Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Monographs in population biology. - Princetown University Press, Princetown/New Jersey.
- UJVÁROSI, M. (1973): Gyomirtás. - Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- UK STEERING GROUP (1995): Biodiversity: The Steering Group report. Volume **2**: Action Plans. – Department of the Environment, Her Majesty Stationary Office, London.
- WURBS, A. & M. GLEMNITZ (1997): Nährstoffgehalte alter Ackerbrachen auf Sandböden und ihre Bedeutung für die Vegetationsentwicklung. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **6**, 233-245.

Vegetationsentwicklung auf Ackerbrachen unterschiedlicher Standorte in Nordostdeutschland

Vegetation development on abandoned fields with different site conditions in North-Eastern-Germany

Michael Manthey

Abstract

The vegetation development of abandoned fields (four to seven years old) in Mecklenburg-Vorpommern is described. Ten vegetation-types of fallow fields are characterized by ecological-sociological species groups. The vegetation-types are strongly correlated with abiotic factors and vegetation physiognomy. The site conditions ranges from dry, poor sand to nutrient-enriched loamy soil. Additional abiotic factors for the classification are soil acidity and water supply. On sandy fields a succession towards dry sand-lawns (*Armerion elongatae* KRAUSCH 1961) can be observed. On fields with higher clay content a development to perennial ruderal stands (*Dauco-Melilotion* GÖRS ex OBERDORFER et. al. 1967) is recognized. Long-lasting dominant stands of *Elytrigia repens* (*Agropyretalia intermedio-repentis* MÜLLER ET GÖRS 1969) are established in colluvium-filled and nutrient enriched depressions with mostly loamy sand. The importance of the fallow fields as a habitat for endangered plants is estimated as low.

1 Einleitung

Die vorgestellten Ergebnisse entstammen Untersuchungen aus den Jahren 1995 (siehe MANTHEY 1998) und 1997. Sie sind Teil einer noch nicht abgeschlossenen Promotion und stellen somit nur ein Zwischenergebnis dar. An dieser Stelle soll ein erster Überblick über diese flächenmäßig doch recht bedeutsame längerfristige Auffassung von Ackerflächen in Nordostdeutschland gegeben werden.

2 Untersuchungsgebiet und -gegenstand

Das Untersuchungsgebiet wird hauptsächlich durch die Grenzen Mecklenburg-Vorpommerns bestimmt. Lediglich im Südwesten und Süden wurden auch Flächen in die Untersuchung einbezogen, welche auf brandenburgischem bzw. niedersächsischem Gebiet liegen. Schwerpunktgebiete längerfristig stillgelegter Ackerflächen in Mecklenburg-Vorpommern sind die von Nordwest nach Südost verlaufenden Endmoränenzüge der Weichsel-Eiszeit mit ihren nachgelagerten Sanderflächen (Mecklenburger Landrücken) sowie die südwestlich gelegenen Talsandterassen des Elbe-Urstromtals. Dies ist zum einen in den ertragsschwachen Sandböden begründet, liegt im Bereich der kuppigen Grund- und Endmoränen aber auch an der schlechten Bearbeitbarkeit aufgrund hoher Reliefenergie sowie aufgrund von sehr geschiebereichen Böden.

Es wurden nur dauerhafte, selbstbegrünte Ackerbrachen untersucht, deren Brachealter mindestens 3-4 Jahre beträgt. Diese Flächen werden entweder überhaupt nicht mehr bewirtschaftet oder höchstens jährlich gemulcht. Den größten Flächenanteil nehmen Stilllegungsflächen ein, die als solche auch von Landwirtschaftsbetrieben abgerechnet werden. Diese Flächen sind allerdings in der Regel durch Sandböden geringer Bodenwertzahlen gekennzeichnet, da bessere Böden entweder nur als Rotationsbrache oder durch Anbau von Raps als nachwachsendem Rohstoff überhaupt nicht stillgelegt werden. Da es aber Ziel der Arbeit ist, die Vegetationsentwicklung auf Ackerbrachen möglichst auf einer großen Standortbreite zu erfassen, wurden auch Flächen untersucht, die als Bau-Erwartungsland oder wegen ungeklärter Eigentumsverhältnisse seit 1990 brachgefallen sind.

3 Flächenstilllegung in Mecklenburg-Vorpommern

Die gesamte stillgelegte Fläche (ohne Anbau nachwachsender Rohstoffe) nahm in Mecklenburg-Vorpommern von 1992 bis 94 deutlich zu, hat sich aber seitdem bis 1998 mehr als halbiert (Abb. 1). Allerdings zeigt es sich im Vergleich zur Entwicklung der konjunkturellen Stilllegungsquote, daß es sozusagen einen Grundstock an Fläche gibt, den die Landwirte unter den derzeitigen Agrarbedingungen ökonomisch günstiger stilllegen als ihn zu bewirtschaften.

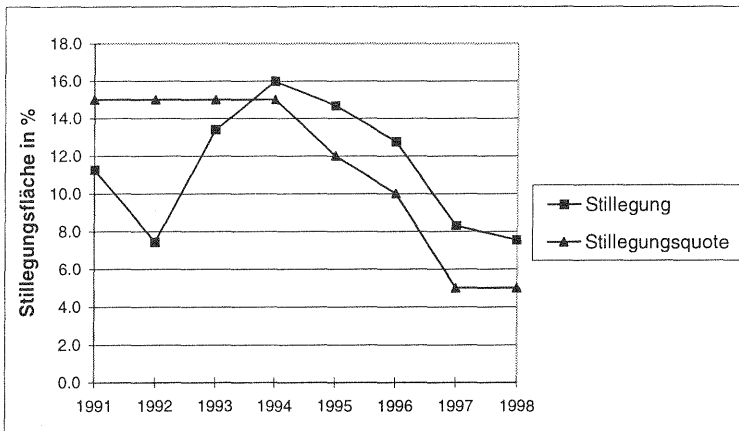


Abb. 1: Entwicklung der Flächenstilllegung in Mecklenburg-Vorpommern 1991-98 im Vergleich zur konjunkturellen Stilllegungsquote (Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern; Statistisches Jahrbuch 1997, Statistische Berichte C19-4j/97)

Abb. 2 zeigt die Verteilung der Stilllegung auf die einzelnen Landkreise für das Jahr 1995. Die ackerbaulich begünstigten Kreise im Bereich der flachwelligen Grundmoränenplatten nördlich des Landrückens liegen unter dem Landesdurchschnitt, während die südlichen Kreise weit überdurchschnittliche Bracheanteile aufweisen. Diese naturräumlich bedingte, prozentuale Differenz zwischen den Gunst- und Ungunststandorten dürfte sich seit 1995 bei allgemeiner Abnahme der Stilllegungsfläche noch verschärft haben.

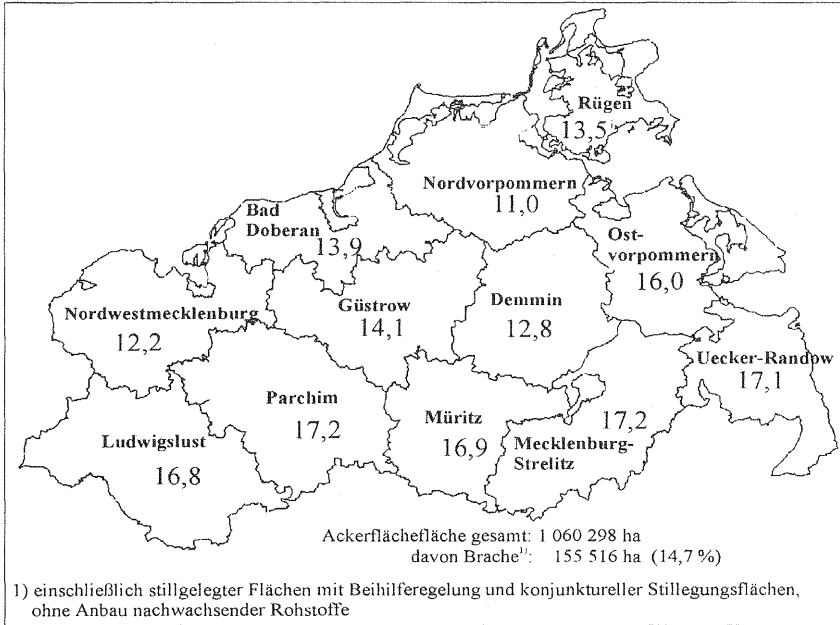


Abb. 2: Bracheanteil (%) an der Ackerfläche der Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern 1995 (Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern: Bodennutzungshaupterhebung 1995)

4 Material und Methoden

Die Vegetationsaufnahmen werden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgt nach WILMANN'S (1989). Jede Vegetationsaufnahme wird durch Bodenprofiluntersuchungen bis 1 m Tiefe mit einem Pürckhauer-Bohrstock ergänzt. Aus dem Pflughorizont werden Mischproben für die Ermittlung einiger bodenchemischer Parameter entnommen. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach ROTHMALER (1991), die der Moose nach FRAHM & FREY (1987).

Hauptprinzip bei der Gliederung der Vegetationstypen ist das Herausarbeiten von ökologisch-soziologischen Artengruppen, d.h. von Artengruppen ähnlichen ökologischen Verhaltens in Bezug auf wichtige Standortfaktoren wie Trophie, Bodenreaktion oder Wasserregime (SCHLÜTER 1963). Aufgrund des vorläufigen Charakters der Ergebnisse wird auf eine Benennung der Vegetationstypen verzichtet. Aus Platzgründen werden in der (somit unvollständigen) Stetigkeitstabelle (Tab. 1 und Tab. 2) nur die besonders charakteristischen und differenzierenden Artengruppen aufgeführt.

M. MANTHEY: Vegetationsentwicklung auf Ackerbrachen

Für die Ermittlung wichtiger Standortfaktoren kamen folgende Methoden zur Anwendung:

pH-Wert	Elektrometrische Messung der H ⁺ -Ionenaktivität in 0,1 M KCL-Lösung mit Glaselektrode (Fa. WTW)
Calciumcarbonat in % C/N	Zerstörung mit HCl und gasvolumetrische Bestimmung Elementaranalysator Vario (C,H,N,S)
Humusgehalt	Berechnung über C-Gehalt (Faktor 1,72 nach STEUBING et al. 1992)
Bodenart	Schätzung im Gelände durch Fingerprobe
S-Wert (Summe der basisch wirkenden Kationen)	Abschätzung über Bodenart, pH und Humusgehalt (SCHLICHTING et al. 1995, S.43)
Kalium-Versorgung	Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Auszug (HOFFMANN 1991)

5 Ergebnisse

5.1 Floristische Diversität

In 233 Vegetationsaufnahmen wurden 318 Pflanzensippen nachgewiesen. Es handelt sich um 49 Arten aus der Gruppe der Kryptogamen, 18 Gehölzarten sowie 251 krautige Sippen. Von den 318 Arten sind allerdings etwa die Hälfte mit einer Stetigkeit von unter 2 % oder weniger als fünfmal aufgenommen worden, 90 Species sogar nur je einmal. Dies läßt sich unter anderem durch den Einfluß der unmittelbaren Umgebungsvegetation auf die relativ instabilen Sukzessionsstadien der Auflassungsflächen erklären. In 66 Aufnahmen wurden Gehölzpflanzen registriert. Es weisen also bisher nicht einmal ein Drittel der Untersuchungspunkte Anzeichen einer beginnenden Wiederbewaldung auf.

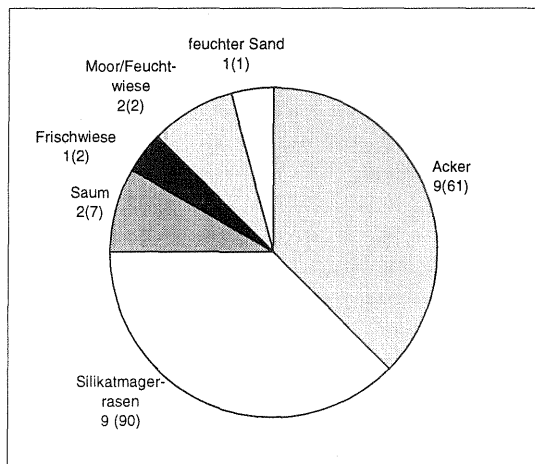


Abb. 3: Artenzahlen der Rote -Liste-Arten, geordnet nach Hauptlebensraum. (in Klammern: Summe der Vorkommen)

Als Lebensraum gefährdeter Pflanzenarten spielen die Ackerbrachen nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich 24 der 318 Species sind in den Roten Listen Mecklenburg-Vorpommerns oder Brandenburgs als mehr oder weniger gefährdet eingestuft. Wenn man sie nach ihrem Hauptlebensraum gruppiert, wird deutlich, daß die Segetalarten und die Arten der sich daraus entwickelnden Sandmagerrasen den Hauptanteil bilden (siehe Abb. 3). Bei den Silikatmagerrasen macht allerdings *Filago arvense* L. mit 61 Vorkommen zwei Drittel der Häufigkeitssumme aus. Diese Art, die sowohl in Brandenburg als auch in Mecklenburg-Vorpommern noch als stark gefährdet (Kat. 2) eingestuft wird, profitiert wohl als einzige in der Vergangenheit gefährdete Art sehr stark von dieser jungen Entwicklung in der Landschaft - sie findet auf den sandigen Ackerbrachen offensichtlich einen idealen Lebensraum und zeigt oftmals regelrechte Massenbestände.

5.2 Ökologisch-soziologische Gliederung der Brachevegetation

Als ein brauchbares Hauptkriterium bei der Gliederung erwies sich das Bodensubstrat im Pflughorizont. Hier wurde zwischen reinem bis schwach anlehmigen Sand (Vegetationstypen 1-5) und lehmigem Sand bis Lehm unterschieden (inkl. Schluff, Typen 6-10). Weitere Unterteilungen erfolgten nach der Bodenreaktion, der Trophie sowie dem Feuchtegrad.

Im Bereich der trockenen, sandigen Ackerbrachen gibt es eine Artengruppe, die sich aus Elementen der Sandmagerrasen (z.B. *Filago arvensis* L., *Hypochoeris radicata* L., *Jasione montana* L., *Helichrysum arenarium* (L.) MOENCH) und der Sandäcker zusammensetzen (*Scleranthus annuus* L., *Erodium cicutarium* (L.) L'HÉR. u.a.). Diese als „*Filago-arvensis*“-Brachengruppe zu bezeichnenden Vegetationsbestände lassen sich in 4 standörtlich und soziologisch unterscheidbare Typen unterteilen:

1. Silbergras-Typ

Dieser Vegetationstyp besiedelt die am stärksten versauerten und nährstoffärmsten reinen Sandäcker. Er wird durch Arten der Silbergrasfluren wie *Spergula morisonii* Bor. und *Corynephorus canescens* (L.) P. B. sowie durch Vertreter der Lämmersalat-Äcker gekennzeichnet.

2. Typische Acker-Filzkraut-Ausbildung

Diese unterscheidet sich vom ersten Brachetyp lediglich durch das Fehlen der Silbergras-Gruppe und ist nur durch die erste Artengruppe (Tab. 1) charakterisiert, die hier ihr Stetigkeitsmaximum erreicht. Die Standorte sind reine bis schwach anlehmige, stark bis mäßig saure Sande, deren Bodenreaktion im Mittel jedoch etwas weniger sauer ist als im Typ 1.

3. *Gnaphalium sylvaticum*-Typ

Nährstoffreichere Variante auf ebenfalls stark bis mäßig sauren Sanden, die durch die nährstoffanzeigende Artengruppe mit *Brachythecium rutabulum* (HEDW.) B.S.G., *Cirsium arvense* (L.) SCOP. und *Cirsium vulgare* (SAVI) Ten. differenziert wird.

Tab. 1: Soziologisch-ökologische Gliederung der Brachevegetation (unvollständige Stetigkeitstabelle)

Brachetyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bodenart im Ap	reiner bis schwach lehmiger Sand					lehmiger Sand bis Lehm/Schluff				
Bodenreaktion	stark bis mäßig sauer			schwach sauer bis schwach alkalisch	mäßig sauer		schwach alkalisch	mäßig sauer		
Feuchtegrad	trocken				grundfeucht	wechsel-trocken	frisch		feucht	frisch
Anzahl der Aufnahmen durchschnittl.	27	38	28	28	7	17	9	20	17	32
Artenzahl	20.5	28.5	31.3	25.5	29.9	22.6	24.7	26.7	26.0	18.1
Filago arvensis	41	61	68	21				11		3
Hypochoeris radicata	81	82	46	43	14	29		10	12	3
Festuca trachyphylla	37	37	11	21		6	11			
Jasione montana	63	53	39	7					6	
Hieracium pilosella	22	29	18	7	14					
Helichrysum arenarium	19	26	11	7						
Artemisia campestris	33	32	7	39		6				
Brachythecium albicans	30	50	64	18		12		5	12	3
Cerastium semidecandrum	30	58	57	43	14		11			6
Scleranthus annuus	85	55	21	18	14					
Erodium cicutarium	63	63	29	46	14					6
Trifolium arvense	33	68	57	43	14	18				
Senecio vernalis	26	42	32	86		6	22	5	12	19
Anthoxanthum aristatum	11	29	14		14					
Corynephorus canescens	85	8		4						
Spergula morisonii	41									
Avenella flexuosa	41		4							
Polytrichum piliferum	37	21							6	3
Digitaria ischaemum	33									
Amoseris minima	30	5	4	7						
Teesdalea nudicaulis	15									
Pinus sylvestris	22	3	7							
Filago minima	19			7						
Brachythecium rutabulum	7	11	57	29	86	76	56	90	71	56
Cirsium arvense		5	36	32	14	88	78	85	82	59
Cirsium vulgare		16	43	11		53	67	65	65	16
Rumex crispus			25		14	35	56	75	47	3
Gnaphalium sylvaticum		5	43				11	15	29	3
Medicago lupulina				43		12	89			
Barbula unguiculata				18			89		6	
Consolida regalis				29			11			
Valerianella dentata				21						
Papaver rhoeas			7	29						6
Fallopia convolvulus	7	47	43	61	29	12		5	6	47
Arenaria serpyllifolia	7	45	43	100			33	10	6	22
Arabidopsis thaliana	7	42	61	61		6			6	25
Artemisia absinthium		8	7	50						25
Crepis tectorum	26	32	7	64						3
Bromus tectorum	4	21	7	32						

Tab. 2: Soziologisch-ökologische Gliederung der Brachevegetation (Fortsetzung)

Brachetyp	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bodenart im Ap	reiner bis schwach lehmiger Sand					lehmiger Sand bis Lehm/Schluff				
Bodenreaktion	stark bis mäßig sauer			schwach sauer bis schwach alkalisch	mäßig sauer		schwach alkalisch	mäßig sauer		
Feuchtegrad	trocken				grundfeucht	wechsel-trocken	frisch		feucht	frisch
Anzahl der Aufnahmen	27	38	28	28	7	17	9	20	17	32
durchschnittl. Artenzahl	20.5	28.5	31.3	25.5	29.9	22.6	24.7	26.7	26.0	18.1
<i>Poa trivialis</i>		3	14	11	57	53	56	85	100	41
<i>Equisetum arvense</i>	4	5	4	21	14	41	11	35	29	34
<i>Lotus uliginosus</i>					57	6				
<i>Phalaris arundinacea</i>					43			5		
<i>Polygonum amphibium</i>					57		22	5		3
<i>Anthoceros agrestis</i>					43				6	
<i>Agrostis stolonifera</i>		16	14	7	86	6		15	41	6
<i>Ranunculus repens</i>					29	12			76	
<i>Juncus effusus</i>					29			10	29	
<i>Dicranella staphylina</i>					29		11	5	24	6
<i>Mentha arvensis</i>				4	29	6			12	
<i>Juncus conglomeratus</i>					29				12	
<i>Holcus lanatus</i>	30 ⁺	37 ¹	54 ^{2a}	14 ⁺	71 ¹	76 ³		60 ¹	82 ^{2a}	22 ⁺
<i>Artemisia vulgaris</i>		37	61	7	43	53	56	100	53	31
<i>Tanacetum vulgare</i>		42	61		29	53	22	60	29	6
<i>Funaria hygrometrica</i>		3		7			33	25	12	6
<i>Epilobium hirsutum</i>							22	80	24	
<i>Epilobium adenocaulon</i>		5	21	4	71	12	44	70	35	16
<i>Epilobium tetragonum</i>		5	11		14	18	44	70	35	3
<i>Epilobium montanum</i>			4	4			22	55	6	
<i>Epilobium angustifolium</i>		3	4			12	44	50	18	
<i>Epilobium parviflorum</i>							33	10	12	
<i>Rumex obtusifolius</i>			4		14	6		45	35	
<i>Solidago canadensis</i>			11					30	12	6
<i>Sambucus nigra</i>							22	20	18	6
<i>Betula pendula</i>	11	8	14	4		6	44	30	24	6
<i>Medicago lupulina</i>				43		12	89			
<i>Barbula unguiculata</i>				18			89		6	
<i>Consolida regalis</i>				29			11			
<i>Valerianella dentata</i>				21						
<i>Papaver rhoeas</i>			7	29						6
<i>Agropyron repens</i>	70 ⁺	92 ¹	96 ^{2a}	100 ^{2a}	100 ^{2a}	88 ^{2a}	89 ^{2a}	100 ^{2b}	94 ^{2b}	100 ⁴
<i>Urtica dioica</i>			7	7	14	12	11	40	53	75
<i>Galium aparine</i>		5	4	7	0	6	22	0	12	38
<i>Stellaria media</i>		3	4	18	14	12		5	6	53
<i>Veronica hederifolia</i>			4	4						31
<i>Anthriscus caucalis</i>				4						16

4. Sandige Brachen basen- bis kalkreicher Standorte

Dieser Brachetyp wurde hauptsächlich auf erodierten Kuppen und Oberhängen festgestellt, auf denen aufgrund von Erosion bis zur Entkalkungstiefe Sand-Pararendzinen entstanden sind. Typische Basenzeiger wie *Medicago lupulina* L. oder *Consolida regalis* S. F. GRAY kennzeichnen den Typ. Gleichzeitig fallen ansonsten hochstete Arten wie *Holcus lanatus* L., *Tanacetum vulgare* L. oder *Hypericum perforatum* L. fast vollständig aus.

5. Sandige Brachen grundwassernaher Standorte

Die feuchte Sandbrache-Ausbildung auf Gleyböden nimmt floristisch eine Zwischenstellung zwischen den sandigen und den lehmigen Standorten ein. Ihre Ausgliederung ist allerdings aufgrund der noch geringen Aufnahmezahl etwas fraglich.

6. Honiggras-Dominanztyp wechsellückiger Standorte

Dieser Brachetyp nimmt hinsichtlich des Bodensubstrats ebenfalls eine Zwischenstellung ein. Wenn sich über einer Tieflehm-Schicht Geschiebedecksand befindet und somit sowohl zeitweilig Trockenheit im Oberboden als auch Staunässe in tieferen Lagen auftreten kann, kommt es zur Ausbildung von Honiggras-Dominanzbeständen.

Den Bereich der kräftigen Lehm Böden kennzeichnet eine Artengruppe, die vor allem durch eine Reihe von *Epilobium*-Arten gekennzeichnet ist. Die Birken-Vorwaldbildung ist hier am vitalsten ausgebildet. Es lassen sich drei Brachetypen unterscheiden:

7. Lehmige Brachen kalkreicher Standorte

Auf Lehm-Pararendzinen, die in gleicher Weise wie die Sand-Pararendzinen durch Erosion auf Kuppen entstanden sind, bildet sich eine Vergesellschaftung aus, die besonders durch das hochstete Auftreten von *Medicago lupulina* L. und *Barbula unguiculata* HEDW. charakterisiert wird.

8. Lehmige Brache, typische Ausbildung

Auf mäßig sauren, kräftigen Lessivés (übergeordneter Begriff für Fahl- bzw. Parabraunerden, Tonverlagerung als typischer bodengenetischer Prozeß) erreichen die Arten der *Epilobium*-Gruppe ihre höchste Stetigkeit. Physiognomisch ist dieser Brachetyp durch eine Reihe von Hochstauden sowie durch eine hohe Biomasseentwicklung gekennzeichnet.

9. Lehmige Brachen mit Staunässe

Auf pseudovergleyten Lessivés sowie auf Lehm-Pseudogleyen treten zusätzlich zu den durchgängigen Artengruppen der kräftigen Standorte staunässeanzeigende Arten wie *Ranunculus repens* L. und *Agrostis stolonifera* L. auf.

Den Abschluß der Gliederung bilden artenarme Quecken-Dominanzbestände (10), die sich hauptsächlich in kolluvial beeinflussten Senken mit anlehmigem bis lehmigen, tiefgründig humosen Sanden ausbilden. Sie werden durch die Brennessel-Gruppe charakterisiert.

5.3 Ergebnisse der Bodenanalysen

5.3.1 Bodenreaktion

Hinsichtlich der pH-Werte im Oberboden (Abb. 4.) fallen drei Vegetationstypen besonders auf. Dies sind zum einen die Brachetypen auf kalkhaltigen Sand- bzw. Lehm-Pararendzinen (3, 7), deren Werte um den Neutralbereich schwanken. Das andere Extrem im sehr stark sauren Bereich wird durch die Silbergras-Ausprägung der sandigen Standorte repräsentiert, in dem pH-Werte von unter 4 keine Seltenheit sind. Die Werte der anderen Brachetypen bewegen sich im stark bis schwach sauren Niveau, wobei die beiden anderen sandigen, trockenen Standorte (2, 3) im Mittel etwa um 0,5 pH-Einheiten niedriger liegen als die Typen 5, 6, 8, 9 und 10.

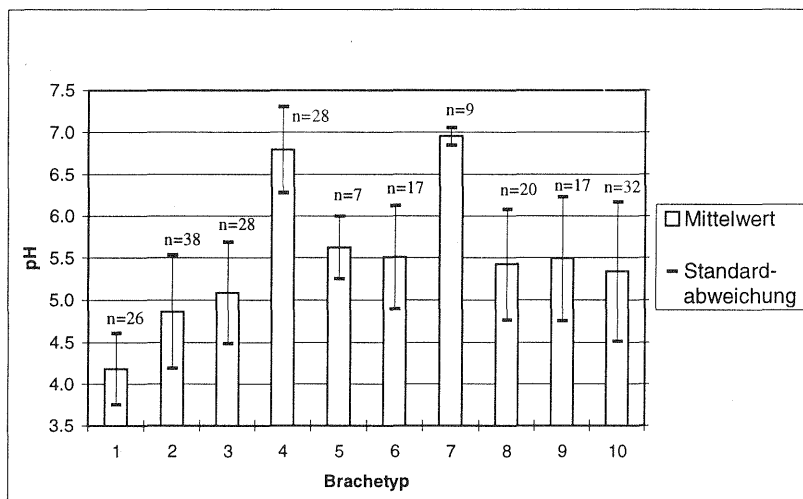


Abb. 4: Bodenreaktion im Pflughorizont

5.3.2 Kalium-Versorgung und S-Wert

Die durchschnittlichen Kalium-Gehalte (Abb. 5) lassen eine grundsätzliche Differenzierung der Sand-Ackerbrachen gegenüber den lehmigen Brachen zu. Weiterhin bestätigen sie die Trennung der nährstoffreichen von der typischen Ausprägung der „Filago-arvensis-Brachengruppe“ (Typen 2 und 3). Im Bereich der Standorte mit bindigem Substrat weisen die typische Epilobium-Ausprägung sowie die Quecken-Dominanzbestände in kolluvialer Lage die höchsten Werte auf.

Auch die Ergebnisse der S-Wert Abschätzung (Abb. 6) ermöglichen eine grundsätzliche Trennung von Sand- und Lehmstandorten. Eine Ausnahmestellung nimmt Typ 5 ein, dessen S-Werte aufgrund sehr hoher Humusgehalte im Bereich der kräftigen Böden liegen. Die deutlich höchsten S-Werte ergeben sich auf den Lehm-Pararendzina-Brachen (7) aufgrund der hohen Basensättigung in Verbindung mit bindigem Substrat. Dies spiegelt nicht die Bio-

masseentwicklung auf diesen Standorten wider, welche augenscheinlich deutlich geringer ist als auf den mäßig sauren Lehm-Standorten. Möglicherweise ist auf den kalkreichen Böden infolge Phosphor-Festlegung als Apatit (MÜLLER 1989), dieser Hauptnährstoff der limitierende Faktor.

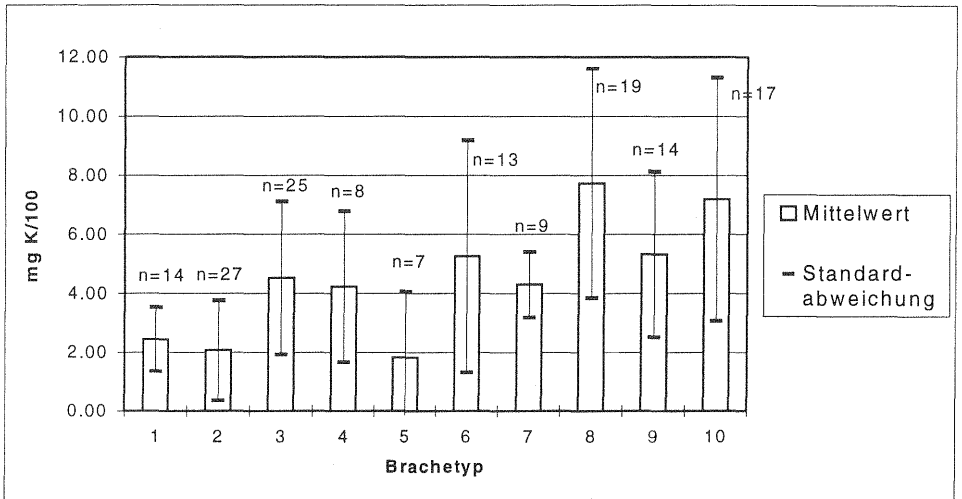


Abb. 5: Kalium-Gehalte der Pflughorizonte

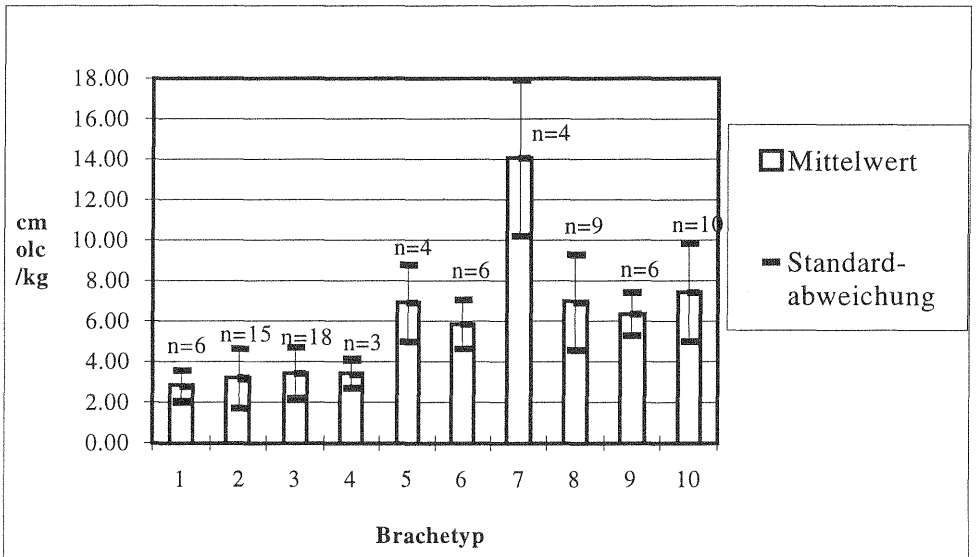


Abb. 6: Summe der basisch wirkenden Kationen im Pflughorizont (S-Wert)

6 Diskussion

Im Nordostdeutschland befanden sich aufgrund der geschichtlichen Entwicklung bis 1990 ertragsschwache Sandböden mit großem Flächenanteil in ackerbaulicher Nutzung unterschiedlicher Intensität. Mit Einführung der EU-Agrarordnung wurde ein Großteil dieser nun ökonomisch unrentabel zu bewirtschaftenden Flächen stillgelegt. Im Gegensatz zu anderen Regionen in Deutschland mit durchschnittlich besseren Böden standen somit für die obligatorische Stilllegung sozusagen genügend „Reserveflächen“ zur Verfügung, deren Auflassung auch ohne Stilllegungsprämien bei den derzeitigen Deckungsbeiträgen sehr wahrscheinlich wäre. Die Vegetationsentwicklung dieser Sandäcker hin zu artenreichen Sandmagerrasen (allerdings hauptsächlich mit weitverbreiteten Charakterarten übergeordneter Syntaxa), welche auf einem Großteil der Stilllegungsflächen festzustellen ist, unterscheidet sich deutlich von Untersuchungsergebnissen anderer Autoren (SCHMIEDEKNECHT 1995, PRACH 1985, KRUMBIEGEL et. al. 1995), welche allerdings bessere Böden zum Untersuchungsgegenstand hatten. Dort wurden in der Regel Entwicklungen zu mehrjährigen ruderalen Hochstaudengesellschaften festgestellt, wie sie in Mecklenburg-Vorpommern auf kräftigen Böden ebenfalls zu erkennen, aber flächenmäßig nicht so bedeutsam sind. Unter edaphisch vergleichbaren Bedingungen konnte dagegen WARNING (1996) in der Lüneburger Heide recht ähnliche Sukzessionsstadien auf einer 4-jährigen Brache beschreiben, welche der nährstoffreichen *Gnaphalium sylvaticum*-Ausprägung der Sandbrachen entspricht.

Die Entwicklung von Quecken-Dominanzbeständen nach Auflassung wird von PRACH (1985) als typisches Stadium finnischer Brachen nach 4 bis 5 Jahren beschrieben. Auch in vielen anderen Untersuchungen können entsprechende Entwicklungen festgestellt werden (z.B. KRUMBIEGEL et al. 1995, 1998, HILBIG 1996). Nach unseren Ergebnissen ist die Quecke mit höchster Stetigkeit in allen Bracheausbildungen vertreten, kann aber trotzdem mit Hilfe der Deckungswerte als Indikator für Standorteigenschaften dienen: Ihre Vitalität nimmt mit zunehmender Bindigkeit des Substrats zu und erreicht ihr Optimum in anlehmi- gen bis lehmigen Sanden mit erhöhtem Humusgehalt. Steigt der Feinbodengehalt weiter an, so nimmt der Anteil der Quecke am Vegetationsaufbau wieder etwas ab.

Eine mit zunehmendem Alter abnehmende Bedeutung als Lebensraum für Segetalarten (SCHMIDT 1984) konnte auch auf den Brachen in Nordostdeutschland festgestellt werden. Die Bedeutung ist umso größer, je offener die Vegetationsstruktur ist, d.h. auf den reinen Sandstandorten mit geringer Biomasseentwicklung können sich die Therophyten am längsten halten und spielen auch nach ca. 5 Jahren noch eine Rolle in der Zusammensetzung der Vegetation (siehe auch MANTHEY 1998).

Zusammenfassung

Gegenstand der vegetations- und standortkundlichen Untersuchung sind 4-7jährige Ackerbrachen in Nordostdeutschland (hauptsächlich Mecklenburg-Vorpommern). Mit Hilfe von ökologisch-soziologischen Artengruppen erfolgt eine vorläufige Gliederung in 10 floristisch und standörtlich unterscheidbare Vegetationstypen. Hauptfaktoren bei der Gliederung sind Wasserstufe, Bodenreaktion und Trophie. Auf anhydromorphen Sandböden ist in Abhängigkeit vom vorhandenen Nährstoffniveau eine überwiegend schnelle Entwicklung zu artenreichen Sandmagerrasen festzustellen. Auf Standorten mit

erhöhtem Ton- und Schluffgehalt (lehmyger Sand bis Lehm/ Schluff) entwickeln sich die Bestände in Richtung mehrjähriger ruderaler Hochstaudenfluren bzw. zu Quecken-Halbtrockenrasen. Die Bedeutung der Ackerbrachen als Lebensraum für gefährdete Pflanzenarten wird als gering eingeschätzt.

7 Literatur

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 865 S., Wien.

FRAHM, J.-P., W. FREY (1987): Moosflora. – 525 S., Stuttgart.

HILBIG, W. (1996): Die Vegetation mehrjähriger Ackerbrachen und ihre Veränderung im Verlaufe eines fünfjährigen Beobachtungszeitraumes. - *Angewandte Botanik* **70**, 57-75.

HOFFMANN, G. (1991): Die Untersuchung von Böden. - In: HOFFMANN, G. (Hrsg.): *Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik* **1**, - Darmstadt.

KRUMBIEGEL, A., KLOTZ, S. & V. OTTE (1995): Die Vegetation junger Ackerbrachen in Mitteldeutschland. - *Tuexenia* **15**, 387-414.

KRUMBIEGEL, A., SCHMIDT, T. & S. KLOTZ (1998): Artenverschiebung und Einwanderungsprozesse an einer Brache-Trockenrasen-Grenze im Mitteldeutschen Trockengebiet. - *Tuexenia* **18**, 313-330.

MANTHEY, M. (1998): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen auf Ackerbrachen im Stechlinsee-Gebiet. - *Tuexenia* **18**, 331-356.

MÜLLER, G. (Hrsg.) (1989): *Bodenkunde*. – 380 S., Berlin.

PRACH, K. (1985): Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. - *Ann. Bot. Fennici* **22**, 307-314.

ROTHMALER, W. (1991): *Exkursionsflora von Deutschland*, Bd. **4**. – 811 S., Berlin.

SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. – 295 S., Berlin, Wien.

SCHLÜTER, H. (1963): Ökologisch-soziologische Artengruppen. - *Biologische Rundschau* **1**, 90.

SCHMIDT, W. (1984): Der Einfluß des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen – Ergebnisse aus 15-jährigen Dauerflächenbeobachtungen. – *Natur und Landschaft* **59**, 47-55.

SCHMIEDEKNECHT, A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstillegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet. – *Dissertationes Botanicae* **245**, 175 S.

STEBING, L. & A. FANGMEIER (1992): *Pflanzenökologisches Praktikum*. - 205 S., Stuttgart.

STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (1997): *Statistisches Jahrbuch, Statistische Berichte C19-4j/97*

WARNING, D. (1996): Die Entwicklung von Vegetation und Boden auf ehemaligen Ackerflächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Ergebnisse einer Chronosequenzanalyse. - *Tuexenia* **16**, 451-495.

WILMANN, O. (1989): *Ökologische Pflanzensoziologie*. - 382 S., Heidelberg.

Ökologische Bilanzierung von Heckenversetzungen im Fränkischen Jura (Nordbayern) – Bilanz nach mehrjähriger Beobachtung

Balance-account of translocations of rural hedges in Northern Bavaria – a survey of several years

Joachim Milbradt

Abstract

The ecological balance-account after translocations of rural hedges in Northern Bavaria shows a heavy reduction of the former existing associations by syntaxonomically means. During a five year observation the loss of 80 % of the autochthonous vegetation could be recognized. After translocations three mainly distributed ruderalized vegetation types replaced the former vegetation.

1 Einleitung

Im Zuge vereinfachter Verfahren zur Flurbereinigung oder ländlichen Neuordnung nach § 110 FlurbG konnte in der Mittleren Frankenalb in Nordbayern im Verfahren der Gemarkung Distlhof bei Velburg/Opf. (MTB 6735) und in den Regelverfahren der Gemeinden Lauterhofen, (MTB 6635) Brunn und Gebertshofen (ebenfalls MTB 6635) Maßnahmen zur Versetzung lebender Hecken in den Jahren 1990 und 1991 pflanzensoziologisch und fotografisch dokumentiert werden. Die untersuchten Heckenstreifen liegen in der Dolomitenkuppenalb auf Gesteinen des Malm Gamma (GAUCKLER & HÄRING 1973) auf einer Höhe von 550 m üNN.

Ausgegangen wurde von der Überlegung, in unumgänglichen Einzelfällen, in der Kulturlandschaft eine Versetzung von alten Heckenbestandteilen gegenüber einer Neuanpflanzung vorzuziehen, unter Abwägung der Unsicherheitsfaktoren Autochthonie des Pflanzgutes, faunistischer Neubesiedlung über einen nicht absehbaren Zeitraum versus Sicherung und Erhalt altgewachsener Habitatstrukturen und autochthoner, ungestörter Biozönosen, besonders der Bodenfauna. Während aus faunistischer Sicht wegen Zeitmangels nur marginale Bestandserhebungen erfolgen konnten, wurde besonderer Wert auf die Erfassung der Saumgesellschaften der noch intakten, d. h. kurz vor der Versetzung stehenden Hecken gelegt, um die Entwicklung dieser Säume in den nachfolgenden Jahren festzuhalten.

2 Methode

Die ursprüngliche Höhe der Hecken betrug 5–10 m. Nach dem Rückschnitt und Auslichten betrug sie zwischen 0,5-1,5 m. Die Heckenbreite selbst wurde von durchschnittlich 3 m auf 1,5 bis 2 m reduziert. Die Distanz der Versetzung erstreckte sich auf 10 bis 15 m, blieb also in fast unmittelbarem Bereich der Althecken.

J. MILBRADT: Heckenversetzungen

Die vegetationskundlichen Aufnahmen sind nach der Methode Braun-Blanquet, wie sie in WILMANN (1993) beschrieben ist, erhoben worden. Die Tabelle 1 enthält 19 charakteristische Vegetationsaufnahmen der versetzten Hecken und ihrer Säume. Die Aufnahmen 16-19 stellen die ursprünglichen Heckengesellschaften (MILBRADT 1987) dar; die Aufnahmen 1-15 die vorgefundenen Säume.

Tab. 1: Vegetationsaufnahmen der Stauden- und Heckengesellschaften. Nach der Versetzung werden die Gesellschaften in den Aufnahmen 7, 13 und 14 dominieren. Die Aufnahmeummern korrespondieren mit den Namen der Gesellschaften in der Tabelle 2

Tab. 1: Relevés of herbaceous margins and hedges. After translocations the nitrate requiring herbaceous communities of the relevés 7, 13 and 14 are dominant. The releve numbers are corresponding with the community number of table 2

Aufnahmenummer	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	
Artenzahl	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5
<i>Papaver rhoeas</i>	1
<i>Silene noctiflora</i>	1
<i>Aethusa cynapium</i>	1
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	1	+	.
<i>Tussilago farfara</i>	1
<i>Viola arvensis</i>	1
<i>Thlaspi arvense</i>	1
<i>Myosotis arvensis</i>	1
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	+
<i>Fallopia convolvulus</i>	+
<i>Sherardia arvensis</i>	+
<i>Sonchus arvensis</i>	+
<i>Consolida regalis</i>	+
<i>Geranium dissectum</i>	+
<i>Euphorbia helioscopia</i>	+
<i>Chaenarrhinum minus</i>	r
<i>Calystegia sepium</i>	1
<i>Lamium album</i>	.	.	.	1	b	.	.	1	.	.	1	+	1	.	1	.	.	.	
<i>Alliaria petiolata</i>	b	.	+	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	3	
<i>Torilis japonica</i>	.	.	a	+	.	.	+	3	+	+	.	.	.	+	+	+	.	.	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	b	.	.	.	a	a	
<i>Poa pratensis</i>	1	
<i>Plantago major</i>	r	
<i>Epilobium montanum</i>	+	1	.	+	
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	.	+	.	1	.	b	+	+	+	
<i>Campanula trachelium</i>	1	
<i>Poa nemoralis</i>	+	
<i>Mycelis muralis</i>	+	
<i>Fragaria vesca</i>	+	
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	
<i>Senecio fuchsii</i>	1	.	+	
<i>Chaerophyllum aureum</i>	1	.	.	3	.	+	
<i>Sonchus asper</i>	+	
<i>Urtica dioica</i>	b	b	.	a	.	4	.	+	+	+	3	b	b	a	+	+	+	.	
<i>Aegopodium podagraria</i>	1	.	.	+	.	3	.	r	+	4	1	b	+		
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	.	.	1	
<i>Silene dioica</i>	+	.	.	+	1	

Aufnahmenummer	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5
<i>Cuscuta europaea</i> ssp. <i>nefrens</i>	m
<i>Stachys sylvatica</i>	+
<i>Alchemilla monticola</i>	+
<i>Cruciata laevipes</i>	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	3
<i>Galium album</i>	1	.	.	.	+	.	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	+
<i>Cirsium eriophorum</i>	+
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	+
<i>Sambucus ebulus</i>	5
<i>Lamium maculatum</i>	.	.	.	+	.	a	.	.	+	1	b	b	b	+
<i>Ballota nigra</i> ssp. <i>nigra</i>	+	3
<i>Verbena officinalis</i>	1
<i>Silene alba</i>	r	.	.	.	1	r	+	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	1	.	.	+	+	1	+	.	.	1	+	+	+	1	3	+	+	.	.
<i>Cirsium vulgare</i>	.	.	.	r	+	1	.	1	.	1	+	r	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	1
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	+	.	a	1
<i>Daucus carota</i>	1	1	1	.	.
<i>Linaria vulgaris</i>	+	.	.	+	1	1	.	1	.
<i>Arctium lappa</i>	+	+	a	.	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	a	1	a	.	1	+	.	.	1	+	+	+	.	3	3	+	.	.
<i>Armoracia rusticana</i>	+
<i>Plantago lanceolata</i>	+	.	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	.	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	r	+	.	.	.
<i>Melilotus officinalis</i>	r	.	.	.
<i>Picris hieracioides</i>	r	.	.
<i>Tanacetum vulgare</i>	3	+	.
<i>Cichorium intybus</i>	.	.	.	+	1	.	.	.
<i>Medicago sativa</i>	+	.	.
<i>Pastinaca sativa</i>	+	.	.
<i>Phleum pratense</i>	+	.
<i>Rumex crispus</i>	+	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	+	1	.	+	+	.	.	1	1	.	1	1	3	.
<i>Agropyron repens</i>	b	3	1	b	.	+	1	1	.	a	.	1	.	1	1	1	1	4	.
<i>Atriplex patula</i>	r	r	+	.	.
<i>Chenopodium album</i>	+	.	1	.
<i>Poa angustifolia</i>	1	.
<i>Cerastium arvense</i>	+
<i>Trifolium medium</i>	+	+	b
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1	b
<i>Clinopodium vulgare</i>	1	1
<i>Origanum vulgare</i>	+	1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	.	.	.	+	+	.	1
<i>Bupleurum falcatum</i>	a
<i>Centaurea scabiosa</i>	a
<i>Centaurea jacea</i> ssp. <i>jacea</i>	1
<i>Falcaria vulgaris</i>	a
<i>Viola hirta</i>	a
<i>Primula veris</i>	1
<i>Medicago falcata</i>	1
<i>Potentilla verna</i> agg.	1
<i>Fragaria viridis</i>	1
<i>Campanula rapunculoides</i>	+
<i>Vicia cracca</i>	.	+	+

J. MILBRADT: Heckenversetzungen

Aufnahmenummer	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1		
	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5
<i>Plantago media</i>	+
<i>Galium verum</i>	.	.	+	+
<i>Lotus corniculatus</i>	+
<i>Cirsium acaule</i>	+
<i>Knautia arvensis</i>	1	.	+	.	+	1
<i>Achillea millefolium</i>	.	a	1	+	1	.	1	1	1	1	1	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	a	.	.	+	1	m	+	+	+	1	1	.	+	.	1	+	.	.	.
<i>Galium aparine</i>	+	1	b	+	+	a	.	.	.	+	1	b	1	1	1	.	.	b	.
<i>Geum urbanum</i>	+	.	.	a	.	1	1	1	1	1	1	a	1	m	1	.	1	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	1	.	1	1	.	1	a	b	.	a	1	.	+	.	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	+	+	1	.	.	.	a	1	+	1	+	+	+	+	1	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	r	+	.	.	.	+	1	1	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	.	a	1	1	.	.	+	1	1	a	a	1	1	+	1	+	+	.	+
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.	.	b	+	.	.	1	.	.	1	1	.	1	.	.	1	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	1	+	1	.	.	.	1	.	.	+	.	.	+	.	+	1	.	r
<i>Hypericum perforatum</i>	1	1	1	.	.	1	.	.	+	.	.	+	+
<i>Potentilla reptans</i>	.	1	.	1	.	.	.	1	1	+	+
<i>Lapsana communis</i>	.	.	.	+	r	.	+	.	.	1	.	.	+	+	.	+	.	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	+	+	+	+	1	.	+	+	.	.	.	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	+	+	r	.
<i>Vicia sepium</i>	+	1	.	.	1	+	+
<i>Chelidonium majus</i>	1	.	.	.	a	+	.	+	.	.
<i>Rubus idaeus</i>	5	r
<i>Prunus spinosa</i>	.	5	4	3
<i>Rosa canina</i>	+	.	b	a
<i>Ribes uva-crispa</i>	.	+	+	a
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	a	a
<i>Prunus avium</i>	.	.	+	b
<i>Malus domestica</i>	.	.	1	1
<i>Mnium undulatum</i>	.	.	a	a
<i>Crataegus laevigata</i>	.	.	1	a
<i>Euonymus europaea</i>	.	.	+
<i>Rhamnus catharticus</i>	.	.	.	b
<i>Crataegus macrocarpa</i>	.	.	.	a
<i>Cornus sanguinea</i>	.	.	.	1
<i>Lonicera xylosteum</i>	.	.	.	1
<i>Rubus corylifolius</i> agg.	.	.	.	+
<i>Cuscuta europaea</i>	.	.	.	+
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	.	a
Aufnahmenummer	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5

3 Syntaxonomie

Die Tabelle 2 beschreibt die erkannten Pflanzengesellschaften nach OBERDORFER (1983). Die Ziffern vor den Gesellschaftsnamen korrespondieren mit den Vegetationsaufnahmen der Tabelle 1.

Tab. 2: Syntaxonomie der 19 Stauden- und Heckengesellschaften vor der Versetzung bzw. Dominanzgesellschaften nach der Versetzung

Tab. 2: Syntaxonomy of 19 herb and shrub communities before translocation respectively dominating nitrate requiring fringes after translocation

Staudengesellschaften:

Kl. Artemisietea vulgaris Lohm., Prsg. et Tx in Tx. 50

Nitrophile Staudenfluren

Ukl. Galio-Urticenea (Pass. 67) Th. Müller in Oberd. 1983

Klettenlabkraut-Brennessel-Gesellschaften

O. Convolvuletalia sepium Tx. 50

Zaunwinden-Gesellschaften

V. Convolvulion sepium Tx. 47 em. Th. Müll. in Oberd. 83

2) *Urtica dioica-Convolvulus sepium* -Gesellschaft Lohm. 75

Brennessel-Zaunwinden-Gesellschaft

O. Glechometalia hederaceae Tx. in Tx. et Brun-Hool 75

Gundelrebe-Gesellschaften

V. Alliarion (Oberd. 57) 62 em. Siss. 73

Nitrophytische Säume halbschattiger Standorte

3) *Alliario-Chaerophylletum temuli* (Kreh 35) Lohm. 49

Knoblauchrauken-Gesellschaft

4) *Torilidetum japonicae* Lohm. ex Görs et Müll. 69

Klettenkerbel-Gesellschaft

5) *Epilobio montani-Geranium robertianum* Lohm. ex Görs et Müll. 69

Bergweidenröschen-Ruprechtskraut-Gesellschaft

V. Aegopodion podagrariae Tx. 67

Giersch-Saumgesellschaften

6) *Chaerophylletum aurei* Oberd. 57

Goldkälberkopf-Gesellschaft

7) *Urtica dioicae-Aegopodietum podagrariae* (Tx. 63) Oberd. 64 n. inv. Görs 68

Brennessel-Giersch-Gesellschaft

8) *Urtica dioicae-Cruciatetum laevipedis* Dierschke 73

Kreuzlabkraut-Gesellschaft

9) *Sambucetum ebuli* Felf. 42

Attich-Gesellschaft

Ukl. Artemisienea vulgaris Th. Müll. in Oberd. 83

Ruderale Beifuß- und Distel-Gesellschaften

O. Artemisietalia vulgaris Lohm. in Tx. 47 em. Th. Müll. 83

Beifuß-Gesellschaften

V. Arction lappae Tx. 37 em. 50

Kletten-Gesellschaften

10) *Lamio-Ballotetum nigrae* Loh. 70 ex Seyb. et Müll. 72

(- *Leonuro-Ballotetum nigrae* Slav. 51)

Schwarznessel-Gesellschaft

11) *Cirsium arvense-Cirsium vulgare* -Gesellschaft Th. Müll. 83 *Kratzdistel-Gesellschaft*

12) *Arctio-Artemisietum vulgaris* Oberd. ex Seyb. et Müll. 72
Kletten-Beifuß-Gesellschaft

V. *Dauco-Melilotion* Görs 66 Möhren-Steinklee-Gesellschaften
13) *Artemisia vulgaris-Tanacetum vulgaris* Br.-Bl. 31 corr. 49 n. inv.
Beifuß-Rainfarn-Gesellschaft

Kl. *Agropyretea intermedii-repentis* (Oberd. et al. 67) Müll. et Görs 69
Halbruderale Quecken-Pionierrasen

O. *Agropyretalia intermedii-repentis* (Oberd. et al. 67) Müll. et Görs 69

V. *Convolvulo-Agropyron repentis* Görs 66 Halbruderale Halbtrockenrasen
14) *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis* Felf. 43
Ackerwinden-Kriechquecken-Gesellschaften

Kl. *Secalietea cerealis* Br.-Bl. 51
Ackerwildkraut-Gesellschaften

O. *Centauretalia cyani* Tx. 50
Kornblumenäcker

V. *Caucalidion lappulae* Tx. 50 Klatschmohn-Äcker
1) *Papaveri-Melandrietum noctiflorii* Wassch. 41
Acker-Lichtnelken-Gesellschaft

Kl. *Trifolio-Geranietaea sanguinei* Th. Müll. 61
Thermophile Saumgesellschaften

O. *Origanetalia vulgaris* Th. Müll. 61
Wirbeldost-Gesellschaften

V. *Trifolion medii* Th. Müll. 61
Mittelklee-Saumgesellschaften
15) *Trifolio-Agrimonetum eupatorii* Th. Müll. 62
Mittelklee-Odermennig-Gesellschaft

Strauchgesellschaften:

Kl. *Epilobietea angustifolii* Tx. et Prsg. in Tx. 50
Schlagfluren und Vorwald-Gehölze

O. *Atropetalia* Vlieg. 37
Schlag- und Vorwald-Gesellschaften

V. *Sambuco-Salicion capreae* Tx. 50
Vorwald-Gesellschaften
16) *Rubetum idaei* Pfeiff. 36 em Oberd. 73

Kl. *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. in Vlieg. 37
Sommergrüne Laubwälder und –gebüsche

O. *Prunetalia* Tx. 52
Schlehengebüsche

V. *Berberidion* Br.-Bl. 50
Gebüsche basenreicher Standorte
17) *Prunus spinosa-Prunetalia*-Gesellschaft
Schlehen-Initial-Gesellschaft
18) *Prunus spinosa-Rosa canina-Prunetalia*-Gesellschaft
Schlehen-Rosen-Gebüsch
19) *Rhamno-Cornetum sanguinei* Pass. 62
Kreuzdorn-Hartriegel-Gebüsch

4 Ergebnisse

Einen Überblick über die Veränderung der Hecken gewährt die Tabelle 3, in der die durchschnittliche Deckung der einzelnen Schichten verdeutlicht wird. Konnten vorher durchwegs sechs Schichten als Habitatstrukturen für Tiere von besonderer Wichtigkeit unterschieden werden, waren es nach Abschluß der Versetzung und wegen des aus pflanztechnischen Gründen notwendigen Rückschnittes nur noch zwei Schichten. Die Strauchschicht wurde extrem ausgedünnt und ist als solche im Gelände fast nicht mehr festzustellen. Der Strauchanteil hat sich auch in den anschließenden fünf Jahren nur unmerklich erhöht.

Tab. 3: Durchschnittliche Gesamtdeckung der Schichten

Tab. 3: The average cover of all layers of vegetation

	Höhe	vor dem Umsetzen	nach dem Umsetzen
Moos-Flechten-Schicht		12,5%	0 %
Kraut-Gras-Schicht		35%	100%
Strauchschicht 1	-1,5 m	30%	7,5%
Strauchschicht 2	-3 m	100%	0%
Strauchschicht 3	-6 m	60%	0%
Baumschicht	-10 m	10%	0%
Summe		Ø 247,5%	Ø 107,5%

Auffallend ist die flächendeckende Zunahme der Kraut-Gras-Schicht. Gefördert wurden durch die Umsetzungsmaßnahme die konkurrenzkräftigen, vom Landwirt nicht unbedingt geschätzten Stauden und Gräser wie *Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris* und *Agropyron repens*. Aus blütenökologischer Sicht trat eine erhebliche Verminderung des Futterangebotes für Insekten ein, da die vormals reichblütigen, nektarliefernden Saumarten durch rein windblütige Arten ersetzt wurden. Erschwerend kommt bei all diesen Maßnahmen noch hinzu, daß eine fachliche Überwachung während der Umsetzungsaktionen fehlte. So sind die südexponierten, vorderen Seiten der Hecken und Säume als erste mit dem Radlader ausgehoben und in das vorbereitete Pflanzbeet an die hintere, d. h. nordexponierte Seite verlegt worden. Sonn- und Schattseiten sind somit vertauscht worden.

Beim Vergleich der syntaxonomischen Tabelle 2 im ersten und zweiten Jahr nach der Versetzungsmaßnahme, lassen sich eindeutige Befunde herausarbeiten. Rein rechnerisch konnten 15 Saumgesellschaften vor der Maßnahme unterschieden werden. Nach der Umsetzung setzten sich drei Gesellschaften mit dominanten Arten durch oder überlebten entsprechend einem Verhältnis von

$$15 \text{ (vorher)} : 3 \text{ (nachher)} = 5 : 1.$$

Aus dem rein rechnerischen Verhältnis allein läßt sich die Qualität der Gesellschaften natürlich nicht ableiten. Eine genauere Aufschlüsselung der überlebenden, konkurrenzstarken Gesellschaften mit den verschwundenen ergibt die Tabelle 4 bei der die Bilanzierung augenscheinlich wird: die halbruderalen Quecken- und Pionierrasen „erfuhren“ keine Verluste.

Tab. 4: Anzahl der Pflanzengesellschaften vor und nach der Heckenversetzung
Tab. 4: Number of communities before and after translocation of hedges

	vorher	nachher	Gesamtverlust
Secalietea Ackerwildkrautgesellschaften	1	0	100%
Artemisietea vulgaris Nitrophile Staudenfluren			
Galio-Urticenea Klettlabkraut-Brennessel-Gesellschaften	8	1	87,5%
Artemisienea vulgaris Ruderales Beifuß- und Distel-Gesellschaften	4	1	75%
Agropyretea intermedii-repentis Halbruderales Quecken- und Pionierrasen	1	1	0%
Trifolio-Geranietaea sanguinei Thermophile Saumgesellschaften	1	0	100%
Gesamtbestände	15	3	80%

5 Diskussion

Für den Naturraum der Mittleren Frankenalb bewirkte ein Versetzen von Hecken und Feldrainen eine erhebliche quantitative und qualitative Veränderung in biozönotischer Sicht. Aus pflanzensoziologischer Sicht läßt sich anhand eines Vergleiches der Syntaxonomie der vorgefundenen Gesellschaften vor und nach der Versetzung eine deutliche Verarmung und Reduktion der Gesellschaften von vormals 15 Saumgesellschaften zu 3 dominanten Ruderalgesellschaften verfolgen. Die ursprüngliche Heckenvegetation ist zumindest selbst fünf Jahre nach der Verpflanzung nicht festzustellen und weist keine typische Heckenstruktur auf. Das floristische Arteninventar wurde nivelliert und auf eine ruderalisierte, bzw. stärker eutraphente Ebene verlagert. Die sich nachher ausbreitenden artenarmen Gesellschaften verschieben das ehemals bunte, blüten- und nektarreiche Nahrungsangebot zugunsten reiner windblütiger Arten. Hiervon läßt sich unschwer eine Reduzierung der Biodiversität des Insektenlebens ableiten.

Die Verschmälerung der stark reduzierten Hecken und Saumbereiche nach der Versetzung erfährt durch die Intensivierung der angrenzenden Ackerflächen ebenfalls erhebliche biotische Veränderungen. Durch die intensive Gülleausbringung über die verbleibenden Hecken- und Saumflächen werden konkurrenzschwache Pflanzenarten verdrängt. Aufschlußreich wären entsprechende aufwendige Untersuchungen zur Auswirkung auf die Bodenfauna mit anschließender Langzeitbeobachtung.

Aus finanzieller Sicht sind die beobachteten Verpflanzungsaktionen als nicht gelungen anzusehen, da die Versetzungsweite (etwa 10 m) praktisch unmerkliche Bereiche betraf. Ein Belassen am ursprünglichen Standort und eine Bezahlung der Pflegemaßnahmen zur ökologischen Nutzung der Hecken an die betroffenen Landwirte zahlte sich sicher besser aus, zumal eine katastermäßige Sicherung der neuen Standorte nicht stattfand.

Zusammenfassung

Anhand von Vegetationsaufnahmen und der syntaxonomischen Einordnung versetzter Hecken und Feldraine in der Mittleren Frankenalb Nordbayerns lassen sich die deutlichen quantitativen und qualitativen Veränderungen zur Biodiversität in botanischer Sicht dokumentieren. Die ökonomischen und ökologischen Auswirkungen dieser Maßnahmen werden kurz aufgezeigt.

6 Literatur

GAUCKLER, P. & H. HÄRING (1973): Geologische Karte von Bayern, 1:25000, Erläuterungen zum Blatt Nr. 6735 Deinin. - 158 S. + 6 Beilagen, München.

MILBRADT, J. (1987): Beiträge zur Kenntnis nordbayerischer Heckengesellschaften. - Naturwiss. Ges. Bayreuth, Beiheft 2, 318 S + 39 Tabellen.

OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Teil III, 2. Aufl., 455 S, Stuttgart.

WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl., UTB 269, 479 S, Wiesbaden.

Laufkäferpopulationen (Coleoptera, Carabidae) von unterschiedlich intensiv genutztem Grünland im Mittelgebirge des Harzes bzw. Harzvorlandes

Carabid populations in differing agriculturally productive meadows in the montane and the lowland of West Harz

Klaus Vowinkel

Abstract

In the meadows of the montane of West Harz, near St. Andreasberg (700 m), and the lowland meadows, near Herzberg (200 m), the author studied, with the aid of a total of 64 pitfall traps, between May 1991 and May 1993, the effects of increased agricultural usage (fertilisation, grazing) and the effects of land lying fallow, on carabid populations. In the montane, 5896 carabids, representing 61 species were caught, with the aid of 48 pitfall traps. In the lowland, using 16 traps, 4424 carabids, representing 24 species were captured. In all meadows, the euryoecious species predominate, whether in the lowlands, or up on the hills. The fallow meadows have a characteristic community, which is different to that of agriculturally productive meadows. Predominant in the agriculturally productive meadows are species such as *Calathus fuscipes*, *Bembidion lampros* and *Nebria brevicollis*. *Epaphius scalis* and *Trichotichnus laevicollis* abound in the fallow land.

1 Einleitung

Seit den 60er Jahren dieses Jahrhunderts hat das Grünland in der Bundesrepublik Deutschland durch Überbauung, Nutzungsintensivierung bzw. Brachfallen einen starken Rückgang erfahren (u.a. BAUER 1996). Im Harz konnte sich die traditionelle Nebenerwerbslandwirtschaft weitgehend halten. Während auf den ertragreicheren Standorten des Tieflandes unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen eine Nutzungsintensivierung stattfindet, müssen in den natürlicherweise ertragsschwächeren und feucht-kühlen Mittelgebirgslagen immer mehr Landwirte aufgeben (VOWINKEL 1998a). Gleichzeitig unterliegt das noch genutzte Mittelgebirgsgrünland dem Konkurrenzdruck des Marktes, so daß beide gegenläufige Prozesse der Intensivierung bzw. Nutzungsaufgabe räumlich getrennt, aber zeitgleich, auch hier stattfinden. Um die Auswirkungen von Nutzungsintensivierung (Düngung, Beweidung) und Verbrachung auf ausgewählte epigäische Arthropodengruppen zu untersuchen, bot sich im Harz das Grünland von St. Andreasberg in besonderem Maße an, da hier ein breites Spektrum unterschiedlicher Nutzungstypen vorhanden ist. Außerdem können durch die zeitgleiche Beprobung einer Fläche im Harzvorland (1992/93), zusätzlich auch Grünlandflächen unterschiedlicher Höhenlage miteinander verglichen werden. An dieser Stelle soll exemplarisch lediglich auf die Carabiden eingegangen werden.

2 Untersuchungsgebiet und Probeflächen

Die Probeflächen liegen im niedersächsischen Harz nördlich der Stadt St. Andreasberg auf einer hochflächenartigen Verebnungsfläche in einer Höhenlage zwischen 700 und 730 m. Ausgangssubstrat bilden Grauwacken, teilweise überdeckt durch bis zu 3 m mächtige periglaziale Gehängeschuttablagerungen anstehender Gesteinsschichten. Vereinzelt treten Granite des Brockenmassivs an die Oberfläche. Die Böden des montanen Grünlandes im Harz bestehen entsprechend dem Ausgangssubstrat überwiegend aus basenarmen Braunerden flacher bis mittlerer Entwicklungstiefe und mittlerer Nährstoffversorgung. Der Jahresniederschlag (Klimaperiode 1951-1980) beträgt 1402 mm. Auf den besser nährstoffversorgten Flächen, die den überwiegenden Teil der heute noch genutzten Plateaulagen und schwach geneigten Hänge einnehmen, handelt es sich überwiegend um Rispengras-Goldhaferwiesen (*Geranio-Trisetetum potentilletosum*). Neben reiner Wiesennutzung werden größere Flächen als Umtriebsweide bewirtschaftet.

Das Untersuchungsgebiet im Harzvorland bei Pöhlde (südöstlich Herzberg) befindet sich mit einer Höhenlage von 198 m üNN in der kollinen Stufe. Pflanzensoziologisch sind die Flächen den Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum*) zuzuordnen.

2.1 Kurzbeschreibung der Probeflächen

Oberharz:

- Rispengras-Goldhaferwiesen-Brache (RGWB): Seit mindestens 1984 brach liegend.
- Rispengras-Goldhaferwiese extensiv (RGWe): Seit mindestens 1950 alljährliche Mahd ab Mitte Juni; keine Düngung.
- Rispengras-Goldhaferwiese intensiv (RGWi): Mahd zweimal jährlich (Juni, August); nicht alljährliche Nachbeweidung mit 46 Milchkühen ("Angler Dänen") im September/Oktober; Gesamtstickstoff (Mineraldünger, Gülle) 100 kg/ha*a.
- Violion-Basal-Gesellschaft (VBG): Seit mindestens 35 Jahren brach liegend; frühere Nutzung als Triftweide.
- Fettweide (FW): Beweidungsbeginn mit 46 Milchkühen zwischen Anfang Mai und Anfang Juni; Umtriebsweide mit 9 Weidetagen; nach Viehbesatz Mahd; Gesamtstickstoff 50 kg/ha*a.
- Fichtenforst (Fi): 70jähriger Bestand; Mischungsanteil gleichaltriger Ebereschen (*Sorbus aucuparia*) von 2%.

Harzvorland:

- Glatthaferwiese extensiv (GWe): Mähwiese mit Nachbeweidung von 14 Milchkühen für ca. 14 Tage. Gesamtstickstoff: 25 kg/ha*a.
- "Glatthaferwiese" intensiv (GWi): Mähwiese mit dreischüriger Mahd (Silagenutzung). Gesamtstickstoff: 120 kg/ha*a.

Eine ausführliche Beschreibung der beiden Untersuchungsgebiete und der insgesamt acht Probeflächen ist VOWINKEL (1998b) zu entnehmen.

3 Methodik

Die Erfassung der epigäisch lebenden Arthropodenfauna erfolgte mit Bodenfallen ($d = 5$ cm), wobei jeweils 8 Gläser in einer Reihe im Abstand von 5 m oberflächeneben eingegraben wurden. Als Fangflüssigkeit diente Ethylenglykol. Während des Fangzeitraumes (Oberharz 23.03.1991 bis 12.05.1993; Harzvorland: 21.4.1992 bis 12.5.1993) erfolgte das Auswechseln der insgesamt 64 Bodenfallen mit Ausnahme der Wintermonate im Abstand von jeweils 14 Tagen. Die statistischen Berechnungen wurden mit den Programmpaketen SAS und MVSP durchgeführt. Die Cluster-Analysen erfolgten nach dem ungewichteten Average-Linkage-Verfahren.

4. Ergebnisse mit Diskussion

Während des Untersuchungszeitraumes wurden im Oberharz insgesamt 5896 Carabiden gefangen. Die höchsten Individuenzahlen konnten dabei mit 1595 Tieren (27,1%) auf der Fettweide (FW) bzw. mit 1066 Ind. (18,1%) auf der Rispengras-Goldhaferwiesenbrache ermittelt werden. Die niedrigsten Aktivitätsdichten ergaben sich mit 626 Individuen (10,6%) in der extensiv genutzten Rispengras-Goldhaferwiese (RGWe). Eine Mittelstellung nahm mit 884 Individuen (15,0%) bzw. 1013 Individuen (17,2%) die Violion-Basal-Gesellschaft (VBG) und die intensiv genutzte Rispengras-Golphaferwiese ein. Die Artenzahlen der Probestellen bewegten sich in den einzelnen Fangperioden in Größenordnungen zwischen 16 (Fi, 1991/92) und 36 Arten (RGWi, 1992/93). Ähnlich wie bei den Individuenzahlen traten auch hier zwischen den beiden Fangjahren innerhalb einzelner Probestellen z.T. erhebliche Unterschiede auf. Besonders deutlich waren diese auf den beiden Intensivflächen (RGWi, FW). Zwischen den einzelnen Grünlandflächen einer Fangperiode wichen die Artenzahlen dagegen nur geringfügig voneinander ab. Im Einzelfall konnten in der intensiv genutzten Rispengras-Goldhaferwiese (RGWi) im Jahre 1992/93 sogar die höchste Artenzahl notiert werden. Ein weiteres Beispiel dafür, daß die Artenzahl als positives Qualitätskriterium zur Faunenbewertung einer Biozönose höchst problematisch ist.

Auf den beiden Probestellen des Harzvorlandes konnten während des einjährigen Untersuchungszeitraumes insgesamt 24 Arten in 4424 Individuen nachgewiesen werden (GWe: 11 Arten; 1071 Ind.; GWi: 24 Arten; 3353 Ind.).

Insgesamt gelangen für Oberharz und Harzvorland Nachweise von 61 Carabiden-Arten. Mit Artenzahlen zwischen 29 (FW) und 36 (RGWi) waren innerhalb der Grünlandflächen des Oberharzes zwischen den einzelnen Bewirtschaftungsvarianten keine deutlichen Unterschiede feststellbar. Im Fichtenforst wurden mit 23 Arten die absolut niedrigste Artenzahl erfaßt. Die Artenzahlen im Harzvorland lagen mit 11 bzw. 24 Spezies noch niedriger, allerdings war der Bearbeitungszeitraum mit einem Jahr auch deutlich kürzer.

4.1 Faunistische Ähnlichkeit (Dominanzidentität)

Eine differenzierte Aussage über die faunistische Ähnlichkeit gestattet der Vergleich der Übereinstimmung des Individuenbestandes einzelner Arten. Eine Cluster-Analyse nach dem

ungewichteten Average-linkage-Verfahren (RENKONEN 1938) ergab im Untersuchungsjahr 1991/92 eine Ähnlichkeit von 59,5% zwischen der intensiv genutzten Goldhaferwiese (RGWi) und der Fettweide (FW). Rispengras-Goldhaferwiesenbrache (RGWB) und Violion-Basal-Gesellschaft (VBG) zeigten eine Dominanzidentität von 47,5%. Die extensiv genutzte Rispengras-Goldhaferwiese (RGWe) nahm eine Mittelstellung zwischen den beiden Brachflächen und den Intensivflächen ein. Die extensiv genutzte Rispengras-Goldhaferwiese (RGWe) besaß gegenüber den beiden Intensivflächen (FW, RGWi) eine Ähnlichkeit von 43,4%. Die Gemeinsamkeit mit den beiden Brachflächen (RGWB, VBG) betrug 37,2%. Eine Sonderstellung nahm der Fichtenforst ein. Die Dominanzidentität gegenüber den restlichen Untersuchungsflächen war mit 10,7% erwartungsgemäß nur gering ausgeprägt (Abb. 1).

Auch im Untersuchungsjahr 1992/93 war eine Ähnlichkeitsgruppierung zwischen den beiden Brachen (RGWB, VBG) und den beiden Intensivflächen festzustellen (Abb. 1). Die Ähnlichkeit der Brachflächen untereinander betrug 49,9%. Die Übereinstimmung im Individuenbestand der Intensivflächen (FW, RGWi) ergab einen Wert von 52,8%. Die extensiv genutzte Goldhaferwiese (RGWe) nahm zwischen beiden Gruppen (Brachen, Intensivflächen) eine Mittelstellung ein. Die Ähnlichkeit mit den beiden Intensivflächen war mit 39,8% größer als gegenüber den Brachen mit 28,0%. Die größte Übereinstimmung in der Dominanzidentität lag mit 83,9% zwischen den beiden Harzvorlandflächen vor. Der Fichtenforst wies gegenüber allen anderen Flächen mit 9,2% erwartungsgemäß nur eine geringe Dominanzidentität auf.

Die ermittelten Werte für die Dominanzidentitäten bewegten sich in beiden Fangperioden mit Werten zwischen 2,0% (GWe, RGWB) und 83,9% (GWe, GWi) auf deutlich unterschiedlichem Niveau. Die extensiv genutzte Goldhaferwiese (RGWe) nahm in der Cluster-Analyse in beiden Untersuchungsjahren eine Mittelstellung zwischen den beiden Brachen und den Intensivflächen ein. So betrug beispielsweise die Übereinstimmung des Individuenbestandes einzelner Arten im Falle der unmittelbar angrenzenden Rispengras-Goldhaferwiesenbrache (RGWB) 45,7%. Auf vergleichbarem Ähnlichkeitsniveau bewegte sich mit 48,1% aber auch die Dominanzidentität mit der intensiv genutzten Rispengras-Goldhaferwiese (RGWi). Ein Vergleich der Dominanzidentitäten der beiden Brachen mit den restlichen Grünlandflächen wies in der Cluster-Analyse mit 29,4% deutlich niedrigere Werte auf, woraus sich eine gewisse Eigenständigkeit der beiden Brachen ableiten läßt. Auch die Affinitäten zum Individuenbestand des Fichtenforstes war bei der Rispengras-Goldhaferwiesenbrache mit 10,2% bzw. 24,1% im Falle der Violion-Basal-Gesellschaft nur gering ausgebildet.

Die Dominanzidentität innerhalb der beiden Harzvorlandflächen war dagegen mit 83,8% sehr hoch. Wie die Cluster-Analyse für das Untersuchungsjahr 1992/93 ergab, bestanden innerhalb des Individuenbestandes einzelner Arten jedoch nur wenig Gemeinsamkeiten mit den Oberharzer Grünlandflächen. Mit 12,5% lag die Ähnlichkeit nur geringfügig über dem Vergleichswert zwischen Fichtenforst und Grünlandflächen (9,2%).

Insgesamt war neben deutlichen Übereinstimmungen und Wechselwirkungen innerhalb des mesophilen Grünlandes ein vergleichsweise eigenständiger Charakter der Laufkäferdominanzstruktur der Brachen festzustellen. Die Verteilung der Arten zeigte darüber hinaus eine scharfe Grenze zwischen den Waldflächen und den genutzten bzw. brachliegenden Offenlandflächen.

4.2 Arten des Fichtenforstes bzw. der Violion-Basal-Gesellschaft

Im Fichtenforst sind *Pterostichus aethiops*, *Abax parallelepipedus* und *Carabus sylvestris* häufiger als in den Offenlandflächen anzutreffen. *Pterostichus aethiops* wird als montan verbreitete Art eingestuft, die aber auch bis in die Vorländer vorzudringen vermag. Im Harz besiedelt die euryöke Waldart sowohl Buchenwälder als auch Fichtenforste. In das Offenland dringt die Waldart nur ganz vereinzelt vor. *Abax parallelepipedus* besiedelt eine Vielzahl an Lebensräumen, die sowohl Waldstandorte als auch Bereiche des Offenlandes umfassen. In St. Andreasberg bleibt sie weitgehend auf den Fichtenforst beschränkt. *Carabus sylvestris* kommt im Harz nur in den höheren Lagen vor. Hier besiedelt er vor allem die Waldflächen und gilt als häufigste *Carabus*-Art. Auch im Untersuchungsgebiet dringt die Art nur in wenigen Einzeltieren in das Offenland vor.

Sowohl im Fichtenforst als auch der Violion-Basal-Gesellschaft erreicht *Pterostichus oblongopunctatus* in beiden Untersuchungsjahren signifikant ($p > 0,001$; WILCOXON-Test für gepaarte Stichproben) höhere Aktivitätsdichten. Die Aktivitätsdichten beider Probenflächen zeigen dagegen keine signifikanten Unterschiede. Innerhalb der Brachen sind die Aktivitätsdichten in beiden Jahren in der Violion-Basal-Gesellschaft (VBG) höher.

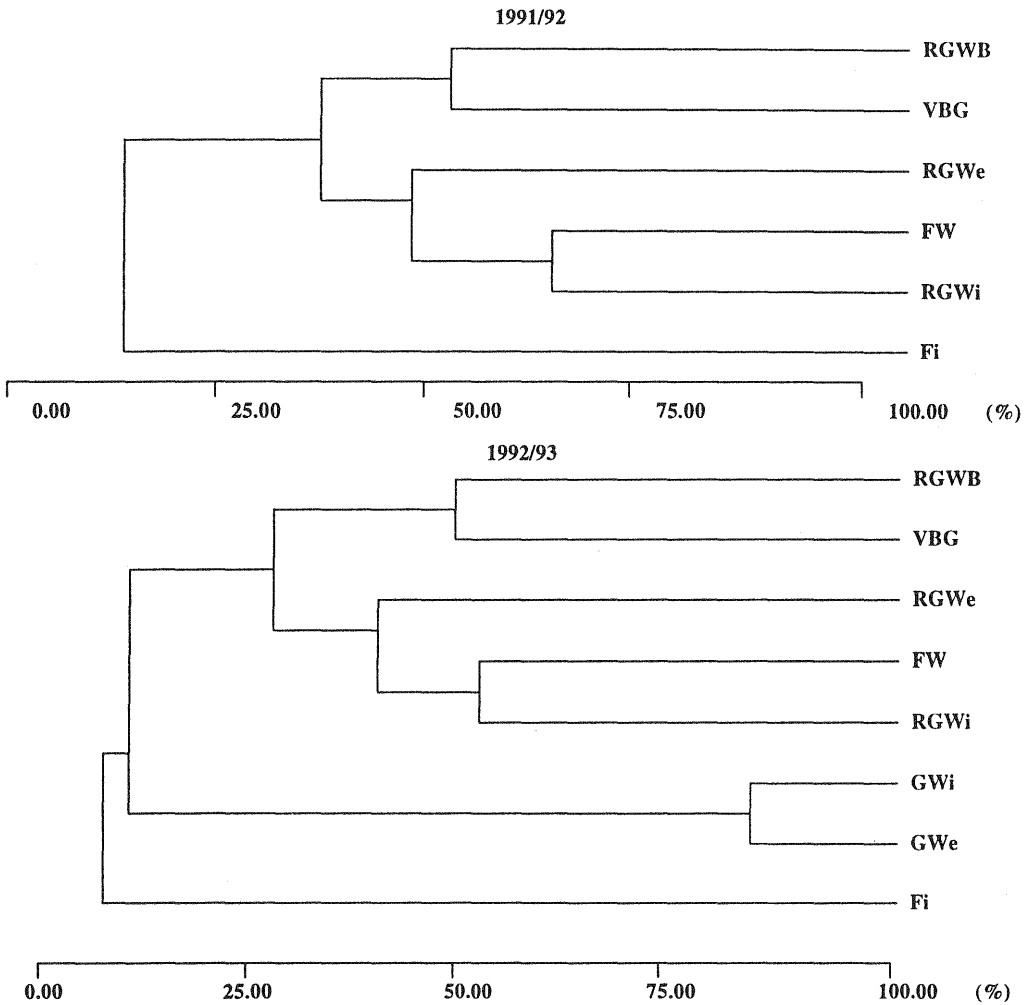
4.3 Arten der Brachen

Bei einer Reihe von Arten konnten höhere Aktivitätsdichten innerhalb der Brachen ermittelt werden. So wurden *Epaphius secalis* und *Trichotichnus laevicollis* in beiden Untersuchungszeiträumen am häufigsten in der Rispengras-Goldhaferwiesenbrache (RGWB) und der Violion-Basal-Gesellschaft (VBG) gefangen. Ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden unterschiedlich alten Brachen war jedoch nicht nachweisbar. TIETZE (1973 a) teilt für *Epaphius secalis* eine Bevorzugung feuchter Bereiche mit höherer Vegetation und meist hohem Humusgehalt mit. Waldflächen werden dabei ebenso aufgesucht wie Verlandungsbereiche und Grünlandvegetation. In der Agrarlandschaft ermittelte MÜLLER (1968) eine strenge Bindung an den Feldrain, von wo aus nur wenige Exemplare auf angrenzende Weideflächen und den Acker vordrangen. Auch EYRE et al. (1989) bestätigen eine Präferenz für ungenutzte Flächen. *Trichotichnus laevicollis* gilt nach TIETZE (1977) im Harz als typische Art der Buchen- und Fichtenbestände, wobei bevorzugt feuchte, beschattete und humusreiche Standorte aufgesucht werden. In St. Andreasberg liegen demgegenüber keine Nachweise aus dem Fichtenforst vor. In den Hochlagen des Sauerlandes dringt die Art jedoch ebenfalls zahlreich in die Offenlandbereiche der Zwergstrauchheiden vor (BALKEN-OHL & GROSSESCHALLAU 1985). Innerhalb der untersuchten Probenflächen bei St. Andreasberg sind *Epaphius secalis* und *Trichotichnus laevicollis* als typische Laufkäfer-Arten der Brachen anzusprechen.

4.4 Arten der Intensivflächen

Einige Arten sind in höheren Aktivitätsdichten auf den Intensivflächen (FW, RGWi) gefangen worden. Im Einzelnen gilt dies für *Calathus fuscipes*, *Bembidion lampros* und *Nebria brevicollis*. Die beiden erstgenannten Arten traten innerhalb der Intensivflächen signifikant ($p > 0,001$; WILCOXON-Test für gepaarte Stichproben) häufiger auf der Fettweide (FW) auf.

Calathus fuscipes ist als eine euryöke, kulturbegünstigte Art des Offenlandes einzustufen, die eine Vielzahl bewirtschafteter, meist wärmebegünstigter Böden besiedelt und dort stellenweise zur Massenvermehrung neigt. Die Besiedlung reicht von mäßig feuchten Biotopen bis hin zu trockenem Grünland und Sanddünen der Küste. Dies unterstreicht die hohe ökologische Plastizität dieser Art. Innerhalb der untersuchten Probeflächen besitzt *Calathus*



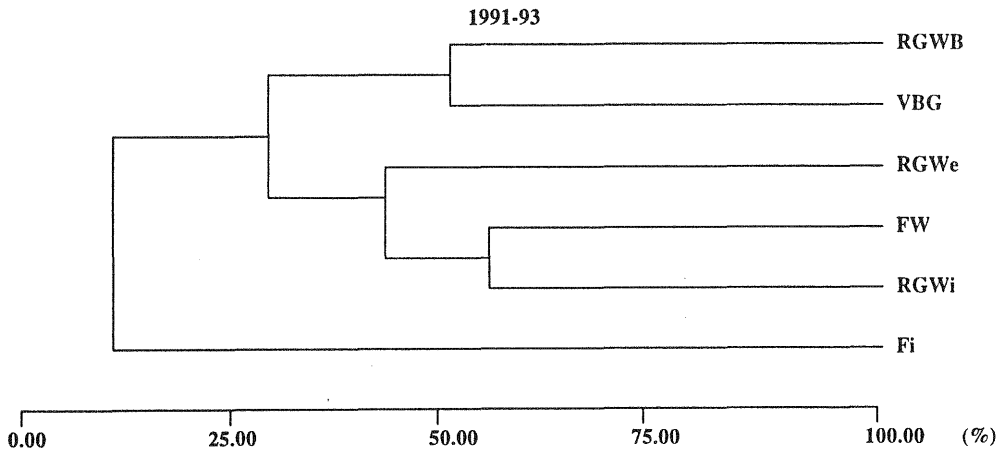


Abb. 1: Verwandtschaftsbeziehungen der proportionalen Ähnlichkeit nach dem ungewichteten Average-Linkage-Verfahren (Dominanzidentität nach RENKONEN 1938) für verschiedene Fangperioden.

fuscipes zusammen mit *Bembidion lampros* einen Vorkommensschwerpunkt auf der Fettweide. Beide Arten sind auch in Ackerkulturen weit verbreitet und zahlreich anzutreffen und besiedeln das mesophile Grünland normalerweise nur in geringerer Dichte (TIETZE 1973 a). *Bembidion lampros* zeigt eine Präferenz für offene und wärmeexponierte Flächen. Diese Bedingungen sind häufig auf bewirtschafteten Flächen anzutreffen. *Bembidion lampros* kann insgesamt als eine Charakterart der Äcker bezeichnet werden (u.a. GILGENBERG 1986). Soweit sie keine allzu dichte und hohe Vegetation aufweisen (ZELTNER 1989), werden aber auch Grünlandflächen besiedelt. Offensichtlich bietet der kurzrasige Charakter und die offenen Trittstellen der Fettweide *Bembidion lampros* günstige Habitatbedingungen. Vergleichbares gilt auch für *Calathus fuscipes*.

Höhere Aktivitätsdichten auf den intensiver genutzten Grünlandflächen (FW, RGWi) konnten auch für *Nebria brevicollis* festgestellt werden. Die euryöke Waldart besitzt ein höheres Wärmebedürfnis als viele andere Waldarten und vermag daher in besonderem Maße in beschattetes Offenland vorzudringen (TIETZE 1977). Lokal kann das Vorzugshabitat aber auch im Freiland liegen. Im atlantischen Klimabereich tritt *Nebria brevicollis* regelmäßig auf Feldern und im Grünland auf. Im Gegensatz dazu stellt sie im kontinentalen Bereich ein reines Waldtier dar (MÜLLER-MOTZFELD 1989). Im Untersuchungsgebiet ist sie fast ausschließlich auf den intensiv genutzten Flächen anzutreffen. Im Fichtenforst waren nur Einzeltiere nachzuweisen. Nach ZELTNER (1989) wird die Art durch Düngung und landwirtschaftliche Bearbeitungsmaßnahmen stark begünstigt. Gleichzeitig ist sie auch im Einzugsbereich der Großstadt und stark anthropogen beeinflussten Wäldern häufig. In Großbritannien gehört sie sowohl im Tiefland als auch im Hochland zu den dominanten Laufkäfern des Grünlandes (RUSHTON et al. 1990). Als Art mit hoher Ausbreitungsfähigkeit zeigt sie dabei eine Präferenz für die intensiver genutzten, v.a. beweideten Flächen (LUFF et al. 1989).

Darüber hinaus wird im Grünland von St. Andreasberg der Individuenbestand der Goldhaferwiese entscheidend durch typische Arten des mesophilen Grünlandes wie *Amara communis*, *Poecilus versicolor* und *Pterostichus melanarius* geprägt. *Pterostichus strenuus* als die am häufigsten in St. Andreasberg gefangene Laufkäferart der Harzer Bergwiesen konnte im Thüringer Wald überhaupt nicht nachgewiesen werden. Nach HANDKE (1995) handelt es sich bei dieser Art um eine häufige und charakteristische Art norddeutscher Grünlandgesellschaften. Auch in Nordost-England liegt der Verbreitungsschwerpunkt im feuchten Grünland (LUFF et al. 1989).

Der Anteil an Carabiden, die nach TIETZE (1973 b) innerhalb des Grünlandes über keinen Schwerpunkthabitat verfügen, ist in der Rispengras-Goldhaferwiesenbrache mit 666 Individuen (62,5%) bzw. 647 Individuen (73,2%) in der Violion-Basal-Gesellschaft sehr hoch. Den Rest bilden Feuchtgrünlandbewohner (v.a. *Epaphius secalis*) und einige wenige Frischwiesenarten (z.B. *Amara communis*, *Amara lunicollis*). Diese besiedeln in hoher Dichte oligo- und eutrophe Frischwiesen des Flach-, Hügel- und Berglandes (TIETZE 1973 b). In den Brachen ist somit gegenüber den genutzten Beständen ein Rückgang von Laufkäferarten zu beobachten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb des Grünlandes besitzen. Grundlegende Veränderungen des Artenspektrums setzen hier vermutlich jedoch erst mit dem Aufkommen von Gehölzbewuchs ein. Insgesamt konnte TIETZE (1973 b) bei seinen umfangreichen Erhebungen zum Vorkommen von Laufkäfer verschiedener Grünlandgesellschaften feststellen, daß mit zunehmendem Humusanteil ein Rückgang von Arten- und Individuenzahl verbunden ist. Ausschlaggebend dürfte aber weniger die Streumenge als vielmehr damit korrelierte Beziehungen wie Mikroklima, Bodenbeschaffenheit und Nahrungsressourcen sein. Neben den abiotischen und biotischen Faktoren spielen aber auch räumlich-funktionale Aspekte wie etwa Ungestörtheit der Fläche eine wichtige Rolle (RUSHTON et al. 1994). Das Brachfallen bringt neben Verschiebungen im Artenspektrum vor allem Veränderungen der Dominanzstrukturen mit sich.

Die Brachflächen zeigen im Vergleich zum genutzten Grünland eine unterschiedliche Bestandesstruktur und -höhe sowie die Existenz einer ganzjährig vorhandenen Streuschicht. Die Ausbildung eines "waldähnlicheren Mikroklimas" (feucht-kühl) dürfte das Vorkommen euryöker Waldarten (*Carabus auronitens*, *Pterostichus burmeisteri*) fördern und damit zu einer gewissen Eigenständigkeit der Faunenzusammensetzung und einer Bereicherung der Artengemeinschaft unterschiedlich genutzter Bergwiesen beitragen. Als charakteristisch für die beiden brachgefallenen Flächen können nur *Epaphius secalis* und *Trichotichnus laevicollis* angesehen werden.

Zusammenfassung

Im montanen Grünland des Westharzes bei St. Andreasberg (Höhe 700 m üNN) sowie dem Harzvorland in der Nähe von Herzberg (200 m üNN) wurden mit Hilfe von insgesamt 64 Bodenfallen die Auswirkungen von Nutzungsintensivierung (Düngung, Beweidung) und Verbrachung auf die Laufkäferfauna untersucht. Im Oberharz konnten mit 48 Bodenfallen 61 Arten in 5896 Individuen nachgewiesen werden. Im Harzvorland waren es in 16 Bodenfallen insgesamt 24 Arten mit 4424 Individuen. Auf sämtlichen Grünlandflächen überwogen euryöke Arten, deren Verbreitung von der Ebene bis in das Mittelgebirge reicht. Die Brachen besitzen einen vergleichsweise eigenständigen Charakter. *Cala-*

thus fuscipes, *Bembidion lampros* und *Nebria brevicollis* können als typisch für intensiver genutzte Grünlandflächen ermittelt werden. In den Brachen waren *Epaphius secalis* und *Trichotichnus laevicollis* häufig.

5 Literatur

BALKENOHL, M. & H. GROSSESCHALLAU. (1985): Höhenbedingte Veränderung der Habitatbindung bei Carabiden. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol. **4**, 219-222.

BAUER, S. (1996): Ökonomische und politische Aspekte für eine naturgerechte Land- und Grünlandbewirtschaftung. - In: DEUTSCHE NATURLANDSTIFTUNG e.V. (Hrsg.): Grünland & Naturschutz. Teil 1. Konzeption für die BR Deutschland, 272-281.

EYRE, M. D., LUFF, M. L., RUSHTON, S. P. & C. J. TOPPING (1989): Ground beetles and weevils (Carabidae and Curculionidae) as indicators of grassland management practices. - J. Appl. Entomol. **107**, 508-517.

GILGENBERG, A. (1986): Die Verteilungsstruktur der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschieden bewirtschafteter landwirtschaftlicher Flächen sowie eines Waldes. - Diss. Universität Bonn.

HANDKE, K. (1995): Zur Laufkäferfauna eines Bremer Flußmarschengebietes (Niedervieland/Ochtmüniederung/Ochtumsand). - Z. Ökol. Natursch. **4**, 203-225.

LUFF, M. L., EYRE, M. D. & S. P. RUSHTON (1989): Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. - J. Biogeogr. **16**, 121-130.

MÜLLER, G. (1968): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Coleopterenfauna der küstennahen Kulturlandschaft bei Greifswald. Teil I. Die Carabidenfauna benachbarter Acker- und Weideflächen mit dazwischenliegendem Feldrain. - Pedobiologia **8**, 313-339.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. - Pedobiologia **33**, 145-153.

RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. - Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo **6**, 1-231.

RUSHTON, S. P., EYRE, M. D. & M. L. LUFF (1990): The effects of management on the occurrence of some carabids in grassland. - In: STORK, N. E. (ed.): The role of ground beetles in ecological and environmental studies, 209-216., Hampshire.

RUSHTON, S. P., WADSWORTH, R. A., CHERRILL, A. J., EYRE, M. D. & M. L. LUFF (1994): Modelling the consequences of land use change on the distribution of Carabidae. - In: DESENDER, K., DUFRENE, M., LOREAU, M., LUFF, M. L. & J. P. MAELFAIT (eds.): Carabid beetles: Ecology and evolution, 353-360., Kluwer Dordrecht.: Academic Publishers.

TIETZE, F. (1973 a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. 2. Teil: Die diagnostisch wichtigen Carabidenarten des untersuchten Grünlandes und ihre Verbreitungsschwerpunkte. - Hercynia **10** (N.F.), 111-126.

TIETZE, F. (1973 b): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. 4. Teil: Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. - Hercynia **10** (N.F.). 337-365.

TIETZE, F. (1977): Zur Ökologie und Faunistik der Carabidae (Coleoptera-Insecta) des Naturschutzgebietes 'Selketal' (Bez. Halle). - Hercynia **14** (N.F.), 145-159.

K. VOWINKEL: Mittelgebirgsgrünland

VOWINKEL, K. (1998 a): Landwirtschaft im Oberharz: Von der eigenbedarfsorientierten Produktion zur Landschaftspflege. - Unser Harz **46**, 126-130.

VOWINKEL, K. (1998 b): Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf die epigäische Arthropodenfauna von Harzer Bergwiesen. Ein Beitrag zur Landnutzungsgeschichte und zum Konfliktfeld Naturschutz-Landwirtschaft. - Ökologie und Umweltsicherung **15**, 1-352.

ZELTNER, U. (1989): Einfluß unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. **8**, 1-68.

Die Laufkäferpopulationen (Coleoptera, Carabidae) von anthropogenen Inselökosystemen in der Agrarlandschaft (Beispiel: Wasserversorgungsanlagen)

Carabid populations of anthropogenic ecosystem patches (e.g. water supply facilities) in the rural landscape

Henryk Luka

Abstract

Five water supply facilities (two ponds, a moist meadow, a dry meadow and a periodically flooded groundwater infiltration trough) and their surroundings (a maize field, a grass-clover meadow, one intensively and two extensively used meadows) were investigated with pitfall traps from April to September 1996 for 14 days per month. 8777 carabids from 111 species (106 from within the water supply facilities and 63 from the surrounding fields) were captured. The results indicate that certain water supply facilities can offer a habitat to many carabid species. 48 (stenoceous) species were found exclusively in the water supply facilities. In four out of five cases, species diversity was higher in the water supply facilities than in the surrounding fields. Older water supply facilities were inhabited by many endangered or (stenoceous) species. The activity density varied greatly. Population structure was more even in the water supply facilities than in the surrounding fields. 10 species (162 individuals) on the red list of endangered species of Switzerland were found, as were 23 species (with 814 individuals) on the red list of endangered species of the German state of Baden-Württemberg. *Agonum nigrum*, a rare species in Central Europe, was found in Switzerland for the first time.

1 Einleitung

Veränderungen in der faunistischen- und floristischen Artenvielfalt der Agrarlandschaften werden in vielen Berichten dokumentiert (z.B. BLAB *et al.* 1984, MARGGI 1992, DUELLI *et al.* 1994, TRAUTNER *et al.* 1997). In der intensiv genutzten Agrarlandschaft kann die ursprüngliche Fauna nur in den verbliebenen oder in neu geschaffenen Räumen (PFIFFNER & LUKA 1996) erhalten werden (TIETZE & GROSSER 1985). Neben stenotopen Arten, die ihre Aktivitäten auf diese Flächen beschränken, gibt es eine große Zahl von Feldarten z.B. Spinnen oder Käfer aus den Familien Carabidae und Staphylinidae, die solche Habitats als Trittsteine und/oder zur Überwinterung nutzen (THIELE 1960, TIMMERMANN 1991, PFIFFNER & LUKA in Vorbereitung) und in Randzonen vordringen (MADER 1983).

Größere Bedeutung erhalten dabei die bestehenden anthropogenen Inselökosysteme, wie z.B. Wasserversorgungsanlagen (Wasserreservoir, Pumpwerke und Grundwasseranreicherungsanlagen). Diese Anlagen können bei richtiger Gestaltung und Pflege, z.B. als Magerwiese, Brache oder extensive Wiese, zur Förderung und Erhaltung der naturnahen Artenvielfalt in der Agrarlandschaft beitragen.

Durch die Erfassung der Laufkäferfauna wurde in dieser Studie die Bedeutung von ausgewählten Wasserversorgungsanlagen als ökologische Ausgleichsflächen für die umliegende Agrarlandschaft untersucht.

2 Material und Methoden

Fünf Wasserversorgungsanlagen aus der Region Basel (CH) wurden näher untersucht. Es handelt sich um zwei Weiher, eine Feuchtwiese, eine Magerwiese und eine Wässermatte und deren Umgebung: Ein Maisfeld, eine Kunstwiese (= Klee gras), eine Weide und zwei extensive Wiesen, die im weiteren allgemein als "Felder" bezeichnet werden.

Standort Nr. 1 (Schweizer Landeskoordinaten: 610.2/261.5)

Alter Weiher: Ein 60 Jahre altes, 1 ha großes, tempelförmiges Wasserreservoir (Uferböschungen eines durch *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *T. angustifolia* verlandeten künstlichen Weihers,

Maisfeld: Maisfeld (Begleitflora: *Vicia tetrasperma*, *Rumex obtusifolius*, *Calystegia sepium*, *Chenopodium album* und *Rumex crispus*).

Standort Nr. 2 (607.5/262.6)

Neuer Weiher: Ein 3 Jahre altes, 0.6 ha grosses, tempelförmiges Wasserreservoir (Weiheranlage mit vielen verschiedenen Substraten und ausgeprägtem Mikrorelief (dominante Pflanzen: *Festuca ovina* s.l., *F. trachyphylla*, *Bromus erectus*, *Lotus corniculatus* und *Melilotus albus*),

Kunstwiese: Klee gras mit *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense*, *Poa trivialis*, *Holcus lanatus* und *Festuca pratensis* ssp. *pratensis*.

Standort Nr. 3 (608.2/265.6)

Extensive Feuchtwiese: Ein 30-jähriges, 0.9 ha großes, flaches Wasserreservoir (frische bis feuchte zweischürige Wiese mit *Ranunculus acris* ssp. *frieseanus*, *Festuca pratensis* ssp. *pratensis*, *Arrhenatherum elatior*, *Holcus lanatus* und *Potentilla reptans*),

Intensive Weide: Eine artenreiche, intensiv genutzte Weide (dominante Pflanzen: *Festuca rubra* ssp. *rubra*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus acris* ssp. *frieseanus*, *Ajuga reptans* und *Trifolium repens*).

Standort Nr. 4 (615.9/271.3)

Magerwiese: Ein 80-jähriges, 1.5 ha großes, flaches Pumpwerk (Magerwiese mit *Trisetum flavescens*, *Holcus lanatus*, *Plantago lanceolata*, *Arrhenatherum elatior* und *Anthoxanthum odoratum*),

Extensive Wiese: Eine 4-jährige, extensive Wiese auf stillgelegtem Ackerland (dominante Pflanzen: *Poa trivialis*, *Dactylis glomerata*, *Taraxacum officinalis*, *Trifolium repens* und *Trifolium pratense*).

Standort Nr. 5 (616.0/271.4)

Wässermatte: Eine 20-jährige, aus drei Versickerungswannen (= Wässermatten) bestehende, 1.3 ha große Grundwasseranreicherungsanlage, die mit Wasser aus dem nahegelegenen Rhein abwechslungsweise jeweils 10 Tage pro Monat bis ca. 50 cm hoch überschwemmt wird. Die Vegetation besteht aus eingepflanzten *Populus x canadensis*, spontan aufkommenden *Fraxinus excelsior* und *Salix alba*. In der Strauchschicht dominieren *Prunus padus*, *Cornus sanguinea* und *Rubus fruticosus* agg., in der Krautschicht *Potentilla anserina*, *Rubus caesius*, *Calystegia sepium*, *Carex hirta*, *Agropyron repens* und *Urtica dioica*,

Extensive Wiese: Eine 4-jährige, extensive Wiese auf stillgelegtem Ackerland (dominante Pflanzen: *Poa trivialis*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens*, *Phleum pratense* und *Lolium perenne*).

Die Laufkäferpopulationen wurden 1996 von April bis September mit Hilfe von je 4 Trichterbodenfallen pro Fläche, während 14 Tage pro Monat beprobt. Die Abstände zwischen den Fallenreihen betragen 60 m und zwischen den Fallen 15 m. Artenvielfalt und Abundanz dienten als Bewertungskriterien, die hinsichtlich der gemessenen Artenzahl bzw. Aktivitätsdichte und dem Vorkommen von bedrohten und stenöken Arten bzw. der Populationsstruktur analysiert wurden.

Die Bestimmung der Laufkäfer erfolgte nach REITER (1908), JEANNEL (1941/42), MAKOLSKI (1952), FREUDE *et al.* (1976) und LOHSE & LUCHT (1989). Die Nomenklatur richtet sich nach MARGGI (1992).

3 Ergebnisse

Es wurden 8777 Laufkäfer in 111 Arten (106 innerhalb der Wasserversorgungsanlagen und 63 in den umgebenden Feldern) erfaßt (vgl. Abb. 1). Die 68 nachgewiesenen Feldarten waren mit 8048 Individuen (Ind.) am stärksten vertreten, gefolgt von 21 Waldarten (405 Ind.) und 22 Sumpffarten (324 Ind.). Die höchsten Aktivitätsdichten wiesen *Poecilus cupreus* (mit 35% Anteil an der Gesamtaktivitätsdichte) und *Bembidion properans* (mit 6%) bei den Feldarten, *Nebria brevicollis* (mit 1%) bei den Waldarten und *Chlaenius nigricornis* (mit 1%) und *Agonum nigrum* (mit 0.5%) bei den Sumpffarten auf. Die mesophilen (= euryöken) Arten traten am zahlreichsten auf (22 Arten/4137 Individuen); häufigster Vertreter war *Poecilus cupreus*. Die xerophilen Arten (31 Arten/2923 Ind.) mit am häufigsten *Amara aenea* und die hygrophilen Arten (40 Arten/1413 Ind.) mit am häufigsten *Agonum muelleri* waren auch recht stark vertreten. 48 meistens stenöke Arten wie die hygrophilen Arten *Agonum scitulum*, *Pterostichus minor*, *Agonum nigrum* oder *Lasiotrechus discus* und xerophile Arten wie *Cicindela campestris*, *Amara montivaga*, *A. fulvipes* und *Syntomus foveatus* wurden mit 480 Individuen exklusiv im Bereich der Wasserversorgungsanlagen z.T. in großer Zahl nachgewiesen. Lediglich fünf Arten *Pterostichus madidus* (mit 2 Ind.), *Bembidion obtusum*, *Carabus granulatus*, *Leistus ferrugineus* und *Poecilus lepidus* wurden mit je 1 Individuum ausschließlich auf den Feldern gefunden.

In vier von fünf Fällen wiesen die Anlagen eine höhere Artenvielfalt als die Felder auf.

Standort Nr. 1

Die alte Weiheranlage wies mit 42 nachgewiesenen Laufkäferarten eine hohe Anzahl von hygrophilen Wald- und Sumpffarten (vgl. Abb. 2) wie *Platynus assimilis*, *Pterostichus anthracinus*, *P. cristatus*, *P. minor*, *Agonum scitulum*, *A. moestum*, *A. viduum*, *Bembidion lunulatum*, *B. articulatum* und *Nebria brevicollis* auf.

Das Maisfeld enthielt mit 35 mehrheitlich euryöken Feldarten (vgl. Abb. 2), eine niedrigere Artenvielfalt auf als die Weiheranlage. Am häufigsten wurden hier *Poecilus cupreus*, *Bembidion properans* und *Agonum muelleri* gefangen. Von den Waldarten waren nur *Pterostichus niger* und *Nebria brevicollis* zahlreich vertreten.

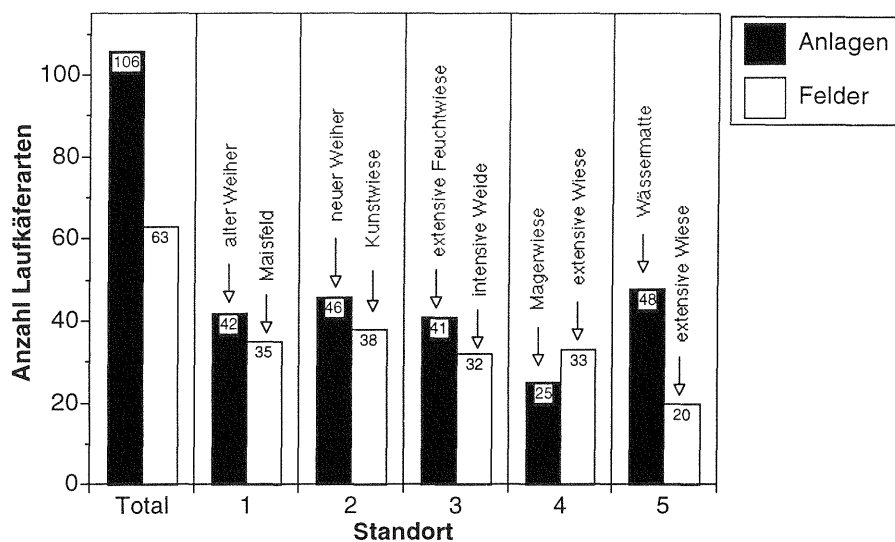


Abb. 1: Artenvorkommen der Laufkäfer in den Wasserversorgungsanlagen und angrenzenden Felder im Jahre 1996 (April bis September).

Standort Nr. 2

Unter den 46 im Bereich der neuen Weiheranlage nachgewiesenen Laufkäferarten waren am häufigsten die xero-thermophilen Arten (*Microlestes minutulus*, *Harpalus affinis*, *H. dimidiatus*, *H. rubripes*, *Amara aenea*, *Ophonus azureus* und *Ophonus ardosiacus*), die mesophilen Arten (*Bembidion properans*, *Poecilus cupreus*, *Badister bullatus* und *Anisodactylus binotatus*), aber auch Vertreter der hygrophilen Arten (*Agonum muelleri*, *Tachys parvulus*, *Bembidion tetragrammum*, *B. milleri*, *B. articulatum* und *Chlaenius nitidulus*). Von den fünf nachgewiesenen Waldarten traten vier vereinzelt auf; nur *Badister bullatus* kam zahlreich vor.

Die Kunstwiese wies mit 38 Arten eine recht hohe Artenvielfalt auf. Typische Feld-Wiesenarten wie *Poecilus cupreus*, *Bembidion properans*, *Platynus dorsalis*, *Agonum muelleri* und *Diachromus germanus* waren hier am häufigsten. Sechs Waldarten traten hier vereinzelt auf.

Standort Nr. 3

Die Feuchtwiese wies 41 Laufkäferarten auf. Am häufigsten waren hier Feldarten wie der euryöke *Poecilus cupreus* und *Bembidion properans*, Wiesenarten wie die hygrophile *Amara lunicollis* und die xerophilen Vertreter *A. kulti*, *A. montivaga*, *Diachromus germanus* und *Parophonus maculicornis*. Von den vier nachgewiesenen Sumpfwarten traten *Acupalpus dubius* und *Panagaeus crux-major* mit mehr als einem Individuum auf. Als einzige Waldart wurde *Badister bullatus* nachgewiesen.

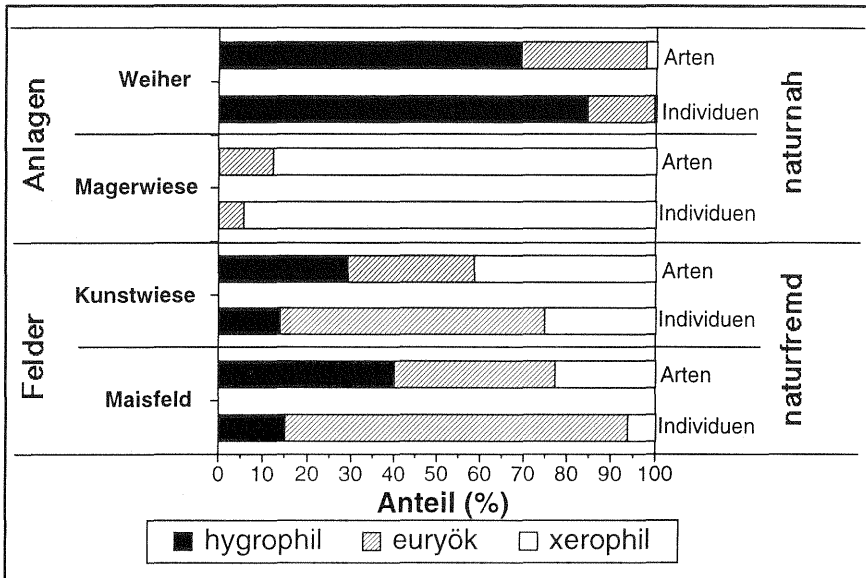


Abb. 2: Prozentuale Anteile von hygrophilen, euryöken und xerophilen Laufkäferarten in den ausgewählten Wasserversorgungsanlagen und angrenzenden Feldern im Jahre 1996 (April bis September).

Die 32 Laufkäferarten der Weide waren stark dominiert von xero-thermophilen Feldarten wie *Amara aenea*, *Harpalus dimidiatus*, *Parophonus maculicornis*, *Brachinus explodens* und *Calathus fuscipes*, sowie den mesophilen Arten *Poecilus cupreus* und *Anisodactylus binotatus*. Die sechs nachgewiesenen hygrophilen Arten kamen hier nur vereinzelt vor. Auch hier wurde als einzige Waldart *Badister bullatus* nachgewiesen.

Standort Nr. 4

Die Magerwiese enthielt mit 25 Laufkäferarten die zweitniedrigste Artenvielfalt. Fast alle nachgewiesenen Arten gehörten zu den xero-thermophilen (vgl. Abb. 2), meistens stenöken Feldarten wie *Amara aenea*, *Harpalus dimidiatus*, *H. rubripes*, *H. anxius*, *H. tardus*, *Brachinus explodens* und *Parophonus maculicornis* (Ausnahme: *Poecilus cupreus*, *Badister bullatus* und *Amara lunicollis*).

Die extensive Wiese wies mit 33 Laufkäferarten eine höhere Artenvielfalt als die Magerwiese auf. Die Arten gehörten mit vier Ausnahmen (*Nebria brevicollis*, *Badister bullatus*, *B. sodalis* und *Carabus nemoralis*) zu den Feldarten. Xero-thermophile Arten wie *Amara aenea*, *Diachromus germanus*, *Brachinus explodens*, *Harpalus dimidiatus* und die mesophile Art *Poecilus cupreus* kamen hier zahlreich vor. Die hygrophilen Arten waren dagegen schwach vertreten.

Standort Nr. 5

Die Wässermatte erbrachte mit 48 Laufkäferarten die höchste Artenvielfalt aller untersuchten Flächen. Zu den häufigsten Arten gehörten die xerophilen Feldarten *Platynus dorsalis* und *Diachromus germanus*, die mesophilen Feldarten *Poecilus cupreus* und *Anisodactylus*

binotatus, die hygrophilen Feldarten *Agonum nuelleri* und *Lasiotrechus discus* sowie Sumpffarten wie *Chlaenius nigricornis*, *Clivina collaris*, *Agonum nigrum*, *A. micans*, *Platynus albipes*, *Bembidion biguttatum* und *Pterostichus nigrata*. Von den vier Waldarten trat nur *Nebria brevicollis* zahlreich auf.

Die extensive Wiese erreichte mit 20 Arten die niedrigste Artenvielfalt. Die xero-thermophilen Feldarten *Diachromus germanus*, *Harpalus dimidiatus*, *H. affinis* und *Amara aenea*, die mesophile Feldart *Poecilus cupreus* und die Waldart *Badister bullatus* waren hier zahlreich vertreten.

Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer in den Wasserversorgungsanlagen und den Feldern variierte stark zwischen 87 Ind./Falle am altem Weiher und 309 Ind./Falle in der Feuchtwiese bzw. zwischen 62 Ind./Falle auf der Weide und 613 Ind./Falle im Maisfeld (vgl. Abb. 3).

In den zwei Weiheranlagen kamen deutlich weniger Individuen vor als in den benachbarten Feldern (Maisfeld und Kunstwiese). Dies war hauptsächlich durch zahlreiches Vorkommen von *Poecilus cupreus* in der Äckern bedingt. Diese Art ist an den Lebensraum "Acker" angepaßt (vgl. Abb. 4). Die drei anderen Wasserversorgungsanlagen (extensive Feuchtwiese, Magerwiese und Wässermatte) wiesen höhere Aktivitätsdichten auf als die benachbarte intensive Weide bzw. die extensiven Wiesen. In den naturnahen Flächen wie dem alten Weiher, der Magerwiese und in den extensive Wiesen, wurden ausgeglichene Populationsstrukturen ermittelt als in den Ackerflächen, der neue Weiheranlage und der Weide (Abb. 4).

Insgesamt wurden 10 Arten mit 162 Individuen der Roten Liste der Schweiz und 23 Arten mit 814 Individuen der Roten Liste von Baden-Württemberg nachgewiesen (Tab. 1). Sieben in Baden-Württemberg als bedroht eingestufte Arten sind in der Schweiz nicht auf der Roten Liste aufgeführt.

Tab. 1: Das Arten- und Individuenvorkommen von Laufkäfern der Roten Liste Schweiz (CH, MARGGI 1994) und Baden-Württemberg (BW, TRAUTNER 1992) in den Wasserversorgungsanlagen und angrenzenden Feldern im Jahre 1996 (April bis September).

Parameter	Standort 1		Standort 2		Standort 3		Standort 4		Standort 5		Total
	1WA	1Ma	2WA	2KW	3FW	3We	4MW	4EW	5WM	5EW	
Artenzahl (CH)	2	1	1	1	4	0	3	2	2	0	10
Artenzahl (BW)	6	1	4	2	9	5	8	9	8	2	23
A.Dichte (CH)	34	1	1	3	69	0	9	2	43	0	162
A.Dichte (BW)	39	1	20	5	100	29	356	76	145	43	814

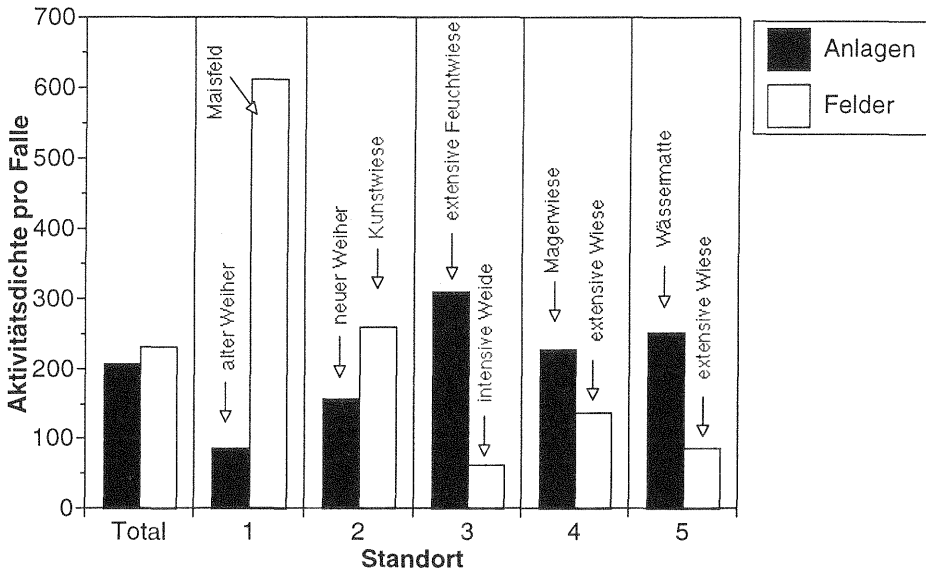


Abb. 3: Aktivitätsdichte der Laufkäfer in den Wasserversorgungsanlagen und angrenzenden Feldern im Jahre 1996 (April bis September).

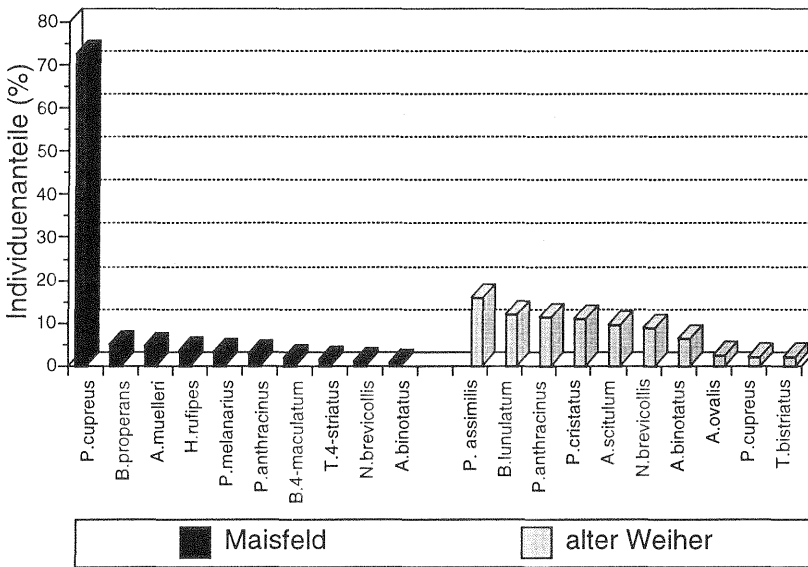


Abb. 4: Die zehn häufigsten Laufkäferarten im Maisfeld und an altem Weiher im Jahre 1996 (April bis September).

Alle folgenden Angaben beziehen sich auf die Arten der Roten Liste der Schweiz. Innerhalb der Anlagen wurden alle zehn Laufkäferarten mit 156 Ind. nachgewiesen. In den angrenzenden Feldern traten hingegen nur drei Arten der Roten Liste auf (mit 6 Ind.). Die Feuchtwiese des Standortes Nr. 3 wies am meisten bedrohte Arten auf: *Amara kulti* (61 Ind.), *Acupalpus dubius* (6 Ind.) und *Amara fulvipes* und *Agonum viridicupreum* mit je 1 Individuum. Die Magerwiese des Standortes Nr. 4 wies drei Arten auf: *Amara fulvipes* (5 Ind.), *A. kulti* (3 Ind.) und *Anisodactylus nemorivagus*, die Weiheranlage des Standortes Nr. 2 zwei Arten: *Agonum scitulum* (33 Ind.) und *Dromius longiceps* (1 Ind.) und die Wässermatte des Standortes Nr. 5 ebenfalls zwei Arten: *Agonum nigrum* (43 Ind.) und *Oodes helopioides* (1 Ind.).

4 Diskussion

Die fünf untersuchten Wasserversorgungsanlagen haben mit 48 exklusiv nachgewiesenen Laufkäferarten (insgesamt 111 Arten) und 10 Arten (mit 156 Ind.) der Roten Liste gezeigt, daß anthropogene Strukturen einen Beitrag zur Erhaltung/Erhöhung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft beitragen können. Die Unterschiede in der Bewirtschaftung, der Vegetation und vor allem in den mikroklimatischen Verhältnissen (vgl. THIELE 1977) der Anlagen, spiegeln sich in der Zusammensetzung der Laufkäferpopulationen wieder.

Die gehölzbestandenen, feuchten Ufer der alten Weiheranlage (Standort Nr. 1), boten den stenotopen Nassarten wie *Agonum scitulum*, *Agonum moestum* oder *Dromius longiceps* und Waldarten wie *Pterostichus cristatus* oder *Abax ovalis*, einen Lebensraum.

Die neue Weiheranlage (Standort Nr. 2) wies durch die sehr speziellen Feuchtigkeitsverhältnisse (trockene, vegetationsarme Ruderalstellen am Rande eines feuchten Ufers) eine sehr gemischte Laufkäferpopulation auf. Hygrophile Pionierarten wie *Bembidion tetragrammum* oder *B. milleri* wurden vor allem am Weiherufer gefangen, die xerophilen Arten *Cicindela campestris*, *Microlestes maurus* oder *Ophonus ardosiacus* im trockenen Bereich der Ruderalstellen.

Die alte Feuchtwiese (Standort Nr. 3) wies dank fehlerhaft angelegter Drainagen extrem unterschiedliche Feuchtigkeitsverhältnisse auf. Dies führte dazu, daß auf relativ kleiner Fläche stark xerophile Wiesenarten wie *Amara kulti*, *Parophonus maculicornis*, *Diachromus germanus* oder *Harpalus luteicornis* und stenöke Sumpfsarten *Acupalpus dubius*, *Panagaeus crux-major* und *Pterostichus nigrata* nebeneinander leben können (LUKA et al. 1998).

Die Magerwiese (Standort Nr. 4) wies eine sehr niedrige Artenvielfalt auf, aber dafür wurden hier viele spezielle steno-xero-thermophile Wiesenarten wie *Harpalus anxius*, *H. tardus*, *H. pumilus*, *H. luteicornis*, *Brachinus eximius* und *Parophonus maculicornis* zahlreich gefangen.

Die sehr nasse Wässermatte (Standort Nr. 5) wurde zum Ersatz-Lebensraum von sehr anspruchsvollen Arten wie *Agonum nigrum*, *Chlaenius nigricornis* und *Agonum micans*. Die in Mitteleuropa sehr seltene Art *Agonum nigrum* wurde mit 43 Individuen erstmals für die Schweiz nachgewiesen (LUKA et al. 1997). Nach BEDEL (1900), BARTHE (1920-1936), BURMEISTER (1939), HORION (1941), LINDROTH (1974) und BRAUNERT &

COULON (1996) kommt diese Art an sumpfigen Ufern stehender Gewässer, feuchten Wiesen, Flussufern, sumpfigen Waldwiesen und Mooren vor. Auch diese Untersuchung bestätigt die Nässepräferenz und die geringe Toleranz gegenüber Schwankungen der Feuchtigkeit bei *A. nigrum*. 42 Individuen wurden auf der Überschwemmungsfläche und 1 Individuum am Rande der Wässerplatte gefunden, obwohl auf der umliegenden extensiven Wiese in 30 bis 50 m Entfernung noch weitere Bodenfallen platziert waren. Diese ausgeprägte Stenökologie bezüglich der Feuchtigkeitsverhältnisse und Verwechslungen mit sehr ähnlichem *A. atratum* könnten eine der Ursachen dafür sein, dass die Art in Mitteleuropa sehr selten gefunden wurde.

Zusammenfassung

Fünf Wasserversorgungsanlagen (zwei Weiheranlagen, eine Feuchtwiese, eine Magerwiese, eine Wässerplatte) und deren Umgebung (ein Maisfeld, eine Kunstwiese (Klee gras), eine intensive Weide und zwei extensive Wiesen) wurden von April bis September 1996 mit Hilfe von je 4 Trichterbodenfallen pro Fläche während 14 Tage pro Monat beprobt. Es wurden 8777 Laufkäfer in 111 Arten (106 innerhalb der Wasserversorgungsanlagen und 63 in den umgebenden Feldern) erfaßt. Die Resultate wiesen darauf hin, dass Wasserversorgungsanlagen vielen Laufkäferarten einen Lebensraum gewähren können. 48 stenöke Arten wurden nur in den Anlagen nachgewiesen. Die Artenzahl der Laufkäfer war in den Wasserversorgungsanlagen in vier von fünf Fällen höher als diejenige der angrenzenden Felder. Insbesondere nennenswerte Vorkommen von bedrohten und stenöken Arten zeichneten die älteren Wasserversorgungsanlagen aus. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer in den Wasserversorgungsanlagen und den Feldern variierte stark. Die Populationsstruktur war in den naturnahen Wasserversorgungsanlagen ausgeglichener als in den Ackerflächen. Insgesamt wurden 10 Arten mit 162 Individuen von der Roten Liste der Schweiz und 23 Arten mit 814 Individuen der Roten Liste von Baden-Württemberg nachgewiesen. Die in Mitteleuropa seltene Art *Agonum nigrum* wurde mit 43 Individuen erstmals in der Schweiz nachgewiesen.

Danksagung

Dem Wasserwerk Reinach und Umgebung, Pro Natura Basel und der Gemeinde Pratteln wird für die finanzielle Unterstützung, Prof. Dr. P. NAGEL (Universität Basel, Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz (NLU), Biogeographie) für die Betreuung der Dissertation, Dr. U. NIGGLI (Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick) und Prof. Dr. H. DURRER (Universität Basel, Medizinische Biologie) für die Förderung des Projektes und W. MARGGI (Thun) für die Unterstützung im Bereich der Laufkäfertaxonomie herzlich gedankt. Dr. H. LENZIN (Birsfelden) danke ich für die botanische Aufnahme und L. PFIFFNER und Dr. B. SPEISER (Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick) für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und die Übersetzung. W. ASCHWANDEN und R. GESIRICH (Industrielle Werke Basel), F. ZUMTHOR (Wasserwerk Reinach und Umgebung) und allen betroffenen Landwirten danke ich für die freundliche Unterstützung und Zugangsmöglichkeiten zu den Wasserversorgungsanlagen.

5 Literatur

- BARTHE, E. (1920-1936): Tableaux analytiques illustrés des Coléoptères de la faune Franco-Rhénane. -UZES Imprimerie des Miscellanea Entomologica, 472 pp.
- BEDEL, L. (1900): Catalogue Raisonné des Coléoptères de Tunisie. Première Partie Cicindelidae-Staphylinidae. - Imprimerie Nationale, Paris, 130 pp.

- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP, (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - 4. Aufl., Naturschutz aktuell **1**, 1-270, Kilda Verlag, Greven.
- BRAUNERT, C. & J. COULON. (1996): Contribution à la connaissance des Coléoptères Carabiques de la réserve naturelle de la Truchère-Ratenelle (Saône-et-Loire, France). - Bull. mens. Soc. linn. **65** (8), 250-264.
- BURMEISTER, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Band: Adephega, I. Familiengruppe: Caraboidea. - 307 S., Hans Goecke Verlag, Krefeld.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & A. LOHSE. (1976): Die Käfer Mitteleuropas, Band 2, Adephega 1. - 302 S., Goecke & Evers, Krefeld.
- HORION, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer. Band I: Adephega, Caraboidea. - 463 S., Hans Goecke, Krefeld.
- JEANNEL, R. (1941/42): Fauna de France 39/40. Coléoptères - Carabiques, 1+2. - Librairie de la Faculte des Sciences, 1173 pp., Paris.
- LINDROTH, C. H. (1974): Handbooks for the identification of British insects, Coleoptera, Carabidae. - Royal Entomological Society, 148 pp., London.
- LOHSE, G. A. & LUCHT, W. H. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. 1. Supplementband mit Katalogteil. - 346 S., Goecke & Evers, Krefeld.
- LUKA, H., WALTHER, B. & H. DURRER (1998): Die Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) des Naturschutzgebietes "Petite Camargue Alsacienne" (Elsass, F). - Mitt. ent. Ges. Basel **48** (3), 99-140.
- LUKA, H., MARGGI, W. & P. NAGEL (1997): *Agonum nigrum* Dejean, 1828, neu für die Schweiz. Ein Beitrag zur Gesamtverbreitung und Ökologie der Art (Coleoptera, Carabidae). - Mitt. Schweiz. Ent. Ges. **70** (3-4), 311-321.
- MADER, H. J. (1983): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahl? - Natur und Landschaft **58** (10), 367-370.
- MAKOLSKI, J. (1952): Revue of Central-European species from the *Badister bipustulatus* Fabr. group with description of a new species (Col., Carabidae). - Annales Musei Zoologici Polonici **15** (2), 7-23. Auszug mit Übersetzung in: GERSDORF, E. & E. WEISE (1954). Eine neue Art der *Badister-bipustulatus*-Gruppe. - Entomologische Blätter **50**, 89-91.
- MARGGI, W. A. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae, Coleoptera), unter besonderer Berücksichtigung der "Roten Liste". - Documenta Faunistica Helvetiae **13**, Teil 1, 477 S.
- MARGGI, W. A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer und Sandlaufkäfer der Schweiz. - In: DUELLI, P. (Hrsg.), Rote Liste der Tierarten in der Schweiz, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 55-59.
- PIFFNER, L. & H. LUKA (1996): Laufkäfer-Förderung durch Ausgleichsflächen. - Naturschutz und Landschaftsplanung **28** (5), 145-151.
- PIFFNER, L. & H. LUKA. (in Vorbereitung): Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. - Agric., Environ. & Ecosys.
- REITTER, E. (1908): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches, I. Band. - 248 S., K. G. Lutz' Verlag, Stuttgart.

THIELE, H. U. (1960): Gibt es Beziehungen zwischen der Tierwelt von Hecken und angrenzenden Kulturfeldern? - *Z. angew. Ent.* **47**, 122-127.

THIELE, H. U. (1977): *Carabid Beetles in their Environments*. – 369 pp., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

TIETZE, F. & N. GROSSER (1985): Zur Bedeutung von Habitatsinseln in der Agrarlandschaft aus tierökologischer Sicht. - *Hercynia* **22** (1), 60-71.

TIMMERMANN, D. (1991): Überwinterung und Ausbreitung von Laufkäfern (Carabidae) im Agrarökosystem. - Dissertation aus dem Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 198 S., Kiel.

TRAUTNER, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer. - *Ökologie und Naturschutz* **4**, 1-72.

TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & M. BRÄUNICKE. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). - 2. Fassung, Stand Dezember 1996, *Naturschutz und Landschaftsplanung* **29** (9), 261-273.

Zur faunistischen Bedeutung landwirtschaftlicher Nutzflächen – Amphibien in Agrarökosystemen

On the importance of agraric habitats for the fauna – amphibians in agricultural ecosystems

Mario Tobias & Thomas Romanowsky

Abstract

Still fairly little is known about the situation of amphibians in agricultural ecosystems. Especially the juveniles are endangered on their migration across farmland. While most species try to avoid to stay in intensively used farmland, the Common Spade Foot Toad (*Pelobates fuscus*) prefers these environments. In comparison to fallowland-individuals at the same area, the farmland-animals were significantly bigger. Other amphibians prefer certain places within huge farmland areas, where they are able to find suitable microclimatic conditions. The methods of land usage, especially the usage of pesticides, mineral fertilizers as well as the different forms of mowing can have an enormous influence on the status of amphibian populations.

1 Einleitung

Die Kombination von „Amphibien“ und „Agrarlandschaft“ ist im Bereich der ökologischen Forschung nach wie vor recht selten. Auf der einen Seite gibt es eine Vielzahl von Amphibien-Untersuchungen zu Fragen der Populations- und Verhaltensökologie (vgl. BLAB 1986, KUHN 1994, TOBIAS 1997a) oder des Artenschutzes, hier wiederum speziell an Straßen (vgl. dazu KARTHAUS 1985, DEXEL & KNEITZ 1987), auf der anderen Seite liegen eine Vielzahl neuerer Erkenntnisse über den Einfluß von Bewirtschaftungsform und -intensität auf die Biozönosen von Agrarflächen vor. Diese beschränken sich aber in den meisten Fällen auf vegetationsökologische Aspekte oder die Betrachtung der Boden- und Arthropodenfauna. Im folgenden soll deshalb ein Einblick in das Beziehungsgefüge zwischen Amphibien und dem Lebensraum „Agrarlandschaft“ gegeben werden, welches bisher leider viel zu selten Berücksichtigung gefunden hat (vgl. GLANDT 1996).

Dabei werden ein Überblick über bereits bestehende Erkenntnisse sowie am Beispiel der Knoblauchkröte eigene Forschungsergebnisse vorgestellt. Bei dieser heimischen Lurchart bietet sich die Kombination aus populations- und agrarökologischer Untersuchung förmlich an. Die Knoblauchkröte wird von zahlreichen Autoren als „Steppentier“ bezeichnet (vgl. ENGELMANN et al. 1986, NÖLLERT 1992 u.a.), insbesondere weil sie ihren Sommerlebensraum in der offenen Landschaft sucht. Die streng nachtaktive Lebensweise sowie ein nur leises Rufen während des relativ kurzen Laichaufenthaltes am Gewässer tragen dazu bei, daß zur Ökologie der Knoblauchkröte noch immer recht wenig bekannt ist. Auf die Bedeutung allerdings, die Knoblauchkröten-Populationen in der Agrarlandschaft spielen können, soll im Anschluß eingegangen werden.

2 Amphibien im Agrarbereich

Zunächst soll aufgezeigt werden, welche verschiedenen Landlebensräume von heimischen Amphibien präferiert werden. Aufgrund der mehr oder weniger weiten ökologischen Amplitude ist eine Besiedlung oder ein zumindest vorübergehender Aufenthalt auch auf anderen Flächen möglich und in der heutigen Kulturlandschaft häufig auch notwendig.

Tab. 1: Zusammenstellung der bevorzugten terrestrischen Habitate ausgewählter Arten der heimischen Herpetofauna (nach verschiedenen Autoren)

Art	Bevorzugte terrestrische Habitate	Autoren
Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	Laubwälder, Hecken, Wiesen	BLAB (1986), GLANDT (1996), KOLLAR (1990)
Moorfrosch (<i>Rana arvalis</i>)	Wiesenbereiche, Moorflächen, Gräben, Gärten, Auen	GLANDT (1996), GÜNTHER & NABROWSKY (1996)
Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)	Laub- und Mischwälder	KOLLAR (1990), GÜNTHER et. al. (1996)
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	Laub- und Mischwälder, Parks, Hecken	GÜNTHER & GEIGER (1996), BLAB (1986)
Wechselkröte (<i>Bufo viridis</i>)	Trockene, vegetationslose Bereiche, Kiesgruben	CABELA (1990), GÜNTHER & PODLOUCKY (1996)
Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	Sekundärhabitats, Kiesgruben, Brachflächen, Aubereiche	GÜNTHER & MEYER (1996)
Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)	Acker-, Kulturlandschaft, offene Waldbiotope, Gärten	NÖLLERT (1992), TOBIAS (1997c)
Rotbauchunke (<i>Bombina bombina</i>)	Grünland, Uferbereiche, Kiesabbaugewässer	GÜNTHER & SCHNEEWEISS (1996)
Wasserfrosch-Komplex (<i>Rana</i> kl. <i>Esculenta</i> , <i>R. lessonae</i> , <i>R. ridibunda</i>)	Gewässerufer, Grünlandflächen, Wiesen, Weiden	GLANDT (1996), GÜNTHER (1996)
Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)	Waldränder, Uferbereiche, Gebüsche, Gärten	GROSSE (1994), GROSSE & GÜNTHER (1996)
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	Wälder, Gärten, Felder, Wiesen	GROSSE & GÜNTHER (1996)
Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	Laub- und Mischwälder, Ruderalflächen, Gärten	SCHIEMENZ & GÜNTHER (1994), BUSCHENDORF & GÜNTHER (1996)

Wie die Tab. 1 darstellt, gehören offene Agrarflächen für die meisten Arten der heimischen Amphibienfauna nicht zu den bevorzugten terrestrischen Habitaten. Nur die Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) sowie, abhängig vom jeweiligen Gelände auch typische Pionierarten, wie beispielsweise Kreuz- (*Bufo calamita*) und Wechselkröte (*B. viridis*), bevorzugen offene, meist sandige Biotope. Daraus ergibt sich, daß bei herpetologischen Untersuchungen Ackerflächen nur in sehr begrenztem Maße betrachtet werden.

3 Amphibienwanderung auf / über Agrarflächen

In der heutigen stark durch den Einfluß der Landwirtschaft geprägten Kulturlandschaft grenzen bewirtschaftete Flächen oftmals direkt an Fortpflanzungsgewässer von Amphibien. Sowohl adulte Amphibien, die am Laichgeschäft teilnehmen, als auch frisch metamorphosierte Tiere, die sich nach ihrer Larvalzeit zum ersten Mal an Land begeben, werden sich daher zwangsläufig (zumindest vorübergehend) auf Agrarflächen aufhalten. Auf subadulte Amphibien, die zwar am Wandergeschehen, nicht aber an der Fortpflanzung teilnehmen (vgl. SCHÄFER 1993, TOBIAS 1998), soll hierbei aufgrund der sehr begrenzten Erkenntnisse nicht näher eingegangen werden. Bei den adulten Individuen muß außerdem zwischen Frühjahrswanderung zum Gewässer (Laichwanderung), Rückwanderung in den Landlebensraum nach dem Laichgeschäft und bei einigen Arten, beispielsweise der Erdkröte (*Bufo bufo*), zusätzlich die Herbstwanderung in Richtung auf das Laichgewässer unterschieden werden.

Eine Nahrungsaufnahme der Tiere findet vor der Paarungszeit in der Regel nicht statt. Da Amphibien zu den wechselwarmen Organismen gehören, erklärt sich dieses zum Teil aus den im Februar und März noch vorherrschenden recht niedrigen Temperaturen, bei denen eine ausreichende Verdauung noch nicht gewährleistet wäre. Der Stoffwechsel der Tiere muß nach der langen Winterpause sozusagen erst „langsam in Fahrt kommen“. Acker- oder Grünlandflächen werden somit nur durchquert, aber noch nicht als Nahrungshabitat genutzt.

Auf der Rückwanderung nach dem Laichgeschäft (März bis Juni) hingegen begeben sich die Tiere vermehrt auf Nahrungssuche. Dabei werden während der Migration in den eigentlichen Sommerlebensraum auch Beutetiere auf landwirtschaftlich geprägten Flächen verzehrt, wobei der Einfluß der durchwandernden Tiere aber nicht quantifizierbar ist.

BLAB et al. (1991) beschreiben, daß Abhängigkeiten von bestimmten Pflanzengesellschaften bei der Ausbreitung gegenüber den Faktoren wie Bodendeckungsgrad und insbesondere Feuchtigkeit zurücktreten, die Struktur des Landhabitates also den wesentlichen Einfluß gewinnt. So sei anzunehmen, daß sowohl abiotische Faktoren (Mikroklima und Versteckmöglichkeiten) wie auch biotische Einflüsse (Nahrungsangebot und Feinddruck) entscheidende Bedeutung für den Ausbreitungserfolg haben. Außerdem muß in die Gewichtung dieser Faktoren die Größe der Tiere mit einbezogen werden, da kleinere (juvenile) Tiere, aufgrund ihrer relativ größeren Oberfläche, schneller austrocknen als große (adulte) Tiere. Demnach haben letztere eine größere Chance auch weitläufigere Ackerflächen zu durchqueren, während sich der für die Wanderungsleistung positive Faktor des geringeren Raumwiderstandes auf einer Ackerfläche gegenüber dichter bewachsenen Bereichen für kleinere Individuen nur bei günstigen Witterungsbedingungen niederschlägt (vgl. BLAB et al. 1991).

Deutlich wird der negative Einfluß der deckungslosen Ackerflächen für die Wanderung juveniler Amphibien auch bei anderen Autoren benannt. In der Regel sollen die Jungtiere sternförmig und somit unabhängig vom angrenzenden Biotoptyp vom Laichgewässer abwandern. SCHÄFER (1993) beschreibt jedoch, daß sich, insbesondere bei metamorphosierten Braunfröschen, die Abwanderungsschwerpunkte erheblich unterscheiden können. So wan-

derden die Tiere bei noch vorhandener Feldvegetation nahezu gleichmäßig vom Gewässer ab, während sie nach der Ernte (bei freier Sicht), die Ackerbereiche mieden und sich anhand eines Hell-Dunkel-Kontrastes in Richtung eines Waldstückes orientierten. Untersuchungen zur Überlebenswahrscheinlichkeit von juvenilen Moorfröschen beim Überqueren von Ackerflächen sind von BERGER et al. (1998) angestellt worden. Demnach konnten die Jungtiere bei trocken-heißer Witterung nach Tagesanbruch nur wenige Stunden auf einer Ackerfläche überleben. Selbst wenn die Abwanderung vom Gewässer überwiegend bei feuchter Witterung abläuft, kann ein rascher Wetterumschwung den Großteil der Jungtiere vernichten. Fragen nach der Weiträumigkeit der Landschaft sowie der Größe der Schläge spielen hier eine entscheidende Rolle.

Ähnliche Erfahrungen sind auch durch SCHÄFER & KNEITZ (1993) beschrieben worden, wonach der Großteil metamorphosierter „Wasserfrösche“ in Richtung eines Waldrandes und nur sehr geringe Zahlen auf freie Agrarflächen abwanderte. Auch bei der Ansiedlung neuer Arten ergibt sich, daß in der Nähe von Waldstücken gelegene Gewässer schneller besiedelt werden, als Gewässer innerhalb intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine Isolation dieser „Naturinseln“ in der Kulturlandschaft kann nur durch ausbreitungsaktive Amphibien, in der Regel Jungtiere überwunden werden. Die immense Bedeutung und gleichzeitig der in der Kulturlandschaft eklatante Mangel an linearen Strukturen wie Hecken, Knicks und ungemähten Gräben (vgl. TOBIAS in Vorber.) wird hier besonders deutlich.

4 Aufenthalt von Amphibien auf Agrarflächen

An dieser Stelle sollen die Ergebnisse einer eigenen populationsökologischen Studie an der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus* vorgestellt werden, die im Rahmen des Braunschweiger Amphibien- und Kleingewässerschutzkonzeptes (HOPPE-DOMINIK 1994) seit 1996 durchgeführt wird (vgl. TOBIAS 1997a).

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich östlich des Stadtgebietes von Braunschweig im Landschaftsschutzgebiet „Schapenteich“. Dieses liegt im Übergang des Ostniedersächsischen Hügellandes ins Flachland in einer Höhe von etwa 80 m über NN. Der Schapenteich ist mit einer offenen Wasserfläche von ca. 3.000 m², umgeben von einem etwa 1 ha großen Sumpfgürtel, ein bedeutendes Fortpflanzungsgewässer zahlreicher Amphibienarten (TOBIAS 1997b).

Als Sommerlebensraum bzw. Winterquartier stehen den Amphibien westlich des seit 1983 nicht mehr zur Fischzucht genutzten Teiches ein großer Brache- bzw. extensiv genutzter Grünlandkomplex mit einem kleinen Waldstück sowie nördlich eine konventionell bewirtschaftete Ackerfläche zur Verfügung. Die Brach-, bzw. Ackerfläche stellten sich als die bevorzugten Landlebensräume heraus, aus denen die Amphibien im Frühjahr zum Gewässer kommen.

Die beiden Untersuchungsflächen werden seit nunmehr fünf Jahren unterschiedlich genutzt. So wird die Brache mit nur einer einmaligen Mahd im August „bewirtschaftet“, wobei das Mähgut nicht abgefahren wird, die Ackerfläche wird durchgängig im Getreideanbau (Ausnahme 1995: Zuckerrüben) genutzt.

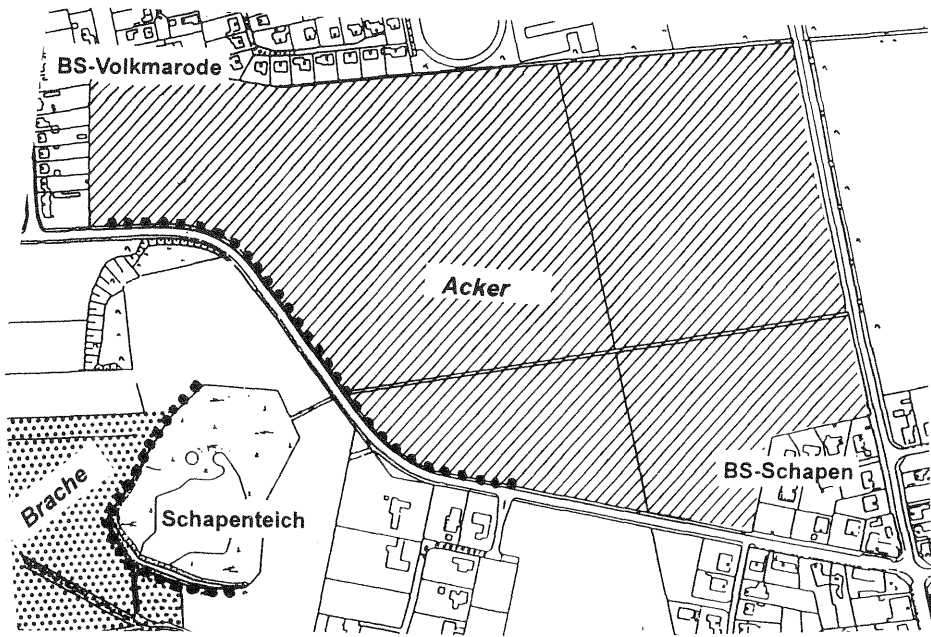


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit den Biotoptypen Acker und Brache, Strichellinien zeigen Lage der Fangzäune

Material und Methode

Als Fanganlage wurde ein handelsüblicher etwa 50 cm hoher Polyethylen-Krötenzaun verwendet. Das Geflecht mit einer Maschenweite von 4 mm wurde etwa 5 cm tief in den Boden eingegraben, um ein Untergraben durch Amphibien zu verhindern. Abhängig von der Beschaffenheit des Untergrundes und der Vegetation, wurde der Zaun nach ca. zwei Metern mit 60 cm langen Rundseisen im Boden verankert und konnte damit leicht gegen die Anwanderungsrichtung gebogen werden. Im Abstand von 10 Metern wurden 10 l Plastikeimer ebenerdig in den Boden eingesetzt und zur Reduzierung der Mortalität von Arthropoden und Kleinsäugetern mit einem Holzstock zum Herausklettern und etwas Laub versehen. Die Eimer wurden jeweils morgens geleert und die Tiere der vergangenen Nacht zugerechnet. Die Masse der Amphibien wurde mittels einer elektronischen Taschenwaage (Kern 462-41) auf 0,1 g genau bestimmt, die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) bei entspannter Sitzhaltung des Tieres mit einer mechanischen Schieblehre von der Schnauzenspitze bis zum dorsalen Kloakenrand auf 0,1 mm genau bestimmt. Die Kröten wurden anschließend direkt hinter dem Zaun mit dem Kopf in Wanderrichtung wieder ausgesetzt.

Morphometrische Unterschiede zwischen „Acker-“ und „Brachetieren“

Zwischen Tieren, die den Acker als Landlebensraum nutzen und denen, die aus dem terrestrischen Biotoptyp „Brache“ her anwandern, zeigen sich deutliche Unterschiede hinsichtlich Körpergröße und Gewicht. In Abb. 2a (Männchen) und b (Weibchen) sind die positiven Abweichungen der größeren „Ackertiere“, bzw. die (negativen) Abweichungen der kleineren „Brachetiere“ vom Populationsmittelwert aller 1996 gefundenen Tiere (n = 1623) aufgetragen.

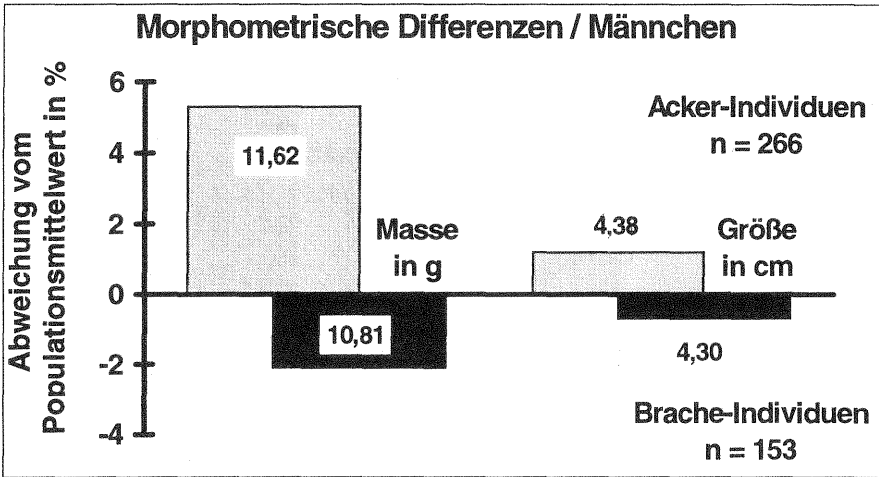


Abb. 2a: Morphometrische Unterschiede von Knoblauchkröten-Männchen, die 1996 aus den Biototypen Acker bzw. Brache anwanderten (aus TOBIAS 1997c, verändert).

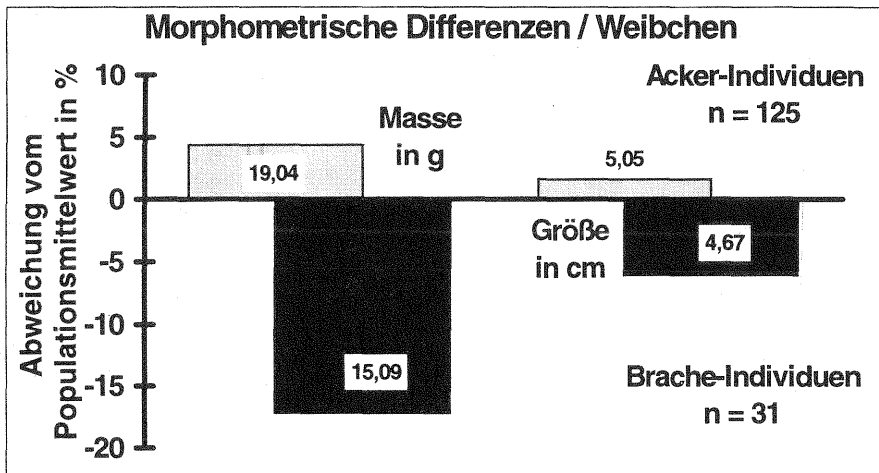


Abb. 2b: Morphometrische Unterschiede von Knoblauchkröten-Weibchen, die 1996 aus den Biototypen Acker bzw. Brache anwanderten (aus TOBIAS 1997c, verändert).

Die Differenzen der Körpermassen der Weibchen beträgt dabei nahezu ein Fünftel, die der KRL immerhin gut 7 %. Selbst bei den Männchen, deren Schwankungsbreite jeweils unter der weiblichen Individuen liegt, bleiben alle Werte statistisch signifikant unterschiedlich. Die Unterschiede zwischen den beiden Teilen der gemeinsamen Population sind auch in 1997 und 1998 nahezu konstant geblieben.

Einfluß der Habitatstruktur auf die Nahrungssuche von Amphibien

Eigene Fütterungsversuche mit Knoblauchkröten haben gezeigt, daß der Raumwiderstand der Habitatstruktur entscheidenden Einfluß auf den Beutefangerfolg der Knoblauchkröte hat (TOBIAS et. al., in Vorber.). So konnten Weibchen von *Pelobates fuscus* im gleichen Zeitraum signifikant mehr Beutetiere in einer „geordneten Struktur“ eines Getreideackers, als in einer „ungeordneten Struktur“ einer mehrjährigen Brache erbeuten. Dieses erklärt sich einerseits daraus, daß die Amphibien einen besseren Überblick darüber haben, welche potentiellen Beutetiere sich in der linearen Ackerfurche bewegt, als wenn sie inmitten einer dicht verwachsenen Brachevegetation sitzen. Die Beutetiere können also eher entdeckt, und aufgrund des geringeren physischen Widerstands auf dem Acker, auch schneller erfaßt werden.

Andererseits scheint die Aktivitätsdichte der Beutetiere – vornehmlich nachtaktiver Carabiden – innerhalb des Getreideackers gegenüber der Brache ebenfalls deutlich erhöht zu sein (ROMANOWSKY & TOBIAS 1999). Da Amphibien zu den „Lauerjägern“ gehören, der Beute also nicht aktiv nachstellen, sondern warten, bis ein Kleintier adäquater Größe vorbeikommt, ist die Wahrscheinlichkeit einer Begegnung zwischen Räuber und Beute entscheidend für den Nahrungserfolg der Amphibien. In der linearen Struktur eines Getreideackers ist die Aktivitätsdichte von Laufkäfern gegenüber einer mehrjährigen Brache deutlich erhöht, der Beutefangerfolg daher wahrscheinlicher.

Kleinräumliche Unterschiede der Amphibiendichte auf einer Fläche

Innerhalb einer Ackerfläche sind kleinräumliche Unterschiede des Mikroklimas, insbesondere der Bodendeckung und Feuchtigkeit, von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen bzw. den längerfristigen Aufenthalt von Amphibien. Eine dichte Bodendeckung spendet den Tieren - insbesondere auf der Wanderung - Schatten und verhindert somit ein schnelles Austrocknen der Amphibien. Nach Angaben von BERGER et al. (1998) bevorzugen Amphibien, darunter besonders Moorfrösche (*Rana arvalis*), innerhalb großer Ackerflächen verstärkt „Naßstellen“ als Teillebensraum. Durch den größeren Feuchtegradienten zur Ackerumgebung bieten die Naßstellen außerdem Attraktionspunkte für Bodenarthropoden als Beutetiere. Insbesondere bei sommerlichen Witterungsverhältnissen können sich somit teils sehr hohe Abundanzen auf relativ kleiner Fläche ergeben.

5 Einfluß der Bewirtschaftung auf Amphibienpopulationen

Über den Einfluß der Bewirtschaftung auf Amphibien ist bislang noch recht wenig bekannt. Negative Einflüsse auf die Amphibienfauna von Agrarflächen können aber insbesondere durch Düngung, Pestizideinsatz sowie bestimmte Bewirtschaftungsformen gegeben sein.

Bewirtschaftungsformen

BERGER et al. (1998) beschreiben, daß die Bearbeitung eines abgeernteten Stoppelfeldes mit einem Grubber keine nachweisbaren Schädigungen bei in den Versuch eingesetzten Jungtieren verschiedener Arten hat, wohingegen eine wendende Bodenbearbeitung mit einem Pflug zu einer Mortalitätsrate von 90 % führte. Die Tiere wurden dabei verschüttet und eingeklemmt, bzw. erstickten innerhalb der folgenden Tage. Der extreme Wert dürfte aufgrund verschiedener Bodentypen und -beschaffenheiten (schwere, nasse Lehmböden im Gegensatz zu trockenen, lockeren Sandböden) in anderen Untersuchungsgebieten hoffentlich niedriger liegen. Allein die Tatsache, daß ein Großteil der Amphibien, mithin auch die grabenden Arten wie *Pelobates fuscus*, von diesen Schädigungen betroffen sind (DÜRR, mündl. Mitt.), gibt allerdings Anlaß zur Sorge. Detaillierte Untersuchungen zu dieser Thematik sollten unbedingt durchgeführt werden.

Im Bereich des Grünlandes wird als wesentliche negative Einflußgröße die Mahd angesehen. Hinsichtlich des Einsatzes verschiedener Mähgeräte gibt es deutliche Unterschiede. So beschreiben CLABEN et. al. (1996), daß Kreiselmäher sehr viel negativere Auswirkungen auf die Amphibienfauna haben, als Balkenmäher. Auch hinsichtlich der Fahrtgeschwindigkeit der Geräte ergeben sich Unterschiede. So geht die Anzahl der verletzten Tiere um so mehr zurück je schneller der Schlepper die Mähmaschine über die Fläche zieht. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, daß die Tiere erst nach einer gewissen Verzögerung aufspringen, nachdem sie die Maschine wahrgenommen haben. Ist der Schlepper nun langsam, so springen die Tiere direkt in den Mähbalken, fährt der Traktor schneller, so besteht die Möglichkeit, daß die Amphibien erst hinter dem Balken aufspringen.

Mineraldünger und Pestizide

In neueren Versuchen wurde der negative Einfluß des Einsatzes von Mineraldünger und Pestiziden nachgewiesen. Während bisher meist deren indirekte Auswirkungen der Eutrophierung von Gewässern und die damit verbundenen Auswirkungen für das Laichgeschäft der Amphibien beobachtet wurden (vgl. TESTER 1990, GROSSE 1994), ist für bestimmte Substanzen auch eine direkte Gefährdung infolge mineralischer Düngung ermittelt worden (OLDHAM & TOWNS 1991, OLDHAM et al. 1993).

Von SCHNEEWEISS & SCHNEEWEISS (1997) sind nach Einsatz von Kalkammonsalpeter in Abhängigkeit von der Witterung - das Düngergranulat ist bei langanhaltender Trockenheit recht beständig und löst sich erst bei Regenfällen auf - teils sehr hohe Zahlen an verätzten, bzw. toten Tiere gefunden worden. Genauere Betrachtung sollten hierbei weiterhin die Unterschiede der artspezifischen Schädigungsrate finden. So wurden bei Teich- (n=18) und Kammolchen (n=8) jeweils mehr als 60 % der Individuen tot gefunden, während die Vertreter der Gattung *Rana* nur mit 6 % (*R. esculenta*, n=18), bzw. 17 % (*R. arvalis*, n=41) letal geschädigt wurden. Grund hierfür könnte das für die Urodelen ungünstige Verhältnis zwischen Körperoberfläche und -volumen sein, da vermutlich der Körperkontakt der hygroskopischen Düngesalze die Todesursache für die Amphibien darstellt (SCHNEEWEISS & SCHNEEWEISS 1997). Die besonderen physiologischen Leistungen der Amphibienhaut als Regulationsorgan des Wasserhaushalts sollen hier nicht weiter ausgeführt werden.

Neben der direkten Wirkung einer Hautverätzung oder Vergiftung der Tiere nach Hautkontakt mit Pestiziden, können diese noch einen weiteren, mittelbaren Effekt auf die „Fitness“ der Amphibien haben. Der Einsatz von Pestiziden wirkt sich mehr oder weniger stark auf die Zusammensetzung der Biozönose des Lebensraumes aus, so daß bestimmte Arten der ArtArqpodenfauna als potentielle Nahrungsquelle ausfallen können. Das Beziehungsgefüge und die Nahrungsnetze im gesamten Habitat verschieben sich.

6 Arten- und Biotopschutzmaßnahmen

Die vielleicht wesentlichste Maßnahme zur Förderung von Amphibien in der Agrarlandschaft ist eine Erhöhung der Strukturvielfalt in der Agrarlandschaft.

Diese kommt letztendlich nicht nur einer speziellen Tiergruppe, sondern dem gesamten ökologischen Gefüge zugute und verbessert zudem das Landschaftsbild.

Die Erhöhung der Vielfalt linearer Strukturen, beispielsweise durch die Neuanlage von Hecken (Benjes-Hecken, Hegebüsch), nicht gemähten Randstreifen oder nicht geräumten Gräben muß gefördert werden, da diese Biotopvernetzung nicht nur bei der Wanderung und Ausbreitung von Amphibien eine wichtige Grundlage spielt. Insbesondere auf Schlägen in Gewässernähe sollte versucht werden mit den Landwirten Randstreifenprogramme oder Flächenstilllegungen mit entsprechenden Ausgleichszahlungen zu vereinbaren.

Daneben erscheint auch die Erhöhung der Vielfalt an flächigen Strukturen als „Mosaik“ in intensiv genutzten Ackerbau-landschaften von Bedeutung. Diese kann beispielsweise durch die Extensivierung von Grünland, Brachlegung von Ackerflächen und die Einbindung von stillgelegten Kiesgruben und Ödlandflächen in ein „ökologisches Netz“ erreicht werden.

Als Aufgabe der Naturschutzbehörden sind zum einen Bestandsaufnahmen und Monitoringprogramme zur Erfassung der aktuellen Bestände und Entwicklungspotentiale von Amphibienpopulationen in Agrarbiotopen – z. B. in der Zusammenarbeit mit lokalen Naturschutzgruppen oder Universitäten – vorzunehmen. Darüber hinaus sollte die Akzeptanz der bewirtschaftenden Landwirte gegenüber Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes erhöht werden. Ausgleichszahlungen für naturschonende Bewirtschaftungsformen und Flächenextensivierung oder –stilllegung sollten von der Verwaltung - eventuell unter Beteiligung der Landwirtschaftskammern und Naturschutzverbände, als deren Beitrag zum Naturschutz in der Agrarlandschaft – aufgebracht werden. Die Landwirte zu Partnern in Sachen Naturschutz zu machen erscheint hier die erfolgversprechenste Lösung. Die Anpassung von Bewirtschaftungsmethoden des konventionellen Landbaus an naturschutzgerechtere Formen, wie sie bereits von der Ökologischen Landwirtschaft betrieben werden sowie eine Verringerung und Zeitanpassung der Verwendung von Düngemitteln sind nur einige Beispiele.

Zusammenfassung

Während Amphibien bei agrarökologischen Fragestellungen bisher recht wenig Beachtung gefunden haben, zeigen neuere Forschungsergebnisse bei der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), daß sich durchaus bedeutsame Populationen auf Ackerflächen entwickeln können. Die Mehrzahl der Amphibienarten meidet jedoch Ackerflächen bzw. besiedelt dort kleinräumige Habitate mit entsprechenden mikroklimatischen Bedingungen. Negative Einflüsse für Amphibienpopulationen können sich neben

der Struktur der Fläche außerdem aus der Bewirtschaftungsform und –intensität ergeben. Als Ausblick kann GLANDT (1996) zitiert werden, der sagt, daß ein moderner Amphibienschutz die aquatischen und gleichermaßen die terrestrischen Biotope berücksichtigen muß. Die Agrarlandschaft spielt unseres Erachtens nach dabei in Zukunft eine herausragende Rolle.

Danksagungen

Besonderer Dank für die Ermöglichung und Unterstützung des gesamten Projektes gebührt Prof. Dr. Otto Larink am Zoologischen Institut der TU Braunschweig. Weiterhin möchten wir Dr. Bernd Hoppe-Dominik vom Umweltamt der Stadt Braunschweig für die Bereitstellung der Materialien und seine ausdauernde Hilfe danken. Den Landwirten Hartmut Lenge (Schapen) und Thomas Mittendorf (Klein Schöppenstedt) gilt unser herzlicher Dank für die mehrjährige großzügige Bereitstellung ihrer Ackerflächen. Darüber hinaus haben uns Katja Retzlaff, Dr. Andreas Martens, Steffen Förster und viele mehr mit unzähligen Diskussionen und praktischen Tips sehr zur Seite gestanden.

7 Literatur

- BERGER, G., DÜRR, S. & H. KRETSCHMER (1998): Integration von Zielen des Biotop- und Artenschutzes in ackerbauliche Nutzungssysteme am Beispiel von Amphibien- - Ökologische Hefte Berlin.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Kilda Verlag.
- BLAB, J., BRÜGGEMANN, P. & H. SAUER (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil II. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 34.
- BUSCHENDORF, J. & R. GÜNTHER (1996): Teichmolch (*Triturus vulgaris* Linnaeus, 1758). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 174-195, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- CABELA, R. (1990): Wechselkröte. - In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien.
- CLABEN, A., HIRLER, A. & R. OPPERMANN (1996): Auswirkungen unterschiedlicher Mähgeräte auf die Wiesenfauna in Nord-Ost Polen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 28, 139-144.
- DEXEL, R. & G. KNEITZ (1987): Zur Funktion von Amphibienschutzanlagen im Straßenbereich. – Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik 516, 1-93.
- ENGELMANN, W. E., FRITZSCHE, J., GÜNTHER, R. & F. J. OBST (1986): Lurche und Kriechtiere Europas. – 420 S., Neumann Verlag, Leipzig.
- GLANDT, D. (1996): Naturschutz durch Extensivierung der Agrarlandschaft, dargestellt am Beispiel von Amphibienlebensräumen. – Natur- und Landschaftskunde 32, 59-64.
- GROSSE, W.-R. (1994): Der Laubfrosch: *Hyla arborea*. – Die neue Brehm Bücherei 615, 1-211, Westarp, Magdeburg.
- GROSSE, W.-R. & R. GÜNTHER (1996a): Kammolch (*Triturus cristatus* Laurenti, 1768). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 120-141, Gustav-Fischer-Verlag; Jena.
- GROSSE, W.-R. & R. GÜNTHER (1996b): Laubfrosch (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 343-364, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R. (1996): Teichfrosch (*Rana* kl. *esculentata* Linnaeus, 1758). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 455-475, Gustav Fischer Verlag; Jena.

- GÜNTHER, R. & A. GEIGER (1996): Erdkröte (*Bufo bufo* Linnaeus, 1758). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 274-302, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R. & F. MEYER (1996): Kreuzkröte (*Bufo calamita* Laurenti, 1768). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 302-321, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R. & H. NABROWSKY (1996): Moorfrosch (*Rana arvalis* Nilsson, 1842). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 364-388, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R. & R. PODLOUCKY (1996): Wechselkröte (*Bufo viridis* Laurenti, 1768). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 322-343, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R. & N. SCHNEEWEISS (1996): Rotbauchunke (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 215-232, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- GÜNTHER, R., PODLOUCKY, J. & R. PODLOUCKY (1996): Springfrosch (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1840). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, 389-412, Gustav Fischer Verlag; Jena.
- HOPPE-DOMINIK, B. (1994): Amphibien- und Kleingewässerschutzkonzept von Braunschweig. – Schriftenr. Kommunalen Umweltsch. Stadt Braunschweig 4.
- KARTHAUS, G. (1985): Schutzmaßnahmen für wandernde Amphibien vor einer Gefährdung durch den Straßenverkehr. – Natur und Landschaft 60, 242-247.
- KOLLAR, R. (1990): Grasfrosch. - In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens, 98-101, Jugend & Volk Edition, Wien.
- KUHN, J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.). - Z. f. Feldherpetol. 1, 3-87, Magdeburg.
- NÖLLERT, A. (1992): Die Knoblauchkröte. - 2. Auflage, Brehm Bücherei.
- OLDHAM, R. S. & M. TOWNS (1991): The effect of agricultural fertilisers on amphibians (B). NPK fertilisers granules on adult, male *Rana temporaria*. - N. C. C. Report, Contract No. F72-15-05.
- OLDHAM, R. S., LATHAM, D. M., HILTON-BROWN, D. & J. G. BROOKS (1993): The effect of agricultural fertilisers on amphibians. - English Nature Contract Report, English Nature, Peterborough.
- ROMANOWSKY, T. & M. TOBIAS (1999): Vergleich der Aktivitätsdichte von Bodenarthropoden (insbesondere Laufkäfern, Carabidae) in zwei agrarisch geprägten Lebensräumen. – RANA, Sonderband 3, 1-9.
- SCHÄFER, H.-J. (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibien-Populationen in der Agrarlandschaft. – Dissertation Universität Bonn, 294 S.
- SCHÄFER, H.-J. & G. KNEITZ (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibien-Populationen in der Agrarlandschaft: ein E+E-Vorhaben. – Natur und Landschaft 68 (7/8), 376-385.
- SCHIEMENZ, H. & R. GÜNTHER (1994): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands. – Rangsdorf.
- SCHNEEWEISS, N. & U. SCHNEEWEISS (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. – Salamandra 33 (1), 1-8.
- TESTER, U. 1990: Artenschützerisch relevante Aspekte zur Ökologie des Laubfroschs (*Hyla arborea* L.). – Dissertation Universität Basel, 291 S.

TOBIAS, M. (1997 a): Zu Populationsstruktur und Wanderungsverhalten der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) unter besonderer Berücksichtigung des angewandten Amphibienschutzes. - Diplomarbeit Univ. Braunschweig, unveröff.

TOBIAS, M. (1997 b): Bestand und Wanderverhalten von Amphibien im Landschaftsschutzgebiet „Schapenteich“ bei Braunschweig. - Braunschweiger naturkd. Schr. **5**, 269-279.

TOBIAS, M. (1997 c): Morphometrischer Vergleich von Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*) aus zwei unterschiedlichen Landlebensräumen in Niedersachsen. - Z. f. Feldherpetol. **4**, 127-140, Bochum.

TOBIAS, M. (1998): Zur Frühjahrswanderung subadulter Moor- und Grasfrösche (*Rana arvalis*, *R. temporaria*). - Z. f. Feldherpetol. **5**, 31-41, Bochum.

Artenschutzprojekt Feldhamster (*Cricetus cricetus* LINNE, 1758) in Rheinland-Pfalz – Anforderungen an die Agrarlandschaft und Programme des Vertragsnaturschutzes

Species conservation survey "European hamster (*Cricetus cricetus* LINNE, 1758)" in Rhineland-Palatinate – demand for the cultivation of arable land and programmes of special volunteer contracts with farmers

Ludwig Simon & Ralf Thiele

Abstract

Distribution and frequency of hamster burrows in Rhineland-Palatinate were examined. The studies showed a dramatic decrease of the population. Aspects of endangering (cultivation and crop rotation; building activities (dwellings, streets)) and conservation measures (e.g. laying out of field margin-strips, fallow land and hedges) are discussed.

1 Einleitung

Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) ist nach § 20 BNatSchG in Verbindung mit § 1 BArtSchV eine in Deutschland besonders geschützte Tierart. In der für das Gebiet der Europäischen Union gültigen FFH - Richtlinie (Flora - Fauna - Habitat) (Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997) wird er im Anhang IV geführt und gehört somit zu den "streng zu schützenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse". Vor diesem Hintergrund und aufgrund der Tatsache, daß die Bestände des Feldhamsters bundesweit stark rückläufig sind, hat das Land ab 1995 eine Untersuchung im Rahmen eines Artenschutzprojektes Feldhamster vergeben (THIELE 1996).

2 Material und Methode

Durch Umfragen, Literaturlauswertung, Untersuchung von 15 Probeflächen (1995 und 1996), Prüfung von Sammlungsbefunden und Expertengespräche wurde versucht, die frühere und die aktuelle Verbreitung des Feldhamsters zu dokumentieren.

3 Ergebnisse

Dargestellt werden die Verbreitung (Abb. 1), Bestandsentwicklung und -situation des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Rheinland-Pfalz, Ursachen und Verursacher des Bestandsrückgangs sowie Vorschläge für Schutzmaßnahmen.

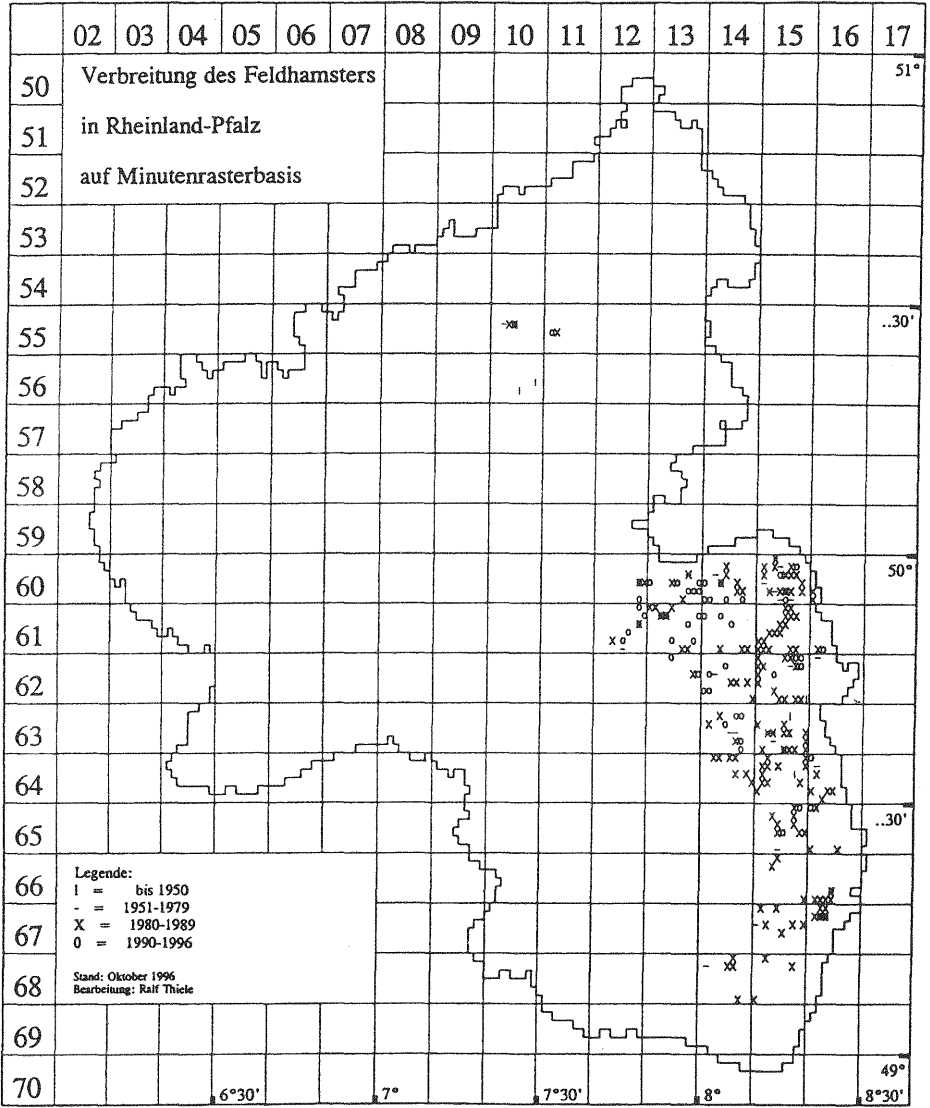


Abb. 1: Verbreitung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Rheinland-Pfalz (nur exakt lokalisierbare Fundmeldungen)

Fig. 1: Occurrence of European hamster (*Cricetus cricetus*) in Rhineland-Palatinate (only exactly located records)

3.1 Situation

Aktuell kommt der Feldhamster in Rheinland-Pfalz wohl nur noch in der Oberrheinebene und im Unteren Nahebergland vor. Die Vorkommen in der Westpfalz, im unteren Aartal und im linksrheinischen Teil des Neuwieder Beckens (kartographisch aufgrund z.T. nur grober Ortsangaben nicht dargestellt) sind höchstwahrscheinlich erloschen. Lediglich im rechtsrheinischen Teil des Neuwieder Beckens erscheint ein Wiederfund möglich. Es konnten 197 Vorkommen (einschließlich vermutete Vorkommen) im Bereich von 230 TK25-Minutenrastern bzw. 76 TK25-Quadranten und 30 TK25 recherchiert werden. Im Bereich von weiteren 8 TK25 liegen verschollene Vorkommen (Abb. 1).

Um die aktuelle Bestandssituation beurteilen zu können, wurde auf 15 Probeflächen die Baudichte des Feldhamsters erfaßt. Es konnten Dichten zwischen 0 und 1,03 Baue/ha festgestellt werden. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen ist ein massiver Dichterückgang zu erkennen.

Der starke Rückgang ist nicht nur in Rheinland-Pfalz, sondern auch in den Nachbarregionen entlang des Rheins (Hessen, Baden-Württemberg, Elsaß) zu spüren (BACKBIER et al. 1998). So kommt die Art nach Mitteilung der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg in Baden-Württemberg vom Juli 1998 nur noch an zwei Standorten im Tauberland und bei Mannheim vor. Die ca. 30 - 40 Tiere umfassende Population bei Mannheim ist durch ein Baugebiet bedroht. Im Elsaß schätzte man nach derselben Quelle im Departement Bas-Rhin um 1960 noch ca. 250.000 Erdbaue, 1998 wurden gerade noch 10 Tiere gezählt.

3.2 Gefährdungsursachen

Die Gefährdungsursachen sind vielfältig und vor allem durch die Umstellung in der Landwirtschaft begründet: Zu Verlusten führen der Rückgang des Feldfutterbaus (der bevorzugt besiedelten Luzernefelder), früher Stoppelumbruch nach der Getreideernte, oft verbunden mit Tiefpflügen, die Ausräumung der Feldflur (Verschwinden von Sonderstrukturen wie Hecken und Raine), Vernichtung oder Zerschneidung des Lebensraumes (Verkehrsoffer) durch Baugebiete und Straßen (in Rheinhessen-Vorderpfalz lag der Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche von 1979-1993 zwischen ca. 7,5% und 15%).

4 Maßnahmenvorschläge

Folgende Maßnahmen sind zum Schutz des Feldhamsters unabdingbar, soll die Art nicht in den nächsten Jahrzehnten bei uns aussterben:

- 1 Landwirtschaft
- 1.1 Später Stoppelumbruch nach der Ernte (mind. 6 Wochen); Grund: Dauer des Eintrags der Wintervorräte insbesondere für Weibchen und spätgeborene Jungtiere (2. Wurf).

- 1.2 Bevorzugung der nicht wendenden Bodenbearbeitung und flachgründigen Bearbeitung nicht über 25 cm während der Vegetationsperiode; Grund: Baue der Männchen und Jungtiere sind im Sommer i.d.R. flachgründig angelegt.
- 1.3 Aufbau eines Netzes nahrungsreicher, umbruchlos behandelter Flächen (Brachen, Luzerne, Ackerrandstreifen, Raine, Hecken etc.) im Rahmen der Bodenordnung und Betriebsberatung; Grund: Nahrung, Deckung, Schutz der Baue.
- 1.4 Verzicht auf den Einsatz synthetischer Pflanzenschutzmittel, die im Verdacht stehen, zönoöstrogene Wirkung zu besitzen; Grund: ggf. verminderte Fortpflanzungsfähigkeit (Sterilität).



Abb. 2: Feldhamster (*Cricetus cricetus*)

(Foto: Thomas Moos)

Fig. 2: European hamster (*Cricetus cricetus*)

- 2 Naturschutz
- 2.1 Aufbau eines Netzes nahrungsreicher, umbruchlos behandelter Flächen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes und der Fördergrundsätze Landespflege.
- 2.2 Untersuchung der weiteren Bestandsentwicklung und Abbau von Forschungsdefiziten; Grund: Optimierung der Hilfsmaßnahmen.
- 2.3 Einsatz ordnungspolitischer Maßnahmen bei nachgewiesenen schwerwiegenden Gefährdungen (z.B. Verbot bestimmter Pflanzenschutzmittel).
- 2.4 Aufklärung und Information durch Beratung und Öffentlichkeitsarbeit; Grund: Imageverbesserung, Akzeptanzförderung.

- 3 Private und behördliche Eingreifer
- 3.1 Berücksichtigung der Belange des Feldhamsterschutzes bei Planungen.
- 3.2 Vermeidung des Flächenverlustes im Siedlungsgebiet des Feldhamsters durch:
 - Siedlungsbau,
 - Bau von Industrie- und Gewerbeflächen,
 - Verkehrswegebau,
 - Bau von Freizeit- und Sportanlagen.

Der Erfolg von Schutzmaßnahmen ist nur zu garantieren, wenn der (potentielle) Wert von (lößbedeckten) Ackerstandorten für den Artenschutz neu überdacht und stärker gewichtet wird. Dieser Aspekt ist nicht nur vor dem Hintergrund des Bodenschutzes, sondern auch z.B. hinsichtlich der Sicherung der Segetalflora, der Coleopterenfauna (Vorkommen campicoler "Steppenarten" wie z.B. *Necrophorus germanicus* oder *Necrophorus vespillo*) oder der Avifauna (Rastplatz von Limikolen wie Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) und Mornell (*Eudromias morinellus*) oder Gänsen; Brutplatz von Rebhuhn (*Perdix perdix*), Wachtel (*Coturnix coturnix*), Schafstelze (*Motacilla flava*) und Graumammer (*Miliaria calandra*)) von Bedeutung.

Um Sonderstrukturen gezielt für den Feldhamster in der ackerbaulich genutzten Flur zu sichern, sollte eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Naturschutz und der Bodenordnung (Flurbereinigung) stattfinden, um einerseits weitere Verluste an wertvollen Strukturen zu verhindern und um andererseits über die Bodenordnung solche Strukturen wieder gezielt einzubringen.

Im Vertragsnaturschutz mangelt es derzeit in Rheinland-Pfalz an einem tierökologisch ausgerichteten, flexiblen Programm für Äcker bzw. Ackerrandstreifen, das zielgerichtet für Artenschutz zwecke eingesetzt und durch entsprechende Fachleute vor Ort beratend und mittels Erfolgskontrolle begleitet wird (WICKE 1998, SIMON 1998).

5 Literatur

BACKBIER, L. A. M., GUBBELS, E. J., SELUGA, K., WEIDLING, A., WEINHOLD, U. & W. ZIMMERMANN (1998): Der Feldhamster (*Cricetus cricetus* L. 1758) – Eine stark gefährdete Tierart. - 32 S. Stichting Hamsterwerkgroep Limbur, Margraten, NL.

RICHTLINIE 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt

SIMON, L. (1998): Konzeption der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zum Biotopsicherungsprogramm "Ackerrandstreifen" in Rheinland-Pfalz. – Schrr. LPP 6, 231-235.

THIELE, R. (1996): Artenschutzprojekt Feldhamster (*Cricetus cricetus*) in Rheinland-Pfalz. - unveröff. Studie Teile 1 und 2, 1-36, 1-137 + 25 S. Anhang; Oppenheim.

WICKE, G. (1998): Stand der Ackerrandstreifenprogramme in Deutschland. – Schrr. LPP 6, 55-84.

Zur Nahrungsökologie der Großtrappe (*Otis tarda* L.) in brachedurchsetzten Agrarlandschaften Ostdeutschlands

The food of the Great Bustard (*Otis tarda* L.) in agricultural environments in eastern Germany

Peter Sprick

Abstract

The Great Bustard is nearly extinct in Germany. As one of the main reasons is the insufficient food supply after hatching, the feeding ecology of this bird species is analyzed here. In spring, the most important period, there is a considerable lack of suitable food. During the first ten days after hatching, the young birds are exclusively zoophagous. Based on morphological and ethological adaptations of the Great Bustard, its potential prey is characterized. Important criteria are diurnal activity, seasonal activity in spring, body size, mobility, and abundance. A study of the food components found in the stomach of Great Bustards found dead in the first half of the year shows that the reason for the insufficient food supply is the absence of large or the lack of abundant (low- and) medium-sized beetles. The densities of all the species recorded in the stomach of the Great Bustard are known to have decreased considerably. Based on the criteria established before, the role of the carabid species as potential prey in the habitat of the Great Bustard is examined. Among 44 species recorded, only *Carabus auronitens* appears to meet the requirements. In order to illustrate the lack of suitable food, the number of prey insects required to feed a young Great Bustard (age: 4 resp. 9 days) is calculated.

A selection of particularly suitable prey species, mainly beetles with an activity period in spring, is proposed for the planning of entomological and monitoring studies accompanying the renaturation programmes for Great Bustard habitats.

1 Anlaß

Im Rahmen einer vergleichenden Untersuchung zur Umweltverträglichkeit von Bahntrassenvarianten im Zusammenhang mit dem Bau der ICE-Strecke Hannover - Berlin wurde auch die Biologie der Großtrappe näher betrachtet (vgl. PLANUNGSBÜRO DRECKER 1994). Durch die Auswertung entomologischer und ornithologischer Daten ergaben sich einige neue Erkenntnisse zur Nahrungsökologie der Art, über die hier berichtet werden soll.

2 Vorgehensweise / Ziele

Da Energieflüsse wichtige Steuergrößen bei der Biotopwahl von mobilen Arten sind, kann die Untersuchung der Nahrung als einer der Hauptvektoren von chemischer Energie einen Schlüssel zum Verständnis der Biologie einer Art darstellen. Als wesentlich in diesem Zusammenhang sind auch Besonderheiten in der Morphologie bzw. in der Funktionsweise der zum Nahrungserwerb dienenden Organe anzusehen.

Um die Nahrungsökologie der Großtrappe zu analysieren, wurden morphologische Anpassungen sowie Eigenschaften und Verhaltensweisen sowohl dieser Vogelart als auch ihrer potentiellen Nahrungstiere in Ostdeutschland näher betrachtet. Aus diesem Vergleich konnten verschiedene Kriterien abgeleitet werden, die eine Beurteilung der Nahrungseignung einer beliebigen Insektenart für die Großtrappe ermöglichen. Dies wird anhand eines Beispiels, dem Laufkäferartenspektrum aus verschiedenen Biotopen des Großtrappenschongebietes bei Buckow (Brandenburg), erläutert. Dabei ergaben sich auch Hinweise auf den Zusammenhang zwischen der Mobilität bzw. der Häufigkeit potentieller Nahrungstiere und ihrer Nahrungseignung. Abschließend wird ein Vorschlag für ein auf der Basis der Nahrungstiere beruhendes Zielartenkonzept zum Schutz ostdeutscher Großtrappen unterbreitet.

3 Lebensraum und Gefährdung der Großtrappe

Die Großtrappe gehört in Mitteleuropa zu den imposantesten Erscheinungen der Vogelwelt. Sie ist hier die größte flugfähige Vogelart (GEWALT 1959). In Ostdeutschland ist sie an agrarisch geprägte, großflächig offene Landschaften gebunden, in denen durchaus auch Baumgruppen und kleinere Gehölze vertreten sein können. Vor allem ein mehr oder weniger kleinräumiger Wechsel verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen und Wiesentypen prägt den Lebensraum der Großtrappe.

Durch einen Ursachenkomplex, zu dem vor allem die Mechanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft gehört, steht diese Art, die zunächst von den Aktivitäten des Menschen profitiert hatte, mit vielen anderen heute am Rand des Aussterbens (LITZBARSKI 1993, WITT et al. 1996). In Ostdeutschland hat die Großtrappe unter den gegenwärtigen Bedingungen sicher nur in den wenigen Schutzgebieten überhaupt eine Chance, mittel- bis langfristig zu überleben. Ausführlichere Darstellungen zu den zahlreichen Rückgangsursachen finden sich bei LITZBARSKI et al. (1987), ESCHHOLZ (1996) oder LITZBARSKI & LITZBARSKI (1996b).

4 Voraussetzungen

4.1 Nahrung der Großtrappe

Die Nahrung der Großtrappe ist vielseitig zusammengesetzt. Neben verschiedenen Pflanzen, vor allem Raps, Luzerne, Klee u.a. wird eine Vielzahl von Arthropoden verzehrt, vereinzelt auch Wirbeltiere wie Eidechsen, Jungvögel (auch Vogeleier) oder Mäuse. Die Großtrappe ist vor allem in der Lage, Massenaufreten potentieller Nahrungstiere zu verwerten. So berichtet GEWALT (1959) von Trappen, die sich bei einer Feldmauskalamität im Herbst vorwiegend von diesen Tieren ernährten. Zur Wirbellosenahrung gehören Regenwürmer, Asseln, Schnecken, Schmetterlingsraupen, Wanzen, Schlupfwespen u.a., vor allem aber Käfer und Heuschrecken, die meist den größten Teil der tierischen Nahrung ausmachen (GEWALT 1959, GLUTZ et al. 1973, FARAGO 1985, STERBETZ 1976).

Die Trappenküken sind in den ersten 10 Tagen ihres Lebens - wie andere Jungvögel auch - vollständig auf tierische Nahrung angewiesen. In diesem frühen Lebensstadium wird die Ernährungssituation der Trappenküken als unzureichend eingeschätzt (BLOCK et al. 1993, LITZBARSKI 1993).

4.2 Schlupfperiodik

Die Schlupfperiode der Küken liegt in Brandenburg zwischen dem 15. Mai und dem 5. August, wobei das Maximum allerdings erst Ende Juni/ Anfang Juli erreicht wird. Dieses späte Maximum dürfte auf Küken aus Nachgelegen zurückzuführen sein, denn spätestens die von der 3. Junidekade an schlüpfenden Küken stammen aus Nachgelegen (LITZBARSKI et al. 1987). Nach diesen Angaben lag der Schlupferfolg bei späten Gelegen höher als bei frühen (im Bezirk Potsdam 55,4% : 44,6%), und eine erfolgreiche Aufzucht war vor Mitte Juli seit Jahren nicht mehr festgestellt worden (LITZBARSKI et al. 1987).

Die aus späten Gelegen hervorgehenden Adulttiere sind gegenüber den früh schlüpfenden stark benachteiligt, da sie "kaum vor Mitte September fliegen können und erst dann ausreichend befiedert sind, um Kälte und Nässe zu überstehen". Nachgelege bestehen häufig nur aus einem Ei und schwächen die Hennen oft erheblich (LITZBARSKI et al. 1987).

Die höhere Zahl der Küken aus Spätgelegen und die insgesamt geringe Nachwuchsrate zeigen, daß die angenommene Nahrungslücke vor allem im Frühjahr bzw. in der ersten Jahreshälfte liegen muß.

Es ergeben sich nun folgende Fragen: Welche Nahrungstiere können während der Periode der Frühgelege häufig genug sein, um den Nahrungsbedarf der Küken zu befriedigen? Und welche Insekten weisen in den Großtrappenlebensräumen möglicherweise dieselben gravierenden Bestandseinbrüche auf wie die Großtrappen selbst?

4.3 Nahrungsökologisch relevante Anpassungen der Großtrappe an ihren Lebensraum

Wesentlich für das Verständnis der Nahrungszusammensetzung der Großtrappe sind einige ihrer morphologischen und ethologischen Präadaptationen. Diese können wie folgt beschrieben werden:

- Die Großtrappe scharrt nicht, um Beute zu machen. Sie nimmt Beutetiere von der Bodenoberfläche auf oder verzehrt die sich offen in der Krautschicht präsentierenden Arten, auch wenn diese über Gifte oder fraßabschreckende Stoffe verfügen, die viele andere Prädatoren von einer Nahrungsaufnahme abhalten. Beobachtungen, daß Ameisen aus Ameisennestern herausgescharrt werden, werden von GEWALT (1959) bezweifelt. Die Großtrappe kann ausschließlich die während des Tages aktiven Insekten erbeuten. Solche, die sich tagsüber verstecken oder die über ein ausgeprägtes Verbergeverhalten verfügen, werden nicht gefunden. Auch schnell flüchtende Tiere wie Fliegen, Mücken oder Sandlaufkäfer gehören nicht zu ihrer Nahrung. Nach GEWALT (1959) verfolgt die Trappe auch nicht ein sich auf die Unterseite eines Blattes zurückziehendes Insekt, sondern wartet eher ab, bis es von selbst wieder hervorkommt.
- Die Großtrappe ergreift die Beutetiere mit ihrem kurzen, kräftigen Schnabel und schüttelt größere Exemplare durch heftige Kopfbewegungen hin und her und schlägt sie auf den Boden. Dieses Verhalten könnte dazu dienen, die Nahrung zu betäuben

und an Wehrsekreten reiche Beutetiere, die einen großen Teil der Nahrung ausmachen können, zu "entgiften" (z.B. Auslösen des Reflexblutens oder der gezielten Sekretion bei *Carabus*-Arten).

- Der Schnabel der Großtrappe ist nicht zum Stochern geeignet. Eine Nahrungsaufnahme aus dichtem, verfilztem oder auch aus dichtem und hochwüchsigem Grünland ist damit kaum möglich.
- Die Großtrappe nähert sich ihren Beutetieren vor allem vorsichtig-schleichend; die Wahrnehmung erfolgt vorwiegend optisch, nur bei Grillen und anderen Heuschrecken scheint auch die akustische Wahrnehmung eine Rolle zu spielen.
- Die Küken sind Nestflüchter; sie werden in den ersten Tagen von der Henne begleitet, die die Nahrungstiere fängt und an das Küken übergibt. Ein Auswürgen von Nahrungstieren durch die Henne erfolgt nicht. Daher haben vor allem die Flächen in der Umgebung der Neststandorte eine herausragende Bedeutung für die Ernährung der Trappenküken. Neststandorte werden über Jahrzehnte beibehalten, selbst wenn sich die Nutzung geändert hat.
- Der Nahrungsbedarf von Großtrappenküken beträgt nach LITZBARSKI & LITZBARSKI (1996a) bei 4 Tage alten Küken ca. 25g und bei 9 Tage alten Küken ca. 100g.

Die ethologischen und morphologischen Anpassungen der Großtrappe sind optimal für ein Leben im Lebensraum "Steppe" geeignet, in dem große tagaktive Käfer und Heuschrecken oft in hohen Dichten auf der Bodenoberfläche oder in der niedrigen Krautschicht vorkommen (z.B. Cleonini, Melolonthinae, *Dorcadion* spp., *Zabrus* spp.; *Gryllus*). In Ostdeutschland besteht dagegen eine enge Bindung an Agrarlandschaften, in denen zum Teil andere Insekten häufig genug auftreten, die den Großtrappen als Nahrung dienen.

Aufgrund dieser Besonderheiten, die die Nahrungssuche maßgeblich beeinflussen, können die Kriterien abgeleitet werden, anhand derer die Nahrungseignung potentieller Nahrungstiere beurteilt werden kann. Dies sind:

- Jahresperiodische Aktivität (die Relevanz frühjahrsaktiver Arten ergibt sich aus der Bedeutung der Frühgelege für den Fortbestand der Population und des Zeitraums, in dem Frühgelege vorhanden sind)
- Diurnale Aktivität (nachtaktive Insekten können keine wesentliche Rolle für die Ernährung spielen, weil die Großtrappe nicht scharrt)
- Körpergröße (die Mindestgröße potentieller Nahrungstiere beträgt nach LITZBARSKI et al. [1987] 5 mm)
- Häufigkeit (in geringer Dichte bzw. geringer Aktivitätsdichte vorkommende Arten sind kaum als nahrungsökologisch relevant zu bezeichnen; s. auch Tab. 4)
- Mobilität (schnell flüchtende Arten können nicht erbeutet werden; vgl. Kapitel 4.4 und 4.5).

4.4 Mageninhalte von Großtrappen

In Tabelle 1 ist der animalische Mageninhalt von 8 überwiegend in der 1. Jahreshälfte zu Tode gekommenen Großtrappen aus verschiedenen Gebieten Ostdeutschlands wiedergegeben. Angaben über Pflanzenreste blieben unberücksichtigt, da diese für die Trappenküken in den ersten Lebenstagen nicht relevant sind.

Zu den häufigsten Nahrungstieren gehören ausschließlich Käferarten, und zwar Vertreter aus den Familien Blatt-, Rüssel-, Aas-, Blatthorn- und Laufkäfer. Überwiegend handelt es sich dabei um mittelgroße und große Insekten aus den Größenklassen II - VI (vgl. Tab. 1). Die Aktivitätsmaxima dieser Arten liegen bei den meisten in der 1. Jahreshälfte oder die Arten können bereits relativ früh erhebliche Dichten erreichen wie z.B. *Leptinotarsa decemlineata*, der zuweilen schon die austreibenden Kartoffeln besiedelt.

Die Nomenklatur der verwendeten Käfernamen richtet sich im wesentlichen nach FREUDE et al. (1964ff.) inkl. der drei Nachträge von LOHSE & LUCHT (1989ff.). Die Angabe von RÖRIG (1897) bzw. (1912) bezüglich *Silpha atrata* ist schwierig zu deuten. Nach REITTER (1909) ist *Silpha atrata* zu *Silpha tristis* synonym. Möglich erscheint aber auch eine Verwechslung mit *Phosphuga atrata*, einem Bewohner feuchter Wiesen, oder mit *Silpha obscura*, einer Charakterart extensiv genutzter Äcker. So wurde beispielsweise die schneckenverzehrende Art *Ph. atrata* von KLEINE (1911) als Rübenschädling bezeichnet, was zweifellos unzutreffend ist, und RÖRIG (1897) nennt *Silpha atrata* zusammen mit Arten der Rübenfelder wie *Blitophaga undata* (= *Silpha reticulata*) und *Cassida nebulosa*, was auf *Silpha obscura* hindeutet.

Käfer (Coleoptera) haben demnach in der ersten Jahreshälfte einen bedeutenden Anteil an der animalischen Nahrung der Großtrappen; unter den 10 häufigsten Nahrungsarten sind ausschließlich Käfer zu finden. Es handelt sich dabei vor allem um phytophage Arten der Kartoffel- und Rübenfelder (*Leptinotarsa decemlineata*, *Blitophaga undata*, *Cassida nebulosa*), also Bewohner der Kulturpflanzen selbst, des weiteren um räuberische oder omnivore Arten aus Ackerkrautfluren (*Carabus auratus*, *Silpha obscura*, *Silpha tristis?*), des (trockenen) Dauergrünlandes (*Melolontha melolontha*, *Carabus auratus*) und sehr wahrscheinlich auch um epigäische Bewohner der mäßig feuchten und auch der lückig bewachsenen Niederungswiesen (*Carabus auratus*, *Silpha tristis?*). Die beiden flugunfähigen, tagaktiven *Carabus auratus* und *Silpha obscura*¹ sind geradezu Charakterarten extensiv genutzter Kulturen und Brachäcker. Das brandenburgische Schwerpunktorkommen von *Carabus auratus* liegt in Ackerkrautfluren (SCHEFFLER et al. 1997). Die photophile Art hat jedoch eine breite Habitatamplitude und kommt in meist geringer bis mittlerer Dichte auch in zahlreichen Grünlandtypen vor (Tab. 2). Datengrundlage sind Meldungen über mehr als 80 rezente Vorkommen mit insgesamt über 6000 Tieren. Das starke Überwiegen der Individuen auf Ackerstandorten dürfte auf den im Vergleich zu grasbewachsenen Biotopen geringeren Raumwiderstand und günstigere Habitateigenschaften zurückzuführen sein. Die durch die Bodenfallen ermittelte Aktivitätsdichte ist hier auch ein Maßstab zur Beurteilung der nahrungsökologischen Relevanz für die Großtrappe, da nur die laufaktiven Carabiden als Nahrung zur Verfügung stehen (vgl. 4.3).

¹ Die Angabe der Flugunfähigkeit geht auf HEYMONS & VAN LENGERKEN (1926) zurück.

Tab. 1: Nahrungsspektrum der Großtrappe in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt (nach RÖRIG (1897 bzw. 1912), GEWALT (1959), PIECHOCKI (1965 und briefl.) sowie DORNBUSCH (o.D.) (alle in: GLUTZ et al. 1973); angegeben ist die Summe der von 8 Großtrappen verschiedenen Alters zwischen dem 20. Mai und 6. Juli aufgenommenen Nahrung

Größenklassen: I: < 5 mm; II: 5-10 mm; III: 10-15 mm; IV: 15-20 mm; V: 20-25 mm; VI: > 25 mm

Arten	Familienzugehörigkeit	Anzahl verzehrter Individuen	Körpergröße/ (Größenklasse)	Angaben zur Habitatbindung; Bemerkungen
<i>Leptinotarsa decemlineata</i> (Kartoffelkäfer)	Chrysomelidae (Blattkäfer)	297 Ex.	8-10 mm (II)	In der Krautschicht von Kartoffeläckern
<i>Blitophaga undata</i> (als <i>Silpha reticulata</i>) (Schwarzer Rüben-aaskäfer)	Silphidae (Aaskäfer)	mit folgd. Art 111 Ex.	11-15 mm (III)	In Rübenfeldern, meist epigäisch
<i>Silpha obscura</i> (oder <i>S. tristis</i>) (als <i>Silpha atrata</i> *)	Silphidae (Aaskäfer)	mit voriger Art 109 Ex.	10-15 mm (III)	Lehm- und Sandäcker; (feuchte Wiesen, Äcker); epigäisch
<i>Cassida nebulosa</i> (Neblicher Schildkäfer)	Chrysomelidae (Blattkäfer)	48 Ex.	6-7 mm (II)	In der Krautschicht von Rübenfeldern; auf (jungen) Ackerbrachen
<i>Carabus auratus</i> (Goldschmied) (und <i>C. nitens</i>)	Carabidae (Laufkäfer)	> 36 Ex.	23-27 mm (V-VI) bzw. 14-18 mm (IV)	Extensiväcker, Feuchtwiesen, Niedermoorwiesen, Weiden (vgl. Tab. 2)
Unbestimmte Rüsselkäfer	Curculionidae (Rüsselkäfer)	37 Ex.	-	-
<i>Melolontha melolontha</i> (Maikäfer)	Scarabaeidae (Blatthornkäfer)	14 Ex.	25-30 mm (VI)	Trockene Wiesen; mehrjährige Brachen
<i>Anomala dubia</i> (Julikäfer)	Scarabaeidae (Blatthornkäfer)	13 Ex.	12-15 mm (III)	Larven an Weiden (<i>Salix</i>)
<i>Carabus spec.</i>	Carabidae (Laufkäfer)	12 Ex.	> 14 mm (IV)	-
"Reste von kleineren und größeren Laufkäfern"	Carabidae (Laufkäfer)	12 Ex.	< 15 mm (?)	-
4 weitere Blattkäfer-Arten	Chrysomelidae (Blattkäfer)	5 Ex.	4-7 mm (II)	<i>Altica oleracea</i> , <i>Chrysolina fastuosa</i> , <i>Ch. polita</i> und <i>Cryptcephalus sericeus</i>
<i>Geotrupes spp.</i>	Scarabaeidae (Blatthornkäfer)	4 Ex.	10-20 mm (III-IV)	Trockene Weiden; Waldränder; an Kot und verrottenden Pflanzen

Arten	Familienzugehörigkeit	Anzahl verzehrter Individuen	Körpergröße/ (Größenklasse)	Angaben zur Habitatbindung; Bemerkungen
<i>Cleonus</i> spec. (Cleonini, indet.) ("Heidrüßler")	Curculionidae (Rüsselkäfer)	4 Ex.	11-16 mm (III)	Alte lückige Brachen, extensiv genutzte Äcker
<i>Otiorthynchus</i> spec.	Curculionidae (Rüsselkäfer)	4 Ex.	5-13 mm (II[-III])	-
<i>Smaragdina salicina</i> (als <i>Gynandrophthalma cyanea</i>)	Chrysomelidae (Blattkäfer)	3 Ex.	5-6 mm (II)	Meist auf Stauden oder in der Strauchschicht
<i>Cleonis pigra</i>	Curculionidae (Rüsselkäfer)	2 Ex.	10-16 mm (III)	Krautreiche Äcker; Ackerbrachen; Weiden
<i>Silpha obscura</i> (Düsterer Aaskäfer)	Silphidae (Aaskäfer)	1 Ex.	13-17 mm (III-IV)	Sand- und Lehmäcker

*: Die Angabe geht auf RÖRIG (1897) zurück. Darüber hinaus wurden verzehrt: 1 *Calosoma sycophanta* (Großer Puppenräuber; V), 1 *Aromia moschata* (Moschusbock; V-VI), 1 *Margarinotus bipustulatus* (Stutzkäfer; II), 1 unbest. Schnellkäfer, 1 Marienkäfer (II), 2 unbest. Käfer, 2 Fliegen, 2 Schlupfwespen, 3 Schild- (II-III) und 15 unbest. Wanzen, 4 Spinnen; L: Larven; Pflanzenreste blieben hier unberücksichtigt.

Für nahezu alle häufig verzehrten Käferarten aus Tabelle 1 läßt sich belegen, daß sie in Agro-ökosystemen infolge der Nutzungsintensivierung gravierende Bestandseinbußen hinnehmen mußten (vgl. BASEDOW 1989, HEYDEMANN & MEYER 1983, INGRISCH et al. 1989). Daß diese Insekten in der Vergangenheit in Ostdeutschland eine erhebliche Bedeutung für die Ernährung der Großtrappenküken im Frühjahr hatten und diese heute weitgehend eingebüßt haben, kann als eine gesicherte Erkenntnis gelten. Es sollen hier nur zwei Beispiele angeführt werden. Von MÜLLER-MOTZFELD (1987) wurde der Goldschmied (*Carabus auratus*) vor 1968 auf einem Ackerstandort auf lehmigem Sandboden bei Greifswald in 14 Tagen im Mittel in 97 Individuen pro Bodenfalle gefangen; das Maximum lag bei 390 Individuen. Die Art stellte 87,5% der gesamten Carabidenbiomasse; in den folgenden Jahren ging der Anteil auf den biozidbehandelten Ackerflächen auf ca. 2% zurück. Angaben zur Häufigkeit von *Melolontha melolontha* und *M. hippocastani* sind bei GERSDORF (1958) enthalten. So wird der Kreis Rathenow unter den Befallsgebieten dieser Arten aufgeführt. Heute ist *M. melolontha* wie fast überall in Norddeutschland nur noch in Einzelexemplaren nachzuweisen, und *M. hippocastani* gilt in Sachsen-Anhalt sogar als verschollen (SCHUMANN 1998).

Tab. 2: Habitatbindung von *Carabus auratus* in Brandenburg (nach SCHEFFLER, schriftl. Mitteilung 1998)*

Ackerkrautfluren:	91,2% der Individuen und 38,8% der Fundorte
Trockenwiesen, Weiden:	5,6% der Individuen und 22,4% der Fundorte
Feuchtwiesen:	2,6% der Individuen und 14,3% der Fundorte
Mischwälder, Forsten:	0,3% der Individuen und 8,2% der Fundorte
Trockenrasen:	0,3% der Individuen und 6,1% der Fundorte

Einzelfunde auch von Salzstellen, aus Quellmooren, Röhrichtern, Kiesgruben und Auwäldern

Auch die Nahrungsspektren slowakischer und ungarischer Großtrappen belegen die herausragende Rolle großer sowie in Massen auftretender kleinerer Käfer für die Ernährung der Großtrappenküken im Frühjahr (vgl. NECAS & HANZL 1956, STERBETZ 1976). Auch Grillen sind hier unter den wichtigeren Nahrungstieren aufgeführt.

4.5 Nahrungseignung von Laufkäfern

Die in Kapitel 4.3 aus dem Nahrungssuchverhalten der Großtrappe abgeleiteten Kriterien werden auf das von HARTLAGE (1992) ermittelte Laufkäferartenspektrum aus mehreren Biotopen des Trappenschutzgebietes bei Buckow (Kreis Rathenow/ Brandenburg) angewendet (vgl. Tab. 3). Anhand des Fortpflanzungstyps können Arten mit einem Aktivitätsmaximum im Frühjahr bzw. Herbst voneinander getrennt werden, die Angaben zur diurnalen Aktivität ermöglichen eine Beurteilung des Anteils an Tagaktivität, und die Angaben zur Körpergröße und zur Aktivitätsdichte stehen ebenfalls in einer engen Beziehung zur nahrungsökologischen Relevanz der Arten.

Es kann gezeigt werden, daß in diesem Gebiet zur Zeit offenbar nur ein sehr kleiner Teil der Laufkäferarten für die Ernährung der Großtrappen nahrungsökologisch bedeutsam ist. Von den 44 Arten erfüllt keine Art die Kriterien so, daß von einer ausreichenden Nahrungsversorgung ausgegangen werden könnte. Einige Arten können bestenfalls das bestehende Defizit geringfügig verringern. Die tagaktiven *Carabus auratus* und *Calosoma auropunctatum* wurden nur in 15 bzw. 8 Individuen nachgewiesen. Die meisten Arten sind zu klein, zu selten, überwiegend nachtaktiv oder im Spätsommer/ Herbst aktiv. Es bleibt aber anzumerken, daß Ackerstandorte nicht adäquat in die Erfassungen des Laufkäferartenspektrums einbezogen worden sind.

Darüber hinaus wird erkennbar, daß der angegebene Grenzwert von 5 mm, der die untere Grenze von Partikeln angibt, die von der Großtrappe als Nahrung akzeptiert werden, im Falle der mobilen Laufkäfer offenbar im wesentlichen nicht zutrifft. Denn die fast überall massenhaft im Dauergrünland und in Äckern auftretenden tag- und frühjahrsaktiven *Poecilus*-Arten tauchen nach den vorliegenden Mitteilungen weder im Mageninhalt deutscher noch slowakischer oder ungarischer Großtrappen auf, wenn man von der Angabe RÖRIGS (1897) absieht, daß Reste von 12 Exemplaren "kleinerer oder größerer Laufkäfer" gefunden wurden. Für Laufkäfer liegt der untere Grenzwert mit hoher Wahrscheinlichkeit bei ca. 11 mm. Für Arten, die sich offen präsentieren wie z.B. der Blattkäfer *Cassida nebulosa* (Nebliger Schildkäfer) oder solche, die sich nur träge bewegen, dürfte dagegen ein Grenzwert von 5 mm durchaus zutreffen. Bei diesen lohnt es sich offenbar gerade noch, die zur Nahrungsaufnahme erforderliche Energie einzusetzen, während die Energiebilanz bei den mobilen Laufkäfern, die darüber hinaus über ein ausgeprägtes Verbergeverhalten verfügen (vgl. BATHON 1973), erst bei dem mühsameren Fang deutlich größerer Arten positiv wird.

Tab. 3: Von HARTLAGE (1992) ermitteltes Laufkäferartenspektrum aus vier Referenzbiotypen des Großtrappenschutzgebietes "Havelländisches Luch" mit Angaben zur diurnalen und zur jahresperiodischen Aktivität

Spalte 'Saisonale Aktivitätsperiodik': Angaben nach LARSSON (1939), F/I: Frühjahrsart mit Imaginalüberwinterung; H/L: Herbstart mit Larvalüberwinterung; "instabil": Art ohne obligatorische Ruhephase, meist nur mit thermisch bedingter Quieszenz (THIELE 1971). - Spalte 'Diurnale Aktivität': Angaben nach SCHILLER & WEBER (1975), THIELE (1977), BARNDT (1982) sowie LUFF (1978); ca.: Datenbasis weniger als 10 Individuen; N: Nachtaktive Art (meist inkl. Dämmerungsaktivität); T: Tagaktive Art (seltener inkl. Dämmerungsaktivität). - Spalte 'Größenklasse/ Nachweise im Trappenschutzgebiet: Größenklassen s. Tab. 1. Nomenklatur der Laufkäferarten nach TRAUTNER et al. (1997)

Arten	Saisonale Aktivitätsperiodik (Fortpflanzungstyp)	Diurnale Aktivität (ggf. in % Tagaktivität)	Größenklasse/ Nachweise im Trappenschutzgebiet
<i>Amara aenea</i>	F/I	78%: T	II/ 10 Ex.
<i>Amara aulica</i>	H/L	13%: N	III/ 2 Ex.
<i>Amara bifrons</i>	H/L	28%: N	II/ 1 Ex.
<i>Amara communis</i>	F/I	T	II/ 10 Ex.
<i>Amara consularis</i>	H/L	w'schl. N	II/ 2 Ex.
<i>Amara convexior</i>	F/I	100% (T)	II/ 5 Ex.
<i>Amara equestris</i>	H/L	w'schl. N	II-III/ 1 Ex.
<i>Amara eurynota</i>	F/I	w'schl. T	III/ 1 Ex.
<i>Amara familiaris</i>	F/I	T	II/ 17 Ex.
<i>Amara lunicollis</i>	F/I	T	II/ 5 Ex.
<i>Amara similata</i>	F/I	69%: T	II/ 9 Ex.
<i>Badister bullatus</i>	F/I	30-45% (T/N)	II/ 1 Ex.
<i>Bembidion gilvipes</i>	F/I	60%	I/ 20 Ex.
<i>Bembidion lampros</i>	F/I	78%: T	I/ 10 Ex.
<i>Bembidion properans</i>	F/I	83,5%: T	I/ 14 Ex.
<i>Calathus ambiguus</i>	H/L	23%: N	II-III/ 17 Ex.
<i>Calathus fuscipes</i>	H/L	19% / 20% / 0-20%: N	III/ 791 Ex.
<i>Calathus melanocephalus</i>	H/L	0%: N	II/ 174 Ex.

P. SPRICK: Nahrungsökologie Großtrappe

Arten	Saisonale Aktivitätsperiodik (Fortpflanzungstyp)	Diurnale Aktivität (ggf. in % Tagaktivität)	Größenklasse/ Nachweise im Trappenschutzgebiet
<i>Calathus cinctus</i>	H/L	w'schl. N	II/ 40 Ex.
<i>Calosoma auropunctatum</i>	F/I	w'schl. T	V-VI/ 8 Ex.
<i>Carabus auratus</i>	F/I	T	V-VI/ 15 Ex.
<i>Carabus cancellatus</i>	F/I	> 45%: T	V/ 1 Ex.
<i>Carabus granulatus</i>	F/I	15-30%: N/(T)	IV-V/ 1 Ex.
<i>Clivina fossor</i>	F/I	ca. 86%: T	II/ 22 Ex.
<i>Dromius sigma</i>	F/I	ca. 66%: T (N)	I/ 1 Ex.
<i>Dyschirius globosus</i>	F/I	72,5% / 85%: T	I/ 21 Ex.
<i>Harpalus affinis</i>	F/I	15-30% / 21%: N/(T)	II-III/ 372 Ex.
<i>Harpalus latus</i>	"instabil"	N ?	II/ 2 Ex.
<i>Harpalus rubripes</i>	H/L? ("instabil"?)	T ?	II/ 1 Ex.
<i>Harpalus rufipalpis</i>	F/I	72,5%: T	II/ 1 Ex.
<i>Harpalus signaticornis</i>	F/I?	N ?	II/ 4 Ex.
<i>Harpalus smaragdinus</i>	H/L?	T ?	II/ 1 Ex.
<i>Harpalus tardus</i>	F/I	ca. 100%: T	II/ 33 Ex.
<i>Loricera pilicornis</i>	F/I	40% / ca. 18%: N/(T)	II/ 10 Ex.
<i>Notiophilus palustris</i>	F/I	ca. 89%: T	I/ 9 Ex.
<i>Platynus dorsalis</i>	F/I	0-15%: N	II/ 38 Ex.
<i>Poecilus cupreus</i>	F/I	T	III/ 280 Ex.
<i>Poecilus versicolor</i>	F/I	97,5% / ca. 75%: T	III/ 227 Ex.
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	H/L	0% / 11%: N	III/ 91 Ex.
<i>Pterostichus melanarius</i>	H/L	ca. 0% / 0-15%: N	III-IV/ 1180 Ex.
<i>Pterostichus vernalis</i>	F/I	ca. 0%: N	II/ 4 Ex.
<i>Syntomus truncatellus</i>	F/I	w'schl. T	I/ 5 Ex.
<i>Synuchus vivalis</i>	H/L	N (T)	II/ 16 Ex.
<i>Trechus obtusus</i>	H/L	w'schl. N	I/ 25 Ex.

Mit Hilfe von Tabelle 4 soll veranschaulicht werden, welche Mengen an Insekten (Käfern) einem 4- bzw. 9tägigen Großtrappenküken zur Verfügung stehen müssen, um ausreichend Nahrung zu erhalten. Grundlage der Berechnungen sind die Angaben von LITZBARSKI & LITZBARSKI (1996a) zu den aus Fütterungsversuchen erhaltenen Daten über die für die Kükenaufzucht erforderlichen Nahrungsmengen.

Tab. 4: Vergleich des Frischgewichtes potentieller Nahrungstiere und der zur Sättigung 4 und 9 Tage alter Großtrappenküken erforderlichen Anzahl an Nahrungstieren

Arten	Mittlere Frischgewichte	Berechneter Nahrungsbedarf am 4. Tag (Anzahl Tiere)	Berechneter Nahrungsbedarf am 9. Tag (Anzahl Tiere)
<i>Blitophaga undata</i>	ca. 70 mg*	357 Ex.	1428 Ex.
<i>Carabus auratus</i>	ca. 770 mg*	32,5 Ex.	130 Ex.
<i>Cassida nebulosa</i>	ca. 13 mg*	1923 Ex.	7692 Ex.
<i>Coccinella septempunctata</i>	31,3 mg**	800 Ex.	3200 Ex.
<i>Leptinotarsa decemlineata</i>	ca. 80 mg*	312 Ex.	1248 Ex.
<i>Melolontha melolontha</i>	2000 mg*	12,5 Ex.	50 Ex.
<i>Silpha obscura</i>	183,2 mg	136 Ex.	544 Ex.
Ungeeignete Nahrung:			
<i>Agonum mülleri</i>	18,8 mg	1330 Ex.	5320 Ex.
<i>Dyschirius globosus</i>	0,5 mg	50 000 Ex.	200 000 Ex.
<i>Poecilus versicolor</i>	59,8 mg (1 Ex.)	418 Ex.	1672 Ex.

*: Da mit Hilfe der Literatur keine Angaben zu den Frischgewichten von Käferarten zu erhalten waren, wurde dieses rechnerisch nach Vermessung von Länge, Breite und Höhe der Tiere ermittelt ($V = 4/3 * \pi * r_1 * r_2 * r_3 * \text{Korrekturfaktor}$; r_{1-3} : Halbmesser von Länge, Breite und Höhe der Tiere). Das Zwischenergebnis wurde mit einem formabhängigen Korrekturfaktor, der durch Wägung einiger lebend verfügbarer Arten ermittelt wurde, multipliziert. Für diesen Faktor wurde beim Laufkäfer-Typus ein Wert von 0,9 und beim Kartoffelkäfer-Typus von 0,6 ermittelt; der Schildkäfer-Typus wurde auf 0,7 eingeschätzt. Angaben zu den Frischgewichten gehen auf A. MELBER und V. HAMPE (schriftl. Mitteilung 1997) zurück

** : nach LITZBARSKI & LITZBARSKI (1996a)

Die zur Nahrungsversorgung erforderlichen Individuenzahlen sind besonders bei den älteren Küken zum Teil sehr hoch. Wenn von unterschiedlichen Aktivitätsmaxima bei den einzelnen Käferarten ausgegangen wird und von einem nur teilweise gemeinsamen Vorkommen auf einer bestimmten Fläche, tritt die Bindung eines zu einem bestimmten Zeitpunkt und in einer bestimmten Umgebung geschlüpften Großtrappenkükens an nur sehr wenige Insektenarten deutlich zu Tage. Mit dem Ausfall jeder der in Tabelle 4 aufgeführten (und vielleicht einiger weiterer) Insektenarten dürfte sich daher die Situation für die gesamte Trappenpopulation eines Gebietes maßgeblich verschlechtern.

5 Schlußfolgerungen

Eine Art wie der ca. 6 mm große Neblige Schildkäfer (*Cassida nebulosa*), dessen Körpergröße nahe an dem unteren von LITZBARSKI et al. (1987) ermittelten Grenzwert liegt, dürfte ausschließlich bei Massenaufreten eine nahrungsökologische Relevanz erreichen (vgl. Tab. 4). Eine Großtrappe, die zur Versorgung eines 4 Tage alten Kükens 136 Exemplare des Aaskäfers *Silpha obscura* oder gar 546 Exemplare bei 9 Tage alten Küken finden muß, wird kaum dazu in der Lage sein, etwas wesentlich anderes zu tun, als nach Nahrung zu suchen. Dagegen dürfte eine Großtrappe, der sehr große Arten wie der Maikäfer oder der Goldlaufkäfer (Goldschmied) zur Verfügung stehen, in deutlicher kürzerer Zeit eine Sättigung erreicht haben.

Die für die Sättigung der Küken erforderlichen Insektenindividuenzahlen lassen erkennen, daß die für die Nahrungssuche erforderliche Zeitdauer (sehr) stark ansteigen muß, wenn die Nahrungstiere nur in geringen oder mittleren Dichten vorhanden sind. Wenn die Tiere bei Nahrungsmangelsituationen erhebliche Zeiten für die Nahrungssuche aufwenden müssen, führt dies zu einer Schwächung der Tiere, und die für die Abwehr von Prädatoren erforderliche Aufmerksamkeit kann durch die lange Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Die Großtrappe ist in Mitteleuropa mit hoher Wahrscheinlichkeit vom Massenaufreten kleinerer Käfer oder von einem häufigen Auftreten mittelgroßer bis großer Käfer abhängig, wie es früher regelmäßig auf Äckern und im Grünland zu beobachten war. Die nahrungsökologische Bedeutung der Heuschrecken als wichtigen Nahrungstieren für Jungvögel ist dagegen in Ostdeutschland aufgrund ihres späten Auftretens bereits deutlich vermindert. Allerdings können im Grünland Jungstadien von nennenswerter Größe bereits relativ frühzeitig im Jahr auftreten. Die Hauptbiomasseentwicklung liegt bei den Feldheuschrecken (Fam. Acrididae) aber im Spätfrühling und Sommer; die Feldgrille (Fam. Gryllidae) hat dagegen ein Aktivitätsmaximum in der ersten Jahreshälfte.

Die Acrididae verfügen über einen Fluchtmechanismus (Sprungapparat), der zumindest bei niedrigen Dichten einen recht zuverlässigen Schutz vor Prädation durch die Großtrappe darstellen dürfte. Bei höheren Dichten dürfte die Eignung als Trappennahrung aber deutlich zunehmen, weil dann der Fluchtmechanismus auch durch gegenseitige Störung der Heuschrecken ausgelöst werden kann, so daß sich eine Störung über eine gewisse Entfernung fortpflanzen kann. Durch den wenig gerichteten Charakter der Sprungreaktion gelangen einige Tiere an den Ausgangsort der Störung zurück. Darüber hinaus wird bei häufiger Störung auch die Reizschwelle steigen, die zur Auslösung des Wegspringens überschritten werden muß, was die Jagd auf Heuschrecken ebenfalls begünstigt.

Durch Insektizid- und Herbizideinsatz, Düngung und Grünlandumbruch haben sich die Lebensbedingungen für die potentiellen Nahrungstiere der Großtrappe so sehr verschlechtert, daß Massenentwicklungen der Arten mit einem Aktivitätsmaximum in der ersten Jahreshälfte heute überall ausbleiben. Diese Maßnahmen zur Erhöhung der Nahrungsmittelproduktion für den Menschen sind somit für die Mangelernährung der Großtrappen unmittelbar verantwortlich.

Als Konsequenz wird auf der Basis der durch Mageninhaltsuntersuchungen nachgewiesenen Nahrungstiere ein Zielartenkonzept vorgeschlagen. Dieses kann schrittweise erweitert werden, indem potentielle Nahrungstiere auf ihre nahrungsökologische Relevanz anhand der Kriterien

Jahresperiodizität, diurnale Aktivität, Körpergröße, Mobilität und Häufigkeit überprüft werden. Maßnahmen, die eine Verbesserung der Lebensraumbedingungen von Großtrappen zum Ziel haben, sollten durch ein Monitoring der potentiellen Nahrungstiere begleitet werden.

Grünland- und vor allem auch Ackerstandorte können nur dann als trappenfreundlich gelten, wenn sie im Frühjahr ein ausreichendes Nahrungsangebot, das dann in erster Linie aus mittelgroßen und großen tagaktiven Käfern bestehen muß, aufweisen. Allerdings enthält Tabelle 1 möglicherweise nur einen Teil der für die ostdeutschen Großtrappen wichtigen Nahrungstiere, weil die Anzahl der auf ihren Mageninhalt untersuchten Großtrappen begrenzt ist. Es wird daher davon ausgegangen, daß durch die Großtrappen, deren Mageninhalt untersucht wurde, nicht das gesamte Spektrum für die Großtrappe geeigneter Biotope abgedeckt werden konnte, und daß deshalb noch nicht alle für die Ernährung dieses Vogels relevanten Insektenarten bekannt sind. Aus diesem Grunde wurden beispielsweise auch der zu Massenvermehrungen neigende Gartenlaubkäfer (*Phyllopertha horticola*) und die früher viel häufigere Feldgrille (*Gryllus campestris*) in das vorgeschlagene Monitoring mit aufgenommen. Belegt werden kann aber die potentielle Bedeutung von trockenem Grünland bzw. mehrjährigen, lückig bewachsenen Brachen sowie extensiv genutzten Getreide-, Kartoffel- und Rübenfeldern für die Ernährung der Großtrappen. Sehr wahrscheinlich haben auch (mäßig) feuchte, niedrigwüchsige Niedermoor- und Seggenwiesen eine Bedeutung für die Ernährung der Großtrappen, worauf brandenburgische Nachweise von *Carabus auratus* und *C. nitens* im Magen eines Vogels hindeuten (vgl. GLUTZ et al. 1973).

Im Zusammenhang mit dem Schutz der Großtrappe ist es eine vordringliche Aufgabe, die Lebensraumgestaltung nach den Ansprüchen der wenigen relevanten Nahrungstiere der Großtrappe zu konzipieren. Zunächst müßte festgestellt werden, welche der trappenrelevanten Insektenarten in den Trappenschutzgebieten noch vorhanden sind und in welchen Dichten bzw. Aktivitätsdichten sie auftreten. Als wichtige Sofortmaßnahme müßten Trappenfutterflächen oder Futterstreifen bereitgestellt werden, auf denen sich kurzfristig größere Populationen phytophager Käfer entwickeln können. Dies könnten lückige Brachen mit bestimmten, häufig vorkommenden Wildkräutern (z.B. *Chenopodium*, *Cirsium*) sein, vor allem aber lückige Brachen oder extensiv genutzte Äcker, auf denen bestimmte Kulturpflanzen wie Kartoffeln oder Rüben vorhanden sind oder auch Getreide in nicht zu hoher Bestandsdichte (geringe Düngung), später auch mehrjährige Brachen und mageres Grünland. Falls geeignete phytophage Käfer in den Schutzgebieten nicht mehr angetroffen werden können, müßten Initialpopulationen reetabliert werden. Zur Förderung von *Silpha obscura* müßten Äcker, auf denen ein Stoppelumbruch nicht vor dem Herbst erfolgt, vorhanden sein oder es müßte ein System von Ackerbrachen angelegt werden, damit in ausreichendem Umfang sich zersetzende Pflanzensubstanz auf den Ackerflächen vorhanden ist. Auch eine Streumistdüngung wäre eine geeignete Maßnahme zur Förderung von *Silpha obscura* und möglicherweise auch von *Geotrupes* spp.

In der Umgebung der Neststandorte sollte ein kleinräumiger Wechsel extensiv genutzter Kulturen und Brachen gegeben sein, weil die Küken diese Flächen zur Nahrungssuche aktiv aufsuchen müssen, weil unterschiedliche Präferenzen der potentiellen Nahrungstiere für verschiedene Kulturen bzw. Brachen bestehen, und weil das zeitliche Erscheinen der potentiellen Nahrungstiere nicht identisch ist. Genauere Daten zur Phänologie und Häufigkeit in den verschie-

denen Kulturen und Brachetypen sollten erarbeitet werden. Des weiteren dürfen während der Küenaufzucht (Frühgelege) keine Bearbeitungsmaßnahmen erfolgen, die die Großtrappen beeinträchtigen.

Tab. 5: Auf den bisher nachgewiesenen und einigen weiteren potentiellen Nahrungstieren beruhendes Zielartenspektrum für die Konzeption entomologischer Begleituntersuchungen bei der Renaturierung von Großtrappenlebensräumen und als Grundlage für ein Monitoring

BF: Bodenfallenfänge, KF: Kescherfänge

Art	Habitate*	Methode/ weitere Hinweise
Coleoptera (Käfer):		
<i>Blitophaga undata</i> (und <i>Bl. Opaca</i>) (Rübenaskäfer), Fam. Silphidae	Rübenfelder, Brachen mit Chenopodiaceen	BF, phytophage Art (epigäisch aktiv, auch in der Krautschicht)
<i>Carabus auratus</i> (Goldschmied), Fam. Carabidae (<i>C. nitens</i> ist in Brandenburg verschollen)	Äcker auf mittleren (und schweren) Böden; mehr oder weniger feuchtes sowie trockeneres, kurzrasiges Grünland, z.B. Niedermoorgrünland, mäßig feuchte (lückige) Seggenwiesen	BF; flugunfähige Indikatorart für extensive Landnutzung (epigäisch aktiv)
<i>Cassida nebulosa</i> (Nebliker Schildkäfer), Fam. Chrysomelidae	Rübenfelder; jüngere, lückige Brachen mit Chenopodiaceen	KF; vor allem Zielart für schwere Böden; offenes Präsentieren auf der (glatten) Oberfläche von Blättern (Tarnfärbung)
<i>Cleonis pigra</i> (Großer Distelwurzelnrübler), ggf. weitere Cleonini, Fam. Curculionidae	Äcker und lückige Ackerbrachen mit Disteln	BF; <i>Cleonis</i> an <i>Cirsium</i> und <i>Carduus</i> spp.; epigäisch aktiv; die übrigen Cleonini überall mit gravierenden Bestandsrückgängen
<i>Geotrupes vernalis</i> (u.a. <i>Geotrupes</i> s.l.-Arten?) (Mistkäfer-Arten)	Trockene Weiden, Wiesen	BF; epigäisch aktiv
<i>Leptinotarsa decemlineata</i> (Kartoffelkäfer), Fam. Chrysomelidae	Kartoffelfelder	KF, offenes Präsentieren in der Krautschicht (Wartracht)
<i>Melolontha melolontha</i> und <i>M. hippocastani</i> (Maikäfer), Fam. Scarabaeidae	Mesophiles bis trockenes Grünland (mit einzelnen Gehölzen); ältere Ackerbrachen	Schlüpfrahmen; KF in der Krautschicht
<i>Phyllopertha horticola</i> (Gartenlaubkäfer), Fam. Scarabaeidae	Sandige Ackerbrachen (mit Nähe zu Gehölzen?); trockenes bis frisches Grünland	Schlüpfrahmen; KF in der Krautschicht
<i>Silpha obscura</i> (Düsterer Aaskäfer), ggf. <i>Silpha tristis</i> , Fam. Silphidae	Vor allem auf Sandäckern, aber auch auf schweren Böden (tagaktiv); <i>S. tristis</i> mehr in feuchten Wiesen (tagaktiv)	BF; saprophag, flugunfähige Indikatorart für extensive Ackernutzung (<i>S. obscura</i>)

Art	Habitate*	Methode/ weitere Hinweise
Saltatoria (Springschrecken):		
Acrididae-Larven (Feldheuschrecken)	Grünland, Brachen	KF
<i>Gryllus campestris</i> (Feldgrille)	Trockenes Grünland; auch trockene Stellen im feuchten Grünland	Akustische Erfassung

*: bei Ackerbiotopen extensiv genutzte Kulturen

Zusammenfassung

Es wurde eine Literaturobwohl im Hinblick auf verschiedene Aspekte der Nahrungsökologie der Großtrappe vorgenommen. Berücksichtigt wurden dabei Mitteilungen über Mageninhaltsuntersuchungen, Informationen zum Verhalten bei der Nahrungssuche sowie zu morphologischen Anpassungen an den Nahrungserwerb. Desgleichen wurden Informationen über die Verhaltensweisen und Eigenschaften der potentiellen Nahrungstiere berücksichtigt.

Die Periode mit Frühgelegen stand hier im Mittelpunkt des Interesses, weil in diesem Zeitraum (etwa von Mitte Mai bis zur 2. Junidekade) die höchsten Verluste bei den Großtrappenküken auftreten. Tierische Nahrung spielt dann eine Schlüsselrolle, da Jungvögel in den ersten neun bis zehn Tagen keine pflanzliche Kost verwerten können. Der Nahrungsbedarf der Küken beträgt am 4. Tag ca. 25 g und am 9 Tag ca. 100 g.

Zu den wichtigsten morphologischen Präadaptationen und Verhaltenseigenschaften der Großtrappe gehören: Die Nahrungstiere werden nicht aus Verstecken herausgescharrt, sondern vom Boden oder aus der lückigen Vegetation aufgenommen; der kurze, kräftige Schnabel ist nicht zum Stochern geeignet; es erfolgt auch eine Aufnahme von Insekten mit giftigen oder fraßabschreckenden Substanzen; die Küken sind Nestflüchter und werden von der Henne geführt; die Nahrung wird von der Henne unmittelbar an die Küken übergeben; ein Auswürgen erfolgt nicht.

Aus den genannten Eigenschaften können folgende Kriterien abgeleitet werden, die potentielle Nahrungstiere erfüllen müssen, um eine Rolle als Trappennahrung spielen zu können: Die Tiere müssen im Frühjahr und tagsüber aktiv sein, träge Arten müssen mindestens 5 mm, mobile Arten mindestens 11 mm groß sein; nur häufig auftretende Insektenarten können eine ausreichende Nahrungsversorgung der Küken sicherstellen. Mit Hilfe dieser Kriterien kann eine beliebige Insektenart daraufhin überprüft werden, ob sie als Nahrung für die Großtrappe von Bedeutung ist oder sein kann.

Zu den am häufigsten in Ostdeutschland aufgenommenen Nahrungstieren gehören Goldschmied (*Carabus auratus*), Kartoffelkäfer (*Leptinotarsa decemlineata*), Schwarzer Rübenaskäfer (*Blitophaga undata*), Neblicher Schildkäfer (*Cassida nebulosa*), Maikäfer (*Melolontha melolontha*) sowie weitere Aaskäfer (*Silpha obscura* bzw. *S. tristis*?) und weitere unbestimmte Blatt-, Rüssel- und Laufkäfer. Einige dieser Arten bevorzugen extensiv genutzte Äcker oder sind ganz daran gebunden; *Carabus auratus* und *Silpha obscura* bevorzugen Getreidefelder und Brachen; *Cassida nebulosa* und *Blitophaga undata* wiesen Präferenzen für Rübenfelder auf und kommen auch auf lückig bewachsenen chenopodiaceenreichen Brachen vor; *Leptinotarsa decemlineata* lebt ausschließlich auf Kartoffelfeldern. Mehrere Arten bevorzugen lückige, mehrjährige Brachen bzw. magere Wiesen (*Carabus auratus*, *Silpha obscura*, *Melolontha melolontha*, weitere Blatthornkäfer); einige können auch auf jüngeren Brachen (*Carabus auratus*, *Cassida nebulosa*, *Silpha obscura*) bzw. mäßig feuchten Niederungswiesen (*Carabus auratus*, *Silpha tristis*?) häufiger auftreten. Für diese Arten sind teilweise massivste Bestandseinbrüche dokumentiert,

insbesondere auf intensiv genutzten Ackerflächen und im Saatgrasland. Massenvermehrungen kommen bei diesen Arten wie auch bei der Feldgrille (*Gryllus campestris*) praktisch nicht mehr vor. Bei den Laufkäfern hat sich besonders bei den großen Formen das Artenspektrum deutlich zu den nachtaktiven Herbstarten hin verschoben, die als Trappennahrung für Küken aus Frühgelegen keine Rolle spielen.

Anhand der aus dem Verhalten bei der Nahrungssuche ermittelten Kriterien wurde beispielhaft das Laufkäferartenspektrum charakteristischer Biotoptypen des Großtrappenschongebiets darauf hin überprüft, ob die Arten als Trappennahrung relevant sind. Von den 44 von HARTLAGE (1992) nachgewiesenen Arten kommt nur eine einzige als Nahrung für die Großtrappe in Frage, nämlich *Carabus auratus*, der Goldschmied. Alle übrigen Arten sind entweder zu klein, nachtaktiv (z.B. der in über 1000 Exemplaren nachgewiesene *Pterostichus melanarius*), erst in der 2. Jahreshälfte aktiv oder zu selten. Auch *Carabus auratus* wurde nur in 15 Exemplaren nachgewiesen und kann deshalb nach den Ergebnissen von HARTLAGE (1992) zur Zeit nicht als wichtige Trappennahrung bezeichnet werden.

Für die Laufkäfer konnte gezeigt werden, daß diese sehr wahrscheinlich eine Größe von ca. 11 mm überschreiten müssen, um als Trappennahrung eine Rolle spielen zu können. Kleinere Nahrung kann offenbar, wenn es sich um so mobile Tiere wie Laufkäfer handelt, aus energetischen Gründen nicht mehr berücksichtigt werden, da das Verhältnis von Aufwand (zum Nahrungserwerb eingesetzte Energie) zu Ergebnis (Energiegehalt der Nahrung) zu ungünstig wird. Diese Grenze dürfte bei den sehr häufig im Trappenschutzgebiet bei Buckow vorkommenden 10 - 12 mm großen *Poecilus*-Arten bereits unterschritten sein. Möglicherweise werden Laufkäfer auch nur dann verzehrt, wenn sie sich über niedrig bzw. \pm lückig bewachsene Stellen bewegen. - Kleinere Käfer, bis etwa zu einer unteren Grenze von ca. 5 mm, werden nur dann als Nahrung akzeptiert, wenn sie sich offen auf den Pflanzen präsentieren und erreichen nur dann eine nahrungsökologische Relevanz, wenn sie in Massen vorkommen.

Aus den erforderlichen Nahrungsmengen 4 und 9 alter Trappenküken wurden die Individuenzahlen potentieller Nahrungstiere berechnet, die vorhanden sein müssen, um die Küken zu sättigen. Nur bei großen Käfern wie *Carabus auratus* oder *Melolontha melolontha* liegen die Zahlen unter 100 Individuen pro Tag oder etwas darüber. Für die Küken der Großtrappen besteht heute überall ein gravierender Nahrungsmangel, der vor allem auf das Fehlen bestimmter Käfer, insbesondere großer, träger, tag- und frühjahrsaktiver bzw. in Massen auftretender Arten, zurückgeführt werden kann. Zur Bereitstellung eines ausreichenden Nahrungsangebotes für die Aufzucht der Großtrappen unter Freilandbedingungen muß zumindest in den wenigen Trappenschutzgebieten ein Landnutzungssystem, das einen kleinräumigen Wechsel aus bestimmten extensiv genutzten Kulturen, Brache- und Grünlandtypen aufweisen sollte, realisiert werden.

Es werden Vorschläge für ein Zielartenkonzept bzw. ein Monitoring unterbreitet, in dem die bekannten und einige potentielle Nahrungstiere der Großtrappe mit einem Aktivitätsmaximum in der ersten Jahreshälfte eine besondere Rolle spielen.

Danksagung

Dr. Albert MELBER und Volker HAMPE (beide Hannover) danke ich für die Bestimmung der Frisch- und Trockengewichte einiger Käferarten, meinen Kollegen Wilfried SCHULZ und Melanie BENITZ für Diskussionsbeiträge zur Biologie der Großtrappe und für Hinweise bei der Abfassung des Manuskripts sowie Volker ASSING (Hannover) für die Übersetzung des Abstracts.

6 Literatur

- BARNDT, D. (1982): Untersuchung der diurnalen und saisonalen Aktivität von Käfern mit einer neu entwickelten Bodenfalle. - Entom. Blätter **78** (2-3), 81-97.
- BASEDOW, T. (1989): Die Bedeutung von Pestizidanwendungen für die Existenz von Tierarten in der Agrarlandschaft. - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz **29**, 151-168.
- BATHON, H. (1973): Über das Formensehen bei der Verbergeorientierung der Laufkäfer (Col., Carabidae). Untersuchungen an *Carabus problematicus* Thoms., *Agonum assimile* Payk., *Abax ater* Vill. und *Bembidion litorale* Oliv. - Z. Tierpsychol. **32**, 337-352.
- BLOCK, B., BLOCK, P., JASCHKE, W., LITZBARSKI, B., LITZBARSKI, H. & S. PETRICK (1993): Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes "Großtrappe". - Natur & Landschaft **68** (11), 565-576.
- ESCHHOLZ, N. (1996): Großtrappen (*Otis t. tarda* L., 1758) in den Belziger Landschaftswiesen. - Naturschutz u. Landschaftspfl. Brandenburg, H. **1/2**, 37-40.
- FARAGO, S. (1985): Großtrappenuntersuchungen in Ungarn. - Ber. **4**. Sympos. Großtrappen DDR 1983, 17-24.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE (1964-1983): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. **1-11**, Krefeld.
- GERSDORF, E. (1958): Das Auftreten der Maikäfer in Deutschland. - In: HORION, A (Hrsg.): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer **6**: Lamellicornia (Scarabaeidae - Lucanidae), Überlingen.
- GEWALT, W. (1959): Die Großtrappe (*Otis tarda* L.). - Die Neue Brehm-Bücherei **223**, 124 S., Wittenberg.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., mit Beiträgen von M. DORNBUSCH, KLAFS, G. & H. WINKLER (1973): *Otis tarda* - Großtrappe. - In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, 649-688, Frankfurt/M.
- HARTLAGE, A. (1992): Die Arthropodenfauna verschieden intensiv bewirtschafteter Agrarstandorte in Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Ernährungsansprüche der Großtrappe (*Otis tarda* L.). - Dipl.-Arbeit Freie Univ. Berlin, Berlin.
- HEYDEMANN, B. & H. MEYER (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. - Schriftenr. des Deutschen Rats für Landespfl. **42**, 174-191.
- HEYMONS, R. & H. VAN LENGERKEN (1926): Studien über die Lebenserscheinungen der Silphini (Coleopt.). I. *Silpha obscura* L. - Z. Morph. Ökol. Tiere **6**, 287-332.
- INGRISCH, S., WASNER, U. & E. GLÜCK (1989): Vergleichende Untersuchungen der Ackerfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: KÖNIG, W., SUNKEL, R., NECKER, U., WOLFF-STRAUB, R., INGRISCH, S., WASNER, U. & E. GLÜCK (Hrsg.): Alternativer und konventioneller Landbau - Vergleichsuntersuchungen von Ackerflächen auf Lößstandorten im Rheinland. Schriftenr. d. LÖLF NRW **11**, 113ff.
- KLEINE, R. (1911): Biologisches über den schwarzen Aaskäfer, *Phosphuga atrata*. - Entomol. Blätter **10/11**, 193-199.
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. - Entomol. Medd. **20**, 277-560.
- LITZBARSKI, H. (1993): Das Schutzprojekt "Großtrappe" in Brandenburg. - Ber. Vogelschutz **31**, 61-66.

- LITZBARSKI, B. & H. LITZBARSKI (1996a): Der Einfluß von Habitatstruktur und Entomofauna auf die Kükenaufzucht bei der Großtrappe (*Otis t. tarda* L. 1758). - Naturschutz u. Landschaftspfl. in Brandenburg, H. 1/2, 59-64.
- LITZBARSKI, B. & H. LITZBARSKI (1996b): Zur Situation der Großtrappe *Otis tarda* in Deutschland. - Vogelwelt **117**, 213-224.
- LITZBARSKI, B., LITZBARSKI, H. & S. PETRICK (1987): Zur Ökologie und zum Schutz der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im Bezirk Potsdam. - Acta ornithoecol. **1**, 199-244.
- LOHSE, G.A. & W.H. LUCHT (1989ff.): Die Käfer Mitteleuropas. **1. - 3.** Supplement-Band. - Krefeld.
- LUFF, M.L. (1978): Diel activity patterns of some field Carabidae. - Ecol. Entom. **3**, 53-62.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1987): Entwurf einer "Roten Liste" der in der DDR gefährdeten Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). - Entomol. Nachr. & Ber. **31** (4), 147-155.
- NECAS, J. & R. HANZL (1956): Rozsirenie a bionomia dropa velkeho eurosibiriskeho - *Otis tarda tarda* Linn. - Sborn. Trnav. **2**, 1-30.
- PLANUNGSBÜRO DRECKER (1994): Vergleichende Untersuchung von Bahn-Trassenvarianten zur Durchföhrung und Umföhrung des Großtrappen-Schongebietes zwischen Buschow und Nennhausen incl. Verträglichkeitsstudie gemäß FFH-Richtlinie. I.A. der PLANUNGSGESELLSCHAFT SCHNELLBAHNBAU HANNOVER-BERLIN MBH. - 4 Text- und 4 Kartenbände, Hannover.
- REITTER, E. (1909): Fauna germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches **2**. - Stuttgart.
- RÖRIG, G. (1897): Inhalt eines Trappenmagens. - Deutsche Jägerzeit. **29**, 590.
- RÖRIG, G. (1912): Der Großtrappe (*Otis tarda*). Wild, Jagd und Bodenkultur. Ein Handbuch für den Jäger, Landwirt und Forstmann. - Neudamm, 127-129.
- SCHEFFLER, I., KORGE, H. & D. BRAASCH (1997): Eine aktuelle Liste der Laufkäferfauna Brandenburgs unter Berücksichtigung ihrer Geföhrdung. Brandenburg. - Entomol. Nachr. **4** (1), 29-52.
- SCHILLER, W. & F. WEBER (1975): Die Zeitstruktur der ökologischen Nische der Carabiden. Untersuchungen in Schatten- und Strahlungshabitaten des NSG "Heiliges Meer" bei Hopsten. - Abhandl. Landesmus. Naturkde. Münster **37** (3), 3-34.
- SCHUMANN, G. (1998): Rote Liste der Blatthornkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt Umweltschutz Sachs.-Anh. **30**, 44-47.
- STERBETZ, I. (1976): The environment of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary. - Aquila **83**, 68-73.
- THIELE, H.-U. (1971): Die Steuerung der Jahresrhythmik von Carabiden durch exogene und endogene Faktoren. - Zool. Jb. Syst. **98**, 341-371.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments, 369 pp. - Berlin, Heidelberg, New York.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & M. BRÄUNICHE (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - Naturschutz u. Landschaftsplanung **29** (9), 261-273.
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & W. KNIEF (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 2. Fassung, 1.6. 1996. - Ber. Vogelschutz **34**, 11-35.

Anschriften¹

Dr. Armin Bischoff

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Biozönoseforschung
Theodor-Lieser-Strasse 4
D-06120 Halle
Tel. +49-(0)345-5585316; Fax: +49-(0)345-5585329
E-Mail: bisch@oesa.ufz.de

Dr. Michael Brandt

Universität Gesamthochschule Kassel
Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische
Umweltsicherung
Fachgebiet Bodenkunde
Nordbahnhofstr. 1a
D-37213 Witzenhausen
Tel. +49-(0)5542-981607 bzw. 981518; Fax: +49-(0)5542-981606
E-Mail: brandt@wiz.uni-kassel.de

Dr. Dr. habil. Wolfgang Büchs

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland
Messeweg 11/12
D-38104 Braunschweig
Tel. +49-(0)531-2994506; Fax: +49-(0)531-2993008
E-Mail: w.buechs@bba.de

Geogr. u. Dipl. Biol. Georg Eysel

Geographisches Institut der Universität Heidelberg
Im Neuenheimer Feld 348
D-69120 Heidelberg
Tel. +49-(0)6221-409319
E-Mail: geysel@ix.urz.uni-heidelberg.de

Dr. Michael Glemnitz

ZALF Müncheberg e.V.
Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie
Eberswalder Str. 84
D-12374 Müncheberg
Tel. +49-(0)33432-82264; Fax: +49-(0)33432-82387
E-Mail: mglemnitz@zalf.de

¹ Nur ErstautorInnen oder als Kontaktadresse benannte Personen

Dr. Angelika Kobel-Lamparski

Universität Freiburg
Biologie I
Hauptstrasse 1
D-79104 Freiburg

Prof. Dr. Franz Lamparski

Universität Greifswald
Zoologisches Institut
Johann-Sebastian-Bach-Strasse 11/12
D-17489 Greifswald

Dipl. Ing.-Agr. Henryk Luka

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)
Ackerstrasse
CH-5070 Frick
Universität Basel
Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz (NLU)
St. Johannis Vorstadt 10
CH-4056 Basel
Tel. +41-(0)62-8657272; Fax: +41-(0)62-8657273
E-Mail: henryk.luka@fibl.ch

Michael Manthey

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Botanisches Institut und Botanischer Garten
Grimmer Strasse 88
D-17487 Greifswald
Tel. +49-(0)3834-864140; Fax: +49-(0)3834-864114
E-Mail: manthey@mail.uni-greifswald.de

Dr. Joachim Milbradt

Prönsdorf 17
D-92355 Velburg
Tel. +49-(0)9182-902034

Dipl. Ing.-Agr. ETH Lukas Pfiffner

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)
Ackerstrasse
CH-5070 Frick
Tel. +41-(0)62-8657272; Fax: +41-(0)62-8657273
E-Mail: lukas.pfiffner@fibl.ch

Ludwig Simon

Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht
Amtsgerichtsplatz 1
D-55276 Oppenheim
Tel. +49-(0)6133-933717; Fax: +49-(0)6133-933729

Dr. Peter Sprick

Planungsbüro Drecker
Ingenieur-, Grün- und Landschaftsplanung
Fössestrasse 77a
D-30451 Hannover
Tel. +49-(0)511-9785221; Fax: +49-(0)511-9785211
E-Mail: pbdrecker-hannover@t-online.de

Dipl. Biol. Ralf Thiele

Am Großen Sand 30
D-55124 Mainz
Tel. +49-(0)6131-236753

Dipl. Biol. Mario Tobias

Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
Spielmannstrasse 8
D-38106 Braunschweig
Tel. +49-(0)531-7998755
E-Mail: m.tobias@tu-bs.de

Dr. Klaus Vowinkel

Marienstrasse 10
D-37073 Göttingen

LD Jörg Weickel

Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz
Fachbereich Agrarökologie
Essenheimer Str. 144
D-55128 Mainz-Bretzenheim
Tel. +49-(0)6131-993030; Fax: +49-(0)06131-993080
E-Mail: jweickel.Ipp-Mainz@agrarinfo.rpl.de

Prof. Dr. Holger Wildhagen

Universität Gesamthochschule Kassel
Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische
Umweltsicherung
Fachgebiet Bodenkunde
Nordbahnhofstr. 1a
D-37213 Witzenhausen
Tel. +49-(0)5542-981607 bzw. 981518; Fax: +49-(0)5542-981606
E-Mail: wildhagn@wiz.uni-kassel.de

- Heft 354, 1998: Datenanforderungen und Entscheidungskriterien der Europäischen Union und der Bundesrepublik Deutschland im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel. 156 S. DM 37,--
- Heft 355, 1998: Analytik von Pflanzenschutzmitteln in Luft. Kurzfassungen von Methoden. Bearbeitet von Dr. W. Rödel und Dr. J. Siebers. 229 S., DM 53,--
- Heft 356, 1998: Egg Parasitoids. 5th International Symposium. International Organisation for Biological Control. Cali, Colombia, Marsh 1998. Edited by Dr. S. A. Hassan. 197 S., 42 Abb., 60 Tab. DM 49,--
- Heft 357, 1998: 51. Deutsche Pflanzenschutztagung in Halle/Saale, 5.-8. Oktober 1998. Bearb. von Prof. Dr. Wolfrudolf Laux. 464 S., 51 Abb., 47 Tab., DM 64,--
- Heft 358, 1998: Data requirements and criteria for decision-making in the European Union and the Federal Republic of Germany for the authorization procedure of plant protection products. 158 S., DM 37,--
- Heft 359, 1998: Studien zum Befall des Weizens mit *Gaeumannomyces graminis* (Sacc.) von Arx et Oliver var. *tritici* Walker unter Berücksichtigung der Sorten- und Artenanfälligkeit sowie der Bekämpfung des Erregers. Von Dr. Horst Mielke. 140 S., 61 Tab., DM 30,--
- Heft 360, 1999: Über die Eignung verschiedener physikalisch-technischer Verfahren zur phytosanitären Behandlung und zur Lagerung von Forstsaatgut unter besonderer Berücksichtigung der Stiel- und Traubeneiche. Von Dipl.-Forstw. Thomas Schröder. 241 S., 50 Abb., 65 Tab., 6 Tafeln, DM 44,--
- Heft 361, 1999: 100 Jahre Pflanzenschutzforschung. Festveranstaltung zum 100 jährigen Jubiläum der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft am 08. Juni 1998 in Berlin. Zusammengestellt von Prof. Dr. Fred Klingauf. 60 S., 1 Abb., DM 19,50
- Heft 362, 1999: Forstschutzprobleme in Nationalparks und Naturschutzgebieten. Forest Protection Problems in National Parks and Nature Reserves. Symposium am 12. und 13. Mai 1998 in Braunschweig. Bearbeitet von Prof. Dr. Alfred Wulf und Dipl.-Forstwirt Karl-Heinz Berendes. 154 S., 53 Abb., 24 Tab., DM 39,--
- Heft 363, 1999: Arbuskuläre Mykorrhiza in der Pflanzenproduktion: Praxisbeispiele und Perspektiven. Arbuscular Mycorrhiza in Plant Production: Examples and Perspectives for Practical Application. Bearbeitet von Dr. Georg F. Backhaus und Dr. Falko Feldmann. 106 S., 25 Abb., 22 Tab., DM 29,--
- Heft 364, 1999: Analytik von Pflanzenschutzmitteln im Boden. Kurzfassungen von Methoden. Analysis of pesticides in soil. Abstracts of methods. Bearbeitet von Dr. Wolfgang Rödel, Ralf Fischer, Dr. Ralf Hänel und Dr. Johannes Siebers. 347 S., DM 72,--
- Heft 365, 1999: Fortschritte bei der Lagerungstechnologie von Eichensaatgut. Recent progress in the storage technology of acorns. Symposium am 28. und 29. April 1998 in Braunschweig. Bearbeitet von Dr. Thomas Schröder und Prof. Dr. Alfred Wulf. 159 S., 41 Abb., 21 Tab., DM 40,--
- Heft 366, 1999: Studien zur Biologie des Erregers *Drechslera tritici-repentis*, zur Anfälligkeit des Weizens und verschiedener Artverwandten sowie zur Bekämpfung der DTR-Weizenblattdürre. Von Dr. Horst Mielke und Diplom-Biologin Andrea Reichelt. 76 S., 2 Abb., 26 Tab., DM 27,--
- Heft 367, 1999: Internationale Bibliographie von 1965–1998 zum Thema: „Angewandte Malakologie“. Beziehungen zwischen Mensch und Mollusken - Phytomedizin. International Review of „Applied Malacology“ in the years 1965–1998. Relationship between Man and Molluscs - Phytomedicine. Von Dr. Dora Godan, 280 S., DM 27,--

Anschrift für Tauschsendungen:

Please address exchanges to:

Adressez échanges, s'il vous plaît:

Para el canje dirigirse por favor a:

Bibliothek der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Königin-Luise-Straße 19, D-14195 Berlin (Dahlem)

Postanschrift: 14191 Berlin

Unverzichtbar für den Pflanzenbau!

Blackwell
Wissenschaft

Entwicklungs- stadien mono- und dikotyler Pflanzen

BBCH-Monograph

Bearbeitet von Uwe Meier

Biologische Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.)

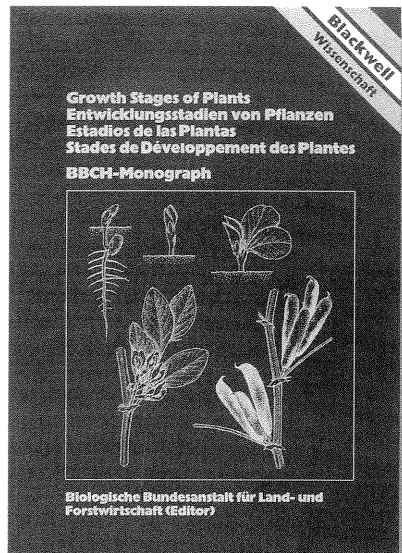
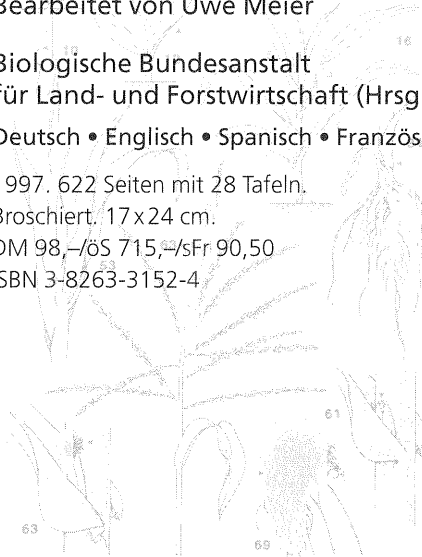
Deutsch • Englisch • Spanisch • Französisch

1997. 622 Seiten mit 28 Tafeln.

Broschiert. 17 x 24 cm.

DM 98,-/öS 715,-/sFr 90,50

ISBN 3-8263-3152-4



Die **einheitliche Beschreibung** und **Ko-
dierung** der **Entwicklungsstadien von
Pflanzen** ist eine Voraussetzung für die
angewandte Forschung im Pflanzenbau
sowie in der pflanzenbaulichen Praxis.

Neben allen wichtigen Ackerbaukulturen,
einschließlich Reis, Soja, Erdnuß und
Baumwolle, und den wesentlichen Obst-
und Gemüsekulturen, werden auch die

Entwicklungsstadien der Unkräuter be-
schrieben, welche für die angewandten
botanischen Wissenschaften von Bedeu-
tung sind.

Die internationale Agrarforschung arbeitet
nach dieser BBCH-Skala, welche von der
European Plant Protection Organisation
(EPPO) als **Richtlinie** für Ihre Mitgliedsstaa-
ten empfohlen wird.

Zu beziehen über Ihre Buchhandlung oder beim

Preisstand: 15. Januar 2000

Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin · Wien

Kurfürstendamm 57 · D-10707 Berlin · Tel.: 030/32 79 06-27/28 · Fax: 030/32 79 06-44
e-mail: vertrieb@blackwis.de · Internet: <http://www.blackwell.de>