

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



**Auswirkungen von
Extensivierungsmaßnahmen
auf den Naturhaushalt**

Effects of extensification
measures on the balance of nature

Zusammengestellt

von

Dr. Dieter Felgentreu

und

Dr. Hans Becker

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz
Berlin und Kleinmachnow

Heft 303

Berlin 1994

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

Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH Berlin/Wien
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3037-4

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Auswirkungen von Extensivierungsmassnahmen auf den Naturhaushalt = a Effects of extensification measures on the balance of nature / hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem. Zsgest. von Dieter Felgentreu und Hans Becker. - Berlin; Wien: Blackwell-Wiss.-Verl., [in Komm.], 1994.
(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H. 303)
ISBN 3-8263-3037-4

NE: Felgentreu, Dieter [Hrsg.]; Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; <Berlin; Braunschweig>:
Mitteilungen aus der...

© 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 Funk- sendung, 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.

1994 Kommissionsverlag Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH Berlin/Wien, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin
Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin

Inhaltsverzeichnis - Contents		Seite/Page
U. Burth H. Becker	Einführung Introduction.....	4
H. Zschaler G. Bartels	Auswirkungen der EU-Agrarreform Effects of the agrarian reform of the European Union.....	6
H. Bathon	Die Bedeutung landwirtschaftlicher Strukturen Importance of agricultural structures.....	13
B. Freier	Effekte der Feldschlaggröße auf Schädlinge und Nützlinge Effects of field size on pests and beneficial animals.....	23
U. Burth B. Pallutt	Effekte der Fruchtfolgegestaltung Effects of rotation of crops.....	27
B. Jüttersonke K. Arlt	Einfluß der Brache auf die Flora Impact of fallow on the flora.....	33
W. Büchs	Einfluß der Brache auf die Fauna Impact of fallow on the fauna.....	41
K.-H. Berendes R. Kehr	Extensivierung durch Aufforstung Extensification by afforestation.....	58
D. Brasse V. Garbe	Effekte der Bodenbearbeitung Effects of soil management.....	69
H. Köpp M. Streloke	Einfluß von Randstreifen und Bodenbearbeitung auf den Stoffeintrag in Gewässer Influence of buffer zones and soil management on the entry of chemical substances in waters.....	77
H.-D. Mohr H. Vogt	Bodenpflege in Sonderkulturen Soil cultivation in special cultures.....	87
U. Meier	Extensivierung im öffentlichen Grün Extensification in public open space.....	92

Ulrich Burth¹⁾ und Hans Becker²⁾

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, ¹⁾Institut für integrierten Pflanzenschutz
²⁾ Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

Einführung

Die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland unterliegt zum Ausgang dieses Jahrhunderts weitgehenden und tiefgreifenden Veränderungen, die in ihrem Ausmaß und deren Ergebnis noch nicht abzusehen sind. Auslöser sind die Brüsseler Agrarbeschlüsse der Europäischen Gemeinschaft im Jahre 1991, die eine Rücknahme der Überproduktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse und eine stärkere Berücksichtigung der Belange des Umweltschutzes anstreben. Im Zuge der Umsetzung dieser Beschlüsse ist damit zu rechnen, daß die Intensität der landwirtschaftlichen Produktion reduziert wird und vor allem auf weniger begünstigten Standorten in größerem Umfang Flächen aus der Erzeugung herausgenommen werden.

In den neuen Bundesländern fällt diese Entwicklung mit der Privatisierung der in den letzten Jahrzehnten von staatlichen und genossenschaftlichen Großbetrieben bewirtschafteten Flächen zusammen und läßt ebenfalls eine deutliche Differenzierung in der Bewirtschaftung begünstigter und weniger begünstigter Standorte erwarten. Obwohl bei der Auseinandersetzung um den richtigen Weg der weiteren Entwicklung der Landwirtschaft ein reduzierter Einsatz von mineralischen Düngemitteln, vor allem Stickstoff, und chemischen Pflanzenschutzmitteln oft im Mittelpunkt des Interesses steht, geht die Extensivierung wesentlich weiter und schließt die Anpassung der Anbausysteme und Fruchtfolgen mit ihren acker- und pflanzenbaulichen Folgewirkungen und den Anbau resistenter Sorten ein.

Die zu erwartende großflächige Extensivierung und Rückführung der Produktion hat über die strukturellen Auswirkungen auf die Landwirtschaft hinaus auch erhebliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt. Der Begriff "Naturhaushalt" wird hier im Sinne des Pflanzenschutzgesetzes vom 15. September 1986 verstanden, nämlich Naturhaushalt: seine Bestandteile Boden, Wasser, Luft, Tier und Pflanzenarten sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen.

Durch die Rücknahme der Produktion ergibt sich auch eine noch nicht abschätzbare Verminderung in der Anwendung von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln. Das Ausmaß der Anwendung ist unmittelbar von der Intensität der Produktion abhängig. Die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) hat nach dem Pflanzenschutzgesetz vom 15. September 1986 unter anderem die Aufgabe, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Naturhaushalt zu verfolgen und das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zu beraten.

Das vorliegende Material über die Auswirkungen der Extensivierung auf den Naturhaushalt ist das Ergebnis einer Diskussion in der Arbeitsgruppe "Ökotoxikologische Forschung" der BBA, in der alle an dieser Thematik arbeitenden Einrichtungen der BBA vereinigt sind.

Es ist im Sinne einer Bestandsaufnahme eine erste Meinungsäußerung von Fachwissenschaftlern, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt, sondern von den in der BBA vertretenen Arbeitsgebieten geprägt wird. Wichtigstes Ziel ist, neben dem Versuch einer Bewertung der Extensivierungsbestrebungen aus der Sicht des Pflanzenschutzes das Aufzeigen von Wissenslücken, denen sich die Forschung vordringlich zuwenden sollte.

Helfried Zschaler¹⁾ und Gerhard Bartels²⁾

¹⁾Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

²⁾Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz im Ackerbau und Grünland, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Auswirkungen der EU-Agrarreform im betriebswirtschaftlichen, pflanzenbaulichen und pflanzenschutzlichen Bereich

Zusammenfassung

Die durch die EU-Agrarreform beabsichtigte Marktentlastung führt, bei Regionalisierung der Förderung, zu unterschiedlichen Einkommenssituationen bei den Landwirten. Dies zwingt zur tiefgreifenden Produktionsanalyse im Sinne von Minimalkostenkombinationen und zu Abbau von Über-Intensitäten bei ertragssteigernden Produktionsmitteln. Am sich verringern den Pflanzenschutzmittelverbrauch ist dieses schon sichtbar.

1. Grundlagen der EU-Agrarreform

Die Beschlüsse der EU-Agrarreform haben insbesondere bei pflanzlichen Produkten eine neue Marktpolitik eingeleitet. Bei Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen (Hülsenfrüchten) und Öllein liegt das Schwergewicht nicht mehr auf der bisherigen Preisstützung der Produkte, sondern auf direkten, flächenbezogenen Beihilfen in Form von Ausgleichszahlungen. Die Reform der gemeinsamen Agrarpolitik bedeutet bei Getreide eine schrittweise Senkung der administrativen Stützpreise (Interventionspreise) in den drei Wirtschaftsjahren 1993/94 bis 1995/96 auf 23,54 DM je dt bei einem Verhältnis von DM: ECU von 1 : 2,3518. Die Getreidepreisstützung auf dieser Basis erfolgt weiterhin über die Intervention. Für Ölsaaten und Eiweißpflanzen werden die Landwirte zukünftig Erzeugerpreise erhalten, die sich nach den Weltmarktpreisen ausrichten. Voraussetzungen für den Anspruch auf staatliche Beihilfe in Form von Flächenausgleichszahlungen ist die Verpflichtung der Landwirte, Ackerflächen aus der Produktion zu nehmen, d.h. sie stillzulegen.

Als Stilllegungsformen werden den Landwirten folgende Möglichkeiten angeboten:

1. Die Rotationsbrache mit einem Flächenstilllegungsanteil von 15%; die stillgelegte Fläche darf erst im 6. Anbaujahr erneut stillgelegt werden. Der Stilllegungszeitraum beginnt am 15. Januar und endet am 31. August eines jeden Jahres.
2. Die Dauerbrache mit einem Flächenstilllegungsanteil von 20%; die stillgelegten Flächen dürfen mindestens für 5 Jahre ohne Unterbrechung nicht für die pflanzliche Produktion herangezogen werden.
3. Die kombinierte Rotations- und Dauerbrache mit einem Flächenstilllegungsanteil von 20%.

Für den Anbau folgender Kulturpflanzen können Anträge auf Ausgleichszahlungen gestellt werden:

a. Getreide

- Weichweizen (einschl. Spelz/Dinkel), Hartweizen, Gerste, Hafer, Roggen, Triticale, Sorghum, Buchweizen, Hirse, Kanariensaat
- Mais (einschließlich Zucker- und Silomais)

b. Ölsaaten

- Raps und Rübensamen
- Sonnenblumen
- Sojabohnen

c. Eiweißpflanzen

- Erbsen
- Acker- und Puffbohnen
- Süßlupinen

d. Anderen Lein als Faserlein (Öllein)

Für alle anderen Kulturpflanzen wie z.B. Zuckerrüben, Kartoffeln und Grassamen können keine Ausgleichszahlungen beantragt werden.

Die Höhe der Ausgleichszahlungen für Getreide und Ölsaaten und die Höhe der Flächenstillungsprämie richtet sich nach den Erträgen in den festgelegten Regionen. Wegen der Ertragsunterschiede in der Bundesrepublik Deutschland werden die Erträge regional ermittelt, d.h. in Regionen mit höheren Erträgen sind die Flächenbeihilfen höher als in Regionen mit niedrigen Erträgen.

Schon zur Ernte 1993 wurden in Deutschland sowohl für Ölsaaten als auch für Getreide Erzeugerregionen festgelegt. Der Durchschnittsertrag je Region wurde für die alten Bundesländer jeweils aus dem Fünfjahreszeitraum 1986/87 bis 1990/91 unter Wegfall des höchsten und des niedrigsten Erntejahres ermittelt. Für die neuen Bundesländer wurde der durchschnittliche Getreide- und Ölsaatenertrag der alten Bundesländer zugrunde gelegt. Die regionalen Durchschnittserträge sind Grundlage für die Berechnung der Ausgleichszahlungen für Getreide, Eiweißpflanzen und Öllein sowie für den Stilllegungsausgleich. Auf Einzelheiten der Berechnung der Ausgleichszahlungen soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden.

Die Flächen, für die Ausgleichszahlungen beantragt werden, müssen zum Zeitpunkt der Antragsstellung (15. Mai) ortsüblich entweder mit Getreide, Ölsaaten, Eiweißpflanzen und/oder Öllein vollständig eingesät sein. Bei Getreide und Ölsaaten muß die Pflege mindestens bis zum jeweiligen Blühbeginn erfolgen.

Um den Anbau nachwachsender Rohstoffe zu fördern, können auf den stillgelegten Flächen einjährige Kulturen angebaut werden, wenn der Nachweis erbracht wird, daß derartige Ernterzeugnisse der Herstellung von Industrieprodukten dienen und ein Anbau- und Abnahmevertrag mit einem Ankäufer oder Erstverarbeiter abgeschlossen wird. Die Nutzung der Erzeugnisse ist also nur für den Non-food-Bereich gestattet.

Wichtigstes Ziel der Agrarreform ist die Entlastung der Märkte. Dies geschieht einerseits durch Herausnahme von Flächen aus der Produktion, andererseits soll durch die Senkung der Erzeugerpreise der Produktionsanreiz auf den verbleibenden bewirtschafteten Flächen gemindert werden. Diese beiden Instrumentarien wirken sich selbstverständlich sowohl auf die wirtschaftliche Situation der einzelnen Betriebe als auch auf den Verbrauch von Produktionsmitteln unterschiedlich stark aus, wie in den folgenden Ausführungen dargelegt werden wird. Es konnte nicht Ziel dieses Beitrages sein, alle Instrumente der EU-Agrarreform hier ausführlich darzustellen, die wichtigsten Grundzüge sollten jedoch aufgezeigt werden.

2. Auswirkungen der EU-Agrarreform auf Betriebswirtschaft und Pflanzenschutz

2.1 Betriebswirtschaft

Die wesentlich von der EU-Agrarreform ausgehenden Effekte auf die Betriebswirtschaft lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- hohe Anforderungen an das Management der Betriebe z.B. hinsichtlich standort- und gewinnoptimaler Produktion, horizontaler und vertikaler Kooperation, kostengünstiger Nutzung technischer Fortschritte, Fruchtfolgegestaltung, Beherrschung der Förderprogramme
- erhöhter Anpassungsdruck der Betriebe bei fixen und variablen Kosten
- Abbau von über dem Optimum liegenden Faktoreinsätzen (Extensivieren bis zum Optimum) insbesondere bei Maschinen, Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel
- Zwang zur tiefgreifenden Analyse der Produktionsstruktur
- die agrarpolitisch gewünschte Reduzierung der Naturalerträge und Faktoreinsätze mit dem Ziel der Marktentlastung und Verringerung des Eintrages an produktionssteigernden Betriebsmitteln in die Umwelt.

Die betriebswirtschaftlichen Effekte der EU-Agrarreform sind in Tabelle 1 anhand von Beispielen (Marktfruchtbetriebe) in der Region 3 bei Niedersachsen aufgeführt. Die Naturalerträge bei Getreide von 50, 60 und 80 dt/ha sollen das beispielhafte Ergebnis eines schlechten, mittleren und guten Managements sein. Von der Reform hatte der schlecht geführte Betrieb nur die Hälfte des Deckungsbeitrages (DB) gegenüber dem Betrieb mit 80 dt/ha Ertrag. Beim vollen Wirksamwerden der Agrarreform 1995/96 werden die Getreidepreise bis auf ca. 22 DM/dt

gesenkt. Dabei wird ein Ausgleichsbetrag von rd. 670 DM/ha gezahlt, der sich am Durchschnittsertrag der Region 3 von 61,3 dt/ha orientiert.

15 Prozent der ausgleichsberechtigten Getreidefläche sind stillgelegt, wofür eine Prämie von 823 DM/ha gezahlt wird. Die Effekte der Reform sind vereinfacht dargestellt, darin zu sehen, daß:

- der Betrieb mit den geringsten Erträgen einen um 31 % höheren Deckungsbeitrag gegenüber 1992/93 erzielt,
- der Betrieb mit mittleren Erträgen und durchschnittlichen Betriebsleiterfähigkeiten einen etwas erhöhten Deckungsbeitrag gegenüber früher aufweist,
- der Betrieb mit den höchsten Naturalerträgen Deckungsbeitragsverluste (-14 %) erzielt, also "bestraft" wird.

**Tabelle 1: Auswirkungen der Agrarreform 100 ha Getreidebaubetrieb - Region 3
Niedersachsen 61,3 dt/ha**

	1992/93			1995/96		
	100	100	100	85	85	85
Fläche (ha)						
Stilllegung (ha)				15	15	15
Ertrag (dt/ha)	50	60	80	50	60	80
Preis (DM/dt)	33	33	33	21,73	21,73	21,73
Marktleistung (DM/ha)	1650	1980	2640	1087	1304	1738
var. Kosten (DM/ha)	1033	1179	1425	930	1080	1300
DB (DM/ha)	617	801	1215	157	224	438
Gesamt DB (DM)	61700	80100	121500	13345	19040	37230
Ausgleich (DM/ha)	-	-	-	649	649	649
Gesamt-Ausgleich (DM)	-	-	-	55165	55165	55165
Stilllegungs-Prämie (649 DM/ha)	-	-	-	12345	12345	12345
Gesamt DB (DM)	61700	80100	121500	80855	86550	104740
DB (DM/ha)	617	801	1215	809	866	1047

Veränderungen (%)

+ 31 + 8 - 14

DB = Deckungsbeitrag

Diese schwierigere Einkommenssituation zwingt zur Anpassung des Managements an die veränderten Bedingungen. Hauptpunkte dabei sind, die allseitige Kostensenkung und die Rationalisierung der Betriebsorganisation. Zunächst geht es dabei um eine tiefgreifende Analyse der Kostenstruktur, um herauszufinden, wo Kosten reduziert werden können. Das betriebswirtschaftliche Ziel besteht darin, durch Minimalkostenkombination die Einkommen zu erhöhen. In Marktfruchtbetrieben wird dies am ehesten bei der Bodenbearbeitung und allgemein beim Maschineneinsatz bzw. -besatz möglich sein, der in westdeutschen Betrieben weit über dem europäischen Durchschnitt liegt. Hier sind zukünftig Varianten gefragt, die - unter Nutzung überbetrieblicher Kooperation - , einen kostengünstigen Einsatz erlauben.

Bei den ertragssteigernden Betriebsmitteln, wie Düngung und chemischer Pflanzenschutz muß die Frage danach gestellt werden, wo "Über-Intensitäten" vorliegen und wie diese in Richtung optimaler, spezieller Intensität abgebaut werden können. Das heißt, es gilt zu untersuchen, welche bisher durchgeführten Maßnahmen unwirtschaftlich sind.

Da sich dieser Beitrag besonders Problemen des chemischen Pflanzenschutzes widmen soll, wird dies im folgenden unter diesem speziellen Aspekt untersucht.

2.2. Wirkung der Agrarreform auf den chemischen Pflanzenschutz

Mit der Verringerung der Produktpreise verbunden ist eine Reduzierung der Faktoreinsätze, um im betriebswirtschaftlichen Optimum zu bleiben. Da der Pflanzenschutz sowohl ertrags- als auch qualitätssichernd und damit erlössichernd ist, kommt ihm eine nicht zu unterschätzende betriebswirtschaftliche Bedeutung zu. Dies ist auch dadurch begründet, daß die Nutzen-Kostenverhältnisse wesentlich über eins liegen. Mit geringer werdenden Produktpreisen nehmen auch, in der Regel im gleichen Maße, die schadorganismenbedingten Erlösverluste ab. Entsprechend sinkt das Risiko schadorganismenbedingter Verluste bei unterlassener Applikation von Pflanzenschutzmitteln (PSM), während das Risiko von monetären Verlusten durch unwirtschaftlichen Einsatz ansteigt (siehe auch WAHMHOF 1992). Bei niedrigeren Erlösen kommt deshalb einer kostenorientierten Bekämpfungsentscheidung eine Schlüsselrolle zu, wobei von den erhöhten wirtschaftlichen Schwellenwerten ausgegangen werden kann. Der Kostensenkung im chemischen Pflanzenschutz dienen auch gezielte Anwendungen von PSM, bei denen Wirkungsreserven (dies ist meist bei systemischen Präparaten möglich) ausgeschöpft werden können und eine präzise Anpassung an die Sorten und Anbauverfahren möglich ist (siehe auch ZSCHALER et al. 1994). Diese Analyse zeigt auch, daß der Aufwand von PSM stark von den Kulturen, den dadurch charakterisierten Betriebsformen und Anbaustrukturen abhängig ist. Obwohl die Agrarreform erst ein Jahr in der Praxis angewendet wird, lassen sich mit Hilfe der Daten vom Testbetriebsnetz erste Effekte auf die quantitative Anwendung von PSM erkennen (Abb. 1), wenn nahezu gleiches Schadorganismen-Auftreten vorausgesetzt wird.

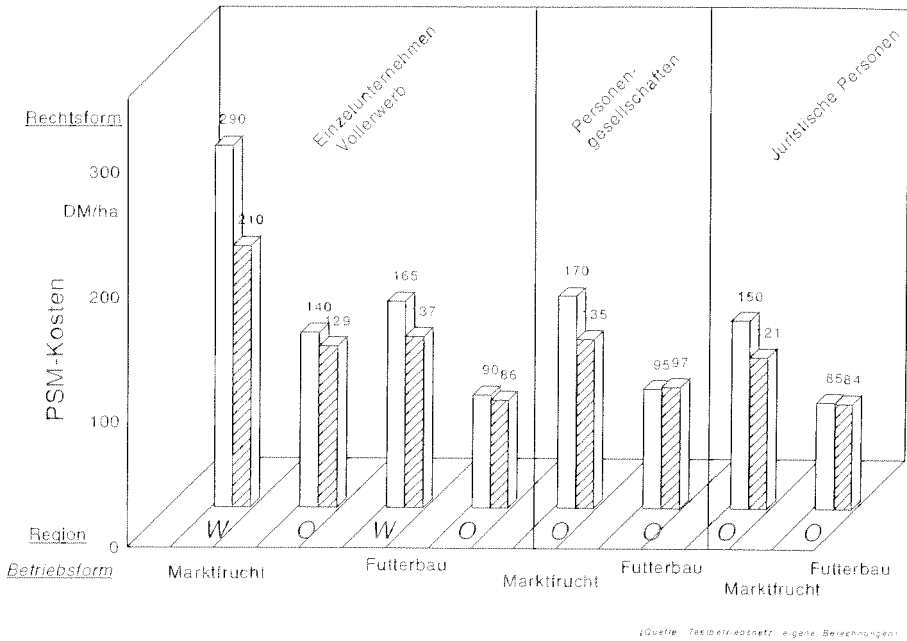


Abb. 1: PSM-Kosten in Abhängigkeit von Betriebs- und Rechtsform in West(W)-und Ost(O)deutschland 1992 (1. Säule) und 1993 (2. Säule)

In Marktfruchteinzelbetrieben Westdeutschlands (48 ha Größe) verringerten sich die PSM-Kosten 1993 gegenüber 1992 um 38 %, bei Futterbaubetrieben (32 ha) um 17 % und bei Gemischtbetrieben (32 ha) um 20 %. Bei Marktfruchtbetrieben Ostdeutschlands (160 ha), die nur rd. die Hälfte des Aufwandes der westdeutschen Einzelbetriebe haben, fiel die Reduzierung mit 8 % wesentlich geringer aus, da hier bereits eine Anpassung an die neuen Marktbedingungen erfolgt war. Futterbaueinzelbetriebe (65 ha) verminderten die Kosten fast gar nicht.

Bei der Rechtsform der Personengesellschaft zeigte sich in Marktfruchtbetrieben (430 ha Größe) eine Kostensenkung um 21 %, bei Futterbaubetrieben (180 ha) ergab sich Gleichstand. Bei der Rechtsform der juristischen Person (Flächenanteil 64 %) verringerten die Marktfruchtbetriebe (2020 ha) 1993 die PSM-Kosten gegenüber 1992 um 20 %, bei Futterbaubetrieben (1700 ha) nicht. Einen ähnlichen Effekt auf die PSM-Kosten hatte die 1992 eintretende Erzeugerpreissenkung bei Raps um rd. die Hälfte, in dem eine Reduzierung des Aufwandes um 50 % eintrat.

Aus dieser beispielhaften Datenlage ist zu folgern, daß für ein kostengünstiges Management auch die Instrumentarien des integrierten Pflanzenschutzes genutzt werden müssen, um ein günstiges Betriebsergebnis zu sichern.

Literatur

ANONYM (1994): Die EG-Agrarreform - Wichtige Hinweise für die Anwendung im pflanzlichen Bereich, BML, Januar 1994, Bonn.

WAHMHOFF, W. (1992): Wieviel Pflanzenschutz braucht der Raps jetzt noch ? Pflanzenschutz-Praxis 3/92: 10-13.

ZSHALER, H.; B. RUBACH; S. ENZIAN & U. WITTCHEN (1994): Status-Quo-Analyse des Pflanzenschutzmittel-Einsatzes in Feldkulturen der Bundesrepublik Deutschland 1991/92. Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutz, Braunschweig (im Druck).

Horst Bathon

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Biologischen Pflanzenschutz, Heinrichstraße 243, 64287 Darmstadt

Die Bedeutung landschaftlicher Strukturen

Zusammenfassung

Hecken, Feldraine, Ackerrandstreifen, stehende und fließende Gewässer in der Feldflur haben große Bedeutung für die Förderung der Artenvielfalt, den Schutz bedrohter Arten und die Entwicklung einer landschaftlichen Vielfalt.

Die im Rahmen der Extensivierung gegebenen Möglichkeiten sollten den durch zunehmende Intensivierung verursachten Verlust an Strukturen und Arten ausgleichen. Je längerfristig diese Landschaftsstrukturen bestehen, um so erfolgreicher ist die Ansiedlung bedrohter Arten.

Gegenstände weiterer Forschungen sind der Einfluß von Bracheflächen und Feldrandstrukturen auf das Schädlings- und Nützlingsvorkommen, auf Pflanzenkrankheiten und auf die Ertrags-situation in angrenzenden Feldern. Weiterhin fehlen bisher vergleichende Untersuchungen über die Besiedlung großer Felder in Nord- und Mitteldeutschland und kleinräumigen Agrarlandschaften (Mittelgebirge).

Es wird ein Überblick über landschaftliche Strukturen und deren Funktionen im Agrarbereich gegeben, die verstärkt im Rahmen der Extensivierung angelegt oder gepflegt werden können. Eine dadurch erreichte, größere landschaftliche Strukturvielfalt führt u.a. zu einer größeren Vielfalt sowohl bei Pflanzen als auch bei Tieren, die sich z.B. positiv auf das Verhältnis von Nützlingen zu Schädlingen in den angrenzenden Feldern auszuwirken vermag.

Der vorliegende Text hat nicht das Ziel, die außerordentlich umfangreiche Literatur als Sammelreferat aufzuarbeiten. Auch sollen hier nicht die Darstellungen von WETZEL (z.B. 1993) und Mitarbeitern aus dem mitteldeutschen Getreideanbaugebiet diskutiert werden, von denen die Bedeutung landschaftlicher Strukturen für Nützlinge (Arthropoden) als eher gering eingestuft wird. Unterschiede in der Bewertung gegenüber FREIER (1994, in diesem Heft) beruhen letztlich in der Betrachtung unterschiedlicher Naturräume und Bewirtschaftungsintensitäten. Hier sollen schlagwortartig verschiedene landschaftliche Strukturen und ihre Bedeutung aufgezeigt werden, die bei Extensivierungsmaßnahmen eine Rolle spielen. Eine ausführliche Erörterung dieses Themenkreises findet sich in den Büchern von KNAUER (1993) und NACHTIGALL (1994).

Die systematische Landnutzung durch die traditionelle Landwirtschaft führte zunächst zu einer **Steigerung der landschaftlichen Vielfalt**, in deren Gefolge eine große Zahl von Pflanzen- und Tierarten nach Mitteleuropa einwanderten bzw. eingeschleppt wurden, die heute hier als

heimisch anzusehen sind. Gliedernde Elemente der Agrarlandschaft stellten u.a. dar: Lese-steinwälle, Feldhecken (Windschutz, Holznutzung), breite Feldraine, unbefestigte Feldwege, Feuchtflächen, mäandrierende Bäche. Hinzu kamen ein Mosaik unterschiedlicher Feldkulturen, extensive Nutzung von Wiesen, Hochstamm-Obstanlagen am Rande der Ortschaften. Zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft brachte - insbesondere nach dem 2. Weltkrieg - einen **Verlust an Strukturen und Arten** mit sich. Dies wird besonders an der Reduktion der Feldheckenlänge deutlich als Ergebnis von Flurbereinigungen mit dem Ziel größerer, maschinengerechter Schlagflächen (u.a. MOHR 1989). Der Einsatz von Herbiziden führte neben verschiedenen weiteren Faktoren wie Saatgutreinigung, Bestandsdichte der Nutzpflanzen und anderen zu einem Verlust der Vielfalt von Ackerwildkräutern (quantitativ als auch qualitativ) und damit zu einem Rückgang der an sie angepaßten Arthropoden.

Eine Extensivierung in der Landwirtschaft hat nun zum einen marktordnenden Charakter, zum anderen bietet sie die Möglichkeit, verschiedene zuvor beseitigte Strukturen in die landwirtschaftlich genutzten Gebiete zurückzubringen mit dem Ziel stärkerer, landschaftlicher Gliederung und damit verbessertem Lebensraum für viele zuvor verdrängte Pflanzen- und Tierarten. Als solche Strukturen seien nicht abschließend genannt:

Zwischen den Feldern:

- Hecken und Feldgehölze
- Feldraine
- Bäche mit begleitendem Gehölzsaum
- Feuchtbiotope
- unbefestigte Wege

Auf/in den Feldern:

- Ackerrand- oder Ackerkrautstreifen
- Wiedervernässung, insbesondere von Wiesen
- temporäre Druck- und Regenwassertümpel
- verschiedene Bracheformen: Dauerbrache, Rotationsbrache, Wanderbrache

Als einige weitere, die Landschaftsstruktur beeinflussende bzw. die Segetalflora und -fauna verändernde Maßnahmen, auf die hier nicht eingegangen wird, seien genannt:

Extensivierungsmaßnahmen bei der Bestellung der Felder:

- nichtwendende Bodenbearbeitung
- größerer Pflanzenabstand
- Verlängerung der Fruchtfolgen
- Reduktion des Düngemiteleintrags sowie Änderung von mineralischer zu Mist- bzw. Kompostdüngung
- Reduktion des Pflanzenschutzmittel-Einsatzes

Untersuchungen zum Einfluß landschaftlicher Strukturen im Feldbereich auf Flora und Fauna sowie speziell auf Schädlinge und Nützlinge wurden bislang hauptsächlich durchgeführt an/in: Feldrainen, Ackerschonstreifen, Hecken. Im folgenden sollen diese stichwortartig betrachtet werden.

Feldraine, Ackerschonstreifen und Hecken stellen Saumbiotop dar, wobei Hecken den Charakter isolierter, doppelseitiger Waldsäume haben. An die Hecken schließen sich beiderseits meistens mehr oder weniger breite Feldraine an als Übergang zu den Feldflächen. Je nach Intensität der Nutzung sind die Raine artenarm als Grasraine oder mit einer größeren Anzahl blühender Kräuter bewachsen.

Feldraine erfüllen ihre Funktion als Rückzugshabitat (so nach der Ernte oder auch im Winter) einer Reihe von Feldarthropoden nur bei entsprechender Breite. Verschiedene Untersuchungen bestätigen, daß die Anzahl der Blütenpflanzenarten und die Blütendichte mit zunehmender Breite der Raine ansteigen. Eine Vielfalt blühender Pflanzen ist ausschlaggebend für die Besiedlung nektar- und pollenverzehrender Insektenarten, häufig parasitische und räuberische Hymenopteren und Dipteren (z.B. RUPPERT 1993), die als Nützlinge in den angrenzenden Feldern von Bedeutung sind. Voraussetzung für eine vielfältige Flora und Fauna ist die eigenständige Entwicklung mehrere Meter breiter Raine, die nicht mit Pflanzenschutz- und Düngemitteln behandelt werden. Eine Mahd der Raine verhindert deren Vergrasung und somit ein Zurückdrängen krautiger Pflanzen, was wiederum eine Verarmung der Fauna zur Folge hätte.

Feldraine spielen nicht nur für die Artenvielfalt von Arthropoden eine wichtige Rolle, sondern auch für weitere Gruppen wirbelloser Tiere. So zeigte THOENISSEN (1988), daß Feldraine eine höhere Anzahl an Nematodenarten aufweisen als angrenzende Felder. KLEESPIES et al. (1989) wiesen sowohl entomopathogene Nematoden (Fam. Steinernematidae) als auch entomopathogene Pilze wesentlich häufiger in Feldrainen und Hecken nach als in angrenzenden Feldern.

An die Feldraine - sofern überhaupt vorhanden - grenzen beim Getreideanbau die **Ackerschonstreifen**. Hierbei handelt es sich um Randflächen der Felder in Maschinenbreite, die nicht mit Herbiziden und möglichst auch nicht mit Insektiziden behandelt werden. Eine Reduktion der Düngung ist anzustreben. Ackerschonstreifen bieten der Segetalflora günstige Siedlungsbedingungen (u.a. SCHUMACHER 1984). Die hier auftretenden frühblühenden Ackerswildkräuter versorgen verschiedene Arthropodenarten frühzeitig mit Nahrung und geben damit Parasitoiden und Räubern die Möglichkeit, bereits bei geringen Abundanz ihrer Wirte von den Randstreifen aus in den Feldern aktiv zu werden, RUPPERT (1993) und hierzu z.B. WELLING et al. (1994). Einen Überblick über die Bedeutung von Ackerrandstreifen geben WELLING (1988) und STORCK-WEIHERMÜLLER & WELLING (1991). Sowohl Feldraine als auch die angrenzenden Ackerschonstreifen stellen selbst für Wirbeltiere, wie den im Bestand stark zurückgegangenen Rebhühnern, wichtige Lebensvoraussetzungen dar (z.B. SOTHERTON & RANDS 1987).

Feldraine und Ackerschonstreifen führen zu:

- einer Erhöhung der Dichte blühender Pflanzen zu verschiedenen Jahreszeiten,
- einem Auftreten häufig bereits fast verschwundener Pflanzenarten,
- einer besseren Ernährungsgrundlage von Parasitoiden und Räubern,
- einer frühzeitigen Besiedlung der Felder durch Parasitoide und Räuber und somit zu einem verstärkten Druck auf Schädlingspopulationen in einem frühen Entwicklungsstadium.

Die Funktion von **Hecken** wurde in einer großen Zahl von Untersuchungen dokumentiert, gerade im Hinblick auf die Fauna angrenzender Felder, so bei KNAUER & TIMMERMANN (1994). Hecken stellen durch ihr gemäßigtes Kleinklima im Inneren für eine Reihe von Feldarten ein Winterquartier dar. Sie sind Lebens- und Brutraum von Vögeln, Kleinsäugetern und Reptilien sowie Überwinterungsort für einige Amphibien. Frühblühende Sträucher bilden häufig die erste Nahrungsquelle aphidophager Insekten-Arten, wie z.B. der Schwebfliege *Episyrphus balteatus*. Arten- und Individuendichten von Arthropoden in Getreidefeldern liegen in Heckennähe höher als weiter in der Feldmitte. So treten ausschließlich in den Saumbiotopen Vertreter der Anthocoridae (Heteroptera) und der Sphecoidea (Hymenoptera) auf, die als Prädatoren von Blattläusen, Thripsen und anderen Pflanzensäugern bekannt sind.

Mit steigendem Alter verändert sich die Fauna von Hecken. Ältere Hecken weisen meist eine höhere Diversität an Entomophagen auf als jüngere (SCHÄFER 1987), was auch für die übrige Fauna gelten dürfte. Die Besiedlung neu angelegter Gehölzinseln und Hecken in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft erfolgt nur langsam, wie langjährige Untersuchungen an mehreren Orten Deutschlands ergaben (so z.B. GRUTTKE & WILLECKE 1993). Ein rascher Erfolg im Hinblick auf die Steigerung der Artenvielfalt und besonders im Hinblick auf spezialisierte Arten ist also nicht zu erwarten. Zur Dokumentation der Besiedlungsentwicklung sind mehrjährige Bestandserhebungen im Abstand von etwa 5-10 Jahren nötig.

Bei zunehmender Breite nimmt das Heckeninnere Waldcharakter an. Hier finden sich dann Tier- und Pflanzenarten ein, die nicht oder nur selten im Austausch mit den angrenzenden Feldern stehen. In Biotopverbundsystemen können solche Hecken Waldflächen derartig verbinden, daß auch spezifische Waldarten sich in ihnen ausbreiten.

Hecken ragen aus den umgebenden Feldern heraus, was in ihrer näheren Umgebung zu einer Verringerung der Windeinwirkung führt. Hierdurch und durch Beschattung angrenzender Bereiche verändern sie das Mikroklima in der Umgebung (höhere Luftfeuchte, erniedrigte Temperaturen, längere Zeit bis zum Abtrocknen von Tau). Es konnte wiederholt gezeigt werden (u.a. im Lautenbacher Hof Projekt, Baden-Württemberg), daß Hecken dennoch nicht zu einer Ertragsreduktion auf den angrenzenden Feldflächen führen, ebensowenig zu einer Reduktion des Deckungsbeitrags (BOSCH 1986, EL TITI 1989).

Hecken stellen Strukturen im Feldbereich dar, die

- Vögeln, Kleinsäugetern und einer Vielzahl von Arthropoden Lebensraum bieten
- Windangriffe bremsen und damit einer Winderosion vorbeugen
- das Kleinklima in ihrer Umgebung verändern (höhere Feuchte, ausgeglichene Temperaturen)
- bei größerer Breite das Vorkommen von Waldarten ermöglichen
- einerseits Schädlingen als Winterquartier dienen, andererseits verschiedenen Nützlingen durch frühblühende Sträucher erste Nektar- und Pollenquellen bieten

- im Regelfall eher positive als negative Auswirkungen auf angrenzende Felder und somit auf den Ertrag haben
- für eine abwechslungsreiche Landschaft als Grundlage der Naherholung und des Tourismus beitragen.

Bäche sind in der Feldgemarkung heute weitgehend begradigte, temporär Wasser führende Vorfluter. Die Felder reichen vielfach bis dicht an deren Rand. Oberflächliche Einschwemmungen von Erde, Agrochemikalien bzw. Abrift von Pflanzenschutzmitteln können sie nachhaltig verändern. Dies gilt auch für Feuchtflächen, die temporären Lebensraum für speziell angepasste Wirbellose und Wirbeltiere (z.B. Kröten) darstellen. Wechselwirkungen zwischen den Bewohnern von Gewässerrändern und angrenzenden Feldern sind bislang kaum untersucht. Die Erdkröte spielt in diesem Zusammenhang eine gewisse Rolle bei der Vertilgung schädlicher Schneckenarten. Verschiedene Blütenpflanzen und gewässerbegleitende Bäume und Sträucher stellen ebenso wie der Pflanzenbestand in der Übergangszone zu den Feldern die Nahrungsgrundlage von Parasitoiden und Prädatoren dar.

Flache Mulden im Acker- und Gründland bilden zeitweise durch Füllung mit Regen- oder Druckwasser **temporäre Gewässer** aus, die Lebensraum einiger heute stark bedrohter Tier- und Pflanzenarten sind. Es sei an verschiedene Blattfußkrebse erinnert, die in Deutschland nur noch in kleinen Reliktarealen vorkommen (so *Triops cancriformis*, *Lepidurus apus*, *Limnadia lenticularis*). Sie konnten sowohl in Baden-Württemberg (RIEDER et al. 1984) als auch in Rheinland-Pfalz (SIMON 1987) in neuerer Zeit in temporären Gewässern der Rheinaue auf Wiesen und Feldern nachgewiesen werden.

In **bachbegleitenden Gehölzen** ist ein ähnlicher Strukturtyp zu sehen wie in Feldhecken. Es dominieren jedoch Baum- und Straucharten der Weichholzaue, die als Frühblüher (so z.B. Weiden und Pappeln) vielen Hymenopteren und Dipteren erste Nahrung im Jahr bieten.

Meliorationen durch Drainagen in Feuchtwiesen und Feldern, Auffüllungen von Senken, Begradigung von Bachläufen und deren regelmäßige, radikale Räumung vom Pflanzenwuchs führten an vielen Stellen zum Verlust spezifischer Pflanzengesellschaften und der an sie angepassten Tierwelt. Zusätzlich ging die Funktion der Feldgewässer als Wasserspeicher verloren.

Neuanlagen flacher Stillgewässer und Bachrenaturierungen können zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen von Pflanzen und Tieren in der Feldgemarkung führen, die auf hohe Feuchtigkeit angewiesen sind. Bei solchen Maßnahmen ist es nicht nötig, umfangreiche Anpflanzungen feuchteliebender Blütenpflanzen oder gar von Bäumen und Sträuchern vorzunehmen, da sich diese in wenigen Jahren von selbst einstellen (z.B. SCHÄFER & KNEITZ 1993). Allerdings bedingen Renaturierungsmaßnahmen an Bächen einen gewissen Flächengebrauch, da ein 10 bis 20 Meter breiter Streifen beidseits der Gewässer aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausgenommen und dem gewässerbegleitenden Grün zugeordnet werden muß.

Auch traditionelle, **unbefestigte Feldwege** stellen eigenständige Biotope dar. So treten auf solchen Wegen bei nicht zu großer Verdichtung Kolonien von Wildbienen auf, deren Bestände

als bedroht gelten. Als Beispiel sei HALLMEN (1993) genannt, der eine Kolonie von *Andrena vaga* aus einem stark besuchten Gebiet bei Frankfurt/Main beschreibt. Ähnliche Kolonien von Hymenopteren (Apoidea) finden sich auch auf Dammwegen am Rhein sowie an vielen Strömen und Bächen. Diese Bienenartigen, die für die Bestäubung von großer Bedeutung sind, verlieren durch Befestigung der Wege ihren Siedlungsraum. Zum Schutz der Bienenfauna sollte im Rahmen von Extensivierungsmaßnahmen kein Wegeausbau mehr erfolgen.

Eine spezielle Form der Wege mit einer sehr spezifischen Flora und Fauna stellen Hohlwege dar, wie sie besonders in Lößgebieten anzutreffen sind. Solche Hohlwege sind Relikte alter Kulturformen, die wegen ihrer Flora und Fauna, aber auch wegen ihrer historischen Bedeutung erhalten bleiben sollten. Zur Flora von Hohlwegen sei auf WILMANN (1977) verwiesen.

Unterschiedliche Bracheformen werden in den letzten Jahren verstärkt diskutiert. Sie bieten bei einer mindestens zweijährigen Brachedauer auch mehrjährigen Pflanzenarten eine Entwicklungsmöglichkeit.

Dauerbrachen entwickeln sich meist erst in mehreren Jahren zu einem pflanzenartenreichen Standort. Ohne lenkende Eingriffe verbuschen diese Flächen und verwandeln sich schließlich in waldnahe Gehölze.

Weiter verbreitet sind derzeit **Rotationsbrachen**, bei denen für ein bis mehrere Jahre eine Fläche aus der Bewirtschaftung herausgenommen und anschließend wieder landwirtschaftlich genutzt wird. Um bei der späteren erneuten Feldbestellung keine Probleme mit bestimmten Unkräutern zu bekommen, sind lenkende Maßnahmen, wie Einsaaten von Pflanzenmischungen, gut terminierte Mahd u. a. nötig. Im übrigen möchte ich auf den Artikel von JÜTTERSONKE & ARLT (1994, in diesem Heft) verweisen.

Als eine weitere Bracheform seien die **Wanderbrachen** genannt (NENTWIG 1989). Bei diesen bleiben Feldstreifen in doppelter Maschinenbreite in den Feldern unbestellt. Im zweiten Betriebsjahr wird ein Streifen von einer Maschinenbreite erneut landwirtschaftlich genutzt, der angrenzende Streifen geht in das zweite Brachejahr; an diesen anschließend bleibt ein neuer Streifen das erste Jahr ungenutzt. Auf diese Weise wandern die Bracheflächen allmählich über das Feld, wodurch sowohl einjährigen als auch zwei- und mehrjährigen Pflanzenarten eine Existenzmöglichkeit geboten wird. Bei Rotations- und Wanderbrachen ist besonders bei starkem Druck durch Problemunkräuter ein Brachenmanagement durch Bearbeitung und Einsaat der Flächen geboten.

Insbesondere die letztere Bracheform trägt Randstrukturen in die Felder hinein, wie dies bereits vor einem Jahrzehnt im Hinblick auf Einsaatstreifen zur Verbesserung der Lebensbedingungen von Parasitoiden und Prädatoren gefordert wurde (z.B. GAUDCHAU 1981).

Durch Einsaat bestimmter Blütenpflanzen, die für Nützlinge besonders attraktiv sind, kann eine Vegetationslenkung auf den Wanderbrachen erfolgen. Von solchen (Einsaat-) Streifen aus können die Nützlinge auch ihre Aktivität in den angrenzenden bestellten Flächen entfalten. Aus landschaftsästhetischer Sicht führen Brachen zu einer stärkeren Gliederung der Feldgemarkung mit stark ausgeprägten unterschiedlichen Blühaspekten.

Rotations- und Wanderbrachen führen zu

- einer größeren Artenvielfalt der Ackerwildkräuter
- einer größeren Artenvielfalt der Arthropodenfauna
- einem verstärkten Druck von Parasitoiden und Prädatoren auf Schädlinge in angrenzenden Feldern
- einer größeren landschaftlichen Vielfalt.

Hecken, Feldraine, Ackerrandstreifen, stehende und fließende Gewässer in der Feldflur haben neben den aufgeführten Funktionen eine große Bedeutung im Hinblick auf **Landschafts- und Artenschutz**. Sie bieten Raum für eine Anzahl von Pflanzen- und Tierarten, die in ihrem Bestand bedroht sind. Wichtig ist jedoch, daß sich die genannten Landschaftsstrukturen über einen größeren Zeitraum hinweg ungestört entwickeln können (mit Ausnahme einiger, auf rasche Veränderung angelegter Bracheformen). Neuangelegte Feuchtbiootope, Feldgehölze u.a. werden zwar rasch von einer Anzahl meist ubiquistischer Pflanzen und Tiere besiedelt. Bedrohte Arten (Rote-Liste-Arten), für deren Vorkommen häufig sehr spezifische Voraussetzungen vorliegen müssen, benötigen hingegen meist eine lange Zeit bis zu ihrer Wiederansiedlung.

Letzteres hängt einerseits mit der Mobilität der Arten, andererseits sicher aber auch mit der zunehmenden Verinselung der Landschaft zusammen. Die Abstände zwischen den einzelnen Strukturelementen sind z.T. so groß, daß sie von vielen Arten, besonders bodenbewohnende Wirbellosen nur schwer zu überwinden sind. Hier setzt das Konzept der **Biotop-Verbundsysteme** an, bei dem die oben angeführten Strukturen sowie weitere Landschaftselemente untereinander vernetzt werden sollen. Allerdings können auch Verbundsysteme nur in bedingtem Umfang einer Wiederbesiedlung weitgehend ausgeräumter Feldbereiche Vorschub leisten. Eine Erfolgskontrolle führt daher vielfach erst nach einer größeren Anzahl an Jahren zum Nachweis spezialisierter Tierarten in den Verbundelementen. Typische flugunfähige bzw. wenig flugaktive Waldarthropoden nehmen nur breite Hecken mit Waldcharakter als Korridore an, in denen sie sich allerdings auch nur langsam ausbreiten.

In einem typischen Verbundsystem liegen fast immer Freiräume zwischen den einzelnen Elementen vor, die von flugaktiven Spezialisten durchaus überwunden werden können. Für diese kann auch eine trittsteinartige Anordnung der behandelten Strukturen als Siedlungs- und Ausbreitungsvoraussetzung hinreichend sein, wobei sicher für die einzelnen "Trittsteine" Mindestflächen anzusetzen sind. Andererseits können viele hypogäische Wirbellose (z.B. Nematoden, Milben, Schnecken) sich auch nach Jahren nur äußerst langsam den Verbundelementen entlang ausbreiten.

Schlußbemerkung:

Forschungsbedarf besteht heute insbesondere im Hinblick auf den Einfluß von Bracheflächen, ihres Bewuchses und ihrer Fauna auf das Schädlings- und Nützlingsvorkommen in angrenzenden Feldern, ebenso auf das Wiederauftreten bestandsgefährdeter Arten. Weiterhin fehlen bislang vergleichende Untersuchungen über die Besiedlung großer Felder in Nord- und Mitteldeutschland und kleinräumig strukturierter Agrarlandschaften, z.B. Mittelgebirge. Unter

den landschaftlichen Strukturen sind Wechselwirkungen zwischen dem gewässerbegleitenden Grün und den Feldern genauer zu fassen, insbesondere unter dem Aspekt der Renaturierung von Bächen und der Wiedervernässung von Wiesen. Der Einfluß von Amphibienpopulationen auf die Schneckenzönose ist genauer zu ermitteln.

Der Einfluß landschaftlicher Strukturen auf Pflanzenkrankheiten und Ertragssituation muß ebenfalls noch weitergehend analysiert werden. Letztlich bedarf die Bedeutung einer gut strukturierten, abwechslungsreichen Feldflur für Naherholung und Tourismus einer eingehenden Bearbeitung.

Die derzeitigen Wandlungsprozesse in der Landwirtschaft im Hinblick auf Extensivierung und dabei besonders die Entstehung großflächiger Dauerbrachen sollten unbedingt dazu genutzt werden, die Bedeutung landschaftlicher Strukturen, ihrer Dynamik in Flora und Fauna eingehend in langjährigen Studien vergleichend zu bearbeiten. Diese könnten bei späteren weitergehenden Nutzungsänderungen Basis der vorzunehmenden Maßnahmen sein.

Literatur

- BOSCH, J. (1986): Wirkungen von Feldhecken auf die Arthropodenfauna und die Erträge angrenzender Ackerflächen. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft **232**: 308.
- EL TITI, A. (Bearb., 1989): Integrierter Pflanzenschutz. Modellvorhaben Ackerbau, Lautenbacher Hof. - 69 S., Stuttgart (Landesanstalt für Pflanzenschutz).
- FREIER, B. (1994, im Druck): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf den Naturhaushalt - Effekte der Feldschlaggröße. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft.
- GAUDCHAU, M. (1981): Zum Einfluß von Blütenpflanzen in intensiv bewirtschafteten Getreidebeständen auf die Abundanz und Effizienz natürlicher Feinde von Blattläusen. - Mitt. Deutsche Ges. allg. angew. Entomol. **3**: 312-315.
- GRUTTIKE, H. & S. WILLEKE (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzanpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft - ein E+E-Vorhaben. - Natur und Landschaft **68**: 367-376.
- HALLMEN, M. (1993): Eine Kolonie der Wildbienenart *Andrena flavipes* (PANZER) nahe des Naturschutzgebietes "Am Berger Hang" (Hymenoptera, Apoidea, Andrenidae). - Hess. faun. Briefe **13**: 1-5.
- JÜTTERSONKE, B. & K. ARLT (1994, im Druck): Auswirkungen der Brache auf den Naturhaushalt. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft.
- KLEESPIES, R.; H. BATHON & G. ZIMMERMANN (1989): Untersuchungen zum natürlichen Vorkommen von entomopathogenen Pilzen und Nematoden in verschiedenen Böden in der Umgebung von Darmstadt. - Gesunde Pflanzen **41**: 350-355.
- KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landschaft. - Stuttgart (Ulmer Verlag).
- KNAUER, N. & D. TIMMERMANN (1994): Ausbreitung und Überwinterung von Laufkäfern (Carabidae, Col.) im Agrarökosystem. In: R. Heitefuss (Hrsg.): Integrierte Pflanzenproduktion II. Abschlußbericht zum Schwerpunktprogramm "Entwicklung eines integrier-

- ten Systems der Pflanzenproduktion unter Beachtung ökonomischer und ökologischer Aspekte des Pflanzenschutzes im Weizen". 74-92, Weinheim (VCH).
- MOHR, R. (1989): Veränderungen der Landschaft im Zuge der landwirtschaftlichen Intensivierung in Norddeutschland, dargestellt an einem Beispiel aus dem Mittelweser-Gebiet. - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **15**: 225-256.
- NACHTIGALL, G. (1994): Einbindung landschaftsökologischer und naturschützerischer Erfordernisse in die landwirtschaftliche Produktion: Stand und Perspektiven. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft **294**: 99 S.
- NENTWIG, W. (1989): Augmentation of beneficial athropods by strip management. 2. Successional strips in a winter wheat field. - Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz **96**: 89-99.
- RIEDER, H.; L. GRÖSSLE; P. HAVELKA & H. OTT (1984): Über das Auftreten einiger seltener Blattfußkrebse im Raum Karlsruhe (*Triops cancriformis* BOSCH, *Limnadia lenticularis* (LINNAEUS), *Siphonophanes grubei* (DYBOWSKI)). - Beitr. naturkd. Forsch. Südwest-Deutschl. **38**: 135-139.
- RUPPERT, V. (1993): Einfluß blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidae). - Agrarökologie **8**: 149 S., Bern/Stuttgart/Wien (Haupt Verlag).
- SCHÄFER, A. (1987): Entomofauna alter und neugepflanzter Feldhecken. - Diss. Tübingen.
- SCHÄFER, H.-J. & G. KNEITZ (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibien-Populationen in der Agrarlandschaft - ein E+E-Vorhaben. - Natur und Landschaft **68**: 376-385.
- SCHUMACHER, W. (1984): Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. - LÖLF-Mitt. **9**(1): 14-20.
- SIMON, L. (1987): Untersuchungen zu Vorkommen, Habitat und Gefährdung der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca) in Rheinland-Pfalz. - Naturschutz und Ornithol. Rheinland-Pfalz **4**: 853-871.
- SOTHERTON, N.W. & M.R.W. RANDS (1987): The environmental interest of field margins to game and other wildlife: a game conservancy view. - In: J.M. Way & P.W. Greig-Smith (eds.): Field margins. BCPC monographs **35**: 67-75.
- STORCK-WEIHERMÜLLER, S. & M. WELLING (1991): Regulationsmöglichkeiten von Schad- und Nutzarthropoden im Winterweizen durch Ackerschonstreifen. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft **273**: 86 S.
- THOENISSEN, G. (1988): Die Bedeutung von Saumbiotopen für die Nematodenfauna des Bodens, dargestellt an vergleichenden Untersuchungen in Grünland, Feldrainen und im Ackerland. - Diplom-Arb. Univ. Münster.
- WELLING, M. (Hrsg., 1988): Auswirkungen von Ackerschonstreifen. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft **247**: 175 S..
- WELLING, M.; H. BATHON; G.-A. LANGENBRUCH & F. KLINGAUF (1994): Auswirkungen von Feldrainen und Ackerschonstreifen auf Laufkäfer (Carabidae) und Bodenspinnen (Araneae). - In: R. Heitefuss (Hrsg.): Integrierte Pflanzenproduktion II. Abschlußbericht zum Schwerpunktprogramm "Entwicklung eines integrierten Systems der Pflanzenproduktion unter Beachtung ökonomischer und ökologischer Aspekte des Pflanzenschutzes im Weizen". 93-108, Weinheim (VCH).
- WETZEL, Th. (1993): Genug Nützlinge auch auf Großflächen. - Pflanzenschutz-Praxis (**4**): 16-19.

WILMANN, O. (1977): Vegetation. - In: O. Wiuer & G. Fuchs: Der Kaiserstuhl. Gesteine und Pflanzenwelt. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 8: 80-215, Karlsruhe

Bernd Freier

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für integrierten Pflanzenschutz, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

Effekte der Feldschlaggröße auf Schädlinge und Nützlinge

Zusammenfassung

Nützlinge und indifferente Organismen reagieren abgesehen von unmittelbaren Randeffekten unerwartet schwach auf die Schlaggröße. Wesentliche Mechanismen der biologischen Selbstregulation funktionieren auch auf großen Schlägen. Eine zunehmende Feldgröße führt nicht zwingend zu einer Verarmung des Naturhaushaltes, eher zu einer zunehmenden Differenzierung, besonders augenscheinlich als Teilflächenbefall von Schaderregern und Teilflächendominanz von Unkräutern. Daraus entwickeln sich, im Rahmen der Extensivierung, Möglichkeiten der Teilflächenapplikation von Pflanzenschutzmitteln nur auf besonders stark befallenen Schlagteilen. Großflächige Extensivierung bietet Tierarten einen Lebensraum, die ruhige und weiträumige Agrar - Landschaften bevorzugen, z.B. Großtrappe.

Ökosysteme des Ackerbaues werden geprägt von mehr oder weniger großflächigen Kulturpflanzenbeständen mit jährlichem Fruchtwechsel. Die Schlaggröße vermag je nach Landschaft, Wirtschaftsprofil und Betriebsform zwischen mehreren Hundert m² und mehr als Hundert ha zu variieren. Die durchschnittlichen Schlaggrößen im Feldbau liegen in Norddeutschland mit knapp 4 ha (Schleswig-Holstein: 6,5 ha) höher als in Süddeutschland (2,2 ha, Regierungsbezirk Freiburg: 1,4 ha) und mit 40,4 ha am höchsten in den neuen Bundesländern (ZSCHALER 1994, mündl. Mitteilung). Bei einer Extensivierung der Pflanzenproduktion (Ackerbau und Grünland) kann mit eher größeren Schlageinheiten gerechnet werden, z.T. allerdings auch mit kleineren Schlägen, wenn man die Umstellung von Betrieben zum ökologischen Landbau als eine besondere Form der Extensivierung einschließt.

Bemerkenswert ist, daß zum Einfluß der Feldschlaggröße auf den Naturhaushalt im Welt-schrifttum kaum repräsentative Ergebnisse vorliegen, schon gar nicht bei Extensivierungsmaßnahmen. In einer Projektstudie von WATERSTRAAT (1993) finden sich lediglich Aussagen zur Bedeutung großflächiger Agrarstrukturen mit großen Feldschlägen für die Erhaltung von Populationen einiger gefährdeter Tierarten mit großräumigen Lebensansprüchen in Nordostdeutschland. Die Aufmerksamkeit richtete sich bislang vorrangig auf Feldrandeffekte, die in Feldbaukulturen im Bereich bis zu 70 m, maximal 100 m Bestandestiefe nachzuweisen sind. Auf Flächen von < 5 ha überwiegen Randeffekte, d.h. fast das gesamte Feld "besteht aus Rand". Der reale Einfluß von Randstrukturen (Feldraine mit oder ohne Hecke, Ackerschonstreifen, Nachbarkulturbestände u.a.) auf das Auftreten von Schaderregern, ihren Antagonisten

und von indifferenten Organismen sowie auf die Segetalgesellschaften ist also erst ab einer bestimmten Feldgröße, ca. 5 ha, mit hoher Signifikanz oft sogar erst ab ca. 10 bis 20 ha nachweisbar.

Randbereiche von Feldern zeigen bekanntlich je nach Gestalt der Raine und Nachbarstrukturen als Übergangsbiotope häufig eine höhere und ausgewogene Artenvielfalt in Flora und Fauna, insbesondere auch bezüglich einzelner Nützlingsgruppen (WELLING et al. 1994). Deshalb erfahren Forschungsprojekte zu Feldrändern und Hecken weltweit und besonders auch in Deutschland in den letzten Jahren großes Interesse und bevorzugte Förderung. Leider mangelt es noch an Langzeitstudien zum Einfluß von Feldrandbiotopen auf die Leistung der Nützlinge bzw. das Auftreten der Schädlinge im Kulturbestand. Zum Teil werden aus der Sicht kleinflächiger Feldversuche voreilige und gewagte Schlußfolgerungen für den Feldbau gezogen. So empfiehlt NENTWIG (1992) zur Förderung der Nützlingsfauna die Einsaat von 1,5 m breiten Ackerkrautstreifen im 24 m-Abstand. Eine Übertragung dieser Idee auf großflächige Bestände birgt aber einen Anachronismus, denn Tatsache ist, daß zahlreiche Schädlinge auf Feldern < 20 ha Feldranddominanz (z.B. Fritfliege, Weizengallmücken, Thripse, Blattwespen, Erbsenwickler und einige Rapsschädlinge) oder randbetonte Teilflächenpräferenz (z.B. Getreideblattläuse) zeigen (FREIER et al. 1986). Deshalb erscheinen allgemein geforderte Strukturveränderungen in inneren Bereichen größerer Schläge zugunsten der Flora und Fauna, insbesondere der Nützlinge, aus der Sicht der Schädlingskontrolle nicht zwingend notwendig. In Feldbereichen mit geringem Schädlingsauftreten, sind schwache Nützlingsdichten ökologisch erklärbar und durchaus zu akzeptieren.

Abgesehen vom unmittelbaren Randeffect reagieren Nützlinge und indifferente Organismen unerwartet schwach auf die Schlaggröße. Das belegen langjährige und in Europa einmalige Studien an der Martin-Luther-Universität Halle in großflächigen (20-50 ha) Getreidebeständen im mitteldeutschen Trockengebiet. Polyphage Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügler scheinen auf großen Feldarealen auch unter dem Streß von Fruchtwechsel und Bodenbearbeitung allgegenwärtig zu sein. Andere Schädlingsfeinde, wie z.B. Marienkäfer, erweisen sich als äußerst mobil, so daß sie sich unbeeindruckt der Schlaggröße in Abhängigkeit von der Dichte ihrer Beute großflächig verteilen. Bei Antagonisten mit geringer Mobilität, z.B. zahlreiche parasitische Hymenopteren, lassen sich überraschenderweise keine eindeutigen Belege finden, daß innere Bestandesteile größerer Schläge gegenüber jenen kleinerer Felder weniger besiedelt sind. Wesentliche Mechanismen der biologischen Selbstregulation scheinen auf großen Schlägen nicht minder zu funktionieren, als in weniger großen Kulturpflanzenbeständen. Gegenteilige Auffassungen basieren zumeist auf Erhebungen in relativ kleinen Beständen und lassen Schlußfolgerungen auf große Kulturpflanzenbestände nicht zu. Leider ist es experimentell äußerst schwierig, wie auch die Ergebnisse von BASEDOW (1990) zeigen, einen direkten Vergleich zwischen Groß- und Kleinflächen im Hinblick auf ökologische Langzeitwirkungen anzustellen, der zudem auch Signifikanzprüfungen erlaubt.

Schließlich kann eingeschätzt werden, daß größere Felder neben Randeffecten, die unabhängig von der Schlaggröße stets nachweisbar sind, deutliche Verteilungsmuster von dominanten Vertretern der Fauna und Flora offenbaren - besonders augenscheinlich als Teilflächenbefall

von Schaderregern und Teilflächendominanz von Unkräutern. Eine zunehmende Feldgröße muß aber nicht zwingend mit einer Verarmung des Naturhaushaltes einhergehen. Man sollte eher von einer zunehmenden Differenzierung sprechen. Da Nützlinge vor allem mit einer Dichterückkopplung auf das Auftreten der Schädlinge reagieren, wird sich bei unterschwelligem Schaderregerbefall in inneren Feldbereichen großer Schläge auch nur ein begrenztes Gegenspielerpotential etablieren, was man keineswegs als Indiz für eine Verarmung der Fauna werten darf.

Da die vorstehenden Betrachtungen von den Auswirkungen der Extensivierung, also eines stark reduzierten Inputs, insbesondere von Düngern und Pflanzenschutzmitteln, ausgehen, verdienen Möglichkeiten der Teilflächenapplikation von Pflanzenschutzmitteln nur auf den besonders stark befallenen Schlagteilen zunehmende Beachtung. Da in diesen Fällen große Areale von Feldern unbehandelt bleiben, wirken diese als Fundament der weiteren biologischen Selbstregulation. Zu bedenken ist in diesem Zusammenhang, daß natürlich auch die Risiken der Entscheidung für bzw. gegen chemische Pflanzenschutzmaßnahmen, die bei sehr großen Schlageinheiten unweigerlich bestehen, mit Teilflächenabgrenzungen gemindert werden.

Angesichts der einerseits dürftigen wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Einfluß der Feldgröße auf den Naturhaushalt, vor allem auf die Nützlinge, und der andererseits breitangelegten Feldrandforschung, deren Thesen die Behauptung einschließen, daß nur kleinste Schlagstrukturen den Mechanismen der biologischen Selbstregulation dienlich sind, bedarf es neuer Überlegungen in der agrarischen Ökosystemforschung. Notwendig erscheint eine Abwendung von der einseitigen Ausrichtung der Forschung auf Feldrandstrukturen mit der Orientierung auf ausschließlich positive Effekte engstrukturierter und feldrandgeprägter agrarischer Areale auf den Naturhaushalt und der Schädlingskontrolle hin zu einer Analyse ganzer Landschaften, in denen auch große Schlageinheiten anzutreffen und einzubeziehen sind. Die Ergebnisse der Langzeitstudie von WETZEL (1993) in den "ausgeräumten Landschaften" im mitteldeutschen Trockengebiet und andere oben erwähnte Untersuchungsbefunde lassen zunächst keine eindeutigen Indizien erkennen, daß die großflächige Pflanzenproduktion entweder zu einer Artenverarmung oder zu bedeutenden ökologischen Stabilitätsproblemen führt. So liegen bislang auch aus der Sicht des integrierten Pflanzenschutzes keine ökologischen Bedenken vor, Pflanzenproduktion in verschiedenen Gebieten Deutschlands auch auf Schlägen von 20-50 ha zu betreiben. Man kann einer großflächigen Landbewirtschaftung, wie aus der Studie von WATERSTRAAT (1993) hervorgeht, aus der Gesamtsicht des Landschafts- und Naturschutzes gewiß reserviert oder kritisch gegenüberstehen, muß aber bei einer großflächigen Extensivierung auch einzelne Vorteilswirkungen berücksichtigen, indem sich nämlich bestimmte seltene Tierarten ansiedeln, die ruhige und weiträumige Agrarlandschaften bevorzugen, wie z.B. die Großtrappe.

Es steht außer Frage, daß der Einfluß der Feldgröße im Rahmen der verschiedenen Agrarstrukturen sehr differenziert und entsprechend vielseitig untersucht werden muß. Langzeitstudien mit Modellcharakter, in denen große und kleine Felder jeweils an mehreren Standorten in Deutschland im direkten Vergleich stehen, sind dabei unerläßlich. Extensive und intensive Bewirtschaftungsformen bedürfen dabei gleichermaßen unsere Aufmerksamkeit.

Literatur

- BASEDOW, Th. (1990): Interaktionen zwischen Schädlingen, Nützlingen, Pflanzenschutz und Struktur in der Agrarlandschaft. Bericht 6. Symp. Schaderreger des Getreides Halle/S., Teil 1: 217-226.
- FREIER, B., K. WARNSTORFF, H. DÖRFEL & Th. WETZEL (1986): Mathematisch-statistische Untersuchungen zur horizontalen Dispersionsdynamik von Schadinsekten in Winterweizenbeständen. Arch. Phytopath. Pflanzensch. 22: 149-161.
- NENTWIG, W. (1992): Die nützlingsfördernde Wirkung von Unkräutern in angesäten Unkrautstreifen. Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, Sonderheft XIII: 33-40.
- WATERSTRAAT, A. (1993): Die Bedeutung von Raumgrößen sowie der Trennung und Verbindung von Lebensräumen für die Erhaltung gefährdeter Tierpopulationen unter den Bedingungen veränderter Landnutzungsformen im nordostdeutschen Tiefland. Projektstudie im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern und des BMFT, 10 S.
- WELLING, M., H. BATHON, G.-A. LANGENBRUCH & F. KLINGAUF (1994): Auswirkungen von Feldrainen und Ackerschonstreifen auf Laufkäfer (*Carabidae*) und Bodenspinnen (*Araneae*). DFG, Integrierte Pflanzenproduktion II, VCH Weinheim: 93-108.
- WETZEL, Th. (1993): Genug Nützlinge auch auf Großflächen. Pflanzenschutz-Praxis (4): 16-19.

Ulrich Burth und Bernhard Pallutt

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für integrierten Pflanzenschutz
Stahnsdorfer Damm 81, D-14532 Kleinmachnow

Effekte der Fruchtfolgegestaltung

Zusammenfassung

Die Fruchtfolge hat eine Funktion zur Sicherung von Ertrag, Qualität und Bodenfruchtbarkeit, zur Verbesserung der phytosanitären Situation und zur optimalen Kombination der betriebswirtschaftlichen Erfordernisse und Maßnahmen.

Wenige bzw. widersprüchliche Kenntnisse existieren über die Effekte der Fruchtfolgevielfalt auf den Naturhaushalt. Bestimmend bei den mit der Fruchtfolge im Zusammenhang stehenden Wirkungen ist die Intensität der Pflanzenproduktion. An erster Stelle steht die Vermeidung von Nährstoffüberschüssen und -austrägen. Ökologisch bedeutsame Effekte sind weiterhin die Gefahr des Austrags von Agrochemikalien, der Bodenerosion und -verdichtung. Bei den phytosanitären Auswirkungen sind die Effekte auf Unkräuter und Ungräser am augenfälligsten.

Fruchtfolgen sind seit Mitte des 19. Jahrhunderts das wichtigste Ordnungsprinzip in der Landwirtschaft. Nach STEINBRENNER und LISTE (1988) hat die Fruchtfolge folgende Funktionen:

- bestmögliche Nutzung positiver Vorfrucht- und Fruchtfolgewirkungen des Haupt- und Zwischenfruchtanbaus zur Sicherung von Ertrag, Qualität und Bodenfruchtbarkeit = Ertragsfunktion
- Gesunderhaltung von Boden und Pflanze, Förderung günstiger ackerbaulicher und ökologischer Langzeitwirkungen = phytosanitäre Funktion
- Optimale Kombination der betriebswirtschaftlichen Erfordernisse und Maßnahmen = Ordnungsfunktion

Seit den 50er Jahren sind eine zunehmende Einengung und Verarmung der Fruchtfolgen in Deutschland zu beobachten, die auf zwei Ursachen zurückzuführen sind:

Die ökonomischen Zwänge insbesondere der Marktfruchtproduktion führten zu einer hohen Spezialisierung, in deren Ergebnis ein großer Teil der Ackerbaubetriebe auf die Viehhaltung verzichtete. Aufgrund dieser Entwicklung verschwanden die Futterpflanzen aus den Fruchtfolgen der

Marktfruchtbetriebe, die auf begünstigten Standorten extrem verkürzt wurden (z.B. Zuckerrüben, Winterweizen). Auf weniger begünstigten Standorten konzentrierten sich die Viehhaltung und damit die Futterproduktion oft auf der Basis eines hohen Maisanteils. Entsprechende Ungleichgewichte ergaben sich beim Anfall und bei der Verwertung des organischen Düngers aus der Viehhaltung. Die zunehmende Bereitstellung von preiswerten mineralischen Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln gestattete es, die bei der Verarmung der Fruchtfolgen auftretenden Defizite hinsichtlich der Ertragsfunktion und der phytosanitären Funktion zu kompensieren (HEYLAND 1988).

Während es zu Auswirkungen der Fruchtfolgeveränderungen auf den Ertrag, die Bodenfruchtbarkeit und die phytosanitäre Situation eine Fülle von Literatur gibt, sind diese Effekte aus ökologischer Sicht erst spät und nur punktuell untersucht worden. Dabei war die in den Roten Listen ausgewiesene Artenverarmung der Agrarökosysteme der Ausgangspunkt. Diese Artenverarmung ist jedoch in erster Linie auf die mit einem hohen Intensitätsniveau verbundenen Maßnahmen und Wirkungen - Flurbereinigung, Umstellung der Nutzungsweise, eingeengtes Fruchtartenspektrum unter Verzicht auf Feldfutter und Zwischenfrüchte, hohe Stickstoffdüngung, dichte und weitgehend unkrautfrei gehaltene Bestände - zurückzuführen. So hat die Standortnivellierung im mittleren, für die Kulturpflanzen optimalen Bereich einen Artenrückgang besonders bei den Kalk- und Säureanzeigern, den Feuchtezeigern und den Extensivunkräutern zur Folge gehabt (HILBIG 1987).

Die Kenntnisse über die Auswirkungen der Extensivierung auf eine bislang mit hoher Intensität betriebene Feldwirtschaft sind eher spärlich (vergl. auch HILBIG & BACHTHALER 1992). Erste diesbezügliche Versuche (u. a. Ahlum-Projekt, BARTELS 1991) vermitteln einen Eindruck, wie kompliziert und zeitaufwendig sich derartige Untersuchungen gestalten. Allein die Rücknahme der Intensität des Einsatzes konventioneller chemischer Pflanzenschutzmittel bei sonst weitgehend gleichbleibender Bewirtschaftung trifft nicht den Kern der Extensivierung, die stets auch die Anpassung der Anbausysteme und Fruchtfolgen mit ihren acker- und pflanzenbaulichen Folgewirkungen, den Anbau resistenter Sorten, die Reduzierung der Stickstoffdüngung etc. einschließt.

Es wird deshalb z. B. im Rahmen des FAM-Projekts (o. V., 1990) zunächst mit der Hypothese gearbeitet, daß eine Agrarlandschaft mit großer Ökosystemdiversität und damit auch Artendiversität über eine höhere Stabilität gegenüber menschlichen Eingriffen verfügt und in ihr die natürlichen Regenerations- und Regulationsmechanismen besser wirksam werden als in ausgeräumten Landschaften mit einseitigen Fruchtfolgen, und daß Nutzungsstrategien, die auf einem ökosystemaren Konzept basieren, den Einsatz von Energie und Agrochemikalien drastisch und dauerhaft mindern können. Daraus resultieren dann geringere Belastungen für die Agrarökosysteme selbst und die Umwelt.

Bedenken gegen diese Hypothese sind insoweit angebracht, als die ökologischen Auswirkungen der Fruchtfolgevielfalt wohl überschätzt werden. Seit dem frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhun-

dert hat über mehr als 1000 Jahre ein sehr einseitiger Getreideanbau den Landbau geprägt. Während im Norden der "Ewige Roggenbau" betrieben wurde, herrschte ansonsten die Dreifelderwirtschaft vor, in der Winterung (Weizen, Roggen), Sommerung (Gerste, Hafer, Hirse) und Brache einander folgten (TROLLDENIER 1992).

In dieser Zeit sind mehr als 300 Ackerwildpflanzen vorrangig aus dem mediterranen und westasiatischen Raum heimisch geworden. Anfang bis Mitte des vorigen Jahrhunderts hatte die Artenvielfalt - zumindest bei den Pflanzen - in den Agrarökosystemen ihren Höhepunkt erreicht (JEDICKE 1990). Seither sind rückläufige Tendenzen zu beobachten (MEISEL 1984), obwohl die Fruchtfolge bis in die 50er Jahre dieses Jahrhunderts hinein zunehmend vielfältiger gestaltet wurde. In den letzten 4 Jahrzehnten haben sich im Hinblick auf die Wechselwirkungen zwischen Fruchtfolgevielfalt und Intensitätsniveau gegensätzliche Entwicklungen vollzogen. Während sich in den 50er Jahren eine hohe Intensität des Pflanzenbaues in vielgliedrigen, sehr ausgewogenen Fruchtfolgen widerspiegelte und verkürzte "arme" Fruchtfolgen Ausdruck extensiver Wirtschaftsweise waren, sind heute in intensiv wirtschaftenden Marktfruchtbetrieben extrem verkürzte Fruchtfolgen zu finden und vielgliedrige Folgen sind Grundlage extensiver, oft alternativ wirtschaftender Landwirtschaftsbetriebe.

Wenn man den Versuch unternimmt, Fruchtfolgeeffekte und Auswirkungen des jeweiligen Intensitätsniveaus getrennt zu betrachten, so darf man wohl davon ausgehen, daß die direkten ökologischen Auswirkungen der Fruchtfolgevielfalt - über den in sehr starkem Maße beeinflussten phytosanitären Komplex hinaus - gering sind, sofern extreme Fruchtfolgeverkürzungen und Monokulturen außer Betracht bleiben. Sehr viel größere Effekte sind im Rahmen des gestiegenen Intensitätsniveaus der Beeinträchtigung und Beseitigung naturbetonter Biotope und Landschaftsbestandteile zuzumessen (Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985).

Bei den mit der Fruchtfolge im Zusammenhang stehenden Wirkungen steht die Intensität der Pflanzenproduktion und hier die Vermeidung von Nährstoffüberschüssen und -austrägen an erster Stelle. Intensive, stark verkürzte Marktfruchtfolgen bergen die Gefahr in sich, daß andere Ökosysteme eutrophiert und die Umweltmedien Luft und Wasser belastet werden. In diesem Zusammenhang ist die ständige Bedeckung des Bodens mit wachsenden Pflanzen (Zwischenfrüchte) bedeutungsvoll, um vor allem den mineralisierten Stickstoff in der durchwurzelter Zone des Bodens zu halten und gleichzeitig die Erosionsgefahr zu mindern.

Auch der Pflanzenschutzmitteleinsatz wird in erster Linie von der Intensität der Produktion und nur mittelbar von der Fruchtfolgevielfalt bestimmt. Wie bei den Düngemitteln ist der ökologisch kritische Punkt der Austrag aus dem Agrarökosystem.

Neben der Gefahr des Austrags von Agrochemikalien in intensiven und stark verkürzten Marktfruchtfolgen ist die Bodenerosion der wohl wichtigste mit der Fruchtfolgevielfalt in direktem Zusammenhang stehende, ökologisch bedeutsame Effekt. Der Abtrag und die Verlagerung von

Bodenbestandteilen durch Wasser und Wind werden durch die Tendenz zu größeren Schlägen, durch die Maßnahmen der Flurbereinigung und durch den zunehmenden Anteil von Kulturen mit langsamer Jugendentwicklung in der Fruchtfolge (spätschließende Reihenkulturen wie Zuckerrübe und Mais) gefördert. Die Folgen der Erosion betreffen nicht nur den Verlust von Bodenfruchtbarkeit durch Abtrag der Krume und damit im Zusammenhang stehende mechanische Schädigungen vielfältiger Art, sondern auch die Eutrophierung von Gewässern durch abgeschwemmtes Bodenmaterial (Fischsterben im Berliner Raum im Sommer 1992).

Eine indirekte Fruchtfolgewirkung sind auch Bodenverdichtungen, die bei einem hohen Anteil an Hackfrüchten durch schwere Schlepper und Geräte verursacht werden. Vor allem die Erntearbeiten bei Kartoffel, Zuckerrüben und Mais erfolgen oft zu Zeiten hoher Bodenfeuchte und sind Ursache erheblicher Bodenverdichtungen, die das Wurzelwachstum erschweren. Der zunehmende Druck im verfestigten Boden schädigt größere Bodentiere, wie Regenwürmer, unmittelbar, aber auch die Mesofauna ist betroffen (TROLLDENIER 1992).

Bei den phytosanitären Auswirkungen der Fruchtfolgegestaltung sind die Effekte auf Unkräuter und Ungräser bzw. Ackerwildkräuter am augenfälligsten. Die Unkrautvegetation reagiert auf jede längerfristige Veränderung in der Bewirtschaftung des Ackerlandes mit mehr oder weniger großen Umschichtungen in der artenmäßigen Zusammensetzung der Unkrautflora und mit Zu- bzw. Abnahmen der Artenanzahl sowie Besatzstärke. Das gilt somit auch für die Fruchtfolgegestaltung. Hierbei ist aber zu beachten, daß der in der Vergangenheit beobachtete Wandel in der Artenanzahl, Dominanzstruktur und Rangfolge einzelner Arten sowie der Verunkrautungsstärke aus dem Zusammenwirken eines Faktorenkomplexes resultiert, wozu neben der Fruchtfolgegestaltung auch die Veränderungen bei der Bodenbearbeitung, der mechanischen und chemischen Unkrautkontrolle, der Düngung, der Saatgutreinigung, den Saat- und Erntemethoden und den Saatterminen, aber auch meliorative Maßnahmen gehören.

Fruchtfolgebedingte Reaktionen der Unkrautvegetation lassen sich daher am besten in Fruchtfolgeversuchen erkennen. In Dauerversuchen war die Erhöhung des Getreideanteils von 50 % auf 80 bis 100 % in der Regel mit einer Zunahme der Verunkrautungsstärke, gemessen an der Individuenzahl bzw. dem Deckungsgrad, verbunden. Getreidebetonte Fruchtfolgen fördern das Auftreten von ausdauernden Unkrautarten, wie z. B. *Agropyron repens*, *Cirsium arvense* und *Convolvulus arvensis*, sofern nicht mit entsprechenden Bekämpfungsmaßnahmen gegengesteuert wird. Wintergetreide begünstigt außerdem das Vorkommen winterannueller Arten, wie *Apera spica-venti* und *Alopecurus myosuroides*, während ein gehäufte Sommergetreideanbau das Wachstum sommerannueller Arten, wie *Avena fatua*, fördert.

Hohe Getreideanteile in der Fruchtfolge stellen aber auch günstige Voraussetzungen für die Vermehrung von *Galium aparine*, *Stellaria media*, *Viola arvensis*, *Matricaria* spp., *Veronica hederifolia* und *Polygonum* spp. dar. Zu noch stärkeren Auswirkungen auf die Unkrautvegetation führen Monokulturen, da die an den jeweiligen Wachstums- und Entwicklungsrhythmus gut ange-

paßten Arten am meisten profitieren. Ein typisches Beispiel hierfür stellt das häufig explosionsartige Ansteigen des Besatzes von Hirse-Arten in Maismonokultur dar. Diese Effekte können durch Maßnahmen der direkten Unkrautbekämpfung stark abgeschwächt, aber selten eliminiert werden. Ein einseitiger Herbizideinsatz kann sogar die Fruchtfolgeeffekte noch verstärken. Andererseits ist der Wegfall von Sonderkulturen ein Hauptgrund für das Verschwinden von Unkräutern, die auf derartigen Kulturen spezialisiert sind. In letzter Zeit sind so typische Leinunkräuter, wie *Camelina alyssum*, *Cuscuta epilimum*, *Lolium remotum* und *Silene linicola* nicht mehr aufgetreten (EGGERS 1984).

Wenn man von dem Sonderfall der hochspezialisierten Unkräuter absieht, kann an Hand der Fruchtfolgeversuche davon ausgegangen werden, daß mit der Vereinfachung der Fruchtfolgen keine gravierenden Veränderungen in der artenmäßigen Zusammensetzung der Unkrautflora verbunden sind. Größere Unterschiede bestehen demgegenüber bei der Dominanzstruktur und der Individuenzahl insgesamt.

Schlußbetrachtung

Zu den Auswirkungen der Fruchtfolge und ihrer einzelnen Komponenten auf den Ertrag, die Bodenfruchtbarkeit und die phytosanitäre Situation gibt es eine Fülle von Informationen. Dagegen ist über die Effekte der Fruchtfolgevielfalt auf den Naturhaushalt wenig bekannt. Eine gesonderte Betrachtung dieser Frage erscheint auch nicht sinnvoll, da die Fruchtfolge von der Bewirtschaftungsintensität nur schwer zu trennen ist. Dringender Forschungsbedarf besteht bezüglich der Auswirkungen einer nachhaltigen, auf ökologische Verträglichkeit und ökonomische Effizienz ausgerichteten Landwirtschaft auf den Naturhaushalt aus ganzheitlicher Sicht. Dabei sind Abstufungen in der Bewirtschaftungsintensität in Abhängigkeit von der Güte des Standortes erforderlich, um Intensitätsbereiche in ihren ökologischen und ökonomischen Auswirkungen charakterisieren zu können.

Literatur

- BARTELS, G. (1991): Untersuchungen zur Auswirkung eines langjährigen Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln am Standort Ahlum bei unterschiedlichen Intensitätsstufen und Entwicklung von Bewertungskriterien. Forschungsbericht der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig.
- EGGERS, Th. (1984): Wandel der Unkrautvegetation der Äcker. Schweiz. Landw. Fo. **23**: 47-61.
- HEYLAND, K.-U. (1988): Systemwirkungen von Fruchtfolgen und Monokulturen auf dem Versuchsgut Dikopshof. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin **261**: 47-56.
- HILBIG, W. (1987): Wandlungen der Segetalvegetation unter den Bedingungen der industriemäßigen Landwirtschaft. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. **27**: 229-249.

- HILBIG, W. & G. BACHTHALER (1992): Wirtschaftsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum 1950-1990. *Angew. Bot.* **66**: 192-209
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 255 S.
- MEISEL, K. (1984): Landwirtschaft und "Rote Liste" - Pflanzenarten. *Natur und Landschaft* **59**: 301-307.
- STEINBRENNER, K. & H.-J. LISTE (1988): Fruchtfolgegestaltung aus aktueller Sicht. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin **261**: 13-35.
- TROLLDENIER, G. (1992): Schutz des Bodens im integrierten Pflanzenbau. unveröffentlichte Dokumentation.
- o. V. (1985): Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten) Stuttgart, Verlag W. Kohlhammer GMBH Stuttgart und Mainz.
- o. V. (1990): Erfassung, Prognose und Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in Agrarökosystemen und deren Umwelt. FAM-Projekt der Techn. Univ. München/Weihenstephan und der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München.

Barbara Jüttersonke und Klaus Art

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Integrierten Pflanzenschutz, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow

Einfluß der Brache auf die Flora

Zusammenfassung

Eine verallgemeinernde Beurteilung der Auswirkungen von Brachen auf den Naturhaushalt ist bisher nicht möglich. Dazu fehlen einerseits noch Ergebnisse aus längerfristigen Untersuchungen, andererseits erfordert das vielfältige Muster der naturräumlichen Bedingungen eine Regionalisierung der Aussagen. Grundsätzlich haben Flächenstillegungen, sei es mit natürlicher oder angesäter Vegetation, wegen der Anwendungspause von Düngern und Pflanzenschutzmitteln, eine umweltentlastende Wirkung. Diese Entlastung des Naturhaushalts durch Agrarchemikalien erreicht wahrscheinlich nicht das Ausmaß, das von einer flächendeckenden Extensivierung bewirkt wird.

Einführung

Brachen sind seit dem Mittelalter mit Einführung der Dreifelderwirtschaft bekannt. Sie dienten der nötigen Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit. Erst mit dem Klee- und Kartoffelanbau und der Mineraldüngung im 18. und 19. Jahrhundert wurde Brachland zunehmend seltener. Durch die erste große Agrarkrise infolge billiger Nahrungsmittel- und Wollimporte nahm die Ausdehnung der Brachflächen in Deutschland vor etwa 100 Jahren wieder zu. Vor allem in den Mittelgebirgslandschaften aber auch in den norddeutschen Heidegebieten sind damals Grenzertragsböden in größerem Umfang aufgeforstet worden. Dieser Vorgang hat, mit gewissen Pendelbewegungen, bis vor wenigen Jahren angehalten. Durch die Konzentration der Agrarproduktion auf die leistungsfähigeren und "maschinengerechten" Flächen ist die landwirtschaftliche Nutzung auf steilen, flachgründigen oder vernäbten Flächen, oder auch wegen allzu großer Entfernung vom Hof oder wegen Grundstückszersplitterung aufgegeben worden (SCHOLL & ZUNDEL 1990). Die sogenannte Sozialbrache, die Ende der 60er Jahre stark zunahm, schloß unabhängig vom landwirtschaftlichen Nutzwert auch Acker- und besseres Grünland ein (ARENS & SPEIDEL 1977/78). Das trifft nur für die alten Bundesländer zu, während es in den neuen Bundesländern vor 1990 nur sehr geringe Stillegungen landwirtschaftlich genutzter Flächen gab.

Nach einem vorübergehenden Stillstand kommt der Brachlegung heute wieder größere Bedeutung infolge der Beschlüsse der EG zu. Um sektorale Überschüsse der europäischen Landwirtschaft zu vermeiden, werden in zunehmenden Maße landwirtschaftliche Nutzflächen aus der Produktion genommen. Die Flächen werden voraussichtlich auch weiter zunehmen (MÜLLER 1992). Im Rahmen des fünfjährigen Flächenstillegungsprogramms (Dauerbrache) wurden in Deutschland in

den vergangenen Jahren rund 480.000 ha und in einjährigen Stilllegungsprogrammen im Wirtschaftsjahr 1991/1992 rund 301.000 ha Ackerfläche aus der Produktion genommen (AGRARBERICHT 1993).

Die Programme zur Flächenstilllegung sind keine Naturschutz- und Landschaftspflegeprogramme, bieten aber eine Chance, den Artenrückgang zu verhindern sowie den Schutz von Boden und Wasser besser zu gewährleisten. Weltweit gibt es bisher nur wenige Erkenntnisse aus längerfristigen Beobachtungen zu den Auswirkungen der Brachen auf den Naturhaushalt. Es sind hauptsächlich kurzfristige und standortgebundene Untersuchungen durchgeführt worden. Eine ökonomische und ökologische Bewertung der Flächenstilllegungen wurde von HENZE und ZEDDIES (1988) anhand von Literaturangaben vorgenommen. Seitdem haben die agrarpolitisch motivierten EG-Maßnahmen zur Flächenstilllegung eine größere Anzahl von Arbeiten der ökologischen Begleitforschung angeregt, deren erste Ergebnisse inzwischen vorliegen.

Die Flächenstilllegung kann als Dauerbrache (im allgemeinen über 5 Jahre) oder als Rotationsbrache erfolgen. In beiden Fällen besteht die Möglichkeit, die stillgelegte Fläche der Selbstbegrünung zu überlassen oder mit einer Kulturpflanze ("Grünbrache-Pflanzen") gemäß den geltenden Richtlinien zu bestellen. Aus der Sicht der landwirtschaftlichen Produktion wird die Einsaat von Grünbrachepflanzen bevorzugt, während die Selbstbegrünung unter dem Aspekt des Artenschutzes positiv beurteilt wird. Grundsätzlich lehnen Umweltschützer aber Flächenstilllegungen ab und propagieren dagegen eine flächendeckende Extensivierung mit geringerer landwirtschaftlicher Produktivität und weitgehender Schonung des Naturhaushaltes durch Verzicht auf intensive Maßnahmen von Düngung und Pflanzenschutz.

Auswirkungen auf die Flora

Die verbreitete Annahme, daß die Brache eine vielfältigere Flora und Fauna hervorbringt, trifft sicher nur eingeschränkt zu. Die Vegetationsentwicklung (Sukzession) tendiert grundsätzlich durch die Begünstigung hochwachsender, sehr konkurrenzfähiger Pflanzen zur Bestandsvereinfachung, und der Wald als Endstadium der Entwicklung (Klimax) verdrängt mit Sicherheit die meisten der vorhandenen Arten (ARENS & SPEIDEL 1977/78). Seit vielen Jahrzehnten gibt es Untersuchungen zur Sukzession von Pflanzengemeinschaften. Die Vielfalt der Ausgangssituationen der klimatischen, edaphischen und anthropogenen Einflüsse führt zu einer genauso großen Mannigfaltigkeit der Sukzessionsprozesse. Die Auswirkungen der Brachen bisher landwirtschaftlich genutzter Flächen auf die Flora werden bei der Selbstbegrünung von den ausgefallenen Samen der zuvor angebauten Kulturart, vom Umkrautsamenvorrat im Boden, aber auch vom Nährstoffgehalt und Wasserhaushalt des Bodens bestimmt.

Es liegen Ergebnisse punktueller kurzfristiger Untersuchungen zu den Auswirkungen der Selbstbegrünung von Brachflächen auf die Flora unter dem Aspekt des Artenschutzes vor. Nach SCHUMACHER (1990) ist das entscheidende Kriterium für den Artenschutz die Förderung der spezifischen, naturraumtypischen Flora und Fauna der verschiedenen Ackerbiozönosen. Diese Zielsetzung ist durch die Dauerbrache nicht oder nur in geringem Umfang zu erreichen, da in der

Sukzession vom 2. oder 3. Jahr an ausdauernde Grünland- und Ruderalpflanzen die Oberhand gewinnen und schließlich dominieren. Bei der Rotationsbrache ist eine Förderung der spezifischen Ackerbiozöosen einschließlich seltener und gefährdeter Arten möglich, jedoch stark von der vorangegangenen Nutzungsintensität abhängig. Nur bei einem mittleren bis geringen Düngungsniveau ist durch das Zurückdrängen konkurrenzstarker nitrophiler Pflanzen eine Förderung der naturraumtypischen Flora und Fauna der Ackerbiozöosen zu erwarten, jedoch nur bei der Rotationsbrache oder im 1. bis 2. Jahr der Dauerbrache. Untersuchungen von STEINRÜCKEN (1990) in Hessen auf unterschiedlichen Böden ergaben nach einer Bewertung der Ergebnisse für die Belange des Artenschutzes, daß die Brachflächen mit Spontanbegrünung höher bewertet wurden als die Klee grasvarianten und Vergleichsflächen mit Kulturen. Auf kalkarmen Sandböden der Lüneburger Heide fand MAYKUHS (1988) bei Untersuchungen im Grünbracheprogramm Niedersachsens einige seltenere Arten auf den Grünbracheflächen, wie *Arnoseris minima*, *Chrysanthemum segetum*, *Myosurus minimus*, *Sherardia arvensis*. Untersuchungen zur Auswirkung der Flächenstilllegung auf die Ackerwildkraut-Vegetation von Grenzertrags-Feldern von VAN ELSTEN und GÜNTHER (1992) zeigten, daß im ersten Jahr der Stilllegung häufig arten- und blütenreiche Ackerwildkraut-Gesellschaften mit floristisch bemerkenswerten Arten, wie *Legousia speculum-veneris*, *Euphorbia exigua*, *Adonis aestivalis* u.a. auftraten. Bei dem Ausbleiben der jährlichen Bodenbearbeitung werden sie bald abgelöst von Sukzessionsstadien, die sich zu Grünland-Gesellschaften entwickeln. Einsaaten und Mulchen behindern ebenso die Entwicklung seltener Ackerwildkräuter wie Bodenbearbeitungen in kurzer Folge im Laufe der Vegetationsperiode.

Grundsätzlich ist nicht bei jeder Selbstbegrünung zu erwarten, daß seltene Pflanzenarten auftreten. Das wird nur auf ehemals extensiv genutzten Grenzstandorten der Fall sein, wenn im Bodensamenvorrat noch keimfähige Diasporen dieser Arten vorhanden sind. Der größte Anteil schutzwürdiger Unkrautarten ist an Standorte gebunden (Sand- oder Kalkbodenstandorte), die nur einen geringen Teil der Ackerflächen Deutschlands ausmachen und zusätzlich in vielen Fällen, z.B. in hängigen Mittelgebirgslagen, aus produktionstechnischen Gründen seit längerer Zeit nicht mehr in Kultur sind. Im "Normalfall" bestimmen optisch auffällige Massenunkräuter, wie z.B. *Centaurea cyamus*, *Papaver rhoeas* oder Kamillenarten (*Chamomilla recutita*, *Matricaria maritima*, *Anthemis arvensis*) das Bild einjähriger selbstbegrünter Flächen, da sie durch Unkrautbekämpfung nicht zurückgedrängt werden. Auf diese Weise bewirkt die einjährige Selbstbegrünung eine Auffüllung des Bodensamenvorrates dieser Arten für einen größeren Zeitraum. Auf Unkrautarten, die durch die Saatgutreinigung dezimiert werden (z.B. *Agrostemma githago*), hat die Selbstbegrünung keinen Einfluß.

Phytosanitäre Auswirkungen

Hier werden den Auswirkungen der Brachen auf die Unkrautvegetationsentwicklung die größte Aufmerksamkeit geschenkt. Die Erhöhung des Unkrautsamenpotentials im Boden nach Selbstbegrünung kann eine Verstärkung des Verunkrautungsdrucks in den Folgekulturen bewirken. Außerdem können ausdauernde Problemunkräuter, wie *Cirsium arvense*, aber vor allem *Agropyron*

repens, unter bestimmten Bedingungen gefördert werden (ALKÄMPER 1988; WAHMGOFF 1988; FORCHE et al. 1990; OESAU 1992). Dies provoziert einen zusätzlichen Einsatz von Herbiziden, der negative Folgen auf den Naturhaushalt haben kann. Von verschiedenen Autoren werden Maßnahmen zur Unkrautunterdrückung durch Einsaaten auf den stillgelegten Flächen vorgeschlagen (z.B. HINTZSCHE & GERDES 1992; LECHNER et al. 1992). Aber auch die Einsaaten müssen am Aussamen gehindert werden, da der spätere Durchwuchs von *Phacelia*, *Lolium* und verschiedenen Kreuzblütlern in der Folgekultur Bekämpfungsprobleme verursachen kann.

Zur Problematik der Folgeverunkrautungen nach Brachen sind jedoch langfristige Untersuchungen auf möglichst unterschiedlichen Standorten erforderlich. Anhand der verschiedenen Begleitforschungsprogramme zur Flächenstilllegung möchte die Arbeitsgruppe Extensivierung im Arbeitskreis Herbologie der Deutschen Phytomedizinischen Gesellschaft die Verunkrautung nach Flächenstilllegungen ermitteln und untersuchen, ob in den Folgekulturen erhöhte Aufwendungen für eine Unkrautbekämpfung erforderlich werden. Brachen könnten auch zur umweltschonenden Beseitigung von Problemverunkrautungen, wie z.B. Verminderung herbizidresistenter Unkrautpopulationen, verwendet werden. Hierzu müssen die Untersuchungen fortgesetzt werden.

Krankheiten wie Getreidemehltau, *Rhynchosporium*-Blattfleckenkrankheit oder die Netzfleckenkrankheit können auf umliegende Getreideflächen übertragen werden. Außerdem können bodenbürtige Fruchtfolgekrankheiten durch Ausfallgetreide auf die Folgekultur übertragen werden. Übertragung von Krankheiten auf die Folgekultur kann auch durch die in der Grünbrache vorkommenden Unkräuter stattfinden. Die *Agropyron repens* kann offenbar dem Erreger der Schwarzbeinigkeit als Alternativwirt dienen und für die Überdauerung dieses Erregers in einer Fruchtfolge mit größerem Abstand zwischen anfälligen Getreidearten sorgen (WAHMHOFF 1988).

Nach Untersuchungen von WALTER et al. (1992) wurde der Befall von Winterweizen im Jahr nach der Brache durch *Fusarium* spp. sowie *Ceratobasidium* sp. nicht beeinflusst. Dagegen ermöglichte Ausfallgetreide nach Herbstbegrünungen das Überdauern von *Pseudocercospora herpotrichoides* und *Gaeumannomyces graminis*.

Auswirkungen auf Wasserhaushalt, Boden und Klima

VOGEL (1977) konnte auf der Basis langjähriger Niederschlagsmessungen zeigen, daß sich die Niederschlagsmenge durch die Brachlegung weiter Gebiete nicht ändert. Im Gegensatz dazu können bei Wasserabgang durch Abfluß und Verdunstung spürbare Veränderungen eintreten. Nach BIERHALS (1976, nach HENZE & ZEDDIES 1988) ist der Wasserabfluß bei Brachflächen größer als bei Ackerbau, Grünland, Laub- und Nadelwald. Der hohe Abfluß tritt vor allem in den ersten Brachjahren auf. Insgesamt sind die Auswirkungen auf die Wasserbilanz bei einer langjährigen Brache günstiger als bei einer nur einjährigen Brache, die ungünstigere Auswirkungen haben kann als Acker- und Grünland. Nach HAMM (1977) und VOGEL (1977) muß in den ersten drei bis fünf Jahren mit einer höheren Stickstoffauswaschung gerechnet werden als bei der landwirtschaftlichen Nutzung. Eine unvollständige Vegetationsdecke in der ersten Brachzeit verstärkt auch

den Bodenabtrag. Dies führt für einen begrenzten Zeitraum zu einem erhöhten Phosphateintrag in Oberflächengewässer, während die Phosphatauswaschung in das Grundwasser, wegen der festen Bindung im Boden, sehr gering ist. Aus Gründen des Wasserschutzes wäre eine gesteuerte Begrünung der Brache erforderlich. Aus Ergebnissen von Nitratmessungen, u.a. von BECKER (1990) und BERENDONK (1990) geht ferner hervor, daß unter dem Aspekt des Wasserschutzes der gezielten Begrünung mit Nichtleguminosen der Vorzug vor der Selbstbegrünung oder Ansaat mit Klee bzw. kleehaltigen Gemischen zu geben ist. Je nach Standortgegebenheit ist daher abzuwägen, ob diese gezielte Begrünung oder die aus Artenschutzgründen zu befürwortende Selbstbegrünung zu empfehlen ist.

Von Grünlandbrachen sind keine nennenswerten Auswirkungen auf die Wasserqualität zu erwarten. Die vorhandene Vegetationsdecke läßt nur einen geringen Stickstoffeintrag zu und wirkt der Erosionsgefahr entgegen. Die Nitratauswaschung auf Ackerbrachen geht nach drei bis fünf Jahren zurück (HENZE & ZEDDIES 1988). Mit Einstellung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auf den Brachen wird vermutlich auch die Beeinträchtigung der Wasserqualität abnehmen. Untersuchungen von HUMMEL und XIONGWU (1990) auf stillgelegten Flächen in einem Maisanbaugebiet in der Wetterau auf Lehmboden zeigten, daß die Atrazinrückstände in der oberen Bodenschicht verblieben und die Versickerung nach der 1. Vegetationsperiode sehr gering war. Ein Atrazin-Eintritt ins Grundwasser durch Perkolation, ist daher in den Ackerböden nicht zu befürchten. Es ist aber nicht ausgeschlossen, daß Atrazin schneller auf stillgelegten Flächen als auf angebauten Flächen abnimmt, da die günstigen Bedingungen für die mikrobielle Aktivität auf den Brachen für einen schnelleren Abbau sorgen. Atrazin wird nach der Vegetationsperiode hauptsächlich durch Bodenbearbeitung vertikal in der Bodenkrume verteilt. Bodenerosion könnte horizontalen Atrazin-Abtrag verursachen.

Erosionsförderung auf Brachland ehemals genutzten Ackerlandes, scheint aufgrund einer ganzjährigen Vegetationsbedeckung und Durchwurzelung nicht stattzufinden (SCHOLL & ZUNDEL 1990).

Allgemein werden die physikalischen Eigenschaften des Bodens durch Brachlegung bisher landwirtschaftlich genutzter Flächen verbessert, während die chemischen Eigenschaften eher negativ beeinflusst werden. BORSTEL (1974) beobachtete eine pH-Absenkung von ca. 6,0 auf 5,0. Nach SMUKALSKI et al. (1991) sollte im Interesse der Erhaltung einer besseren Bodenfruchtbarkeit auf Selbstbegrünung zugunsten gesteuerter Begrünung verzichtet werden. Kurzzeitiges Brachlegen hat nach seinen Untersuchungen (1-5 Jahre als Rotations- oder Dauerbrache) keine negativen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit. Langfristige Flächenstilllegung unter Grünbrache bewirkt erhöhte Humusgehalte in den oberen Bodenhorizonten und niedrigere in den unteren, Verringerung der Basensättigung der mineralisch-organischen Sorptionskomplexe, Abnahme der Gehalte an pflanzenverfügbaren Makronährstoffen und verbesserte Bodenstruktur.

Schlußbetrachtung

Grundsätzlich haben Flächenstillegungen, sei es mit natürlicher oder angesäter Vegetation, wegen der Anwendungspause von Düngern und Pflanzenschutzmitteln, eine umweltentlastende Wirkung. Diese Entlastung des Naturhaushalts durch Agrarchemikalien erreicht wahrscheinlich nicht das Ausmaß, das von einer flächendeckenden Extensivierung bewirkt wird. Fundierte Aussagen sind erst nach langjährigen Untersuchungen unter Zusammenführung aller Ergebnisse der verschiedenen Projekte und Teilprojekte, wie "Lebendige Natur durch Landwirtschaft" der Fördergemeinschaft integrierter Pflanzenbau sowie Begleitforschungsprogramme zur Flächenstillegung verschiedener Universitäten, Hochschulen, der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) und der Biologischen Bundesanstalt (BBA) möglich.

Literatur

- AGRARBERICHT (1993): Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung, Bonn: 150.
- ALLKÄMPER, J. (1988): Unkräuter als Brachekultur. Z. PflKrank. PflSchutz, Sonderh. X: 197-202.
- ARENS, R. & B. Speidel (1977/78): Untersuchungen über die Vegetationsentwicklung auf nicht mehr bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen. Berichte über die Landwirtschaft 55: 751-758.
- BECKER, K.-W. (1990): Stickstoffumsatz unter stillgelegten Flächen: Die Rolle der Begrünungspflanzen. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 51-54.
- BERENDONK, C. (1990): Erste Ergebnisse der Untersuchungen zur Flächenstillegung. Ökologieforum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 57-59.
- BIERHALS, E. (1970): Ökologische Folgen der Vegetationsentwicklung und des Wegfalls der Bewirtschaftungsmaßnahmen. Brachflächen in der Landschaft. KTBL-Schrift: 195 S.
- BORSTEL, U.O. von (1974): Ökologische Folgen der Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg). Diss. Gießen.
- ELSTEN, Th. van & H. Günther (1992): Auswirkungen der Flächenstillegung auf die Ackerwildkraut-Vegetation von Grenzertrags-Feldern. Z. PflKrank. PflSchutz, Sonderh. XIII: 49-60.
- FORCHE, Th.; M. DAMBROTH & C. SOMMER (1990): Praxisrelevante Zwischenergebnisse der Begleitforschung zum Grünbracheprogramm bzw. zur Flächenstillegung in Niedersachsen. Ökologie-Forum in Hessen. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 46-54.
- HAMM, A. (1977): Nährstoffauftrag, natur- und nutzungsbedingte Anteile, Bedeutung der Brache. Schriftenreihe des Kuratoriums für Wasser- und Kulturbauwesen 34.

- HENZE, A. & J. ZEDDIES (1988): Bewertung von Flächenstillegungen. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft **355**: 184.
- HINTZSCHE, E. & K. GERDES (1992): Einjährige Beobachtungen zum Unkrautauftreten in Flächenstillegungsprogrammen. Z. PflKrank. PflSchutz, Sonderh. **XIII**: 41-47.
- HUMMEL, E. & Q. XIONGWU (1990): Einfluß der Flächenstillegungen auf das Verhalten von Atrazin im Boden. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 29-36.
- KNAUER, N.; U. KAISER; M. zum FELDE & R. PRINZ (1990): Auswirkungen unterschiedlicher Flächenstillegungsmaßnahmen auf die Vegetation und auf Schwebfliegen als eine wichtige Nützlingsgruppe. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 29-36
- LECHNER, M.; K. HURLE & P. ZWERGER (1992): Effect of rational fallow on weed infestation. Set-aside (ed. J. CLARKE). British Crop Protection Council (Monographs Series) **50**: 97-102.
- MAYKUHS, F. (1988): Unkrautbesatz und Artenspektrum auf Grünbracheflächen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem **245**: 211.
- MÜLLER, L. (1991): Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Wirbellose. Faunistisch ökologische Mitteilungen **10**: 41-69.
- MÜLLER, P. (1992): Pressegespräch: "Lebendige Natur durch Landwirtschaft". Hrsg.: Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau e.V. **11/92**: 2 S.
- OBERGRUBER, H.; Ch. BRAUN & T. BASEDOW (1990): Ausgewählte Insektenarten (Carabiden und Syrphiden) auf stillgelegten und genutzten Ackerflächen. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 28.
- OESAU, A. (1992): Erhebungen zur Verunkrautungsgefährdung bewirtschafteter Äcker durch stillgelegte Nachbarflächen. Z. PflKrank. PflSchutz, Sonderh. **XIII**: 61-68.
- SCHOLL, G. & R. ZUNDEL (1990): Brachland als Lebensraum. AID (Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) **1091**: 23 S.
- SCHUMACHER, W. (1990): Flächenstillegung - Perspektive für den Naturschutz, Akzeptanz und Effizienz im Hinblick auf Arten- und Ressourcenschutz. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 60-61.
- SCHWARZKOPF, von & M. IKEN (1992): Zwischenfrüchte für die Flächenstillegung. Saaten-Union: 20 S.
- SMUKALSKI, M.; J. ROGSIK; R. ROTH & H. ROGASIK (1991): Flächenstillegungen unter begrünter Brache - Auswirkungen auf meßbare Faktoren der Bodenfruchtbarkeit. Feldwirtschaft **32**: 212-216.
- STEINRÜCKEN, W. (1990): Vegetationskundliche Untersuchungen zur Flächenstillegung. Ökologie-Forum in Hessen. Ergebnisse einer Fachtagung. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz: 13-16.

- VOGEL, H.-J. (1977): Ein Beitrag zur Erforschung der Zusammenhänge zwischen Bodennutzung und Wasserhaushalt im ländlichen Raum - dargestellt am Beispiel der Brachlandentwicklung in Deutschland. Diss. Bonn.
- WAHMHOFF, W. (1988): Pflanzenschutzprobleme durch Grünbrache? Pflanzenschutz-Praxis 2: 6-9.
- WALTER, U.; D. HERRMANN & K. HURLE (1992): Auswirkungen von Rotationsbrachen auf verschiedene Schaderreger. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 238: 93.

Wolfgang Büchs

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Auswirkungen der Brache auf die Fauna

Zusammenfassung

Brachen stellen in großem Umfang Regenerations- und Rückzugsbiotope für die Fauna dar. Sie ermöglichen das Überleben einschneidender Ereignisse, wie die Ernte und die nachfolgende Bodenbearbeitung. Mit fortschreitender Sukzession der Brachflächen verändern sich auch die Artenzahl, -zusammensetzung und Siedlungsdichten. Die durch Pflanzenschutz- und andere Bewirtschaftungsmaßnahmen stark exponierten Nützlinge z.B. vieler Spinnen-, Laufkäfer- und Vogelarten usw. werden gefördert. Ein ausgeglicheneres Räuber-Beute-Verhältnis stellt sich ein. Die ökologische Vielfalt der Lebensraumbrache ist am höchsten und dient auch dem Schutz von "Rote-Listen-Arten".

1. Einleitung

In der Landwirtschaft der Nachkriegszeit hat die Flächenstillegung bereits einmal in den sechziger und siebziger Jahren eine größere Rolle gespielt. Dabei handelte es sich jedoch nicht um eine administrativ verordnete Flächenstillegung aufgrund von Überproduktion, sondern um die sog. "Sozialbrache". Damit ist die dauerhafte Auflassung landwirtschaftlicher Nutzflächen aus wirtschaftlichen Gründen gemeint, d.h. Landwirte und die in der Landwirtschaft tätigen Arbeitskräfte sind in großem Umfang in Produktionsbereiche mit besseren Verdienstmöglichkeiten abgewandert.

Die Erkenntnisse, die aus Untersuchungen von Sozialbracheflächen erarbeitet wurden, lassen sich nur bedingt auf die heutigen Formen der Flächenstillegung übertragen. Zudem konzentrierte sich die Problematik der Sozialbrache in erster Linie auf die Realteilungsgebiete in den deutschen Mittelgebirgsregionen mit extrem kleinen Schlaggrößen. Darüber hinaus handelte es sich dabei weniger um ackerbaulich genutzte Flächen, sondern um Flächen, die vorher bereits meist extensiv als Weideland oder Mähwiesen genutzt und nach der Auflassung sehr langfristig einer freien Sukzession überlassen wurden. Die auf diesen Flächen erarbeiteten Ergebnisse können sicherlich Hinweise geben, was auf Schlägen passiert, für die die jetzt neugeschaffene 20jährige Stillegung beantragt wird. Eine Übertragung der Verhältnisse auf den Sozialbracheflächen auf die 1988 eingeführte fünfjährige Dauerbrache ist schon nur mit stärkeren Einschränkungen möglich und Rückschlüsse auf Vorgänge im Zusammenhang mit den diversen Rotationsbrachetypen, die (mit Ausnahme der Selbstbegrünung) im Grunde nichts anderes als sehr extensiv gepflegte Kulturlächen darstellen, sind nahezu ausgeschlossen.

Eine umfassende Zusammenstellung ökologischer und ökonomischer Aspekte der Sozialbrache ist bei HAMMES (1985) zu finden. Auf die Aussagen dieser Arbeit wird hier im Zusammenhang mit der Sozialbrache im wesentlichen Bezug genommen.

Mit der Beeinflussung der Fauna durch das Auflassen landwirtschaftlicher Nutzflächen im Rahmen der Sozialbrache befassen sich vor allem folgende Arbeiten: LOHRMANN (1962), ANT (1972), KUNTZE & SCHWAAR (1972), REICHHOLF (1973), SCHULTZ (1973), SURBER et al. (1973), BIERHALS et al. (1976), HANDKE & SCHREIBER (1985), HANDKE (1988).

Brachland wird von einer Fauna besiedelt, die ursprünglich auch der bewirtschafteten Flur angehörte. Die Fauna der Brachflächen kennzeichnet - quasi als Relikt - eine bestimmte Stufe der landwirtschaftstechnischen Entwicklung und hatte ihr Optimum zur Zeit der Dreifelderwirtschaft. Zu ihr gehören Elemente wie z.B. der Wiedehopf oder die Wachtel, die mit der zunehmenden Rationalisierung der Landwirtschaft und Ausräumung der Landschaft verschwunden sind (ANT 1972).

Obwohl sich die Brachlandfauna aus ökologisch sehr heterogenen Vertretern zusammensetzt, schält sich aus ihr jedoch eine Gruppe heraus, deren Arten fast ausnahmslos an steppen- oder heideartige Naturstandorte gebunden sind. Für diese Arten sind Brachflächen bis zu einem bestimmten Sukzessionsstadium den natürlichen Standorten ähnlicher als die intensiv bewirtschafteten Kulturlflächen. Somit sind viele Arten aus ganz anderen Ursprungsbiotopen (z.B. aus Salzwiesen, Steppen, Halbwüsten, aber auch von Küsten, Ufern und Flachmooren) als Kulturfolger in die traditionellen Kulturlandschaften vorgedrungen und besiedeln heute entsprechende Brachflächen (ANT 1972).

2. Untersuchungen von Dauerbrachflächen im Rahmen des INTEX-Projektes

Im Rahmen des INTEX-Projektes ("Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge") werden seit 1990 an zwei Standorten im Göttinger Raum (STIPPICH et al. 1990, 1991, 1993; STIPPICH et al. 1992) sowie seit 1992 in der Nähe von Braunschweig (BÜCHS 1993b, BÜCHS et al. 1993, 1994) die Schädlinge sowie Spinnen, Springschwänze, Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Zweiflügler auf Dauerbrachflächen und bewirtschafteten Feldern (Raps, Weizen, Roggen, Futtererbse) mit Hilfe von Bodenphotoelektoren, Bodenfallen und durch die Entnahme von Bodenproben vergleichend untersucht. Die folgenden Ausführungen dieses Kapitels beziehen sich auf die o.g. Arbeiten.

Stillgelegte Flächen und Brachestreifen haben eine wichtige Funktion als Überwinterungsquartier für Spinnen und Käfer: Ein Vergleich von verschiedenen Brachestreifen mit der Dauerbrache zeigte an einem der Göttinger Standorte, daß die Spinnen offenbar einen monoton wirkenden *Festuca*-Rasen bevorzugten, während die meisten Laufkäfer auf selbstbegrüntem Brachflächen überwinterten. Ab Mitte Mai konnte mit Hilfe von Richtungsfallen insbesondere

bei den Spinnen eine verstärkte Einwanderung aus den brachliegenden Flächen in die Felder registriert werden. Kurzflügelkäfer dagegen werden durch die Anlage von Brachflächen und -streifen in ihrer Abundanz offenbar nicht gefördert.

Die Laufkäferzönose war im Göttinger Raum auf den Brachflächen erheblich artenreicher als auf den Kulturlächen. Im ersten Jahr der Stilllegung wurden besonders unter den Laufkäfern und ihren Larven auf einer Brachfläche mit Vorfrucht Wintertraps, die infolge des aufgelaufenen Ausfallrapses eine vergleichsweise reiche Strukturierung sowie ein ausgeglichenes Mikroklima aufwies, erheblich höhere Aktivitätsdichten und Artenzahlen festgestellt als auf einer Brachfläche mit Vorfrucht Zuckerrübe, auf der sich zunächst nur eine spärliche Vegetation entwickelte. Am Braunschweiger Standort war auf einer drei- bzw. vierjährigen Brache eine starke Förderung der Arten- und Individuenzahl größerer Laufkäferarten (insbesondere der Gattung *Carabus*) zu verzeichnen.

Alle *Carabus*-Arten, die in den bewirtschafteten Flächen auftraten, zeigten die höchsten Aktivitätsdichten in der Extensivvariante: Die Körnerwarze (*Carabus cancellatus*) war fast nur auf den bewirtschafteten Flächen zu finden. Als grundsätzlich unspezifischer Räuber ist die Art für die Regulation von Schädlingen insofern interessant, da sie in der Braunschweiger Region bereits sehr früh (Ende März/Anfang April) ihr Aktivitätsmaximum erreicht und dadurch schon in die Anfangsstadien von Schädlingsgradationen wirksam eingreifen kann. Alle übrigen *Carabus*-Arten erreichten auf der Brachfläche im Durchschnitt der drei untersuchten Jahre (1992-1994), eine etwa 7,8 mal höhere Aktivitätsdichte. Davon gehörten mehr als 80% der Individuen zur Art *Carabus auratus*, dem Goldlaufkäfer (Abb. 1).

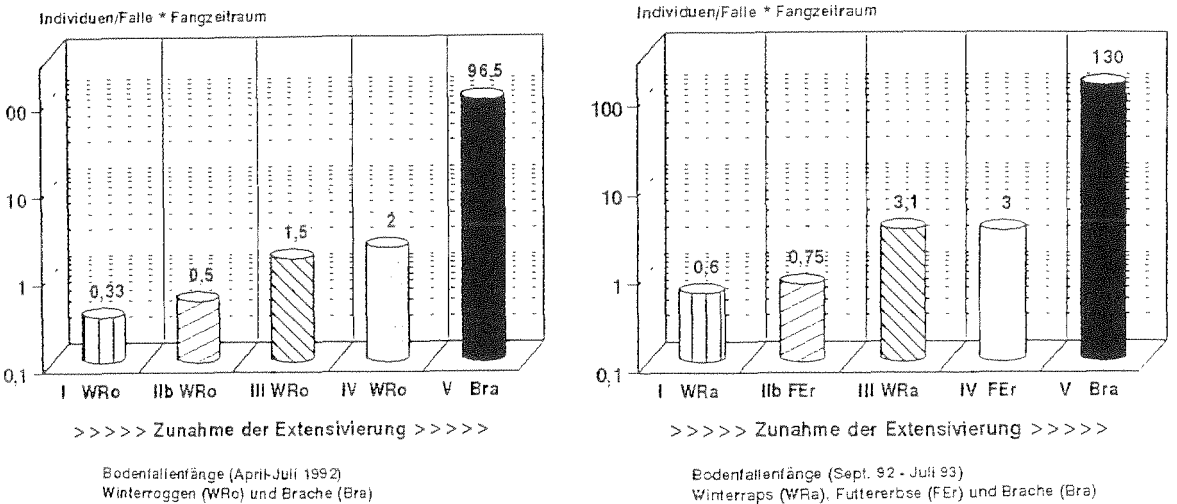
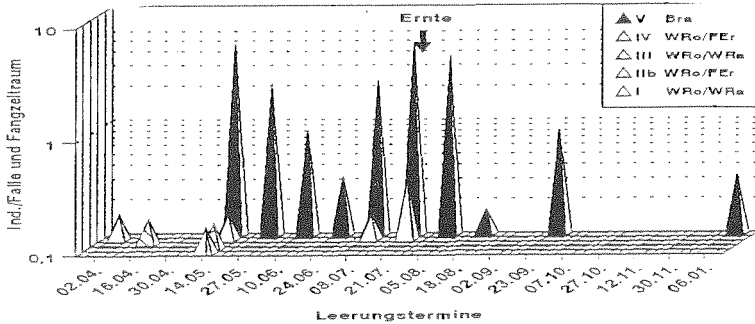


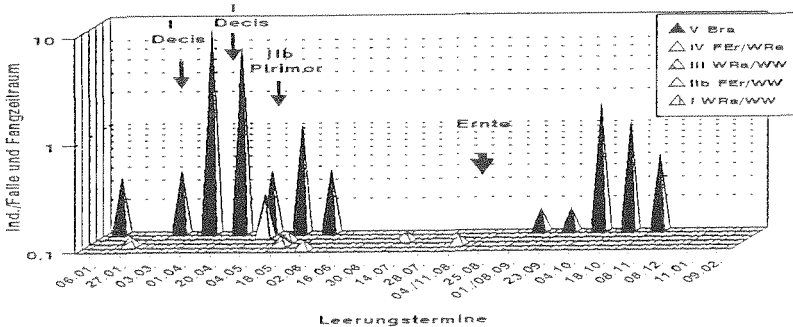
Abb. 1: Der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*) erreicht auf den Brachflächen die 11,4fache (1992) bzw. 33fache (1993) Aktivitätsdichte im Vergleich zu den Kulturlächen. Dort werden die meisten Tiere in den extensiver bewirtschafteten Flächen gefunden.

Als weitere Großcarabidenarten wurden in der Brachfläche bei Braunschweig noch *Carabus coriaceus* (Lederlaufkäfer), *Carabus glabratus* und *Cychrus caraboides* nachgewiesen. Damit konnten in den Vegetationsperioden 1992 und 1993 in der Brachfläche deutlich mehr Großcarabidenarten als in den bewirtschafteten Flächen festgestellt werden (Intensive Bewirtschaftung [I] = 3; Flexible Extensivierung [II], Reduzierte Bewirtschaftung [III], Extensive Bewirtschaftung [IV] = 4; Brache [V] = 6. Nur *Carabus*-Arten: I = 2; II-IV = 3; V = 5). *Calosoma cauropunctatum* wurde in beiden Jahren ausschließlich auf den bewirtschafteten Flächen nachgewiesen (BÜCHS 1994).

Brachflächen ermöglichen auch das Überleben von "Ereignissen mit Katastrophencharakter" wie z.B. die Ernte und die nachfolgenden Bodenbearbeitungen. Dies zeigt beispielhaft die Phänologie von *Carabus nemoralis* (Abb. 2): Das Maximum der frischgeschlüpften neuen Generation dieses Frühjahrsbrüters fällt 1992 genau in die Erntezeit des Winterroggens. In den bewirtschafteten Flächen wurden von diesem Zeitpunkt an keine Individuen mehr nachgewiesen. In der Brachfläche dagegen ist die Art weit über die Erntezeit hinaus aktiv.



Eickhorst, Barberfallenfänge 1992
Winterroggen (WRo) [ab 20.03.], Brache [ab 30.04.]



Eickhorst, Barberfallenfänge 1993
Winterroggen (WRo), Futtererbse (FEr), Winterweizen (WW), Brache (Bra)

Abb. 2: Ernte und nachfolgende Bodenbearbeitung fallen beim Hainlaufkäfer (*Carabus nemoralis*) genau mit dem Schlüpftermin der neuen Generation zusammen. Die Art kann sich daher auf Kulturlflächen kaum (1992) oder überhaupt nicht (1993) entwickeln. Für solche Arten bieten Dauerbrachflächen Ausweichbiotope mit der Möglichkeit "katastrophale Ereignisse" wie Ernte und Bodenbearbeitungen zu überleben.

Bei den Spinnen konnte auf den Göttinger Standorten ein starke Veränderung der Artenzusammensetzung auf den Brachflächen mit fortschreitender Sukzession registriert werden: Im ersten Jahr der Stilllegung dominierten noch stark die Arten der umgebenden Felder, während ab dem dritten Jahr der Brache vor allem die Wolfsspinnen sowie andere Arten, die auf den Feldern kaum oder gar nicht vertreten sind, die Oberhand gewannen.

Auf allen drei Standorten erreichten die Spinnen auf den stillgelegten Flächen besonders hohe Siedlungsdichten. Dabei fiel insbesondere die Zunahme der Arten- und Individuenzahlen der Wolfsspinnen auf. Die Lycosidae wurden im Göttinger Raum auch auf den Brachstreifen mit ähnlich hohen Individuenzahlen festgestellt wie in den Brachflächen und zeigten insgesamt eine leichte Präferenz zu ungepflügten Flächen, so daß eine Empfindlichkeit der Wolfsspinnen gegenüber Störungen der Bodenruhe anzunehmen ist. Den Vertretern dieser Familie wird aufgrund ihrer Körpergröße ein höhere "ökologische Wirksamkeit" zugeschrieben als den typischen "Ackerarten" aus den Familien der Lynphiidae und Erigonidae.

Für die saprophagen Tausendfüßer ergaben sich auf den lehmigeren und nährstoffreicheren Böden im Göttinger Raum eher niedrigere Abundanzen auf den Brachen im Vergleich zu den bewirtschafteten Flächen, auf dem eher sandigen Standort bei Braunschweig dagegen höhere. Ein ähnlich unterschiedliches Ergebnis wurde auch bei den Springschwänzen deutlich. Hier wurden auf der Brachfläche bei Braunschweig insbesondere die epigäisch aktiven und damit Pflanzenschutzmittelanwendungen und anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen besonders exponierten Kugelspringer (BÜCHS 1991, 1993a) gefördert.

Die Dominanzstruktur der auf einer Brachfläche im Göttinger Raum vorkommenden Collembolenzönose wich mit *Isotoma viridis* und *Lepidocyrtus lamuginosus* sehr deutlich von der der bewirtschafteten Flächen ab. Zusätzlich führt die fehlende Bodenbedeckung bei Selbstbegrünung unmittelbar nach der Stilllegung offenbar durch Austrocknung des Bodens zu einer um etwa 50% geringeren Collembolendichte im Vergleich zu den bewirtschafteten Flächen. Das nur auf der Brachfläche beobachtete Oktobermaximum bei den Springschwänzen zeigt, daß augenscheinlich Faktoren wie Ernte und Bodenbearbeitung auf den Feldern die Collembolenzönose stark beeinflussen.

Bei den Dipteren zeigte sich auf einer Brachfläche bei Göttingen ein deutliches Sommermaximum im August, das durch das gehäufte Auftreten von Buckelfliegen (Phoridae) vor allem aus der Gattung *Metopina* verursacht wurde. Dort erreichten auch die Trauermücken (Sciaridae) im April und die Zuckmücken (Chironomidae) im September/Oktober hohe Abundanzen, während die Bedeutung der Gallmücken (Cecidomyiidae) auf der Brachfläche im Vergleich zu den Äckern stark reduziert ist.

Insgesamt deutet sich für alle drei Standorte die Tendenz an, daß bei zunehmender Extensivierung die Artenzusammensetzung der bewirtschafteten Flächen der der Brachflächen immer ähnlicher wird, wobei allerdings in einigen Fällen geringere Individuendichten auf den extensiv bewirtschafteten Flächen erreicht werden. Die Erweiterung der Fruchtfolge sowie die Einschränkung von Pflanzenschutz- und Düngemittelsinsatz scheinen somit das Vorkommen von Arten zu begünstigen, die sonst nur auf Brachflächen zu finden sind.

Mit fortschreitender Sukzession der Brachflächen erhöhen sich zudem die Artenvielfalt und Abundanz der Arthropoden und es kommt zu deutlichen Verschiebungen im Artenspektrum bei Spinnen (häufigeres Auftreten von Wolfsspinnen, Rückgang bzw. Verschwinden typischer Pionierarten), Collembolen, Carabiden und Dipteren. Somit kann nach Ansicht von STIPPICH et al. (1993) frühestens zwei bis drei Jahre nach Brachlegung mit positiven Auswirkungen auf die Fauna gerechnet werden.

Insbesondere die Populationsentwicklung vieler Spinnen- und Laufkäferarten auf den Dauerbrachen macht deutlich, daß länger brachliegende Flächen mit Selbstbegrünung in erheblichem Umfang Regenerations- und Rückzugsbiotope für die Fauna darstellen.

3. Einschätzung der Auswirkungen von Flächenstilllegungen auf die Fauna in der einschlägigen Literatur

3.1 Vorbemerkung

Der folgende, knappe Literaturüberblick erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern präsentiert lediglich einen groben Querschnitt der vorhandenen Arbeiten. Der Umfang, in dem einzelne Taxa abgehandelt werden, vermittelt jedoch einen ungefähren Eindruck über die Intensität der Bearbeitung der jeweiligen Tiergruppe.

3.2 Erkenntnisse aus taxonomisch breiter angelegten Untersuchungen

Infolge der höheren Zahl an Pflanzenarten wirken sich selbstbegründende Brachflächen insbesondere auf die Artenzahl phytophager Insektenarten positiv aus. Bei den Großschmetterlingen gehören z.B. von 173 Nahrungspflanzenarten 68 Arten (= 40%) zu den häufigsten Pflanzenarten der Brachflächen. Nach REICHHOLF (1973) liegt die Artenzahl der Tagfalter auf brachgefallenen Flächen etwa dreimal höher als auf genutzten Wiesen oder Feldern. BLAB & KUDRNA (1982) halten neben dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sowie neben der nutzungsbedingten Reduktion des Blütenhorizontes auch die Stickstoffdüngung für eine wesentliche Ursache der geringeren Artenzahl an Tagfaltern auf bewirtschafteten Flächen, da hierdurch viele Futterpflanzen für die Schmetterlingsraupen ungenießbar werden. HEYDEMANN (1955) beobachtete schon damals eine Zunahme räuberischer und parasitischer Insekten von etwa 250% auf krautreichen Wiesen im Vergleich zu Ackerflächen.

Im Zusammenhang mit der Sozialbrache sind Massenvermehrungen einzelner Schadarthropodenarten (z.B. Kartoffelkäfer, Rübenfliege, Rapsglanzkäfer etc.) von Auflassungsflächen nicht bekannt geworden (BIERHALS et al. 1976).

TISCHLER (1952) registrierte einen Anstieg saprophager Insektenarten infolge der Zunahme abgestorbener Pflanzenbiomasse auf den Brachflächen. In diesem Zusammenhang ist auch die Massenvermehrung des Sandschnurfußers (*Schizophyllum sabulosum*) im Saarland zu sehen (SCHON 1972): Das Eindringen der Art in menschliche Behausungen mit der Folge von Schleimhautreizungen und Ekzemen aufgrund ihrer Hautsekrete führte dazu, daß Tau-

sendfüßer, die als Zersetzer grundsätzlich nützlich sind, oft auch heute noch fälschlicherweise als Schädlinge betrachtet werden. Im o.g. Fall war es auf trockenen und sandigen Standorten (auf denen anfallende Streu grundsätzlich langsamer zersetzt wird) über mehrere Jahre zu einer gewaltigen Ansammlung von Streu gekommen, die gepaart mit anderen günstigen Voraussetzungen (Klima, fehlende Konkurrenz) zu dieser ungewöhnlichen Massenvermehrung der genannten Art führte.

Eine vergleichende Untersuchung von Roggen-Äckern, Klee gras-Ansaaten, einjähriger und zweijähriger selbstbegründender Brachen sowie einer Streuobstwiese (GREILER & TSCHARNTKE 1993) zeigte in dieser Reihenfolge eine Zunahme der Pflanzenartenzahl sowie die Tendenz zu einem ausgeglicheneren Räuber-Beuteverhältnis, aber insgesamt abnehmende Gesamtindividuenzahlen. Die anthropogen bestimmten Flächen (Roggenacker, Klee gras-Ansaat) waren im Vergleich mit den einmal gemähten, sich selbstbegründenden Sukzessionsflächen durch hohe Insektenindividuenzahlen, geringere Pflanzenartenzahlen und niedrigere Räuber-Beute-Verhältnisse gekennzeichnet.

Auf einjähriger Brache mit Selbstbegrünung (freie Sukzession nach Bodenbearbeitung im Herbst) wurde im Vergleich zu einem unbehandelten (kein Dünger, kein Pflanzenschutz), einem herbizidfrei und einem praxisüblich bewirtschafteten Weizenfeld bei den Zikaden, Wanzen, Schwebfliegen und Laufkäfern die höchsten Artenzahlen registriert. Spinnen und Kurzflügelkäfer erreichten die höchsten Artenzahlen auf den herbizidfreien Flächen. Dies wird für die Kurzflügelkäfer mit der schnelleren Bodenbedeckung durch die Kulturpflanze erklärt, was eine schnellere Beschattung und geringere Temperaturdifferenzen in den obersten Bodenschichten bewirkt (MÜLLER 1991).

Der Zeitraum einer Vegetationsperiode (Rotationsbrache) ist für die Entwicklung einer artenreichen Entomozönose zu kurz. Es werden längere Stilllegungszeiten empfohlen (MÜLLER 1991). Einjährige Brache mit Selbstbegrünung, die längere Zeit (Winterhalbjahr) mehr oder weniger vegetationsfrei bleibt, ist für Arthropoden der Bodenoberfläche offenbar ungünstig: Hier erreichen Arten wie z.B. *Pterostichus melanarius* (Coleoptera: Carabidae) hohe Abundanzen, die durch Beweidung, Viehtritt oder intensive Bodenbearbeitung gefördert werden und somit als "relative Störungszeiger" bezeichnet werden. In späteren Sukzessionsstadien der Brache nehmen Zeigerarten für extensive Bewirtschaftung (wie z.B. *Agonum mülleri*) zu (MÜLLER 1991).

Nach der "habitat templet"-Hypothese (BROWN & SOUTHWOOD 1987, zitiert nach: GREILER & TSCHARNTKE 1993) nehmen von gestörten zu ungestörten Habitaten der Artenreichtum und die biotischen Interaktionen wie z.B. Räuber-Beute-, Wirt-Parasit-Beziehungen zu.

3.3 Wirkung der Brache auf einzelne Taxa

Fadenwürmer (Nematoda): In Zuckerrübenfruchtfolgen werden resistente Ölrettichsorten als Zwischenfrüchte bereits seit längerer Zeit zur biologischen Bekämpfung der Rübenzystenne-

matode (*Heterodera schachtii*) eingesetzt (HEINICKE 1981). Inzwischen wird in diesem Zusammenhang der Ölettichenbau auch für die Rotationsbrache empfohlen (MÜLLER 1987, HEINICKE 1994).

Polyphage, wandernde Wurzelnematoden (z.B. *Pratylenchus*-Arten) werden stärker durch Kulturmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Saatzeit, Pflege) beeinflusst als durch den Pflanzenbestand. Im Gegensatz dazu werden wirtsspezifische Nematoden (z.B. *Heterodera avenae*) mehr durch die zur Brachebegrünung verwendete Pflanzenart gefördert bzw. gehemmt. Bei den wirtsspezifischen Nematoden wurde durch die Brachlegung eine Reduktion der Nematodenverseuchung des Bodens festgestellt: In stärker verseuchten Böden bis zu 54%, in weniger stark verseuchten ca. 33%. Die Zahl der Eier und Larven (das eigentliche Infektionspotential) hat im Boden von Brachflächen sogar um über 80% abgenommen. Hafereinsaaten erhöhten jedoch die Anzahl der Larven und Eier bis um das fünffache (WALTER et al. 1993).

Schnecken (Mollusca: Gastropoda): Als Schadschnecken werden auf Brachflächen vor allem *Deroceras*-Arten und *Arion rufus* (Rote Wegschnecke) festgestellt. Schnecken treten mit den geringsten Populationsdichten in Schwarzbrachen bzw. in Rotationsbrachen mit nicht geschlossener Vegetationsdecke (Selbstbegrünung) auf. In begrünten Brachen können sich dagegen stärkere Populationen etablieren. Besonders viele Schnecken werden in Winterroggen (der jedoch nicht gravierend geschädigt wird) und Klee gras festgestellt. Mulchen reduziert die Schnecken infolge des Entzugs der Vegetationsdecke (WALTER et al. 1993).

In Rotationsbrachen wurden von HANCOCK et al. (1992) erheblich höhere Schneckendichten bei gezielter Begrünung mit Gräsern, Klee etc. im Vergleich zur Selbstbegrünung oder Schwarzbrache festgestellt, die auch Schäden in der nachfolgenden Kultur nach sich ziehen können. Allerdings traten derartige Fälle nicht an allen Standorten und in allen Jahren auf. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch WALTER et al. (1993). Auf der Schwarzbrache ergab sich bei HANCOCK et al. (1992) - wohl infolge der spärlichen Vegetationsdecke im Sommer - allerdings ein deutlicher Anstieg des Befalls durch die Brachfliege *Delia coarctata* (abgelegte Eier/ha) im Vergleich zur Selbstbegrünung, Graseinsaat und dem Weizenbestand.

Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Homoptera: Cicadina): Die Arten- und Individuenzahlen an Wanzen und Zikaden sind auf (älteren) Brachflächen immer erheblich höher als auf Getreideflächen. Im Grünland liegen die Artenzahlen zwischen Brache und Getreideacker (THARSEN 1987). Einzelne, an Gräsern saugende, Wanzen (z.B. *Leptoterna dolobrata*) erreichten (bei Käscherfang) allerdings auf praxisüblich bewirtschafteten Getreideflächen fast viermal so hohe Individuenzahlen als auf Brachflächen (MÜLLER 1991).

THARSEN (1987) führte im Raum Hamburg auf der Basis von standardisierten Käscherfängen einen Vergleich der Zikaden- und Wanzenfauna auf Getreideflächen, Grünland und Brachflächen durch. Dabei wurden auf den Getreidefeldern 11%, auf dem Grünland 50% und auf den Brachflächen 39% der Zikaden gefunden. Der hohe Wert für das Grünland resultierte aus dem Massenvorkommen der Jasside *Macrosteles notatus*, die allein 63% aller Zikadenindividuen dieser Flächen stellte. Bei den Wanzen wurden die meisten Individuen auf den Brachflächen

(47%) ermittelt, weniger auf den Grünlandflächen (32%) und den Getreidefeldern (21%). Von den insgesamt 77 Zikadenarten kamen 56% ausschließlich auf den Brachflächen vor; nur jeweils 3 Arten waren ausschließlich auf dem Grünland bzw. den Getreideflächen zu finden. Auch 68% der 69 Wanzenarten kamen nur in den Bracheparzellen vor, während Grünland und Getreidefelder keine singulären Arten aufwiesen.

Ebenso war die Artendichte sowohl bei den Zikaden als auch bei den Wanzen auf Brachflächen am höchsten: Dort wurden alle Wanzenarten und 92% der Zikadenarten nachgewiesen, während im Grünland nur 26% aller Wanzen- und 24% aller Zikadenarten vorkamen, auf den Getreideflächen 29% (Wanzen) bzw. 26% (Zikaden). Die Brachflächen wiesen bezüglich ihrer Zikadenfauna eine erheblich höhere Ähnlichkeit zum Grünland auf (17 gemeinsame Arten) als zu den Getreideflächen (5 gemeinsam Arten).

Bei den Wanzen war die Trennung des Artenbestandes zwischen Kulturland und Brachen sehr deutlich. Mit Hilfe der Cluster-Analyse ließen sich die Brachen anhand der Wanzenfauna in Flächen ohne und mit stickstoffliebendem Unterwuchs trennen, was zeigt, daß auch die Ausprägung der Wanzenzönose mit dem Stickstoffgehalt des Bodens korreliert ist.

Die Ergebnisse von THARSEN (1987) weisen darauf hin, daß (Dauer-)Brachflächen offenbar infolge der erheblich höheren Diversität an Wirtspflanzen die Artenvielfalt der in der Mehrzahl phytophagen Wanzen- und Zikadenarten enorm erhöht, ohne daß sich dort Arten im Übermaß vermehren, die für die Kulturpflanzen potentiell schädlich werden können.

Käfer (Coleoptera): In einer vergleichenden Untersuchung (ULMANN 1993) wurden die Käferzönosen einer Ackerfläche und einer Schwarzbrache sowie verschiedenen gepflegter Grünbrachen und Mähwiesen in den Hamburger Vier- und Marschlanden gegenübergestellt. Dabei waren die Wirkungen verschiedener äußerer Einflüsse wie z.B. Bodenbearbeitung, Mahd oder Feuer auf die gesamte Coleopterenzönose z.T. recht deutlich, während die Wirkung auf einzelne Käferarten nur undeutlich oder gar nicht erkennbar war. Die höchsten Zahlen seltener Arten wurden auf solchen Flächen gefunden, die im Verlauf der Vegetationsperiode relativ unbeeinflusst blieben.

Spinnen (Araneae), Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Staphylinidae): Empfindlichere Feldarten der Laufkäfer, Spinnen und Kurzflügler zeigten keine Förderung durch verschiedene Extensivierungsmaßnahmen (Pflanzenschutzmittel- bzw. Düngungsverzicht). Deutlich positive Wirkungen waren aber durch bracheähnliche Randstreifen zu erkennen. Für die Bewertung einer Fläche wurde die Reproduktionsmöglichkeit der Arten als entscheidender Faktor angesehen. Bei den Spinnen wird in diesem Zusammenhang die Verteilung der Weibchen und juvenilen Spinnen für aussagekräftig gehalten: In Bodenfallenfängen erreichten Weibchen und Juvenile die höchsten Aktivitätsdichten auf den Brachflächen und zeigten eine kontinuierliche Abnahme ihrer Individuenzahl mit steigender Intensität der Bewirtschaftung (MÜLLER 1991).

In einer selbstbegrünenden Brachfläche in Schleswig-Holstein wurden für Laufkäfer die höchsten Artenzahlen ermittelt. Unkrautsamenfressende Laufkäferarten waren in einer Dauerbrachfläche erheblich stärker vertreten als auf einer herbizidfrei bewirtschafteten Fläche, da dort die Ackerbegleitflora i.d.R. nicht zur Samenreife gelangte (MÜLLER 1991).

KENNEDY (1992) stellte bei einem Vergleich von bewirtschafteten Flächen, Dauerbrachen und naturnahem Gelände fest, daß die Laufkäferzönose der für fünf Jahre stillgelegten Flächen eine höhere Verwandtschaft zu den Äckern als zu den naturnahen Habitaten (Wälder, Moore etc.) aufwies. In den bewirtschafteten und stillgelegten Flächen wurden außerdem mehr Laufkäferarten und vor allem erheblich höhere Individuendichten gefunden als in den o.g. naturnahen Habitaten.

KIELTY et al. (1992) konnten zeigen, daß Brachestreifen bereits nach drei Jahren zu einem Anstieg der Laufkäfer-Arten und -Individuenzahl in den benachbarten Kulturlächen führten. MÜLLER (1991) betrachtet die selbstbegrünende Brache als die effektivste Form der Randstreifenextensivierung und schätzt sie für die Entwicklung einer arten- und antagonistischen Flora und Fauna positiver ein als die bisher übliche Form der Ackerrandstreifen (ackerbauliche Nutzung ohne Herbizideinsatz).

Drahtwürmer (Coleoptera: Elateridae): SEAL et al. (1992) beobachteten bei einem Vergleich mehrerer biologischer und chemischer Bekämpfungsmethoden gegen Elateriden in Süßkartoffeln, daß die Abundanz von Drahtwürmern bei Wiederaufnahme der Bewirtschaftung nach Brachlegung am niedrigsten war im Vergleich zu verschiedenen Vorkulturen.

Moosknopfkäfer (Atomaria spp.): Moosknopfkäfer sind auf Stilllegungsflächen mit Vorfrucht Zuckerrübe im ersten Jahr sehr individuenreich vertreten, was jedoch lediglich auf den Vorfruchteffekt zurückzuführen ist (STIPPICH et al. 1990).

Pflanzenwespen (Hymenoptera: Symphyta): Die Artenzahl der Pflanzenwespen nimmt in Brachflächen erst zu, wenn Gehölzsukzession einsetzt, da die meisten Arten an Bäumen fressen. Es wurden jedoch zwei Arten festgestellt, die im Roggen schädlich werden können und vier potentielle Weizenschädlinge nachgewiesen (KNOOP 1993).

Bienen (Hymenoptera: Apoidea) und Wespen (Hymenoptera: Vespoidea): Mit der Pflanzenartenzahl nimmt auch die Zahl der Wildbienen- und Wespenarten zu. Bei einer vergleichenden Untersuchung der Besiedlung künstlicher Nisthilfen wurden auf Brachflächen doppelt so viele Wildbienen und -wespenarten ermittelt als auf einer bewirtschafteten Fläche (GATHMANN & TSCHARNTKE 1993). An *Phacelia* sind keine Wildbienen zu finden (kurze Blütezeit, Verdrängung durch Honigbiene, Nektar für Wildbienen weniger attraktiv, da *Phacelia* eingebürgert).

Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae): Bei den Schwebfliegen nehmen Arten mit zoophagen Larven mit zunehmender Extensivierung ab. Dafür werden sapro- und coprophage Arten sowie Filtrierer häufiger (MÜLLER 1991, SSYMANK 1993). Die Individuenzahl ist auf extensiv

bewirtschafteten Flächen jedoch doppelt so hoch, die Artenzahl fast dreimal so hoch. Die Zahl der wandernden Arten nimmt ab (SSYMANK 1993).

Das erhöhte Blütenangebot der Brachflächen wird insbesondere von blütenbesuchenden Schwebfliegenarten genutzt, die nicht aus dem Ackerbereich stammen. D.h., nicht nur Arten- und Individuenzahl, sondern auch die ökologische Vielfalt bezüglich der Lebensweise der vertretenen Arten ist in der Brachfläche am höchsten und am niedrigsten in der praxisüblich bewirtschafteten Fläche, da dort den blütenbesuchenden Insekten durch Herbizideinsatz die Lebensgrundlage entzogen wird (MÜLLER 1991).

Kriechtiere (Reptilia): Nach eigenen Beobachtungen werden Dauerbrachflächen bei entsprechenden klimatischen Voraussetzungen gerne von Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) besiedelt. Zu ähnlichen Erkenntnissen kam HANDKE (1988) bei der Untersuchung von Wiesenbrachen in Süddeutschland.

Vögel (Aves): Von etwa 220 in der Bundesrepublik vorkommenden Brutvogelarten werden rund 100 Arten von den verschiedenen Formen der Brache beeinflusst. Davon gelten etwa 35 Arten als in ihrem Bestand gefährdet (Rote-Liste-Arten). Der positive Effekt der stillgelegten Flächen beruht vor allem auf der Bereitstellung bestimmter Lebensraumstrukturen, der geringeren Belastung durch Pflanzenschutzmittel und der Reduktion von Störungen durch die Bewirtschaftung. Das Ernährungsangebot ist dort im Vergleich zu den Kulturflächen insbesondere für Beerenfresser (Drosseln, Rauhfußhühner) und Körnerfresser (Finkenvögel) zwar quantitativ geringer, aber über die Vegetationsperiode gleichmäßiger verteilt. Fast 80% der von Vögeln zur Nahrungsaufnahme am häufigsten aufgesuchten Pflanzen gehören zur Vegetation von Brachflächen (BIERHALS et al. 1976).

Viele Vogelarten sind vom Vorhandensein eines bestimmten Sukzessionsstadiums der Brachfläche abhängig. Scheinbar monotone, ausgedehnte, von höherem Aufwuchs freie Brachflächen sind die einzigen Lebensräume nahezu ausgestorbener Arten wie der Großtrappe und dem Triel, die auf steppenartige Landschaftstypen angewiesen sind (s.u.). Von Rekultivierungen (z.B. mit Hecken) und Aufforstungen wird in diesen Gebieten abgeraten (ERZ 1971), obwohl diese Standorte für andere (ehemalige) Bewohner der Kulturlandschaft wie z.B. Rebhuhn, Wachtel oder Wiedehopf Refugialräume bieten können (ANT 1972).

Auch seltene Arten der Feucht- und Streuwiesen (z.B. Brachvogel, Kampfläufer, Rotschenkel, Bekassine, Uferschnepfe, Wachtelkönig, Birkhuhn, Kiebitz, Heidelerche, Grauammer, Wiesen-, Brachpieper, Schafstelze, Braun- und Schwarzkehlchen) können Brachflächen nur bis zu einer bestimmten Vegetationshöhe nutzen, da sie infolge ihrer großen Fluchtdistanz "Fernsicht" benötigen (LOHRMANN 1962). Die vorgenannten Arten sind daher auf eine regelmäßige Pflege (z.B. Mahd) der Brachflächen angewiesen.

Wiesenbrüter wie Feldlerche, Schafstelze, Braunkehlchen und Grauammer werden durch Dauerbrachen mit Selbstbegrünung überdurchschnittlich gefördert. Eine Zunahme der Siedlungsdichte ist vor allem im zweiten Jahr der Brachlegung zu beobachten. In diesem Stadium

entwickeln sich Hochstaudenfluren, so daß z.B. das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) in Brachflächen dreimal höhere Dichten erreicht als in extensiv genutztem Grünland (LITZBARSKI, LITZBARSKI & JASCHKE 1988).

Als ehemaliger Steppenbewohner besiedelt die Großtrappe (*Otis tarda*) heute Grünland, Brachflächen und Ackerland. In Deutschland sind ihre ursprünglichen Verbreitungsgebiete die Bördelandschaften (vor allem in Ostdeutschland) sowie die Niedermoorböden und Moränenlandschaften Norddeutschlands. Die Großtrappe kann als Indikatorart für die ökologische Intaktheit der ebenen, weithin offenen Kulturlandschaft angesehen werden. Durch ihr Vorkommen wird auch vielen anderen Offenlandarten aus dem Tier- und Pflanzenreich ein weiteres Überleben gewährleistet (REITER 1989).

In Österreich wurden die Grünbracheflächen von den Großtrappen 7,5 Wochen länger genutzt als die umgebende, praxisüblich bewirtschaftete Feldflur. Für die Förderung von Großtrappenvorkommen werden im Großen und Ganzen zusammenhängende Grünbracheflächen ab etwa 140 ha für geeignet gehalten (REITER 1989, LITZBARSKI et al. 1993). Diese Flächengrößen gewährleisten auch das Vorhandensein von Ruhe- bzw. Ausweichzonen bei unvermeidlichen Störungen durch Feldarbeiten, Mahd etc. In der Agrarlandschaft ohne Grünbracheflächen führt die hohe Frequenz der Feldarbeiten zu schubweisen, mehrere Tage anhaltenden Beunruhigungen der Tiere, die eine Fluchtdistanz von etwa 400 Metern haben. Bei einem Nebeneinander verschiedener Kulturen kann sich die zeitliche Abfolge der Feldarbeiten derart verzahnen, daß es zu einer permanenten Störung vor allem während der Brutzeit (bis etwa Mitte Juli) kommt (REITER 1989).

Da die Großtrappenhennen ihre Jungen anfangs nur mit Arthropoden aufziehen, ist ein ausreichendes Arthropodenangebot Bedingung für die erfolgreiche Erhaltung der Großtrappenbestände. Nach LITZBARSKI et al. (1988) reicht die Arthropodenbiomasse, die auf praxisüblich bewirtschafteten Flächen der Agrarlandschaft zu finden ist, für eine erfolgreiche Kükenaufzucht nicht aus, zumal die als Nahrung aufgenommenen Insekten eine gewisse Mindestgröße überschreiten müssen. Eine große Bedeutung kommt dabei vor allem Heuschrecken (Saltatoria) als Hauptnahrung der Großtrappen zu. Deren Vorkommen und Abundanz werden in selbstbegründenden Dauerbrachen zwar deutlich gefördert (BÜCHS, KEKEMENIS & KLEINHENZ 1994), jedoch bilden sie insgesamt einen geringen Anteil an der Insektenbiomasse (LITZBARSKI et al. 1993). Grünbracheflächen erreichen erst im zweiten Jahr der Stilllegung eine ausreichende Insektenbiomasse für die Aufzucht von Trappenküken. Die Problematik trifft grundsätzlich auch für alle anderen größeren Bodenbrüter der Agrarlandschaft wie z.B. Rebhuhn, Kiebitz, Brachvogel zu. Es sind großflächige pflanzenarten- und damit blütenreiche Grünbracheareale erforderlich. Wichtig sind außerdem eine ausreichende Anzahl an Rapsfeldern als Winternahrung für die Großtrappen (REITER 1989).

Von MOREBY & AEBISHER (1992) wurden bei dem Vergleich der Insektenfauna von stillgelegten Flächen und Weizenfeldern, im Weizen signifikant höhere Abundanzen bei Dipteren, Laufkäfern, Staphyliniden sowie Getreidehähnchen, Blattwespen und Blattläusen registriert, in

der Brache erreichten Wanzen, Zikaden und Rüsselkäfer höhere Individuenzahlen. Auf der Basis von Kotuntersuchungen ergab sich, daß Wanzen, Zikaden, Laufkäfer, Blatt- und Rüsselkäfer sowie Schmetterlingsraupen und Blattwespenlarven als Nahrung z.B. für Rebhuhn-Küken von Bedeutung sind. Insbesondere infolge der deutlich höheren Wanzen- und Zikadendichte auf den stillgelegten Flächen konnte dort eine signifikant höhere Anzahl an "Futter-Einheiten" im Vergleich zu den Kulturfleichen ermittelt werden. Eine Gegenüberstellung der Überlebensrate der Rebhuhn-Küken und der Arthropodendichte mit Hilfe multipler Regressionsverfahren erbrachte eine Prognose der Überlebensrate von Rebhuhn-Küken in den Getreidefeldern von 25% und 32% in den stillgelegten Flächen. Nach POTTS (1986) stellt eine Überlebensrate von 30% den Grenzwert für die Aufrechterhaltung der gegenwärtigen Populationsdichte dar. Insofern wird unter den Bedingungen einer praxisüblichen Landwirtschaft langfristig ein (weiterer) Rückgang der Rebhuhnpopulationsdichte prognostiziert, während bei ausreichendem Anteil an Brachflächen eine allmähliche Zunahme der Populationsdichte zu erwarten ist (MOREBY & AEBISHER 1992).

Säugetiere (Mammalia): Für viele Säuger bieten die landwirtschaftlichen Kulturfleichen ungünstigere Lebensbedingungen als die stillgelegten Flächen. Ursachen sind der krasse Wechsel der Ernährungsbedingungen auf den Äckern infolge der Ernte, die langfristige Deckungslosigkeit der Kulturfleichen, sowie die Gefährdung insbesondere der Jungtiere durch Maschinen (BIERHALS et al. 1976). Eigenen Beobachtungen zufolge werden selbstbegründende Dauerbrachen von Rehwild und Hasen gerne als Deckungs- und Äsungsfläche genutzt. Insektenfressenden Arten (z.B. Spitzmäusen) bieten Auffassungsflächen bessere Nahrungsbedingungen als die Kulturfleichen, insbesondere durch das Ausbleiben der Anwendungen von Pflanzenschutzmitteln (BIERHALS et al. 1976).

BIERHALS et al. (1976) stellen hinsichtlich der potentiellen Anzahl an Säugetierarten folgende Rangordnung verschiedener Biotope auf: Acker < Grünland < gehölzfrei Brache < Brache mit Gehölzen < Feldgehölze, -hecken < Wald. Auffassungsflächen erreichen somit zwar bei den Säugern nicht die Artenvielfalt des Waldes, sind jedoch höher einzustufen als landwirtschaftlich genutzte Flächen. Brachen mit Gehölzansiedlung sind am artenreichsten. Als Beuteobjekte beeinflußt die Dichte der Kleinsäuger gleichzeitig das Vorkommen größerer, carnivorer Arten wie z.B. Marder, Fuchs, Taggreifvögel, Eulen. Größere, pflanzenfressende Säuger werden insbesondere durch krautreiche Brachetypen angezogen.

Literatur

- ANT, H. (1972): Ökologische Auswirkungen des Wechsels landwirtschaftlicher Nutzung auf die Tierwelt. Berichte über Landwirtschaft N.F. 50 (1): 90-99.
- BIERHALS, E. et al. (1976): Brachflächen in der Landwirtschaft. Vegetationsentwicklung, Auswirkung auf Landschaftshaushalt und Landschaftserlebnis, Pflegeverfahren. KTBL-Schrift Nr. 195.
- BLAB, J. & O. KUDRNA (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Naturschutz Aktuell 6, Greven, Kilda-Verlag.

- BROWN, V. K. & T. R. E. SOUTHWOOD (1987): Secondary succession: Patterns and strategies. Blackwell Scient. Publ., Oxford: 315-337.
- BÜCHS, W. (1991): Einfluß verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsintensitäten auf die Abundanz von Arthropoden in Zuckerrübenfeldern. *Verh. Ges. Ökol.* **20**: 1-12.
- BÜCHS, W. (1993a): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten auf die Arthropodenfauna von Winterweizenfeldern. *Verh. Ges. Ökol.* **22**: 27-34.
- BÜCHS, W. (1993b): Förderung von Großcarabiden durch Dauerbrache und Extensivierungsmaßnahmen? *D.G.a.a.E. Nachrichten* **7** (3): 98.
- BÜCHS, W. (1994): 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**: S. 47.
- BÜCHS, W.; M. KEKEMENIS & A. KLEINHENZ (1993): 6 Zoologische Untersuchungen, 6.2 Bereich Braunschweig / Standort Eickhorst. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Das INTEX-Projekt. Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmassnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge. Bericht für das Jahr 1993: 59-72, Göttingen.
- BÜCHS, W.; M. KEKEMENIS & A. KLEINHENZ (1994): Zoologische Untersuchungen, Bereich Braunschweig / Standort Eickhorst. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Das INTEX-Projekt. Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmassnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge. *Feldführer*, 24-25, Göttingen.
- ERZ, W. (1971): Landschaftsplanung, Tierökologie und Biotopgestaltung. *Natur und Landschaft* **46** (6): 203-206.
- GATHMANN, A. & T. TSCHARNTKE (1993): Bienen und Wespen in Nisthilfen auf eingesäten Flächen und selbstbegrüneten Brachen (Hymenoptera Aculeata). *Verh. Ges. Ökol.* Zürich 1992: 53-56.
- GREILER, H.-J. & T. TSCHARNTKE (1993): Zur Entomofauna von Getreideacker, Rotations- und Dauerbrache (Malaisefallenfänge). *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* **8**: 387-390.
- HAMMES, M. (1985): Ökologische und ökonomische Aspekte bei der Untersuchung von auf gelassenen landwirtschaftlichen Nutzflächen. *Wissenschaftl. Arbeit im Rahmen der Ersten Staatsprüfung für das Lehramt, Fachbereich Geographie, Universität Bonn*: 178 S.
- HANCOCK, M.; S. ELLIS; D. B. GREEN & J. N. OAKLEY (1992): The effects of short and long-term set-aside on cereal pests. In: CLARKE, J. (ed.): *Set-aside*. BCPC-Monograph No. **50**: 195-200.
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* **8**: 1-169.
- HANDKE, K. & K. F. SCHREIBER (1985): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. *Münstersche geograph. Arbeiten* **20**: 155-186.

- HEINICKE, D. (1981): Ökorettich zur Bekämpfung von Rüben-nematoden rechtzeitig umbrechen! *Hannov. Land- Forstwirtsch. Ztg.* **134** (37): 22.
- HEINICKE, D. (1994): Stilllegungsflächen zur Nematodenbekämpfung nutzen. *Pflanzenschutz-Praxis* **1**: 42-47.
- HEYDEMANN, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. *Berichte der 7. Wanderversammlung deutscher Entomologen*, 172-185.
- KENNEDY, P. J. (1992): Ground beetle communities on set-aside and adjacent habitats. In: CLARKE, J. (ed.): *Set-aside. BCPC-Monograph No. 50*: 159-164.
- KIELTY, J. P.; L. J. ALLEN-WILLIAMS & N. UNDERWOOD (1992): The effects of set-aside field margins on the distribution and biocontrol potential of polyphagous predatory arthropods in arable crops. In: CLARKE, J. (ed.): *Set-aside. BCPC-Monograph No. 50*: 169-174.
- KNOOP, M. (1983): Die Nahrungspflanzen der Pflanzenwespen (Symphyta, Hymenoptera) Schleswig-Holsteins. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* **4**: 1-52.
- KUNTZE, H. & J. SCHWAAR (1972): Landeskulturelle Aspekte zur Boden- und Vegetationsentwicklung aufgelassenen Kulturlandes. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* **13**: 131-136.
- LITZBARSKI, H.; W. JASCHKE & A. SCHÖPS (1993): Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* **1**: 26-30.
- LITZBARSKI, B.; H. LITZBARSKI & W. JASCHKE (1988): Habitatstruktur und Nahrungsangebot für ausgewählte Vogelarten unter den Bedingungen intensiver landwirtschaftlicher Produktion - "Einfluß von Agrochemikalien auf die Populationsdynamik von Vogelarten in der Kulturlandschaft" - Festsymposium Seebach: 116-124.
- LOHRMANN, R. (1962): Sozialbrache in Naturschutzgebieten. *Natur und Landschaft* **37**: 7-10.
- MOREBY, S. J. & N. J. AEBISHER (1992): Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. In: CLARKE, J. (ed.): *Set-aside. BCPC-Monograph No. 50*: 181-186.
- MÜLLER, J. (1987): Grünbrache mit resistentem Ökorettich zur Bekämpfung des Rüben-nematoden (*Heterodera schachtii*). *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **39** (10): 150-151.
- MÜLLER, L. (1991): Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Wirbellose. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* **10**: 41-70.
- POTTS, G. R. (1986): *The Partridge: Pesticides, Predation & Conservation*. Collins 1986.
- REICHHOLF, J. (1973): Die Bedeutung nicht bewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter. *Natur und Landschaft* **48** (3): 80-81.
- REITER, A. (1989): Grünbrachen-Förderungsprogramm im "Wasen" - Hoffnung für das Überleben der Großtrappe? *Vogelschutz in Österreich* **3**: 23-28.
- SCHON, K. (1972): Entomologischer Untersuchungsbericht über *Schizophyllum sabulosum*. *Staatl. Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten. Saarbrücken*.
- SCHULTZ, R. (1973): Zusammenhänge von Vegetations- und Faunenentwicklung auf Brachflächen - nach Beobachtungen im Dillkreis. *Jahresbericht für Naturschutz und Landschaftspflege* **22**: 53-59.

- SEAL, D. R.; R. B. CHALFANT & M. R. HALL (1992): Effects of cultural practices and rotational crops on abundance of wireworms (Coleoptera: Elateridae) affecting sweet potato in Georgia. *Environmental Entomology* **21** (5): 969-974.
- SSYMANK, A. (1993): Zur Bewertung und Bedeutung naturnaher Landschaftselemente in der Agrarlandschaft. Teil I: Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). *Verh. Ges. Ökol. Zürich* 1992, Bd. 22: 255-262.
- STIPPICH, G.; S. BUCHNER & K. CHRISTIANSEN (1992): 6 Zoologische Untersuchungen Auswirkungen verschiedener Extensivierungsstufen auf die Fauna. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Das INTEX-Projekt. Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge. Bericht für das Jahr 1992: 42-47, Göttingen.
- STIPPICH, G.; S. BÜCHNER; K. CHRISTIANSEN & S. KROOß (1990): IV. Zoologische Untersuchungen. Auswirkungen verschiedener Extensivierungsstufen auf die Fauna der Versuchsstandorte. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Ökologische Konsequenzen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Zwischenbericht für das Jahr 1990: 28-32, Göttingen.
- STIPPICH, G.; S. BÜCHNER; K. CHRISTIANSEN & S. KROOß (1991): 6 Zoologische Untersuchungen. Auswirkungen verschiedener Extensivierungsstufen auf die Fauna der Versuchsstandorte. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Das INTEX-Projekt. Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge. Bericht für das Jahr 1991: 43-56, Göttingen.
- STIPPICH, G.; S. BÜCHNER; K. CHRISTIANSEN & S. KROOß (1993): 6 Zoologische Untersuchungen. 6.1 Bereich Göttingen / Standorte Reinshof und Marienstein. In: FORSCHUNGS- UND STUDIENZENTRUM LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (Hrsg.): Das INTEX-Projekt. Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge. Bericht für das Jahr 1993: 51-58, Göttingen.
- SURBER, E.; CH. AMIET & H. KOBERT (1973): Das Brachlandproblem in der Schweiz. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bericht Nr. 112.
- THARSEN, J. (1987): Ökofaunistische Untersuchungen über Zikaden und Wanzen (Homoptera, Auchenorrhyncha, Heteroptera) der Vier- und Marschlande. Dissertation Universität Hamburg: 148 S.
- TISCHLER, W. (1952): Biozönotische Untersuchungen an Ruderalstellen. *Zoolog. Jb. System. Ökol. Geogr.* **81**: 122-174.
- ULMANN, TH. (1993): Käferzönosen ökologischer Ausgleichsflächen und landwirtschaftlich genutzter Flächen im Raum Hamburg; ihre Struktur und Dynamik in Abhängigkeit von Pflege- und Bewirtschaftungsmaßnahmen. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* **4** (2): 279-312.

WALTER, U.; D. HERMANN & K. HURLE (1993): Flächenstillegung: Auswirkungen der
Rotaionsbrache auf Schnecken, Nematoden und Getreidefußkrankheiten. *Gesunde
Pflanzen* **45 (6)**: 207-215.

Karl-Heinz Berendes und Rolf Kehr

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz im Forst,
Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Extensivierung durch Aufforstung

Zusammenfassung

Der Wald wurde vom Sachverständigenrat für Umweltfragen hinsichtlich des ökologischen Wertes - sogar noch vor der Brache - am höchsten eingestuft. Die Aufforstung erlaubt eine sehr arbeitsexensive Nutzung, vor allem bisher intensiv landwirtschaftlich bewirtschafteter Flächen.

Standortgemäßer Hochwald (> 80 Jahre) ist in der Begründung arbeitsintensiv und teuer, bildet aber Waldgesellschaften, die ökologisch sehr vielfältig und recht stabil sind. Plantagenartiger Anbau von schnellwachsenden Baumarten (30-60 Jahre) kann preiswert begründet werden, ist aber gegen Krankheiten anfälliger. Schnellwachsende Baumarten und Gehölze als nachwachsende Rohstoffe (< 10 Jahre), sind aus phytopathologischer Sicht sehr anfällig und bezüglich Pflanzenschutzmaßnahmen intensiv. Weiterhin sind nach einiger Zeit ausgleichende Nährstoffgaben notwendig. Vorteilhaft sind schnellwachsende Forstgehölze, da sie ohne Kürzung der Stilllegungsprämie auf sogenannte konjunkturelle Stilllegungsflächen ausgebracht werden können.

1. Einleitung

In den nächsten 10 Jahren könnten in der Bundesrepublik Deutschland ca. 10 % der landwirtschaftlichen Flächen aus der Produktion ausscheiden (PETZOLD 1994). Unter Bezug auf eine Enquete-Kommission des Bundestages nennt MÜLLER-USING (1993) die Zahl von 1,2 Mio. ha als "hindernisfrei" aufforstbar. Das Aufforstungspotential wird in Abhängigkeit von agrarpolitischen Vorgaben auf jährlich insgesamt 12.000 ha geschätzt (ERLBECK 1993; HERREN & BAUR 1993). Derzeit werden in der Bundesrepublik Deutschland jedoch weniger als 1% der stillgelegten Ackerflächen aufgeforstet. Forstpolitisch werden in Deutschland, unter anderem auch zur Entlastung der Agrarmärkte, Maßnahmen zur Erstaufforstung landwirtschaftlicher Flächen gefördert (KIECHLE 1992). Die EG hat ebenfalls eine Beihilferegelung für Aufforstungsmaßnahmen in der Landwirtschaft erlassen (EG-Verordnung Nr. 2080/92 vom 30.06.92).

Der Selbstversorgungsgrad mit Holz liegt in der Bundesrepublik Deutschland bei ca. 66 % und in der Europäischen Gemeinschaft bei etwa 50 % (SCHOLZ 1992). Nach Prognosen der FAO steigt die Nachfrage nach Holz weltweit jährlich um 2 %, das Angebot jedoch nur um 1 % (ERLBECK 1993). Auch unter der eher unwahrscheinlichen Annahme eines Rückgangs des

Holzverbrauches muß also die Holzproduktion gesteigert werden, wenn die Bundesrepublik nicht dauerhaft in erheblichem Maße auf die Holzvorräte anderer Länder und Erdteile zurückgreifen soll. Langfristig erscheint z.B. der Anbau von schnellwachsenden, aber furnier-tauglichen Hölzern nötig, da eine Verknappung tropischer furniertauglichen Hölzern absehbar ist. Die Aufforstung von Flächen, die angesichts der Agrar-Überschüsse aus der landwirt-schaftlichen Produktion ausscheiden, scheint also eine sinnvolle und umweltfreundliche Folgenutzung zu sein.

Um in der Bundesrepublik Deutschland eine mengenmäßige Eigenversorgung mit Holz zu erreichen, müßten zusätzlich ca. 5,5 Mio. ha aufgeforstet werden. Das entspräche einem Bewaldungsprozent von 45 % gegenüber derzeit 30 % (ERLBECK 1993). Dieser Wert liegt damit geringfügig über dem Bewaldungsanteil des Landes Hessen (41,2 %), dem Bundesland mit dem höchsten Waldanteil in der Bundesrepublik Deutschland.

Wald ist auf den meisten Standorten in unserem Land die natürliche Klimaxgesellschaft. Auf-forstungen werden aber aus der Sicht des Natur- und Landschaftsschutzes als nicht unproble-matisch angesehen (EYNATTEN 1986; ILÄNDER 1988; NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND 1993). Pionierstandorte sollen z.B. in gewissem Umfang als solche erhalten und nicht der natürlichen Sukzession überlassen bleiben. Es ist aber generell möglich, durch entsprechende Vorgaben in der Raumordnung und Landesplanung den Zielen des Natur-schutzes Rechnung zu tragen. Forstwirtschaft und Naturschutz auf der Fläche schließen sich, von Sonderfällen abgesehen, nicht grundsätzlich aus (WEIGER 1992).

Ziel der vorliegenden Veröffentlichung ist es, einige mögliche Vor- und Nachteile der Auffor-stung landwirtschaftlicher Flächen für den Naturhaushalt zu beleuchten, um eine Grundlage für die politische Diskussion und die künftige Forschungsförderung zu liefern.

2. Mögliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt

2.1 Rolle des Waldes für den Wasserhaushalt

Die Niederschlagshöhe eines Gebietes wird im allgemeinen durch Wald nicht nennenswert beeinflußt, in höheren Berglagen kann aber durch Auskämmungseffekte der Nebelniederschlag einen Anteil bis 70 % am Gesamtniederschlag erreichen (RÖHRIG 1980; LEIBUNDGUT 1985). Der Wasserhaushalt des Waldes ist von mehreren Einzelgrößen wie Kronendurchlaß, Interzeption, Evaporation, Stammabfluß etc. abhängig.

Wald speichert Wasser, verbraucht aber in regenreichen Zeiten etwas mehr als landwirtschaft-liche Fläche (MITSCHERLICH 1981). In der Forstwirtschaft wird diese natürliche Drainage zur Stabilisierung rutschgefährdeter Hanglagen eingesetzt. Waldböden können auch im Winter meist noch längere Zeit Niederschläge sowie Schmelzwasser durch die frostmildernde Wirkung des Bestandesschirms und die Wärmeisolierung der Streu- und Humusaufgabe aufnehmen, während von den bereits gefrorenen Ackerböden die Niederschläge größtenteils abfließen (RÖHRIG 1980). Durch die Wasserspeicherung und die gefahrlose Ableitung von Starknieder-schlägen werden die Hochwasserspitzen sowohl bei Gewitter- und Dauerregen als auch bei der

Schneeschnmelze stark herabgesetzt und die Erosionsgefahr gemindert. Der Wasserabfluß unter Wald ist in niederschlagsarmen Zeiten, wenn der Wasserbedarf besonders hoch ist, zuweilen höher als unter anderen Nutzungsarten (AMMER 1981; LEIBUNDGUT 1985).

Durch die Transpiration und die Rauigkeit der Baumkronen hat der Wald einen ausgleichenden Einfluß auf die Lufttemperatur benachbarter Städte. Außerdem hat er eine nicht unbedeutende Filterfunktion für die Grundwasserneubildung und eine Schutzfunktion für die Reinhaltung von Quell- bzw. Grundwasser. Aufforstungen verbessern somit die Wasserqualität, den Erosions- und den Hochwasserschutz.

2.2 Pedologische Auswirkungen von Ackeraufforstungen

Vergleicht man Ackerstandorte mit älteren Ackeraufforstungen, so beobachtet man einen Anstieg des Humusgehaltes von 1-3 % auf 6-10 %. Durch die Humusanreicherung ist auch eine deutliche Zunahme des Porenvolumens im A_h -Horizont zu verzeichnen.

Der mit der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführte Stickstoff wird durch die Aufforstung innerhalb des Bodenprofils mineralisiert, von den Pflanzen dann über die Wurzeln aufgenommen und mit der Streu im A_h -Horizont angereichert. Die Kationenaustauschkapazität, eine Maßzahl für die Fähigkeit des Bodens, Makronährstoffe zu speichern, steigt nach der Aufforstung an und erreicht im A_h -Horizont höchste Werte im Bestandesalter 60-80 Jahre. Mit zunehmender Dauer der forstlichen Nutzung altert der Humuskörper und die Sorptionskraft der Huminstoffe nimmt folglich wieder ab (KUBINIOK & MÜLLER 1993, 1994).

Durch das Ausbleiben der Kalkung und die Zunahme der Huminsäuren sinkt auf den Aufforstungsflächen der pH-Wert von ca. 5 auf rund 3. Auf Böden mit geringer Austauschkapazität, wie z.B. sandigen Böden, ist deshalb eine Erhöhung der Schwermetallmobilität zu erwarten. Dies kann verstärkt werden, durch die Filterfunktion der Bestockung und den dadurch vermehrten Eintrag von Luftschadstoffen (KUBINIOK & MÜLLER 1993, 1994). Solche nachträglichen Veränderungen könnten es mittelfristig erforderlich machen, Neuaufforstungsflächen ebenso wie bereits einen Teil der bestehenden Wälder einer Kompensationskalkung zu unterziehen.

2.3 Auswirkung auf Flora und Fauna

Mitteleuropa ist von den klimatischen Voraussetzungen her weitgehend ein Waldland, das erst durch die Eingriffe des Menschen in die heutige Kulturlandschaft umgewandelt wurde (ELLENBERG 1978). In unserem Klimabereich ist der Wald die einzige von Natur aus großflächig vorherrschende Vegetationsform. Standortsgemäße, naturnahe Wirtschaftswälder mit Umtriebszeiten von 80-240 Jahren bilden Lebensgemeinschaften, die sich durch hohe Stabilität, Vielfalt sowie die Fähigkeit zur Selbstregulation auszeichnen. Diese Gemeinschaften sind in ihrer Zusammensetzung um so höher entwickelt, je mehr und je verschiedenartigere Glieder sich an der Biozönose beteiligen. Wirtschaftswälder können durch einen Waldbau auf

ökologischer Grundlage Biotope und Arten pflegen, erhalten und gestalten (ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1984).

Generell bietet der Wald Fauna und Flora einen vielfältigen Lebensraum. Nach einer süddeutschen Studie (HÖLZINGER 1987) sind beispielsweise 60 % der Brutvogelarten auf den Wald als Lebensgrundlage angewiesen. Der stete Rückgang von Vogelarten und zahlreichen anderen gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, die auf das Ökosystem Wald spezialisiert sind, läßt sich nur dann aufhalten, wenn bei der Waldbewirtschaftung Rücksicht auf gesamtökologische Belange genommen wird.

Da Wald in unserem Raum jeweils die Klimaxgesellschaft bildet, bietet er in faunistischer und floristischer Sicht den Pionierarten keine besonders guten Lebensbedingungen, was in vielen Fällen dazu geführt hat, daß Forstwirtschaft in den roten Listen als Gefährdungsursache eingestuft wird (KLOCK 1990, VOLK & SCHLENSTEDT 1991). Die Aufforstung von sogenannten Grenzertragsflächen, insbesondere in Hang- und Steillagen, kann tatsächlich einen Verlust an landschaftlicher und ökologischer Vielfalt für die Flora und Fauna bedeuten. Deshalb sind für konkrete Aufforstungsvorhaben die jeweiligen standörtlichen Verhältnisse, die Baumartenwahl und die angestrebte Waldstruktur entscheidend. Hinsichtlich der Baumartenwahl weist WEIGER (1992) z.B. darauf hin, daß Weidenarten faunistisch günstiger einzustufen seien als Pappelarten, was beim Anbau schnellwachsender Gehölze eine Rolle spielen könnte.

2.4 Landschaftsgestaltung durch Aufforstungen

Die anthropogene Beeinflussung der ursprünglich sehr walddichten Landschaft begann mit der neolithischen Revolution, d.h. durch die Änderung der menschlichen Lebensweise vom Nomaden zum sesshaften Landwirt. Der Wald ist auch heute noch ein prägendes und vielgestaltiges Element unserer Kulturlandschaft. Die Verschiedenartigkeit der Waldgesellschaften Mitteleuropas, z.B. Eichen-Hainbuchenwald, Auenwald oder Bergmischwald, bedingt deren jeweils unterschiedliche landschaftliche Wirkung. Landschaftsökologen befürchten eine verstärkte Aufforstung vor allem in Gebieten mit ohnehin hoher Walddichte, wie z.B. Mittelgebirgsregionen. Dieser Einwand kann nur für Einzelstandorte von Relevanz sein. Durch "Offenhalten" von Talflächen und einer abwechslungsreichen und vielfältigen Baumartenpalette kann auch hier das Landschaftserlebnis vertieft werden.

Ein weiterer Kritikpunkt gegen eine verstärkte Aufforstung lag in der Vergangenheit darin, daß Grenzertrags- und Ödlandflächen, auf denen eine ökologisch wertvolle Fauna und Flora vorkam, häufig mit nicht standortgemäßen Reinbeständen aufgeforstet wurden. Dieser Kritikpunkt greift allerdings nicht bei der jetzt angestrebten Erstaufforstung von zuvor intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen, da dort die Ausgangslage gegenüber den Grenzertrags- und Ödlandflächen eine ganz andere ist (BRABÄNDER et al. 1993). In grünlandarmen Gebieten sollten selbstverständlich Wiesen nicht aufgeforstet werden.

Forstpolitisches Ziel muß es sein, die Waldvermehrung weniger auf den landwirtschaftlichen Grenzertrags- und Ödlandflächen der Mittelgebirge zu fördern, sondern vielmehr auch auf besseren Böden in den bislang intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit geringem Waldanteil, wie z.B. Schleswig-Holstein, oder Ballungsräumen oder auf Standorten mit gefährdeten naturnahen Waldbiotopen (z.B. Auewäldern). Vor einer Aufforstung sind daher die Auswirkungen auf das jeweilige Landschaftsbild zu untersuchen und zu bewerten.

2.5 CO₂-Problematik

Der CO₂-Gehalt der Luft ist seit 1850 von 0,028 % auf 0,035 %, also um 25 %, gestiegen. Aufgrund einer befürchteten Auswirkung dieser Erhöhung von CO₂-Werte auf das Weltklima wird angestrebt, daß in Zukunft mehr erneuerbare Energien anstelle fossiler Brennstoffe verwendet werden. In diesem Zusammenhang wird vermehrt auf das umweltfreundliche, nachwachsende Holz hingewiesen, zu dessen Produktion der Luft viel Kohlenstoff in Form von CO₂ entzogen wird. Waldbestände sind als Kohlenstoffsenke dann effektiv, wenn sie heranwachsen, also Vorräte aufbauen (MÜLLER-USING 1993), weswegen Neuaufforstungen mit Blick auf die Bindung von atmosphärischem Kohlenstoff besonders günstig sind. Dieser Effekt ist insbesondere dann ausgeprägt, wenn das erzeugte Holz verarbeitet und verbaut wird, ohne daß es durch Verbrennungsprozesse wieder in seine Ausgangsbestandteile zerlegt wird. Beim Verbrennen von Holz wird, bezogen auf die CO₂-Problematik, lediglich verhindert, daß die entsprechende Menge fossiler Energieträger verbrannt und somit deren CO₂-Gehalt freigesetzt wird. Durch eine generelle Erhöhung der Holzvorräte in den Waldbeständen und durch massive Aufforstungstätigkeit kann die Bundesrepublik Deutschland ihren Beitrag zur Verbesserung des atmosphärischen CO₂-Haushaltes leisten (BRÜNIG 1990; BURSCHEL 1990, ENQUETE KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" 1993).

2.6 Anfälligkeit von Aufforstungen

Künstlich begründete Erstaufforstungen ehemaliger Ackerflächen werden durch biotische Schadorganismen wie Pilze, Insekten und Säugetiere, sowie durch Konkurrenzvegetation, insbesondere Gräser, gefährdet. Bei Ackeraufforstungen kommt es häufig erst nach der Kulmination des Höhenwachstums zu Schäden durch Hallimaschbefall (*Armillaria mellea*). Aufforstungen auf größerer Fläche mit ungeeigneten Klonen schnellwachsender Baumarten, z.B. Pappeln, können in ihrer Entwicklung durch Blattpilze beeinträchtigt werden, aber auch ausgedehnte Nadelholzkulturen sind durch zahlreiche Insekten wie Großer Brauner Rüsselkäfer (*Hylobius abietis*), Kleine Fichtenblattwespe (*Pristiphora abietina*) gefährdet (LEIBUNDGUT 1982). Feldmäuse schädigen Laubhölzer sowohl auf vergrasteten Wiesen- und Ackeraufforstungen als auch Verjüngungen mit Schutzpflanzendecken (NIEDERS. FORSTL. VERSUCHSANSTALT 1992; NIEMEYER u. WATZEK 1992). In der Anwuchsphase können außerdem bei der Kulturbegründung auf der Freifläche hohe Wilddichten, Vergrasung, Frost und Trockenjahre Ausfälle und somit zusätzliche Kosten verursachen (HERREN & BAUR 1993).

2.7 Intensität von Pflanzenschutzmaßnahmen im Forst

Pflanzenschutz im Forst stellt immer nur eine Art "Feuerwehrmaßnahme" dar, wenn der Wald auf großer Fläche in seiner Existenz bedroht ist. Chemische Bekämpfungsmaßnahmen werden insbesondere während der Anwuchsphase bis zum Erreichen der gesicherten Verjüngung durchgeführt (siehe Tab. 1). Pflanzenschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft dienen der Ertragssicherung, im Gegensatz dazu werden Forstschutzmaßnahmen nur zur Erhaltung der Biozönose "Wald" vorgenommen, was qualitativ anders zu bewerten ist. Zumeist folgt dann eine längere Phase von 100 - 200 Jahren ohne jeglichen Pflanzenschutzmitteleinsatz.

Tab. 1: Intensität des Forstschutzmitteleinsatzes in einzelnen Anwendungsbereichen (nach WULF & WICHMANN 1989)

Jahr	Gesamtfläche (ha)		behandelte Fläche (ha)		% behandelt	
	1985	1986	1985	1986	1985	1986
Laubholz	2.081.671	2.116.347	21.160	26.497	1,0	1,3
Nadelholz	4.203.960	4.310.356	48.961	48.842	1,2	1,1
Kulturvorbereitung	33.595	30.945	2.230	1.825	6,6	5,9
Pflanzgarten	619	640	257	263	41,5	41,1

Weniger als 0,3 % der Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffmenge (ohne Repellents) werden in den alten Ländern der Bundesrepublik Deutschland im Wald angewandt (INDUSTRIE VERBAND AGRAR e.V., mündl. Mitt.). Die Gesamtmenge der ausgebrachten Forstschutzmittel betrug 1986 683 Tonnen, wobei im Forst allein 62 % der applizierten Mittelmengen als Repellents zur Verhütung von Wildschäden eingesetzt wurde. Nur 1,2 % der Waldfläche wurden beispielsweise im Jahr 1986 mit Pflanzenschutzmitteln behandelt (WULF & WICHMANN 1989). Somit sind Waldgebiete Flächen mit einer minimalen Belastung durch Pflanzenschutzmittel und Dünger.

3. Schlußfolgerungen und künftige Strategien

Die Walderklärung von Rio verpflichtet die Industrieländer, ihre Waldflächen zu erhalten und zu vergrößern (ERLBECK 1993). Eine aktive Aufforstungspolitik ist aus agrarpolitischen Gründen des Umwelt- und Waldschutzes, erklärtes Ziel der EG. Nach einer Vergleichsrechnung von 1986 würden zur finanziellen Förderung der Aufforstung nur 7,5 % der Geldbeträge benötigt, die für die Subventionierung entsprechender landwirtschaftlich genutzter Flächen erforderlich sind (EYNATTEN 1986). Die Aufforstung erlaubt eine sehr arbeitsexensive Nutzung von bisher intensiv landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen (BRABÄNDER et al. 1993). Die Alternative zur Aufforstung wäre ein Nutzungsverzicht mit natürlicher Sukzession oder teure "nutzenlose" Pflege zu Lasten der öffentlichen Hand. Die forstwirtschaftliche Bodennutzung hingegen ist betriebswirtschaftlich und volkswirtschaftlich produktiv.

In Bezug auf künftige Wirtschaftsmodelle der aufgeforsteten Flächen sind verschiedene Strategien und Intensitätsstufen denkbar, die auch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Naturhaushalt unterschiedlich bewertet werden können:

Standortgemäßer Hochwald: Dieser ist in der Begründung arbeitsintensiv und teuer. Besonders in der Anfangsphase fällt ein hoher Pflegeaufwand an, sowohl personell als auch finanziell, und während der gesamten Umtriebszeit sind weitere Pflegeeingriffe notwendig. Nennenswerte Erträge fallen erst zu einem relativ späten Zeitpunkt an (EISENKRÄMER 1987). Die Umtriebszeiträume betragen 80-100 Jahre und mehr, und die entstehenden Waldgesellschaften sind ökologisch sowohl sehr vielfältig als auch recht stabil.

Plantagenartiger Anbau von schnellwachsenden Baumarten zur Stammholzerzeugung: Solche Bestände können weitständig und relativ preiswert begründet werden, sind aber gegen Krankheiten anfälliger und landschaftsästhetisch weniger reizvoll als standortgemäßer Hochwald. Die Umtriebszeiträume betragen ca. 30-60 Jahre, d.h. teilweise ist innerhalb einer Menschengeneration ein Stammholzertrag möglich.

Anbau von schnellwachsenden Baumarten und Gehölzen als nachwachsende Rohstoffe zur reinen Biomasseproduktion: Solche Bewirtschaftungsformen sind sowohl in der Begründung und Pflege als auch hinsichtlich ihrer ökologischen Strukturen am wenigsten waldähnlich. Unter Umständen sind sie in phytopathologischer Sicht sehr viel anfälliger und daher bezüglich Pflanzenschutzmaßnahmen gegenüber den anderen Modellen als möglicherweise intensiver einzustufen. Ihre langfristigen Auswirkungen auf den Boden, insbesondere auf den Nährstoffhaushalt, sind nicht hinreichend bekannt; eventuell werden nach einiger Zeit ausgleichende Nährstoffgaben nötig. Die Umtriebszeiträume sind kurz, die Erträge fallen bereits nach wenigen Jahren an (EISENKRÄMER 1987) und die entstehende Biomasse kann vielfältig zur Energieerzeugung oder zur Produktion von holzhaltigen Produkten eingesetzt werden. Als Arten kämen vorwiegend Pappeln und Weiden in Frage (WEISGERBER 1988). Schnellwachsende Forstgehölze (außer Weihnachtsbäume und mehrjährige Pflanzen) mit einer Umtriebszeit von höchstens 10 Jahren können auch auf sogenannten konjunkturellen Stillungsflächen ohne Kürzung der Stillungsprämie ausgebracht werden, wenn ein Anbau- und Abnahmevertrag mit einem Erstverarbeiter abgeschlossen werden konnte (THOROE 1993).

Sondernutzungen: Als Beispiel wären zu nennen der Anbau von Weihnachtsbäumen, die Produktion von Schmuckreisig und der Anbau von Gehölzen, z.B. für pharmakologische Zwecke. Solche Wirtschaftsformen sind landschaftsgestalterisch oftmals problematisch, bedingen eine relativ intensive Produktionsweise, z.B. wenn Schmuckreisig hoher Qualität erzeugt werden soll, und bilden sicherlich zumindest auf großer Fläche keine Lösung der derzeitigen agrarpolitischen Probleme.

Ziel der Waldgesetze in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland ist es unter anderem, den Waldbestand wegen seines wirtschaftlichen Nutzens und wegen seiner Bedeutung für den Naturhaushalt zu erhalten und erforderlichenfalls zu mehren, d.h. Flächenverluste möglichst auszugleichen sowie den Bestand in einzelnen Gebieten zu vergrößern. Die Waldgesetze haben

deshalb durch Rodungsverbote und Wiederaufforstungszwang die Umwandlung von Wald in eine andere Nutzungsart sehr eingeschränkt, so daß die Waldfläche seit Bestehen der Bundesrepublik Deutschland insgesamt nicht abgenommen hat. Sofern landwirtschaftliche Flächen verstärkt mit "nachwachsenden Rohstoffen" bzw. mit schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb bestockt werden sollen, wäre zu überlegen, ob diese restriktive Praxis der Nutzungsumwandlung nicht gegebenenfalls neu überdacht werden muß. Auf diese Weise wäre es leichter möglich, trotz der Bestockung mit Bäumen bzw. Gehölzen mittelfristig eine Option auf die landwirtschaftliche Nutzung aufrecht zu erhalten. Bei standortgemäß aufgeforsteten Hochwaldbeständen allerdings wäre eine erneute Umwandlung aus ökologischen Gründen fast immer abzulehnen, weswegen gerade diese Nutzungsform der intensiven landeskulturellen Prüfung bedarf.

Der Wald wurde vom Sachverständigenrat für Umweltfragen hinsichtlich des ökologischen Wertes - sogar noch vor der Brache - am höchsten eingestuft (ZUNDEL 1987). Der Naturschutz ist generell nicht gegen eine Waldvermehrung. Es ist nur die Frage, wo die Erstaufforstung stattfindet und in welcher Art und Weise sie realisiert wird. Änderungen der Landnutzung sind deshalb unter Berücksichtigung gesamtwirtschaftlicher, umwelt- und agrarpolitischer Rahmenbedingungen mit den Instrumenten der Raum- und Landesplanung zu steuern (BRABÄNDER et al. 1993).

Je nach den landeskulturellen Erfordernissen werden also bei der Aufforstung ehemals landwirtschaftlicher Flächen unterschiedliche Bewirtschaftungsmodelle und -intensitäten erforderlich sein. Einen flächenmäßig hohen Anteil hat der Wald bislang insbesondere in Mittelgebirgsregionen, und gerade dort befinden sich viele landwirtschaftliche Grenzertragsböden. Andererseits ist in Ballungsräumen und intensiv genutzten landwirtschaftlichen Gegenden der Waldanteil oftmals sehr niedrig, weswegen einzelne Länder, z.B. Schleswig-Holstein, eine generelle Anhebung des Waldanteiles anstreben. WEIGER (1988) schreibt: "Die positiven Wirkungen der Aufforstung sind dabei umso größer, je intensiver die Flächen bisher genutzt wurden". Langfristig sollte Hochwald insbesondere dort begründet werden, wo der Waldanteil bislang niedrig ist, während schnellwachsende Baumarten und "nachwachsende Rohstoffe" die Möglichkeit bieten, kurz- bis mittelfristig einige Probleme der Bodenbewirtschaftung auf Grenzertragsböden zu lindern.

Bei der Planung und Genehmigung plantagenartiger Bestände und von Beständen im Kurzumtrieb darf sich die ökologische Bewertung nicht allein am artenreichen, stabilen Mischwald, sondern mehr an der bisherigen landwirtschaftlichen Nutzung orientieren. Eine gesunde Mischung der verschiedenen Intensitätsstufen wird in Zukunft nötig sein, und Vertreter der Landwirtschaft und der Naturschutzverbände müssen vorab in die Diskussion eingebunden werden.

Forschungsbedarf besteht insbesondere hinsichtlich der korrekten Baumartenwahl, der Züchtung leistungsfähiger, schnellwachsender Baumarten und hinsichtlich möglicher Schäden und Krankheiten an diesen. Auch eine verstärkte Forschung auf dem Gebiet des integrierten

Forstschutzes ist wichtig, um ein möglichst geringes Niveau des chemischen Pflanzenschutzes auch in den aufgeforsteten Beständen zu erreichen.

Wald ist in der Bundesrepublik Deutschland nicht zum Nulltarif zu haben; insbesondere in der Begründungsphase muß die Gesellschaft bereit sein, ihn finanziell zu fördern. Dennoch würden solche Subventionen mittel- und langfristig nur einen Bruchteil dessen ausmachen, was die landwirtschaftliche Förderung derzeit kostet. Da auch viele ökologische Gründe für eine vermehrte Aufforstungstätigkeit sprechen, müssen nun rasch die politischen, administrativen und finanziellen Voraussetzungen geschaffen werden.

Literatur:

- AMMER, U. (1981): Der Wald als ökologischer Faktor. In: OLSCHOWY, G. Eingriffe in die Umwelt und ihr Ausgleich. Bd. 2. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey, 523-534.
- ARBEITSKREIS FORSTL. LANDESPFLEGE (1984): Biotop-Pflege im Wald. Greven Kilda-Verlag, 230.
- BRABÄNDER, H.D., W. HABER, M. KÖHNE, H.C. STURIES, C. THOROE (1993): Konzeption zur verstärkten Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen. In: Der Dt. Forstwirtschaftsrat 1989-1992. Schriften des DFWR: 75-81.
- BRÜNIG, F. (1990): Forstwirtschaft und Klimaänderung. Allgemeine Forstzeitschrift **45 (11)**: 255-257.
- BURSCHEL, P. (1990): Das Menetekel - Klimaänderung. Konsequenzen für die Forstwirtschaft weltweit. Allgemeine Forstzeitschrift **45 (11)**: 255-257.
- EISENKRÄMER, K. (1987): Agrarpolitische Fakten und Handlungszwänge sowie Möglichkeiten und Probleme alternativer Flächennutzungen. In: Die Produktion nachwachsender Rohstoffe auf bisherigen landwirtschaftlichen Flächen aus der Sicht von Forst- und Holzwirtschaft. Schriftenreihe der Forst. Fak. München und der Bayer. Forstl. Versuchsanst. **80**: 1-19.
- ELLENBERG, H. (1978): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 981.
- ERLBECK, R. (1993): Aufforstung landwirtschaftlicher Böden. Allgemeine Forstzeitschrift **48 (5)**: 230-233.
- EYNATTEN, J. von (1986): Zu den künftigen Aufforstungen und Erstaufforstungen. Allgemeine Forstzeitschrift **41 (9/10)**: 187-189.
- HERREN, G. & H. BAUR (1993): Aufforstungen von Landwirtschaftsflächen, Allgemeine Forstzeitschrift **48 (5)**: 234-235.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1 Gefährdung und Schutz. Teil 1: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Grundlage, Biotopschutz. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 722 S.
- ILÄNDER, W. (1988): Aufforstungen von Grenzertragsböden aus der Sicht der Naturschutzbehörden. allgemeine Forstzeitschrift **43 (45)**: 1219-1220.
- KLÖCK, W. (1990): Forstwirtschaft und Rote Liste. Allgemeine Forstzeitschrift **45 (24)**: 969-972.

- KUBINIÖK, J. & A. Müller (1993): Bodenentwicklung und Nährstoffhaushalt unterschiedlich alter Ackeraufforstungen **48 (5)**: 236-238.
- KUBINIÖK, J. & A. Müller (1994): Pedologische Auswirkungen von Ackeraufforstungen auf Sandböden. *Forst und Holz* **49 (1)**: 6-9.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Die Aufforstung. Bern, Stuttgart: Verlag Paul Haupt, 88.
- LEIBUNDGUT, H. (1985): Der Wald in der Kulturlandschaft. Bern, Stuttgart: Verlag Paul Haupt: 206.
- MITSCHERLICH, G. (1981): Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 2. Waldklima und Wasserhaushalt. Frankfurt a.M.: J.D. Sauerländer Verlag, 402.
- MÜLLER-USING, B. (1993): Die Aufforstung stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. Internationales Symposium über Forstsaatgut, 8.-11.-Juni, 1993, Münster/Uelzen, 33-54.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (1993): Positionspapier des Naturschutzbundes Deutschland (NABU) zur Aufforstungsproblematik. *Allgemeine Forstzeitschrift* **48 (21)**: 1106-1110.
- NIEDERSÄCHS. FORSTL. VERSUCHSANSTALT (1992): Maßnahmen zur Verminderung von Schäden durch Mäuse in forstlichen Verjüngungen. *Praxis Information der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt Göttingen*, 16.
- NIEMEYER, H. & G. WATZEK (1992): Verbesserung der Technik zur Verminderung von Schäden durch Erd- und Feldmaus. *Forst und Holz* **47 (9)**: 232-235.
- PETZOLD, R. (1994): Pflanzenschutzaspekte im EG-Binnenmarkt. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **46 (2)**: 25-27.
- RÖHRIG, E. (1980): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Bd. I. Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey, 283.
- SCHOLZ (1992): Wälder weltweit bedroht - Rahmenbedingungen für erneuerbare Energien verbessern, *BMELF-Informationen Nr.* **33**: 1-2.
- THOROE, C. (1993): Anbau schnellwachsender Rohstoffe und Neuaufforstung. *Allgemeine Forstzeitschrift* **48 (10)**: 471-476.
- VOLK, H. & J. SCHLENSTEDT (1991): Rote Liste und Forstwirtschaft. Der Wald - kein sicherer Schutz für gefährdete Pflanzen? *Forst und Holz* **46**: 687-693.
- WANGLER, F. (1990): Erstaufforstungen. *Allgemeine Forstzeitschrift* **45 (6-7)**: 161-163.
- WEIGER, H. (1988): Anbau schnellwachsender Laubbaumarten in Kurzumtrieben - Beurteilung aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes. In: *Anbau schnellwachsender Laubbaumarten in Kurzumtrieben auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als Problem von Forst- und Holzwirtschaft. Schriftenreihe der Forst. Fak. München und der Bayer. Forstl. Versuchsanst.* **90**: 137-157.
- WEIGER, H. (1992): Leistungen des Wirtschaftswaldes für Umwelt und Naturschutz, Konfliktfelder mit dem Naturschutz. *Allgemeine Forstzeitschrift* **47 (22)**: 1169-1170.
- WEISGERBER, H. (1988): Raschwüchsige Baumarten in kurzen Umtriebszeiten - Aktuelle Erkenntnisse der Züchtung und Produktion. In: *Anbau schnellwachsender Laubbaumarten in Kurzumtrieben auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als Problem von Forst- und Holzwirtschaft. Schriftenreihe der Forst. Fak. München und der Bayer. Forstl. Versuchsanst.* **90**: 1-25.

- WULF, A. & C. WICHMANN (1989): Über Art und Umfang der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel im Forst. Mitt. Biolog. Bundesanst. Land- Forstw. **255**: 62.
- ZUNDEL, R. (1987): Der Forstbetriebsdienst. Bd. 3. Naturschutz und Landschaftspflege. München, Wien, Zürich: BLV Verlagsgesellschaft. 127.

Dietrich Brasse und Volker Garbe

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Effekte der Bodenbearbeitung

Zusammenfassung

Die Form der Bearbeitung ist entscheidend für den Zustand des Bodens, seine Struktur und für die Bodenflora und -fauna. Zunehmende Bodenverdichtung und Erosion zwingen die Landwirtschaft über neue und andere Bodenbearbeitungsverfahren nachzudenken. Das Direktsaatverfahren mit stark reduzierter Bodenbearbeitung, in Deutschland, vor allem aus ökonomischen Gründen nur wenig akzeptiert, scheint aus ökologischer Sicht für die Bodenfauna am günstigsten. Bodenwendeverfahren schädigen z.B. Regenwürmer und große Carabiden einschließlich ihrer Larven am stärksten.

Verstärktes Auftreten von Pflanzenkrankheiten und Schädlingen bei reduzierter Bodenbearbeitung ist überwiegend nicht festzustellen, da sich im Boden ein entsprechendes natürliches antagonistentes Potential aufbaut. Probleme mit der pfluglosen Bodenbearbeitung kann es vor allem mit Unkräutern und Ungräsern geben, die u.U. intensive Unkrautbekämpfungsmaßnahmen erfordern.

Einführung

Der Anbau von Kulturpflanzen erfordert die vorherige Bearbeitung des Ackerbodens. Im Laufe der Entwicklung der Landbewirtschaftung wurde die Intensität der Bodenbearbeitung ständig erhöht. Die anfänglich wahrscheinlich den Boden nur lockernde Bearbeitung wurde durch eine den Boden wendende Bearbeitung ersetzt. Diese stellt heute die am weitesten verbreitete Methode der Bodenbearbeitung dar. Sie wurde im Laufe der Zeit ständig verbessert und intensiviert, um eine möglichst gute Durchmischung des Bodens, die Einarbeitung von Ernterückständen und Beseitigung des Unkrautwuchses zu erreichen. Das Ziel, die bestmöglichen Auflaufbedingungen für die Pflanzen zu schaffen, wird überwiegend mit mechanisch arbeitenden Geräten verfolgt, die Auswirkungen auf Bodenorganismen, vor allem auf die Bodenfauna bleiben dabei weitgehend unberücksichtigt.

Pflügen stellt einen tiefen Eingriff in das System des Ackerbodens dar. Die während der Phase der Bodenruhe entwickelten Strukturen, Lebensräume für die verschiedensten Arten der Bodenorganismen, werden verändert, u.U. zerstört. Die sich natürlicherweise bildende Mulchschicht aus abgestorbenen Pflanzenresten, die eine Lebensgrundlage und Schutzfunktion für die verschiedensten Organismen bildet, wird durch eine wendende Bodenbearbeitung vor der Aussaat der Kulturpflanzen regelmäßig beseitigt. Weiterhin können bei dieser Form der Bodenbearbeitung

In zahlreichen Versuchen wurden die Auswirkungen der verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren auf die Bodenfauna untersucht und miteinander verglichen. Die vorliegenden Ergebnisse lassen den generalisierten Schluß zu, daß die Bodenbearbeitung mit dem Pflug die Bodenfauna am intensivsten beeinträchtigt, während sich diese beim Direktsaatverfahren am günstigsten entwickeln kann (FRIEBE 1990; KÖRNER 1990; ISSELSTEIN et al. 1991; FRIEBE et al. 1991).

Bei gesonderter Betrachtung der in den verschiedenen Versuchsvarianten ermittelten Individuenzahlen der einzelnen systematischen Gruppen ist das gewonnene Bild nicht immer einheitlich. So wurden teilweise in der Direktsaatvariante für die Diplopoda, Diplura, Dipterenlarven sowie Coleopterenlarven und -imagines geringere Individuenzahlen ermittelt als in der Pflugvariante. Demgegenüber wurden für die Pauropoda, Symphyla, Chilopoda, Acari, Collembola und vor allem die Lumbricidae in der Direktsaatvariante deutlich höhere Individuenzahlen ermittelt als in der Pflugvariante. Die Anzahl der Regenwürmer betrug hier mehr als das fünffache der Pflugvariante (FRIEBE 1990).

Die ermittelten Individuenzahlen allein ergeben jedoch hinsichtlich der Bewertung von Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsmethoden noch keine ausreichende Grundlage. Es ist erforderlich, auch Veränderungen in der Artenabundanz einzubeziehen. Dabei zeigt sich, daß die Artenzahlen in den Pflugvarianten jeweils am geringsten sind, in den Grubbervarianten deutlich zunehmen und in der Direktsaatvariante am höchsten sind.

Die meisten diesbezüglichen Untersuchungen liegen - abgesehen von Regenwürmern - für Carabiden und Staphyliniden vor. Die Veränderungen in der Arten- und Individuenabundanz werden durch die unterschiedliche Befriedigung der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten bewirkt. Ein gepflügtes Feld, für die Saatbettbereitung anschließend geglättet und in der Regel relativ unkrautfrei, bietet einigen Arten, vor allem größeren Carabiden gute Fortbewegungsmöglichkeiten für die Nahrungssuche. Auf Flächen, die nur gegrubbert werden oder für die Direktsaat vorgesehen sind, ist in der Regel eine längere Phase der Bedeckung durch Unkräuter gegeben. Diese bilden ein für viele Arten günstigeres Kleinklima aus und bieten zahlreichen Arten Nahrung und Deckung.

Neben der unterschiedlichen Befriedigung der ökologischen Ansprüche führt auch eine unterschiedlich starke mechanische Schädigung der Fauna in den einzelnen Versuchsvarianten zu differierenden Individuenzahlen der Arten (HEYDEMANN 1953; TISCHLER 1955; SKUHRAVY 1958). So werden beim Pflügen vor allem große Carabiden und deren Larven in tieferen Bodenschichten so verschüttet, daß sie sich nicht wieder zur Bodenoberfläche emporarbeiten können, oder sie werden durch die Pflugscharen bzw. durch nachlaufende Geräte beschädigt. Besonders große Verluste treten bei der Verwendung rotierender Fräsen auf. Ähnliche Verluste, wie die für Carabiden beschriebenen, werden auch für andere epigäische Arthropoden wie Staphyliniden, Myriapoden, Chilopoden und Spinnen berichtet.

Die phytosanitäre Bedeutung der Regenwürmer als Verteilger von Primärinfektionsquellen von Pflanzenkrankheiten wurde bereits angesprochen. Die Bedeutung vor allem der vertikal grabenden Arten für den Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt der Böden wurde wiederholt beschrieben.

Zahlreiche Autoren sind der Frage nachgegangen, weshalb die Regenwurmfauna auf landwirtschaftlichen Flächen zunehmend verarmt ist. Übereinstimmend kommen die Autoren zu dem Schluß, daß neben den Auswirkungen einiger Pflanzenschutzmittel vor allem die Art der Bodenbearbeitung Einfluß auf die Entwicklung von Regenwurmpopulationen hat: Pflügen ist die für Regenwürmer schädlichste Art der Bodenbearbeitung, Fräsen schädigt vor allem die horizontal grabenden Arten, Grubbern beeinträchtigt diese nur unbedeutend und das Direktsaatverfahren hat keinen negativen Einfluß.

Auswirkungen auf Schadorganismen

Häufig wird bei Verfahren reduzierter Bodenbearbeitung angeführt, daß ein stärkeres Auftreten von Krankheiten, Schädlingen und Unkräutern zu erwarten ist. Im Hinblick auf Nematoden stellte OVERHOFF (1990) fest, daß in der Regel in den konventionell bewirtschafteten Flächen stärkere Populationen vor allem der pflanzenparasitären Arten auftreten. Nach seinen Untersuchungen trat in den Direktsaatflächen eine größere Dichte nematophager Pilze auf, außerdem gab es auf den miteinander verglichenen, unterschiedlich bearbeiteten Flächen eine negative Korrelation zwischen Regenwurm- und Nematodenpopulationen, wobei die Regenwurmpopulationen auf den Direktsaatflächen in der Regel am stärksten waren. Da bei diesen Untersuchungen außerdem festgestellt wurde, daß der Einfluß von Pflanzenschutzmittelanwendungen auf die Nematoden im allgemeinen als gering einzustufen ist, kann daraus der Schluß gezogen werden, daß die durch das Direktsaatverfahren geförderten antagonistischen Bodenorganismen wie Pilze und Regenwürmer nicht unerheblich zur Reduktion von Nematoden beitragen.

Bei den Krankheiten ist generell davon auszugehen, daß durch den Verbleib von Stoppelresten ebenfalls potentielle Infektionsquellen an der Bodenoberfläche verbleiben. Insbesondere bodenbürtige Schaderreger mit einer geringen Ausbreitungsmöglichkeit und auf Pflanzenresten überdauernde Organismen können daher prinzipiell auf reduziert bearbeiteten Flächen stärker in Erscheinung treten, falls es nicht zu einem verstärkten Auftreten von Antagonisten kommt. Bisherige Untersuchungen zeigen, daß es bei Fuß- oder Halmbasiserkrankungen des Getreides nur bei einigen Schadorganismen zu einer Veränderung im Auftreten kommt. Abhängig ist dies ebenso von den Witterungsansprüchen des Organismus wie auch von dessen saprophytischer Wettbewerbskraft auf Ernteresten, bzw. auf der Bodenoberfläche. So tritt z.B. *Pseudocercospora herpotrichoides*, der Erreger der Halmbraucherkrankung des Getreides, auf reduziert bearbeiteten Flächen weniger stark in Erscheinung (COOK & WALDHER 1977; BRÄUTIGAM & LEBER

1991). Durch die Zunahme der biologischen Aktivität im Oberboden treten hier scheinbar verstärkt Antagonisten auf, die, obwohl es zu einer Anreicherung von Infektionsmaterial kommt, zu einer Verminderung der Befallswerte führen. Anscheinend nimmt der Befall mit der Abnahme der Bodenbearbeitungsintensität ebenfalls ab. Die Blattdürre des Weizens *Drechslera tritici-repentis* tritt dagegen insbesondere in einer engen Getreidefruchtfolge und vorangegangener ungenügender Bekämpfung des Schaderregers auf nicht gepflügten Flächen teilweise epidemieartig auf und erfordert entsprechende Bekämpfungsmaßnahmen (HOSFORD 1971 und 1976; PFENDER 1988).

Ähnlich wie bei den pilzlichen Erkrankungen ist auch bei den tierischen Schaderregern nur dann ein veränderter Befall zu erwarten, wenn deren Lebensbedingungen stark durch Bodeneigenschaften oder durch die an der Bodenoberfläche verbliebenen Stoppelreste beeinflusst werden. So treten z. B. Ackerschnecken bei reduzierter Bodenbearbeitung deutlich stärker in Erscheinung und erfordern entsprechende Gegenmaßnahmen. Beim Mais tritt ebenfalls stärker ein Befall mit den Larven des Maiszünslers *Ostrinia nubilalis* auf (LANGENBRUCH 1981; BROD & ECKLE 1987). Ein verändertes, stärkeres Auftreten von Antagonisten führt dagegen beim Getreide dazu, insbesondere in den frühen Entwicklungsstadien, daß auf reduziert bearbeiteten Flächen ein geringerer Befall von Blattläusen zu erwarten ist und in der Folge ein geringerer Befall mit BYDV (KENDALL et al. 1991).

Einen deutlichen Einfluß besitzt die Bodenbearbeitung auf die Population von Unkräutern (AMANN 1991). Durch den Verzicht auf die Pflugfurchung wird die Beseitigung dieser Pflanzen erschwert, ausdauernde Unkräuter finden in der Regel günstigere Lebensbedingungen. Weiterhin werden Unkrautsamen nicht oder nur in geringem Maße in tiefere Bodenschichten verfrachtet, eine Anreicherung in für die Keimung günstige Schichten ist die Folge. Starke Aussamung von Unkräutern oder wenig effiziente Unkrautbekämpfungsmaßnahmen sind in der Regel daher schwerwiegender in den Folgekulturen bei reduzierter Bodenbearbeitung als bei konventionellen Anbauverfahren und bedeuten u. U. die Notwendigkeit einer intensiveren Bekämpfung. Untersuchungen zeigen, daß es z. B. im Getreidebau zu einem stärkeren Auftreten der Tauben Treppe (*Bromus sterilis*) bei pflugloser Bodenbearbeitung kommt (KEES & PFEUFER 1984). Das Aussamen der Pflanzen führt zu einer Anreicherung der Samen in der oberen Bodenschicht, eine Bekämpfung dieser Unkräuter ist mit den im Getreidebau derzeit zur Verfügung stehenden Herbiziden kaum möglich, somit kann sich auch langfristig die Populationsdichte erhöhen. Durch eine Anreicherung der Samen in der oberen Bodenschicht ist ebenfalls eine kurzfristige Erhöhung der Populationsdichte des Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*) sowie des Windhalm (*Apera spica-venti*) möglich (AMANN 1991). Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität kann die Bekämpfung weit entwickelter Unkräuter, die sich nach der Ernte der vorherigen Kultur oder nach den folgenden Stoppelbearbeitungsgängen entwickelt haben, schwieriger werden. Den angeführten kurzfristigen Auswirkungen auf Unkrautpopulationen steht - mit Ausnahme nicht zu bekämpfender Unkräuter - entgegen, daß bei reduzierter Bodenbearbeitung und einer effektiven Unkraut-

bekämpfung langfristig die Anzahl der Unkräuter abnimmt, neue Unkrautsamen werden hierbei nicht durch die Bodenbearbeitung an die Bodenoberfläche gebracht (KNAB & HURLE 1986).

Schlußbetrachtung

Anbaumethoden wie das Direktsaatverfahren haben in Deutschland bisher nur wenige Anhänger gefunden. In England und in den USA werden sie seit etwa 20 Jahren auf ca. 30 % der Anbaufläche praktiziert. Zweifellos sind sie nicht auf allen Böden anwendbar, doch sicher breiter als die bisherige Akzeptanz in Deutschland glauben lassen könnte. Daß diese Verfahren nicht nur aus ökologischen sondern auch aus ökonomischen Gründen mehr Beachtung verdienten, dafür sprechen u.a. die langjährigen Bilanzen von Höfen, die nach dem sogenannten "System Horsch" seit vielen Jahren arbeiten (IMKAMPE 1985; ZSCHEISCHLER 1985 und 1987).

Literatur

- AMANN, A. (1991): Einfluß von Grundbodenbearbeitung auf die Verunkrautung in verschiedenen Kulturen. Diss. Univ. Hohenheim, 147 p.
- ANONYM (1983): Alternativer Landbau mit Chemie - Ackerbau nach dem System Horsch. DLG-Mitteilungen 15: 848 - 851.
- BAEUMER, K. (1990): Verfahren und Wirkungen der Bodenbearbeitung. In: "Integrierter Landbau", Hrsg. R. Diercks und R. Heitefuß, BLV-Verlagsgesellschaft München.
- BAUCHHENS, J. (1983): Die Bedeutung der Bodentiere für die Bodenfruchtbarkeit und die Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenfauna. Kali-Briefe 16 (9): 529 - 548.
- BERGER, K.H. (1990): Auswirkungen alternativer Bearbeitungs- und Bestelltechnik auf die epigäische Fauna. Schweiz. landw. Forschung 29 (4): 387 - 388.
- BIERI, M. & G. CUENDET (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Schweiz. Landw. Fo. 28 (2): 81 - 96.
- BÄRIGAM, V. & B. LEBER (1991): Ohne Pflug größere Pflanzenschutz-Probleme? Pflanzenschutz-Praxis, 3/91: 34 - 36.
- BROD, G. & K. ECKLE (1987): Einfluß wendender und nicht wendender Bodenbearbeitung auf die Raupen des Maiszünslers (*Ostrinia nubilalis*). Gesunde Pflanzen 39: 200 - 204.
- BUCHMANN, J. (1986): Bodenverdichtungen und Bodenerosion - aus regionaler Sicht - wie begegnen? In: Bodenschutz mit der Landwirtschaft. Arbeiten der DLG, 185.
- COOK, R. J. (1992): Wheat root health management and environmental concern. Canadian Journal of plant pathology 14: 76 - 85.
- COOK, R.J. & J.T. WALDHER (1977): Influence of stubble-mulch residue management on cercospora foot rot and yields of winter wheat. Pl. Disease Rptr. 61 (2): 96 - 100.

- EL TITI, A. (1984): Auswirkungen der Bodenbearbeitungsart auf die edaphischen Raubmilben (Mesostigmata : Acarina). *Pedobiologia* **27**: 79 - 88.
- FRIEBE, B. (1990): Die Besiedlung von Ackerböden durch die Meso- und Makrofauna in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung. *Verh. d. Ges. f. Ökologie*, Osnabrück, 1989, **19/2**: 246 - 252.
- FRIEBE, B. & A. GRAMS (1990): Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren auf Strohabbau und Besiedlung des Stroh mit Bodentieren - ein Netzbeutelversuch. *Verh. d. Ges. f. Ökologie*, Osnabrück, 1989, **19/2**: 276 - 281.
- FRIEBE, B.; V. BRÄUTIGAM; W. GRUBER; W. HENKE & F. TEBRÜGGE (1991): Auswirkungen reduzierter Bodenbearbeitung auf biologische und physikalische Parameter von Ackerböden. *Verh. d. Ges. f. Ökologie*, Freising-Weihenstephan, 1990, **20**: 29 - 39.
- GERARD, B.M. & R.K.M. HAY (1979): The effect on earthworms of ploughing, tined cultivation, direct drilling and nitrogen in a barley monoculture system. *J. agric. Sci., Comb.* **93**: 147 - 155.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik (dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Kulturfelder). Diss. Kiel.
- HOSFORD, R.M. (1971): A form of *Pyrenophora trichostoma* pathogenic to wheat and other grasses. *Phytopathology* **61**: 28 -32.
- HOSFORD, R.M. (1976): Fungal leaf blight diseases of wheat in North Dakota. *North. Dak. Agric. Exp. Stn. Bull.* **500**: 3 - 12.
- IMKAMPE, W. (1985): Ackerbau und Bodenbearbeitung zum Spartarif - geht das? *DLZ (Deutsche Landwirtschafts-Zeitung)* **9**: 1328 - 1332.
- ISSELSTEIN, J.; G. STIPPICH & W. WAHMHOFF (1991): Umweltwirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau - eine Übersicht. *Ber. Landw.* **69**: 379 - 413.
- KAMPMANN, T. (1992): Das Bodenleben ackerbaulich genutzter Standorte. *Forschungsreport-Ernährung, Landwirtschaft, Forsten*, **7**: 15 - 19.
- KEES, H. & H. PFEUFER (1984): Die Taube Trespe - ein neues Unkrautproblem *Pflanzenschutz-Praxis* **2/84**: 8 - 10.
- KENDALL, D. A.; N. E. CHINN; B. D. SMITH; C. TIDBOALD; L. WINSTONE & N. M. WESTERN (1991): Effects of straw disposal and tillage on spread of barley yellow dwarf virus in winter barley. *Ann. appl. Biol.* **119**: 359 - 364.
- KENNEL, W. (1972): Schadpilze als Objekte integrierter Pflanzenschutzmaßnahmen. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzensch.* **79**: 400 - 406.
- KNAB, W. & K. HURLE (1986): Einfluß der Grundbodenbearbeitung auf die Verunkrautung - ein Beitrag zur Prognose der Verunkrautung. *Proc. EWRS Symposium 1986, Economic Weed Control*: 309 - 316.
- KÖRNER, H. (1990): Der Einfluß der Pflanzenschutzmittel auf die Faunenvielfalt der Agrarlandschaft. *Bayer. Landwirtsch. Jahrb.* **67 (4)**: 375 - 496.
- LANGENBRUCH, G-A. (1981): Einfluß der Stroh- und Bodenbearbeitung auf die Wintersterblichkeit der Maiszünslerlarven. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, **33 (6)**: 86 - 90.

- LORING, S.J.; R.J. SNIDER & L.S. ROBERTSON (1981): The effects of three tillage practices on Collembola and Acarina populations. *Pedobiologia* **22**: 172 - 184.
- NILSSON, C. (1985): Impact of ploughing on emergence of pollen beetle parasitoids after hibernation. *Z. ang. Ent.* **100**: 302 - 308.
- OVERHOFF, A. (1990): Einfluß von Bewirtschaftungssystem und Bodenbearbeitung auf die Populationsdichte von Nematoden - mit besonderer Berücksichtigung antagonistischer Wirkung von Regenwürmern und nematophagen Pilzen. Diss. Uni Gießen.
- PAUL, W.D. (1987): Der Einfluß wendender und nicht-wendender Grundbodenbearbeitung auf die epigäische Bodenfauna in Getreide. *Mitt. Biol. Bundesanst. f. Land- u. Forstwirtsch.* Berlin-Dahlem **232**: S. 290.
- PFENDER, W.F. (1988): Suppression of ascocarp formation in *Pyrenophora tritici-repentis* by *Lymonomyces roseipellis*, a basidiomycete from reduced-tillage wheat straw. *Phytopathology* **78** (9): 1254 - 1258.
- SCHRÖDER, D. (1986): Bodenverdichtungen und Bodenerosion - wie begegnen? In: Bodenschutz - mit der Landwirtschaft. *Arbeiten der DLG*, 185.
- SCHUH, W. (1990): Influence of tillage systems on disease intensity and spatial pattern of septorial ear blotch. *Phytopathology* **80** (12): 1337 - 1340.
- SCHULTE-KARRING, H. (1986): Technik und Anwendung der Tieflockering. In: Bodenschutz - mit der Landwirtschaft. *Arbeiten der DLG*, 185.
- SCHWERDTE, F. (1969): Untersuchungen zur Populationsdichte von Regenwürmern bei herkömmlicher Bodenbearbeitung und Direktsaat. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzensch.* **76**: 635 - 641.
- SKUHRVY, V. (1958): Einfluß landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Phänologie der Feldcarabiden. *Zoologické Listy* **7**: 325 - 337.
- TISCHLER, W. (1955): Effects of agricultural practice on the soil fauna. In: *Soil Zoology*, Herausg. Keven: 215 - 230.
- ZSCHEISCHLER, J. (1985): 11 Jahre ohne Pflug-Breitsaat im Maisanbau. *Mais*, **3**: 19 und 22 - 23.
- ZSCHEISCHLER, J. (1987): Regenwürmer ersetzen den Pflug. *Bayerisches Landwirtschaftl. Wochenblatt*, **34**: 35 - 37.

Herbert Köpp und Martin Strelöke

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Einfluß von Randstreifen und Bodenbearbeitung auf den Stoffeintrag in Gewässer

Zusammenfassung

Der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer über den Expositionspfad "Abtritt" kann durch das Einhalten bestimmter Abstände bei der Applikation hinreichend minimiert werden. Sowohl bestimmte Arten der Bodenbearbeitung als auch Gewässerrandstreifen stellen wirkungsvolle Instrumente zur Reduzierung des Eintrags abgeschwemmter Pflanzenschutzmittel in Gewässer dar, wobei die Effektivität im Einzelfall von lokalen Bedingungen stark beeinflußt werden kann. Weitgehend ungeklärt ist derzeit das Ausmaß der Belastung von Gewässern durch Pflanzenschutzmittel über Hangzug-, Drän- und Grundwasser. Dies gilt auch für mögliche Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags über diesen Expositionspfad.

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft wird auch die Einführung von Gewässerrandstreifen gefordert (z.B. BOCK 1992). Hintergrund dieser seit längerem erhobenen Forderung (umgesetzt z.B. im Uferrandstreifenprogramm des Landes Schleswig-Holstein) ist vor allem die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzflächen als "diffuse Quelle" für den Eintrag von Nährstoffen und Sediment in die Gewässer (NEILSEN et al. 1980: Stickstoff 50 - 80 %, Phosphor 30 - 50 % des Gesamteintrags; je nach Besiedlungsdichte). Beide Faktoren (Eutrophierung und Eintrag erodierter Bodenpartikel) fördern die Verschlammung von Gewässern, was nicht nur ein ästhetisches und ökologisches, sondern auch ein wasserwirtschaftliches Problem (Behinderung des Abflusses, verstärkte Hochwasser, höhere Unterhaltungskosten) darstellt. Ein weiterer Aspekt, der in den letzten Jahren in der Diskussion zunehmend an Bedeutung gewinnt, ist der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer (z.B. Uferrandstreifenprogramm im Einzugsgebiet des Halterner Stausees). Gewässerrandstreifen sollen - neben anderen die Abschwemmung vermindernenden Maßnahmen - dazu dienen, die Verfrachtung dieser drei Stoffgruppen (Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel, Feststoffe) in Gewässer zu unterbinden oder zumindest zu verringern (Filterwirkung). Weitere wichtige Funktionen sind (KNAUER & MANDER 1989):

- Verringerung der Erosionsgefahr im Uferbereich
- Begrenzung des Wuchses von Wasserpflanzen durch Beschattung
- Schaffung verbesserter Lebensmöglichkeiten für Fauna und Flora
- Verbesserung des Mikroklimas benachbarter Flächen.

Auf diese Aspekte wird jedoch im folgenden nicht weiter eingegangen, da sie entweder nur für die Wasserwirtschaft von Bedeutung sind (Ufererosion, Beschattung) oder inhaltlich von anderer Seite abgedeckt werden (siehe Kapitel BATHON in diesem Heft).

Angesichts der Fülle verschiedener Einflußgrößen und der Vielzahl unterschiedlicher Untersuchungsansätze (Wasserwirtschaft, Erosionsschutz, Bodenkunde, Landwirtschaft) weisen wir darauf hin, daß dieser Beitrag keine vollständige Übersicht über die weit verstreute Literatur bieten kann. Er sollte vielmehr als Einstieg in das Thema aufgefaßt werden.

2. Eintragswege

Die Filterwirkung von Gewässerrandstreifen muß für die verschiedenen Eintragswege (Abtrift, Abschwemmung, Hangzugwasser, Drän- und Grundwasser) getrennt betrachtet werden. Zu einigen Teilproblemen gibt es praktisch keine hier verwertbaren Forschungsergebnisse, so daß teilweise nur generelle Trends und Thesen angegeben werden.

2.1. Abtrift, Windverfrachtung von Bodenpartikeln (mit absorbierten Substanzen)

Mit dem Wind verfrachtete Tröpfchen oder Partikel können durch Bäume und Büsche aus dem Windstrom herausgefiltert werden. Die Filtereffektivität hängt u.a. von Windgeschwindigkeit, Höhe, Art und Belaubungsgrad der Vegetation ab. Abtriftmessungen in Obstanlagen (Erwerbsanbau, ca. 3 m Höhe) zeigten, daß fünf Baumreihen in voller Belaubung ausreichen, die Abtrift zu unterbinden. Die Abtrift von PSM ist jedoch bei Einhaltung der erteilten Abstandsaufgaben und mit verbesserter Gerätetechnik (Recyclinggeräte) beherrschbar.

2.2. Abschwemmung

Durch Regenfälle und künstliche Bewässerung können Pflanzenschutzmittel, Düngemittel und Bodenpartikel aus hängigen Flächen abgeschwemmt werden und in Gewässer gelangen. Je nach stoffspezifischer Adsorptionsneigung werden die Wirkstoffe dabei entweder überwiegend in der Wasserphase oder an das Sediment angelagert transportiert, wobei je nach Koc-Wert und dem Mengenverhältnis Wasser/Sediment im Abfluß ein Verteilungsgleichgewicht entsteht (HAIDER 1991). Von den Nährstoffen werden Nitrate vor allem in der Wasserphase, Phosphate überwiegend an Bodenpartikel gebunden transportiert (KNAUER & MANDER 1989). Der Transport von Bodenpartikeln selbst, also die Erosion, ist im wesentlichen von den folgenden Faktoren abhängig (RENGER et al. 1989; DIEZ 1990):

- Regenintensität
- Bodeneigenschaften (Schluff- und Lößanteil, Wasserdurchlässigkeit, Feuchte, Aggregatgröße, Verdichtungsgrad)
- Bodenbedeckung und -bearbeitung
- Hangneigung
- Hanglänge

Durch den Landwirt unmittelbar beeinflussbar ist vor allem die Bodenbearbeitung und -bedeckung. Die Erosions- und Abschwemmungsgefahr ist daher wesentlich abhängig von der angebauten Kultur. SCHWERTMANN et al. (1987) haben eine Skala aufgestellt, die die relative Erosionsgefahr verschiedener Kulturen bei gängiger Praxis mit der bei unbedecktem Boden (Schwarzbrache) vergleicht, wobei auch die Zeitdauer bis zum Schließen der Vegetationsdecke und die Wahrscheinlichkeit von Starkregen in dieser Jahreszeit mit eingehen:

<u>Schwarzbrache</u>	<u>Rotklee</u>	<u>Getreide</u>	<u>Zuckerrüben</u>	<u>Silomais</u>	<u>Hopfen</u>
1,0	0,02	0,08-0,11	0,29	0,51	0,9-1,0

Für die Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln sind neben den erosionsfördernden Faktoren noch weitere Parameter wichtig:

- zeitlicher Abstand des Regenerignisses nach der Applikation
- Versickerungsneigung des Wirkstoffes
- Verdunstungsneigung des Wirkstoffes
- Applikationstechnik (z.B. Einarbeitung)
- Stabilität des Wirkstoffes nach der Applikation (Lichteinfluß)

Quantitative Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln gibt es sowohl für größere Flächen (bis hin zu kompletten Einzugsgebieten) als auch für Versuchspartellen mit künstlicher Beregnung. Allerdings sind bei der Übertragung der in den USA ermittelten Werte auf die Situation in Deutschland Vorbehalte hinsichtlich der Klimadaten (Häufigkeit von Starkregenerignissen) und der Bodenbearbeitungsvarianten zu berücksichtigen. Die in den USA entwickelten Simulationsmodelle zur Abschätzung des Eintrages von Chemikalien über Runoff in Oberflächengewässer (CREAM, GLEAMS, PRZM etc.) müßten mit mitteleuropäischen Daten geeicht und entsprechend adaptiert werden (ähnlich wie die Simulationsmodelle zum Versickerungsverhalten).

Nach Daten aus den 70er und 80er Jahren in den USA (LEONHARD 1990) kann bei zahlreichen Wirkstoffen in der Regel von einem Austrag von 2 - 5 % der in größeren Gebieten applizierten Menge ausgegangen werden (s. auch SQUILLACE & THURMANN 1992). Bei diesen Werten muß berücksichtigt werden, daß hier der Austrag aus größeren Gebieten berechnet wurde, die

lokale Belastung also durchaus höher sein kann. Dies spiegelt sich auch in Versuchen auf Experimentalflächen mit kontrollierter Beregnung wieder, die weitaus höhere Austragsraten zeigen. Im folgenden einige **Beispiele zu Austragsraten unter dem Einfluß wichtiger Faktoren:**

a) Wirkstoffeigenschaften (Koc, Wasserlöslichkeit):

HAIDER 1991: Künstliche Beregnung zu verschiedenen Zeitpunkten, Hanglänge 4,6 m, Neigung 11 %, sandiger Lehm, unbewachsene und mit Gerste bestandene Flächen. Die durchschnittlichen Austragswerte (Daten zu den einzelnen Varianten wurden nicht angegeben) betragen bei Dichlorprop-P 2%, bei Isoproturon 5% und bei Bifenox 18%.

HEIMANN-DETLEFSEN 1990: Künstliche Beregnung, Flächengröße 1,4 x 4,5 m, Neigung 10 %, unbewachsen. Von Metamitron wurden 6 %, von Ethofumesat 11,5 % und von Phenmedipham 15,3 % Gesamtaustrag bestimmt, wobei Austragswerte und die Verteilung auf die Wasser- bzw. Sedimentphase mit den Koc-Werten der Wirkstoffe korrelieren.

b) Regenintensität und Zeitpunkt:

WHITE et al. 1967: 6,5 % Hangneigung (Angabe der Hanglänge fehlt). Sandiger Lehm, Voraufbehandlung mit Atrazin. Drei Regenintensitäten, jeweils 1 h und 96 h nach Applikation:

	nach 1 h	nach 96 h
normaler Regen	4,3 %	2 %
Starkregen, 1x jährlich	12 %	5,3 %
Starkregen, 1x in 10 Jahren	17 %	7,3 %

c) Bodenart und Bodenbearbeitung:

BAKER et al. 1978: Drei Bodentypen, sechs Bearbeitungsvarianten, Versuchsflächen 3 x 10 m, 5 bzw 12 % Neigung; Maisbepflanzung. Für drei verschiedene Wirkstoffe betrug der Austrag für Fonofos 0,8 - 5,6 %, für Alachlor 2,7 - 13,8 % und bei Cyanazin 3,8 - 19,3 %.

d) Formulierungstyp:

WAUCHOPE 1987: 1,2 x 2,2 m Flächen, 1,3 % Hangneigung, Lehmboden, behandelt mit Atrazin in vier handelsüblichen Formulierungen. Der Austrag betrug 4 - 8 % bei EC- und SC-Formulierungen und 9 - 12 % bei WP- und WG-Formulierungen, wobei diese Unterschiede jedoch bei sehr starken Regenintensitäten nicht mehr auftreten (WAUCHOPE et al. 1990).

2.3. Austrag mit Hangzug-, Drän- und Grundwasser

Zu diesem Komplex liegen weitaus weniger Daten vor als zur Abschwemmung an der Oberfläche. Ergebnisse, die mit Nährstoffen ermittelt wurden, werden hier nicht berücksichtigt. Der Nährstoffgehalt des Bodenwassers hängt nicht nur von der ausgebrachten Düngermenge, sondern auch von der mikrobiellen Aktivität im Boden und von der Aufnahme durch die Wurzeln ab. Die Übertragbarkeit solcher Daten auf Pflanzenschutzmittel ist daher derzeit zweifelhaft.

SQUILLACE & THURMANN (1992) bilanzierten in ihrer Arbeit den Gesamtaustrag von Atrazin aus einem Gewässereinzugsgebiet von 17820 km². Der Gesamtaustrag von 1,5 - 5 % pro Jahr erfolgte nur zu 6 % mit Grund- und Dränwasser und zu 94 % mit dem Oberflächenabfluß. Dieses Verhältnis dürfte sich bei Substanzen mit einem geringeren Koc-Wert zum Grund- und Dränwasser verschieben, denn die Verlagerung aus den abschwemmungsgefährdeten obersten Bodenschichten in tiefere Zonen sollte einen leicht mobilen Wirkstoff schneller und stärker der Abschwemmung entziehen als einen wenig mobilen Wirkstoff, der an die Bodenteilchen adsorbiert (AUERSWALD & HAIDER 1992; zur Tiefenlagerung von Atrazin siehe auch SAUER et al. 1990).

MÜLLER-WEGENER et al. (1992) stellten im Einzugsgebiet des Halterner Stausees fest, daß der jährliche Gesamtaustrag der Wirkstoffe Atrazin, Terbuthylazin, Chlortoluron und Isoproturon etwa jeweils zur Hälfte auf Abschwemmung und Drän-/Hangzugwasser entfällt. Dabei sorgte die Abschwemmung typischerweise für kurzzeitige Belastungsspitzen (in den USA auch als "spring flush" bezeichnet), während der Eintrag aus dem Boden für eine relativ konstante Grundbelastung sorgt.

3. Verminderung des Stoffeintrages über Abschwemmung in Gewässer

3.1. Gewässerrandstreifen

3.1.1. Pflanzenschutzmittel

Die Filterwirkung von Schutzstreifen an Gewässern wurde in bezug auf Pflanzenschutzmittel bisher nur in geringem Umfang untersucht, wobei unbewachsene Streifen gar nicht berücksichtigt wurden. In einer Studie mit dem Wirkstoff Trifluralin konnte der Eintrag in Oberflächengewässer um ca. 90 % durch einen 24 m breiten Randstreifen zum Gewässer reduziert werden (ROHDE et al. 1980). Für 2,4 D wurde eine etwas geringere Filterwirkung bei einer Breite von 20 m bestimmt. Von einer Arbeitsgruppe der TU München ist die Filterwirkung einer 35 m breiten Wiese unterhalb eines Hopfengartens bezogen auf Kupfer, das als Fungizid eingesetzt worden war, über mehrere Jahre untersucht worden. Anhand der Cu-Konzentrationen im Boden konnte eine Filterwirkung von ca. 80 % bestimmt werden. Darüber hinaus wurde eine Auftrennung des Sedimentes beobachtet. Während die gröberen Sandteilchen auf den ersten 10 m des Streifens abgelagert waren, der Schluffanteil im Bereich zwischen 10 und 30 m dominierte, stieg der Ton-

Anteil erst jenseits der 30 m-Grenze (SCHAUDER & AUERSWALD 1992). Die Filterwirkung nahm im Laufe der Jahre ab.

Gute Erfahrungen mit 3-5 m breiten, gepflegten Gewässerrandstreifen wurden in einem Projekt in der Nähe von Münster gemacht ("Frischhofbach-Projekt"). Die Filterstreifen wurden auf einer Länge von ca. 60 km angelegt. Die vor Anlage der Filterstreifen in den festgestellten Mengen an Wirkstoffen von Pflanzenschutzmitteln im Bachwasser wurden anschließend nicht mehr gefunden. Da die Landwirte für diese Extensivierungsmaßnahme finanziell entschädigt wurden und das Einhalten des Mindestabstandes zu Gewässern bei der Anwendung überwacht wurde, ist ein Teil der Reduktion sicher auch auf einen verminderten Eintrag von Pflanzenschutzmitteln durch Abrift zurückzuführen (ANONYM 1991).

3.1.2. Nährstoffe und Bodenteilchen

Die Wirkung von Filterstreifen zur Vermeidung des Eintrages von abgeschwemmtem Boden und Nährstoffen wurde weitaus intensiver untersucht als die Wirkung im Hinblick auf Pflanzenschutzmittel (FABIS et al. 1993). Nitrate können als Modell für Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln mit niedrigem Koc-Wert betrachtet, während solche mit hohem Koc-Wert durch Phosphat repräsentiert werden, da dieses auch im wesentlichen an Tonteilchen adsorbiert verlagert wird. Im Hinblick auf die Kapazität des Filters muß aber bei der Übertragung der Ergebnisse auf Pflanzenschutzmittel berücksichtigt werden, daß diese in weitaus geringeren absoluten Mengen verlagert werden als Boden oder Nährstoffe.

DOYLE et al. (1977) konnten nachweisen, daß 4 m breite Filterstreifen 62 % des löslichen Phosphates zurückhielten, während die Werte für das an das Sediment adsorbierte Phosphat noch höher lagen. 83 % der abgeschwemmten Tonteilchen konnten in einer weiteren Studie durch einen 4,8 m breiten Schutzstreifen zurückgehalten werden. Über dem Filterstreifen befand sich allerdings nur ein Hang mit einer Breite von 6 m (NEIBLING & ALBERTS 1979). Das Verhältnis von Filterstreifen- zu Hanglänge ist insoweit von Bedeutung, als die Filterwirkung mit zunehmender Akkumulation des Sedimentes im Filterstreifen abnimmt (DILLAHA et al. 1988) und von einem kurzen Hang weniger abgeschwemmt wird als von einem längeren. Durch 4,6 m und 9,1 m breite Filterstreifen wurde der Sedimentaustrag um 81 bzw. 91 % reduziert (ebd.). Für die wasserlöslichen Anteile von Phosphat und Nitrat sowie das an die Tonteilchen adsorbierte Phosphat war die Filterwirkung erheblich schlechter. Ein Teil der zunächst zurückgehaltenen Nährstoffe wurde mit zeitlicher Verzögerung doch abgegeben. Bezüglich der verschiedenen Bodenteilchen wurde eine Konzentrierung der Tonfraktion im Ausfluß des Streifens beobachtet, da die größeren Teilchen zurückgehalten wurden. Die Filterwirkung war zudem um 95 % geringer, wenn das abgeschwemmte Material konzentriert in den Filterstreifen eintrat, wobei innerhalb von 2 Tagen 2 x 50 mm/h Niederschlag auf die 5,5 x 18,3 m großen Versuchsflächen ausgebracht wurde. Diese waren gegeneinander durch in die Erde eingelassene Bleche abgegrenzt. Das Gelände wies eine Steigung von 5 % auf mit einem zur Seite hin gerichteten Gefälle von 4 %, wobei die Konzentrierung des Abflusses an dem jeweils tiefer liegenden Blech erfolgte. Der Eintrag in den Filterstreifen erfolgte nur noch in einem neben dem niedriger liegenden Blech befindlichen Streifen von 1 m.

Diese Beobachtung ist insofern von Bedeutung, als in den Fällen, in denen der Ort des konzentrierten Eintrages bekannt oder vorhersehbar ist, dort besonders wirksame Filter installiert werden können. Dazu bedarf es allerdings noch genauerer Untersuchungen unter realistischen Bedingungen, wobei auch Filterbreiten von mehr als 10 m berücksichtigt werden müssen.

Zum Einfluß der Randstreifenvegetation auf das Rückhaltevermögen zeigten Vergleichsuntersuchungen an vier verschiedenen Pflanzengesellschaften am Beispiel von Stickstoff und Phosphor, daß Dauerweiden wegen der zerstörten Grasnarbe die geringste Filterwirkung aufwiesen. Wesentlich besser war die Effektivität von natürlichen, unbeweideten Wiesen, Moorwiesen und Erlenwald (KNAUER & MANDER 1989). Dabei setzte eine deutliche Wirkung auf Nitrat schon in den ersten Metern des Randstreifens ein, während Phosphat erst ab 10 - 15 m deutlich zurückgehalten wird (STEINMANN 1991). Aus den Untersuchungen wird jedoch klar, daß ein Randstreifen an der Bodenoberfläche einen dichten Bewuchs (z.B. eine Grasnarbe) aufweisen muß, um eine ausreichende Filterwirkung zu besitzen.

3.2. Bodenbearbeitung

Die Bodenbearbeitung hat einen bedeutenden Einfluß auf die Menge an abgeschwemmten Pflanzenschutzmitteln. Auf die umfangreiche Literatur zur Effektivität derartiger Maßnahmen im Hinblick auf die Verminderung der Erosion und der Menge an abgeschwemmten Nährstoffen soll hier aus Platzgründen nicht eingegangen werden. Bei der Übertragung von Ergebnissen aus dem Bereich der Erosionsminderung auf Pflanzenschutzmittel ist im übrigen zu berücksichtigen, daß Wirkstoffe mit einem hohen Koc-Wert an Tonteilchen adsorbiert verlagert werden, so daß Angaben für die gesamte Bodenmatrix im Hinblick auf Pflanzenschutzmittel wenig aussagekräftig sind (AUERSWALD & HAIDER 1992).

In einer Untersuchung mit Mitteln, die die Wirkstoffe Alachlor, Carbofuran und Terbufos einzeln enthielten, erwies sich der Verzicht auf eine Bodenbearbeitung ("no-tillage") im Vergleich zur konventionellen Art der Bodenbearbeitung ("conventional") insbesondere bezüglich der Reduktion der Sedimentfracht als sehr effektiv. Aber auch für das weitgehend in der Wasserphase verlagerte Alachlor wurde noch eine Reduktion von über 80 % beobachtet, sofern es sich bei der Vorfrucht um Sojabohnen handelte. Waren allerdings nur die Reste der Vorfrucht Mais auf dem Feld vorhanden, konnte kein Einfluss der Bodenbearbeitung beobachtet werden. Eine sparsame Bodenbearbeitung in der Saatreihe ("strip-till") nach vorheriger Abtötung des als Zwischenfrucht angebauten Weizens mit einem Herbizid erwies sich im Vergleich zu einem vollständigen Verzicht auf die Bodenbearbeitung als effektiver (FELSOT et al. 1990). In einer weiteren Studie zur Abschwemmung des zur Abtötung einer Zwischenfrucht eingesetzten Wirkstoffes Glyphosat ("Round-up") wurden 0,1 - 1,8 % der eingesetzten Wirkstoffmenge in der Wasserphase abgeschwemmt. Der Versuch wurde auf 0,2 - 3 ha großen Schlägen ohne Bodenbearbeitung über 3 Jahre unter natürlichen Witterungsbedingungen durchgeführt (EDWARDS et al. 1980). Die

Menge an abgeschwemmtem im Vor- und Nachauflauf ausgebrachten Cyanazin konnte um über 90 % reduziert werden, wenn der Mais in eine mit Paraquat abgetötete Zwischenfrucht ohne Bodenbearbeitung eingesät worden war (HALL et al. 1984). Während an Bodenteilchen adsorbierte Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln durch Mulch- bzw. Direktsaat gut vor Abschwemmung geschützt werden können, erfolgt die Verminderung der Fracht von in Wasser gelöst verlagerten Wirkstoffen nur über die Reduktion der gesamten abgeschwemmten Wassermenge. Ein Verzicht auf die Bodenbearbeitung ist bei solchen Wirkstoffen weniger wirksam (WAGENET 1987).

Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Versickerungsneigung von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen wurde ebenfalls untersucht. Während Atrazin nach 168 Tagen lediglich in eine Tiefe von 15 cm verlagert worden war, wurde Metolachlor noch in 1 m Tiefe gefunden. Unterschiede zwischen den Varianten mit konventioneller und ohne Bodenbearbeitung waren minimal (SAUER et al. 1990). An anderer Stelle wird aber darauf hingewiesen, daß Wirkstoffe mit einem sehr niedrigen Koc-Wert bei einem Verzicht auf Bodenbearbeitung im Vergleich zur konventionellen Technik in größeren Mengen versickern (LOGAN 1993). Hierfür wird die durch größere Regenwurmpopulationen verursachte Erhöhung der Makroporendichte verantwortlich gemacht (WAGENET 1987).

Ein weiterer Aspekt ist der bei reduzierter Bodenbearbeitung möglicherweise notwendige Mehraufwand an Herbiziden im Vergleich zur konventionellen Technik. Über die Wurzel wirkende Präparate müssen mit höheren Aufwandmengen ausgebracht werden, wobei die die Unkrautdichte reduzierende Wirkung der Mulchschicht bisher nicht untersucht wurde (WAGENET 1987; WAUCHOPE 1987). Andere Autoren berichten von gleichen Aufwandmengen wie bei konventioneller Bodenbearbeitung (GARBE & HEIMBACH 1992; KÖLLER 1993).

Literatur

- ANONYM (1991): Minimierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträgen in Grund- und Oberflächenwasser. Kooperation Land- und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet des Frischhobaches (Hrsg.). Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Münster.
- AUERSWALD, K. & J. HAIDER (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung* **33**: 222-229.
- BAKER, J.L.; J.M. LAFLEN & H.P. JOHNSON (1978): Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides, a rainfall simulation study. *Trans. American Society of Agricultural Engineers* **21 (5)**: 886-892.
- BOCK, A. (1992): Differenzierte Landnutzung aus wasserwirtschaftlicher Sicht - Konzeption und Planungen. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **33**: 216-221.
- DIEZ, T. (1990): Erosionsschäden vermeiden. AID-Broschüre 1108, 32 S.
- DILLAHA, T.A.; J.H. SHERRARD; D. LEE; V. MOSTAGHIMI & V.O. SHANHOLTZ (1988): Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *Journal WPCF* **60 (7)**: 1231-1238.

- DOYLE, R.C. & G.C. STANTON (1977): Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff. ASAE-Paper No.77-2501, St. Joseph, Michigan.
- EDWARDS, W.M.; G.B. TRIPLETT & R.M. KRAMER (1980): A watershed study of glyphosate transport in runoff. *J. Environ. Qual.* **9**: 661-664.
- FABIS, J.; M. BACH & H.G. FREDE (1993): Einfluss der Uferstreifen auf den Stoffeintrag in Gewässer und die Wirkung von Nutzungsänderungen auf die Gewässergüte. Gutachten f. d. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau. Gießen.
- FELSOT, A.S.; J.K. MITCHELL & A.L. KENIMER (1990): Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *J. Environ. Qual.* **19**: 539-545.
- GARBE, V. & U. HEIMBACH, (1992): Mulchsaat zu Zuckerrüben. *Zuckerrübe* **41** (4): 1-4.
- HAIDER, J. (1991): Pestizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* **66**: 951-954.
- HALL, J.K.; N.L. HARTWIG & L.D. HOFFMANN (1984): Cyanazine losses in runoff from No-Tillage corn in "living" and dead mulches vs. unmulched, conventional tillage. *J. Environ. Qual.* **13**: 105-110.
- HEIMANN-DETLEFSEN, D. (1990): Abschwemmung von Herbiziden aus Zuckerrübenflächen. Jahresbericht 1990 der Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem, 100-101.
- KNAUER, N. & Ü. MANDER (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **30**: 365-376.
- KÖLLER, K. (1993): Erfolgreicher Ackerbau ohne Pflug. DLG-Verlag Frankfurt/M.
- LOGAN, T.J. (1993): Agricultural best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **46**: 223-231.
- LEOHNHARD, R.A. (1990): Movement of Pesticides into Surface Waters. In: Cheng, H.H.: Pesticides in the Soil environment: Processes, Impacts and Modeling. Hrsg. Soil Science Society of America, Madison (USA).
- MÜLLER-WEGENER, U.; W. KLEINE, & B. KASCHANIAN (1992): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberflächengewässer. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem* **283**, 118.
- NEIBLING, W.H. & E.E. ALBERTS (1979): Composition and yield of soil particles transported through sod strips. *Am. Soc. Agric. Eng., Paper No. 79-2065*, St. Joseph, Michigan.
- NEILSEN, G.H.; J.L. CULLEY & O.R. CAMERON (1980): Nonpoint Runoff from Agricultural Watersheds. *J. Great Lakes Research* **3**: 195-202.
- RENGER, M.; G. WESSOLEK; B. KASCHANIAN; F. SWARTJES; R. KÖNIG & R. PLATH-DREETZ (1989): Zwischenbericht zum Projekt " Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung". Interner Bericht des Instituts für Ökologie- FG Bodenkunde der TU Berlin, 60 S.
- ROHDE, W.A.; L.E. ASMUSSEN; E.W. HAUSER; R.D. WAUCHOPE & H. ALLISON (1980): Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* **9** (1): 37-42.

- SAUER, T.J.; K.J. FERMANICH & T.C. DANIEL (1990): Comparison of the pesticide root zone model simulated and measured pesticide mobility under two tillage systems. *J. Environ. Qual.* **19**: 727-734.
- SCHAUDER, H. & K. AUERSWALD. (1992): Long-term efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **155**: 489-492.
- SCHWERTMANN, U.; W. VOGL & M. KAINZ (1987): *Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrages und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- STEINMANN, F. (1991): *Die Bedeutung von Gewässerrandstreifen als Kompensationszonen im Grenzbereich zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und Gewässern für die Immobilisierung der löslichen Fraktionen von Stickstoff und Phosphor aus der gesättigten Phase. Aufgezeigt an einem niedermoorartigen Gewässerrandstreifen im Hügelland Ostholsteins*. Dissertation an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- SQUILLACE, P.J. & E.M. THURMANN (1992): Herbicide Transport in Rivers: Importance of Hydrology and Geochemistry in Nonpoint-Source Contamination. *Environ. Sci. Technol.* **26** (3): 538-545.
- WAGNET, R.J. (1987): Processes influencing pesticide loss with water under conservation tillage. in: *Effects of conservation tillage on groundwater quality*. Hrsg.: LOGAN, T.J.; DAVIDSON, J.M.; BAKER, J.L.; OVERCASH, M.R. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- WAUCHOPE, R.D. (1987): Tilted-bed simulation of erosion and chemical runoff from agricultural fields: II. Effects of formulation on atrazine runoff. *J. Environ. Qual.* **16** (3): 212-216.
- WAUCHOPE, R.D.; R.G. WILLIAMS, & L.R. MARTI (1990): Runoff of Sulfuron-Methyl from Small Plots: Effects of Formulation and Grass Cover. *J. Environ. Qual.* **19**: 119-125.
- WHITE, A.W., A.P. BARNETT; B.G. WRIGHT & J.H. HOLLADAY (1967): Atrazine losses from fallow land caused by runoff and erosion. *Environ. Sci. Technol.* **1** (9): 740-744.

Mohr, Hans-Dieter¹⁾ und Vogt, Heidemarie²⁾

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,

¹⁾ Institut für Pflanzenschutz im Weinbau, Brüningstr. 84, 54470 Bernkastel-Kues

²⁾ Institut für Pflanzenschutz im Obstbau, Schwabenheimer Str. 101, 69216 Dossenheim

Bodenpflege in Sonderkulturen

Zusammenfassung

Im deutschen Obstbau und Weinbau sind verschiedene Begrünungstypen ein wichtiger Bestandteil des Anbausystems. Die meisten Erwerbsapfelanlagen sind in den Fahrgassen begrünt, nur auf den Baumstreifen werden noch, ergänzend zu mechanischen Maßnahmen, Herbizide eingesetzt. Im Weinbau ist die Begrünung weniger weit verbreitet, gewinnt jedoch an Bedeutung. Mechanische Unkrautbekämpfung auf dem Baumstreifen bzw. in der Rebzeile sind auf dem Vormarsch. Schwierigkeiten bereitet die Begrünung noch in Trockengebieten und in den Steillagen des Weinbaus. Vorteile der Dauer- und Kurzzeitbegrünung sind reduzierter Herbizideinsatz, Erosionsschutz, Nahrungsquellen für Mikroorganismen, Verbesserung der Bodenstruktur, Verhinderung der Auswaschung von Nährstoffen. Blühende Begrünung in Obst- und Rebanlagen ist von großem Wert für die Förderung von Nützlingen und indifferenten Arten.

Die Begrünung: Ziele, Vor- und Nachteile

Im Gegensatz zum Ackerbau, wo Ungräser und Unkräuter meist stören, sind Begrünungspflanzen in den Sonderkulturen Obstbau und Weinbau ein wichtiger Teil des Anbausystems. Es gibt zahlreiche Varianten von Dauer- und Kurzzeitbegrünungen. Sie haben vor allem den Schutz des Bodens und die Erhaltung bzw. Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit zum Ziel. Im Einzelnen bieten sie folgende Vorteile:

- Reduzierter Herbizideinsatz.
- Erosionsschutz (wichtig vor allem in Steillagen und bei Lößböden).
- Bessere Befahrbarkeit.
- Die Wurzeln der Begrünungspflanzen sind Nahrungsquellen für Mikroorganismen und Bodentiere. Die mikrobielle Aktivität wird erheblich gesteigert, wodurch z.B. Pflanzenschutzmittel beschleunigt abgebaut werden können. Die VA-Mykorrhiza, die ein wichtiger Partner von Obstbäumen und Reben ist und als Antistressfaktor wirkt, wird gefördert.

- Insbesondere tiefwurzelnde Begrünungspflanzen entziehen vernäbten Böden Wasser und reduzieren dadurch die Gefahr von Verdichtungschlorosen. Sie verbessern langfristig die Bodenstruktur.
- Die Auswaschung von Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, wird gebremst. Dadurch werden Ressourcen geschont und die Umweltbelastung reduziert. Die Nährstofflieferung an die Pflanze erfolgt gleichmäßiger. Das reduziert z.B. im Weinbau die Stielähme und verbessert im Obstbau die Fruchtqualität. Im Weinbau bringt der etwas schwächere Wuchs eine lichtere Laubwand und eine geringere Infektionsgefahr für die Trauben. Das Holz reift besser aus und ist frosthärter.
- Eine blühende Begrünung bietet Nahrung für Nützlinge und indifferente Arten.

Wesentlichster Nachteil der Begrünung ist die Wasserkonkurrenz zur Sonderkultur. Sie wird insbesondere in Gebieten mit weniger als 600 mm Jahresniederschlag zum Problem. Eine gewisse Ertragsreduktion als Folge der Begrünung kann heute im Weinbau toleriert werden, solange die Qualität des Erntegutes befriedigt. Gelegentlich werden Wühlmäuse in dauerbegrünter Anlagen lästig.



Abb.: In Sonderkulturen - hier Weinbau - ist die Begrünung ein wichtiger Bestandteil des Anbausystems

negative Erscheinungen wie Erosion, Verschlammung oder Bodenverdichtung stärker in Erscheinung treten und werden durch den nicht standortgerechten Anbau von Kulturpflanzen verstärkt. Dies wiederum beeinträchtigt das Wachstum der Pflanzen. So bewirkt die Bodenverdichtung eine Verringerung des Porenvolumens, die das Wurzelwachstum vermindert. Auf humusreichen Böden kann dies beispielsweise zu Mindererträgen von bis zu 10 % und auf humusarmen Böden von bis zu 35 % führen (SCHRÖDER 1986). Außerdem haben Bodenverdichtungen gravierende Auswirkungen auf die Bodenfauna und damit den Abbau organischer Substanz sowie die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens.

In konventionellen Bodenbearbeitungssystemen wird die Beseitigung von Bodenverdichtungen dadurch kompliziert, daß in der Regel die Phase der Regeneration des Bodens zu kurz ist: bevor sich insbesondere biogene Lockerungsmaßnahmen positiv auswirken können, erfolgt bereits eine erneute Bearbeitung des Bodens und damit eine Störung dieses Prozesses. Eine dauerhafte Beseitigung von Verdichtungen kann durch mechanische Auflockerungen allein normalerweise nicht erreicht werden; dazu bedarf es der natürlichen Kräfte der Selbstauflockerung, wie Gefrieren/Tauen, Quellen/Schrumpfen, Wurzelwachstum und Tätigkeit von Bodentieren.

Auswirkungen auf Nutzorganismen

Intensive Bodenbearbeitung kann Erosionsvorgänge durch Wind oder Wasser deutlich verstärken. Eine starke Bedeutung kommt dabei gerade der schleichenden, kontinuierlich stattfindenden Erosion zu (BUCHMANN 1986). Erosionsvorgänge werden gefördert durch die Freilegung der Bodenoberfläche, d.h. durch die Entfernung der Pflanzendecke und die starke Lockerung des Bodens. Dies bewirkt eine raschere Erwärmung und Austrocknung durch Sonne und Wind. Als Folge von Austrocknung und Erwärmung ziehen sich die Bodenorganismen in tiefere (kühlere und feuchtere) Bodenschichten zurück oder sterben ab. Ist der Ackerboden darüber hinaus noch verdichtet, so daß die Poren, z.B. Gänge von Regenwürmern, weitgehend geschlossen sind, so können stärkere Niederschläge nicht nur nicht vom Boden aufgenommen werden, sondern spülen schon auf leicht hängigem Gelände die obersten Bodenschichten ab. Ein regenwurmreicher Ackerboden vermag doppelt so viel Wasser bei starken Niederschlägen aufzunehmen wie ein fast regenwurmfreier Ackerboden gleichen Typs (BAUCHHENS 1983).

Die Zunahme von Problemen in der Landwirtschaft durch Bodenverdichtung und Erosion hat in den letzten Jahren zur verstärkten Suche nach Abhilfe geführt. Dabei wird eine Lösung vor allem in der Anwendung solcher Bodenbearbeitungsverfahren gesehen, durch die der Boden in seiner natürlichen Struktur möglichst wenig verändert wird, die aber dem Landwirt die Gewähr dafür bieten, wenigstens durchschnittliche Erträge zu erwirtschaften. Als Alternativen zu Bearbeitungssystemen mit dem Pflug sind hier reduzierte Bodenbearbeitungsverfahren zu sehen, bei denen das Grubbern oder Fräsen im Mittelpunkt steht, oder das Saatgut direkt in den Boden abgelegt wird.

Technische Aspekte

Vor der Einsaat ist der Boden zu lockern und gegebenenfalls mit organischer Substanz anzureichern, nach der Einsaat sollte er unbedingt geschont werden. Schädlich ist besonders der hohe Druck schwerer Weinbergsmaschinen. Die Verwendung von Raupen oder von Reifen mit großer Auflagefläche verringert diesen negativen Effekt. Tiefes Mulchen fördert einseitig die Gräser. Gelegentliches Walzen statt Mulchen schont die Insektenfauna. Eine Dauerbegrünung sollte sich möglichst über viele Jahre ungestört entwickeln können, damit sich eine standort-typische Flora einstellen kann. Notfalls kann nach einigen Jahren umgebrochen und neu eingesät werden. Dabei ist eine tiefe, insbesondere wendende Bodenbearbeitung zu vermeiden, da sie das Bodenprofil stört, den Humusabbau mobilisiert und neue Verdichtungen begünstigt.

Gegenwärtige Begrünungspraxis im deutschen Obstbau und Weinbau

Im Obstbau ist gegenwärtig der größte Teil Erwerbsapfelanlagen ganzjährig und in jeder Fahr-gasse begrünt. In Gegenden mit leichten Böden und geringen Niederschlägen wird jede zweite Fahrgasse begrünt. Nur an wenigen Standorten ist keine Begrünung möglich. Da viele Betriebe jedoch die Installation von Beregnungsanlagen (Überkronen- und Tröpfchenberegnung) anstreben, werden die Anlagen ohne Dauerbegrünung weiter abnehmen. Für Flächen mit Steinobst läßt sich keine allgemeingültige Aussage treffen. Während z.B. Kirschen auf leichten Sandböden meist offengehalten werden, findet man in Pflaumenanlagen überwiegend eine Begrünung vor.

Im Weinbau ist ca. ein Drittel der Fläche begrünt. Dabei gibt es allerdings regionale und saisonale Unterschiede. So macht in bestimmten Weinbaugebieten die Begrünung im Winter 80 %, im Sommer dagegen wegen der befürchteten Wasserkonkurrenz nur 30 % aus. In Steillagen sind die Böden, hauptsächlich wegen technischer Schwierigkeiten bei der Pflege der Begrünung, noch weitgehend offen. In Junganlagen wird die Begrünung meist nicht vor dem vierten Standjahr eingesät. Eine Alternative zur Begrünung ist die Abdeckung mit Stroh oder Rindenmulch. Diese Materialien sind wegen spezieller Probleme (Brandgefahr, Begünstigung von Rebschädlingen) jedoch nicht überall einsetzbar.

Bei der Pflege des Baum- bzw. Stockstreifens gibt es im Obst- und Weinbau gleichartige Probleme, allerdings ist im Obstbau wegen der überwiegend flachwurzelnden Unterlagen die Wasser- und Nährstoffkonkurrenz durch den Unterbewuchs besonders kritisch zu werten. In begrünter Anlagen wurden bisher überwiegend Herbizide eingesetzt, um den Boden in der Pflanzeile offenzuhalten. Zur Zeit werden alle Möglichkeiten genutzt (Herbizide, Abdeckung mit Rindenmulch, mechanische Verfahren), wobei der Trend zur überwiegend mechanischen Bearbeitung geht. Da letztere aber zu Verletzungen an Obstbäumen führen kann, ist im Stammbereich ein Herbizideinsatz vorzuziehen. Die Richtlinien zur integrierten Produktion (IP) im Kernobstbau erlauben auf dem Baumstreifen die Anwendung von Herbiziden nur unterstützend zu mechanischen Maßnahmen. In der IP dürfen Basta, Durano, Glyphosat-Präparate (z.B. Roundup), Fusilade sowie Diuron- und MCPA-Präparate eingesetzt werden, letztere vorzugsweise zur gezielten Behandlung von Problemunkräutern wie Winden und

Disteln. Durch schmale Baumstreifen, niedrige Aufwandmengen und wenige Behandlungen pro Jahr ist der Herbizideinsatz jedoch auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken. Kontaktmittel (Blattherbizide) sind Bodenherbiziden vorzuziehen. In der ersten Hälfte der Vegetationsperiode wird ein Freihalten, im Spätsommer dagegen ein Wiederbegrünen empfohlen, das die Fruchtausreife fördert und Nährstoffe, insbesondere Stickstoff, im Boden bindet. Im Winter wird der Baumstreifen meist offengehalten, um dem Auftreten von Wühl- und Feldmäusen entgegenzuwirken. Die ganzjährige Begrünung des Baum- bzw. Stockstreifens befindet sich erst im Versuchsstadium. Im Weinbau sehen die Richtlinien zum "kontrolliert umweltschonenden Weinbau" generell keinen Herbizideinsatz mehr vor. Ausnahmeregelungen sind auf schwierigen Standorten (Steillagen, Terrassen) möglich, wobei nur Blattherbizide (z.B. Basta, Roundup) eingesetzt werden dürfen.

Blühende Begrünungsflora in Obst- und Rebanlagen ?

Versuche mit Blütenpflanzen in und am Rand von Obstanlagen zeigten, daß Syrphiden, Coccinelliden sowie räuberische und parasitische Hymenopteren in unterschiedlichem Maße gefördert, die Mehligke Apfelblattmaus signifikant reduziert wurde. Im Weinbau steigert extensives bzw. alternierendes Mulchen (jede zweite Gasse), das ständig blühende Pflanzen im Bestand garantiert, die Artenvielfalt der Begrünungspflanzen und der Nützlings- und Indifferentenfauna. Beispielsweise wird die Schlupfwespe *Trichogramma*, die u.a. Eier des Traubenwicklers parasitiert, gefördert. Eine artenreich, blühende Begleitflora in Obst- und Rebanlagen erscheint aus dieser Sicht sinnvoll, stößt aber auf Hindernisse. so kann im Obstbau gegenwärtig nicht völlig auf chemische Insektizide verzichtet werden, auch wenn bereits einige andere, selektive Bekämpfungsmöglichkeiten gegen Hauptschaderreger zur Verfügung stehen. Unter den selektiven Möglichkeiten sind es vor allem das Granulosevirus gegen den Apfelwickler und die Verwirrungsmethode gegen Apfel- und Schalenwickler, die sich in zahlreichen Versuchen bewährt hat und in Nachbarländern bereits als praxisreif gilt. Wichtigste Schädlinge im Weinbau sind die beiden Traubenwicklerarten. Der Einbindige Traubenwickler kann seit einigen Jahren durch den Einsatz von Pheromonen (Verwirrungsmethode) bekämpft werden, während dieses Verfahren für den Bekreuzten Traubenwickler noch in der Entwicklung ist. Bei richtiger Terminierung und warmer Witterung kann mit neueren *Bacillus thuringiensis*-Präparaten ebenfalls ein guter Erfolg erzielt werden.

Schlußbetrachtung

Im deutschen Obstbau und Weinbau bieten die verschiedenen Begrünungstypen gegenüber dem unbedeckten Boden erhebliche Vorteile und sind ein wichtiger Bestandteil des Anbausystems. Die meisten Erwerbsapfelanlagen sind in den Fahrgassen begrünt, nur auf den Baumstreifen werden noch, ergänzend zu mechanischen Maßnahmen, Herbizide eingesetzt. Im Weinbau ist die Begrünung weniger weit verbreitet, gewinnt jedoch durch den Trend zu umweltschonender Bewirtschaftung und Extensivierung an Bedeutung. Der Einsatz von Herbiziden ist vor allem im Weinbau rückläufig und beschränkt sich auf wenige Blattherbizide. Mechanische Verfahren zur Unkrautbekämpfung auf dem Baumstreifen bzw. in der Rebzeile sind auf dem Vormarsch. Besondere Schwierigkeiten bereitet die Begrünung noch in Trocken-

gebieten und in den Steillagen des Weinbaus. Darüberhinaus bietet der Einsatz von Herbiziden in der Baum- bzw. Rebzeile Vorteile, auf die bislang nicht verzichtet werden kann. Eine blühende Begrünung in Obst- und Rebanlagen ist von großem Wert für die Förderung von Nützlingen und indifferenten Arten. Große Populationen sind aber nur zu halten, wenn auf den Einsatz chemischer Insektizide verzichtet werden kann. In welchem Maße dies künftig möglich sein wird, hängt von der Nutzung von Prognoseverfahren, der Beachtung wirtschaftlicher Schadensschwelen und der Verfügbarkeit alternativer Bekämpfungsverfahren ab.

Literatur

- GUT, D. (1993): Unkrautbekämpfung und Bodenpflege bei Kernobst. Schweiz. Z. Obst- u. Weinbau **129**: 177-183.
- MANTINGER, H. & H. GASSER (1993): Weitere Erfahrungen mit unterschiedlichen Baumstreifenbehandlungen in Obstjunganlagen. Erwerbsobstbau **35**: 188-193.
- RÜGER, H. (1992): Einsparung von Herbiziden im Obstbau. Alternativen gegen Unkrautwuchs auf Baumstreifen. Gartenbaumagazin **1**: 54-58.
- WEIBEL, F. & A. HUSISTEIN (1991): Bodenbearbeitung ist auch in Obstanlagen eine sinnvolle Alternative zur Herbizidanwendung. Obstbau **16**: 77-80.
- MAUL, D. (1992): Umweltbewußte Unterstockbodenpflege im Weinbau. Ökologie und Landbau **83**: 44-46.
- KLIK, A. & W. WUNDERER (1992): Bodenpflegesystem und Erosion. Mitt. Klosterneuburg **42**: 213-215.
- JÖRGER, V. & F. WASSMER (1992): Pilotprojekt Umweltschonender Weinbau. Ergebnisse im Jahr 1991. Der Deutsche Weinbau **47**: 181-186, 234-236.
- KOEPFER, P. (1991): Die Begrünung im ökologischen Weinbau. Ökologie und Landbau **78**: 41-44.
- PERL, Ch. (1990): Fernanlockung von Blattlausprädatoren durch Einsaat ausgewählter Blütenpflanzen und deren Auswirkung auf die Blattlauspopulationen von *Dysaphis plantaginae* Pass. und *Aphis pomi* Deg. in einer Apfelanlage. Diplomarbeit, Technische Hochschule Darmstadt, 1990.
- RIEGE, M. (1990): Anlockung von Syrphiden mit Hilfe von Blütenpflanzen sowie Auswirkungen von *Phacelia tanacetifolia* auf die Blattlauspopulation am Apfel. Diplomarbeit, Technische Hochschule Darmstadt, 1990.
- JÖRGER, V. (1990): Die Auswirkungen der Weinbergsbewirtschaftungsmaßnahmen auf das Ökosystem Weinberg aus der Sicht des Bodenlebens. Teil 1. Grundlagen der Untersuchungen und Auswirkungen der Herbizide. Vitic. Enol. Sci. **45**: 146-155.
- REMUND, U.; D. GUT & E.F. BOLLER (1992): Beziehungen zwischen Begleitflora und Arthropodenfauna in Ostschweizer Rebbergen. Einfluß der botanischen Vielfalt auf ökologische Gleichgewichte. Schweiz. Z. Obst- u. Weinbau **128**: 527-540.

Uwe Meier

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Fachgruppe Biologische Mittelpfprüfung, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Extensivierung im öffentlichen Grün

Zusammenfassung

Die Extensivierung von öffentlichen Grünflächen zeichnet sich dadurch aus, daß sich ökologische Forderungen mit den ökonomischen Notwendigkeiten sinnvoll ergänzen. Mit einer gezielten Zuweisung wurden und werden in der Freiraumplanung der Kommunen frühzeitig Weichen für die Flächengröße, die typische Nutzung und die Belastung des "öffentlichen Grüns" gestellt.

Unter entsprechenden Bedingungen erfolgt durch Pflegeextensivierung auch auf kleinen Flächen eine deutliche Zunahme der botanischen und zoologischen Artenvielfalt. Je nach Nutzungsintensität und Standortbedingungen sollten möglichst Magerrasen oder Heiden bevorzugt werden. Bei der Anlage von Gehölzgruppen ist auf eine standardorientierte Artenauswahl und das richtige Pflanzsystem (z.B. Mulch- oder Dichtpflanzungen) zu achten. Beetanlagen werden unter bodenökologischen Aspekten negativ bewertet.

1. Einleitung

In der Industriegesellschaft der Bundesrepublik Deutschland ist die Stadt der überwiegende Lebens- und Aufenthaltsraum des Menschen. Die von Menschen direkt oder indirekt verursachten Belastungen, wie z.B. Immissionen, Müll und Lärm können auch die Ursache für psychische und soziale Konflikte sein.

Den Frei- und Grünflächen wird eine zunehmend wichtige Funktion zur Reduzierung der Belastungsfaktoren beigemessen. Untersuchungen belegen, daß sie wesentlich dazu beitragen, die Schadstoffbindung und die Lärmbelästigung zu beeinflussen sowie auf das psychische Wohlbefinden der Bevölkerung einzuwirken.

Für die Schaffung von Lebensraum für standorttypische Pflanzen und Tiere ist die Gliederung und Gestaltung des städtischen Raumes ebenfalls von wesentlicher Bedeutung. Als biologische Monitorflächen sind die Flora und Fauna außerdem für die Überwachung der städtischen Umweltbedingungen nutzbar (SUKOPP & KUNICK 1976). Die Frage, ob das Stadtgrün als Element des Naturhaushaltes und als Lebensgrundlage nach den Maßstäben der Landespflege leistungsfähig sein kann, ist umstritten. Auf Seiten mancher Stadtgärtner wird beim Stadtgrün nur noch von einem "abiotischen Ökosystem" gesprochen (RICHTER 1981). Biologen

betonen dagegen die grundsätzliche Übereinstimmung in Struktur und Funktion zwischen urbanen und natürlichen Ökosystemen (KLAUSNITZER 1987).

Die Extensivierung von öffentlichen Grünflächen wird seit Jahren diskutiert. In dieser Diskussion wird versucht, die ökologischen und ökonomischen Argumentationsebenen gegeneinander zu wichten und die Wege zu den Zielen einander anzunähern. Dieses kann jedoch nur gelingen, wenn auch die Ziele einer ökologisch und sozial orientierten Stadtentwicklung mit in die Entscheidungsprozesse einfließen. Eine ganzheitliche Betrachtungsweise ist daher unabdingbar.

2. Soziale, ökologische und ökonomische Stadtentwicklung

Weitgehend unbestritten ist heute die Auffassung von SIEBEL (1992), daß ökologische und soziale Ziele miteinander zusammenhängen.

Ein wichtiges ökologisches Ziel ist es, bei der Stadtentwicklung Ressourcenverbrauch und Umweltbelastung zu minimieren. Ein wesentliches soziales Ziel ist es, allen Bewohnern und Bewohnerinnen einer Stadt gleichwertige, nach ihren spezifischen Bedürfnissen differenzierte Lebenschancen zu eröffnen.

Die Ziele ergänzen sich sinnvoll unter folgenden Perspektiven:

Die psychischen Auswirkungen auf den Menschen, verursacht durch grüne Freiräume, sind lange Zeit unbeachtet geblieben. Nach jüngeren Untersuchungen ist wohnungsnahes Grün für die Sozialisation von Kindern äußerst wichtig (JAEDICKE 1979; SPITTHÖVER 1992). Grün in der Stadt fördert die Kreativität, Phantasie und sozialen Kontakte (BOCHNING 1992). Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang auch das Wohlbefinden der Menschen durch Identifikation mit ihrer Wohnumgebung.

Die Ziele konkurrieren miteinander unter folgenden Perspektiven:

Die Wohnungsnot vieler Menschen sind auf kommunaler Ebene z.T. nur durch Baulandzuweisung zu lindern, dies aber kann Konkurrenzen zu den ökologischen Zielen (Reduzierung des Flächenverbrauchs) erzeugen. Dieser Konflikt zwischen sozialer Notwendigkeit und Gerechtigkeit und ökologischen Zielen wird durch Zuwanderung noch verstärkt werden.

Die ökonomische Bedeutung der Freiräume hängt eng mit der Begrünung der innenstadtnahen Wohngebiete zusammen. Da Freiräume zur Definition von Standorten beitragen, trägt die Herausstellung der Freiraumqualitäten einer Stadt deutlich zur Wertsteigerung von Grund und Boden sowie von Gebäuden und deren Nutzung bei. Dieser Sachverhalt ist auf den Immobilienseiten der Tageszeitungen regelmäßig nachvollziehbar, wenn damit geworben wird, daß die Wohnungen in grüner Umgebung liegen. Das heißt: Grundeigentümer nutzen die Qualität der von der öffentlichen Hand angelegten und gepflegten Freiräume, um entsprechend hohe Preise zu erzielen.

Die Stadtplanung faßt die engen Beziehungen der sozialen, ökologischen und ökonomischen Funktionen des öffentlichen Grüns unter dem Begriff "sanitäres Grün" zusammen (Abb. 1) (NOHL 1984).

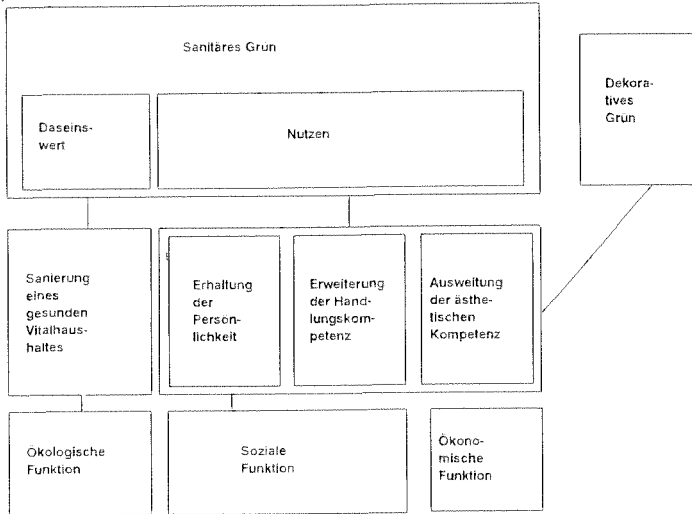


Abb. 1: Funktionen der Freiräume in Städten (oben: nach WAGNER 1915, mit: NOHL 1983/84, unten: der vereinfachte und um die ökonomische Funktion ergänzte Vorschlag).

3. Ökologie in der Stadt

3.1 Klima

Die wesentlichen Ursachen für die Ausbildung eines charakteristischen Klimas in städtischen Räumen sind in den tiefgreifenden Veränderungen des örtlichen Wärmehaushalts zu suchen. BLUME et al. (1978) stellten einige Klimaparameter zusammen, die durch eine starke städtische Bebauung gegenüber dem Umland verändert werden können. Vergleichende Untersuchungen hinsichtlich der Veränderung der Biosphäre in Stadt, Dorf und Umland führte SCHULTE (1988) durch.

Die klimatischen und lufthygienischen Verhältnisse von Wohnstandorten müssen nach ihrer Bebauungsdichte beurteilt werden, aber auch danach, ob eine ausreichende Belüftung aus kühleren, nach Möglichkeit immissionsfreien Ausgleichsräumen möglich ist. Unter anderem auch nach diesen Zielsetzungen ist der Emscher Landschaftspark im Duisburger Norden realisiert worden (BLASE 1992; MINISTERIUM für Stadtentwicklung und Verkehr 1992, REISS-SCHMIDT 1992;). Neue Konzepte für einen Grüngürtel um die Stadt Frankfurt (M.), u.a. auch zur Sicherung der Frischluftzufuhr, werden von LIESER et al. (1992) beschrieben.

3.2 Vegetation

Den Veränderungen der Standorte entsprechen Veränderungen in der Zusammensetzung von Flora (die vorkommenden Pflanzenarten) und Vegetation (Gesamtheit der Pflanzengesellschaften). Die einheimische und alteingebürgerte Flora zeigt in der Umgebung von Großstädten und in Industriegebieten einen besonders starken Rückgang (SUKOPP 1972).

Menschliche Siedlungen sind Ausgangspunkte der Verbreitung und Häufigkeitszentren von Hemerochoren (kulturbedingt verbreiteten Arten). Wie aus Tab 1 ersichtlich, nimmt mit steigender Siedlungsgröße bedingt durch Handel und Verkehr der Anteil der Hemerochoren an der Flora zu (nach FALINSKI: aus BLUME et al. 1978). Einwanderung und Einbürgerung neuer Arten erfolgen nicht kontinuierlich, sondern in neuer Zeit vermehrt und beschleunigt. Nach SCHOLZ (1960) gab es in Berlin 1787 20, 1884 51 und 1959 79 eingebürgerte neuzeitliche Ruderalpflanzen.

Tab. 1: Zunahme des Anteils hemerochorer Arten an den Farn- und Blütenpflanzen mit steigender Siedlungsdichte (nach FALINSKI: aus BLUME et al. 1978).

Anteil hemerochorer Arten in %

Waldsiedlungen	20 - 30
Dörfer	30
Kleinstädte	35 - 40
Mittelstädte	40 - 50
Großstädte	50 - 70

Artenvielfalt und Artenanzahl sind abhängig von der großstadtypischen Flächennutzung. BLUME et al. (1978) fassen die großstädtische Flächennutzung und deren Bedeutung für Mikroklima, Boden, Vegetation und Flora zusammen.

Untersuchungen aus Berlin belegen, daß Parkanlagen innerhalb eines Stadtgebietes gelegentlich Relikte naturnaher Waldvegetation enthalten. Sie sind daher Refugien für Arten, die im Stadtgebiet selten geworden und dort von Aussterben bedroht sind. Daneben können sie Ausbreitungszentren für sich neu einbürgernde Arten werden, wie dies für Grassamenankömmlinge von SUKOPP (1968) und SCHOLZ (1970) nachgewiesen wurde.

Umfassende Studien über Flora und Vegetation in Bonn-Bad Godesberg erstellten SCHULTE & VOGGENREITER (1989, 1990). Aufgenommen wurden spontan und subspontan (wild- und verwildernd) vorkommende und angepflanzte Gefäßpflanzenarten (meist Ziergehölze) und Moose an sehr unterschiedlichen Standorten. Diese umfangreichen pflanzensoziologischen Erhebungen kamen zu folgendem Ergebnis:

1. Im Bereich von Untersuchungsflächen mit sehr hoher Pflegeintensität kommen nur noch 16 (= 8 %) der insgesamt 195 gefundenen Gefäßpflanzenarten vor. Dagegen wurden 110 Arten (= 56 %) auf den sehr schwach bzw. nicht gepflegten Flächen notiert.
2. Im Hinblick auf lokal seltene Arten wirkt sich der Faktor "Pflegeintensität" sehr deutlich aus. In den sehr intensiv gepflegten Flächen sind keine seltenen Arten vorhanden. 11 seltene Arten kommen dagegen auf den sehr schwach bzw. nicht gepflegten Untersuchungseinheiten vor.
3. Zu den selten gepflegten Standorten, die besonders artenreich sind, zählen vor allem Brach- bzw. Ruderalflächen.

Intensiv gepflegte Rasenflächen prägen das Bild von innerstädtischen Grünanlagen und z.T. auch von Verkehrsbegleitgrün. Nicht alle Rasenflächen bedürfen einer intensiven Pflege. Einige Kommunen können bereits erfolgreich auf eine Extensivierung nach neuen Pflegekonzepten zurückblicken. So stellt DIERSSEN (1989) ein Konzept vor, das bereits in Stuttgart verwirklicht wurde. Das Gartenbauamt Stuttgart entwickelte drei unterschiedliche Intensitätsstufen:

1. Intensivrasen, der häufig gemäht, gedüngt und nach Bedarf bewässert wird und im wesentlichen Repräsentationszwecken dient.
2. Rasenflächen, die betreten werden dürfen, wie Liegewiesen, Ballspielwiesen und oft auch Verkehrsgrünstreifen. Diese Flächen müssen ebenfalls häufig geschnitten werden, wobei jedoch die Düngung und die Bewässerung reduziert wird.
3. Die Wiese als extensivste Form unter den Intensitätsstufen wird je nach Zielsetzung ein- bis dreimal im Jahr gemäht.

Ein vergleichbares Pflegekonzept entwickelte NAUJOKS (1989) für die Stadt Wiesbaden, wobei zusätzlich vegetationskundliche Erhebungen durchgeführt wurden. Erwartungsgemäß sind die vorkommenden Pflanzenarten vom Standort abhängig. NAUJOKS (1989) kommt ferner zu dem Schluß, daß:

1. trockene und feuchte Standorte regelmäßig gemähter Flächen grasreich und blumenarm sind,
2. feuchte, einschürige Flächen keine Unterschiede gegenüber regelmäßig gemähten Partien zeigen,
3. trockene, einschürige Flächen einen blumenreichen Magerrasen hervorbringen,
4. trockene, ungemähte Flächen verbuschen und sich artenreich entwickeln.

Aufgrund dieser Erkenntnis werden in Wiesbaden knapp 50 % der Gesamtrassenfläche (80,5 ha) extensiv bewirtschaftet. Diese Rasenflächen bestehen im wesentlichen aus Straßenbegleitgrün und wenig genutzten Rasenflächen in Stadtrandlage.

Differenzierte Parkpflegepläne erstellte auch die Stadt Augsburg auf der Grundlage von pflanzen- und tierökologischen Erhebungen (MÜLLER & SCHMIDT 1982; MÜLLER 1989). Diese Autoren empfehlen unterschiedliche Rasenpflegeintensitäten in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität und dem Standort. Sie empfehlen ferner, die Grenzbereiche zwischen Wiese bzw. Rasen und Gehölzpflanzungen nicht oder nur einmal im Jahr zu mähen, da diese

Grenzbereiche als Nahrungsquelle und Überwinterungsplätze für zahlreiche Tierarten ökologisch von Bedeutung sind. Zu vergleichbaren Aussagen kamen auch WELLING & KLINGAUF (1993) im Bereich der Landschaftsgestaltung. Genügend breite Saumgesellschaften im Vorfeld der Gehölze sollten daher belassen werden. Folgende Grundsätze sollten nach MÜLLER (1989) bei Neuanlage von Flächen im urbanen Grün berücksichtigt werden:

1. Geomorphologische Gegebenheiten in die Planung einbeziehen.
2. Natürliche Bodenverhältnisse erhalten. Das heißt, keinen Auftrag von Oberboden (Mutterboden), da er zu einem Egalisieren der Standortverhältnisse führt. Es sollten möglichst viele nährstoffarme Bodenverhältnisse angestrebt werden, so daß sich artenreiche Magerwiesen entwickeln können. Als Begleiteffekt können dadurch auch die Pflegekosten stark vermindert werden.
3. Durch die Ausbildung von breiten Kontaktzonen zwischen Feucht- und Trockenstandorten kann die Artenvielfalt wesentlich erhöht werden.
4. Standort- und gebietspezifische Pflanzenarten verwenden. Dabei ist es falsch, fremdländische Gehölze abzulehnen, denn auf Extremstandorten in Siedlungsräumen sind die heimischen Arten häufig überlegen.
5. Durch die isolierte Lage vieler Grünflächen in Städten sollten neben Gehölzen auch Saum- und Wiesenpflanzen als Initialpflanzungen ausgebracht werden (KUNICK 1985). Rohbodenstandorte für eine spontane Besiedlung sollten erhalten bleiben.

Wie aus den Ausführungen ersichtlich, handelt es sich um eine breit angelegte Extensivierung von öffentlichen Grünflächen. Diese Extensivierung bewirkt einerseits eine deutlich geringere Pflegeintensität und damit eine Reduzierung der Kosten und ferner erhebliche ökologische Vorteile (KUNICK 1983).

In Abhängigkeit von Größe und Funktion, Pflege- und Nutzungsintensität sowie dem Alter einer Anlage weisen Grünanlagen also eine spezifische Flora und Vegetation auf. Die vorläufige Klassifizierung einiger Berliner Grünanlagen aufgrund ihres Bestandes an Farn- und Blütenpflanzen führten BLUME et al. (1978) zur Aufstellung der folgenden vier Typen:

	Fläche (ha)	Artenzahl
Große Parkanlagen	60 - 140	250 - 450
Stadtparke	10 - 25	120 - 200
kleine Grünanlagen in lockerer Bebauung	1	50 - 140
innerstädtische Grünplätze	1	40 - 120

Von den großen Parkanlagen hin zu den Stadtparken nimmt nicht nur die absolute Artenzahl um mindestens die Hälfte ab, einige Artengruppen kommen fast ausschließlich in großen Anlagen vor. Dies sind vor allem solche der Wälder, der thermophilen Säume, der Gewässer und Ufervegetation sowie der Feuchtwiesen und Flachmoore.

Verkehrsstandorte zeichnen sich, wie die Industriegebiete durch Erwärmung, vor allen Dingen aber durch eine starke Gas- und Aerosolbelastung aus. Untersuchungen über die klimatischen Bedingungen von offenen und mit einer Baumstruktur versehenen Parkplätzen sind von BRAHE (1974) durchgeführt worden.

Umfassende Berichte über die Auswirkungen von Autobahnen und Straßen auf Ökosysteme deutscher Landschaften verfaßten PERRING (1969), ELLENBERG et al. (1981), DETTWILER (1983), ELLENBERG & STOTTELE (1984). ELLENBERG et al. (1981) werteten die Vegetation sowie die Flora an über 500 Fallbeispielen aus. Es zeigt sich, daß die Artenzahl durch die Autobahn nicht wesentlich verändert wird. Abgesehen von den Fahrbahnen und ihrer unmittelbaren Nähe, hielten sich Verluste und Gewinne an Pflanzenarten ungefähr die Waage. ELLENBERG et al. (1981) kommen zu dem Schluß, daß die Auswirkungen von Autobahnen auf die Flora weniger nachteilig und nachhaltig sind als häufig angenommen wird. Dieses gilt jedoch nur, wenn die Autobahnen seltene Lebensräume nicht durchschneiden. ELLENBERG et al. (1981) machen folgende Vorschläge:

Es sollten möglichst artenreiche Magerrasen oder Heiden zur Verringerung des Pflegeaufwandes (Extensivierung) gefördert werden. Ebenso wie NAUJOKS (1989) vertritt er die Auffassung, daß Mutterboden nur bei Gehölzanpflanzungen aufgebracht und nicht gedüngt werden sollte.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß die Pflegeextensivierung von innerstädtischem Grün eine deutliche Zunahme der Artenvielfalt sowie lokal die Zunahme seltener Arten bzw. Gesellschaften bewirkt. Während für die intensiv gepflegten Flächen als Folge ständiger mechanischer und chemischer Eingriffe "Initialgesellschaften" mit zumeist wenigen häufigen Arten typisch sind, können sich auf extensiv gepflegten Flächen eine "reifere" Vegetation, sowie substratbedingt, unterschiedliche Pflanzengesellschaften herausbilden. Nur im Bereich sehr schwach bzw. nicht gepflegter Untersuchungsflächen treten stellenweise alle Stadien der Sukzession bis hin zur Baumschicht auf. Die hierdurch entstehende Vielfalt an Habitatstrukturen ist positiv zu bewerten.

Bei der Anlage von Gehölzgruppen ist die Extensivierung durch standortorientierte Artenauswahl und das richtige Pflanzsystem, z.B. in Mulch oder Dichtpflanzungen, eine wichtige ökologische Maßnahme, die zudem noch ökonomische Vorteile bietet. Dichtpflanzungen mit Gehölzen und Initialpflanzungen mit Stauden können Nahrungsbiotope und Verstecke vieler Tiere sein und außerdem Brutbiotope von Vögeln. Bei richtiger Anlage wird eine Pflege ab dem 2. und 3. Standjahr überflüssig, so daß auch Kosten eingespart werden können. SUKOPP (1982) und SCHMIDT (1987) weisen in diesem Zusammenhang auf die Notwendigkeit hin, Lebensräume von Pflanzen und Tieren zu schützen, wobei sie konkrete Handlungshinweise geben, wie Saumbiotope, Gehölzanlagen und Ruderalflächen entwickelt und geschützt werden können.

Über das Vorkommen und über die Wiederbegrünung von Ruderalstandorten und Ödlandflächen liegt ebenfalls eine umfangreiche Literatur vor. Auf die ökologische Bedeutung, insbe-

sondere hinsichtlich der Erhaltung bedrohter Arten, weisen Untersuchungen von KOHLER & SUKOPP (1963), R. BORNKAMM (1973), KUNICK (1974), KUNICK & SUKOPP (1975), STRICKER (1975), BLUME & SUKOPP (1976) sowie SUKOPP & KUNICK (1976) und BLUME et al. (1977) hin. Faßt man die Ergebnisse aus den zitierten Untersuchungen zusammen, so läßt sich folgender Schluß ziehen:

1. In der Freiraumplanung der Kommunen ist es notwendig, gezielt Gebiete auszuweisen, die bestimmte Funktionen übernehmen sollen.
2. Artenschutz ist bei entsprechender Gebietszuweisung der Kommune möglich. Diese Gebiete bedürfen einer extensiven Bewirtschaftung.
3. Das Fördern von ausschließlich einheimischen Pflanzen sollte nicht generalisiert werden. Viele wertvolle nicht heimische Pflanzenarten gedeihen besonders gut auf belasteten Standorten.
4. Die Bodenbeschaffenheit ist in der Regel der entscheidende Faktor für die Artenzusammensetzung.
5. Zur Erhaltung der Gesundheit von Straßenbegleitgrün gilt es, alle Belastungsfaktoren wie Auftausalze, Immissionen, Gase, Bodenverfestigungen und Verletzungen durch Baumaßnahmen zu minimieren und streßtolerante Arten zu pflanzen.

3.3 Innerstädtische Fauna

Urbane Ökosysteme weisen gegenüber außerstädtischen, noch weitgehend naturnahen Biotopen eine Reihe von Besonderheiten auf. Eine zusammenfassende Darstellung bezüglich der Fauna von Großstädten gibt KLAUSNITZER (1987).

In der Regel sind urbane Biotope vor allem im innerstädtischen Bereich durch geringe Fläche, isolierte Lage und mosaikartige Verteilung gekennzeichnet. Da sie überdies häufig von schwer überwindbaren Barrieren - zumindest gilt das für viele wirbellose Tiere - umgeben sind (z.B. Straßen, Häuserzeilen etc.), lassen sie sich als typische Habitatinseln auffassen.

In den letzten Jahrzehnten sind in einer Reihe von Studien die Ergebnisse, Modelle und Vorhersagen der insbesondere von MACARTUR & WILSON (1963; 1967) begründeten Inselgeographie u.a. an Arthropodenzönosen von Habitatinseln, auch in Großstädten, getestet und zumindest teilweise bestätigt worden. So belegen Untersuchungen beispielsweise an Carabiden (KLAUSNITZER 1987), Dipteren und Coleopteren (FAETH & KANE 1978) und bodenlebenden Arthropoden (DAVIS 1979) auf urbanen Habitatinseln einen Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenvielfalt (vgl. auch MADER 1983), wobei letztere auch durch den Grad anthropogener Störungen (z.B. Betreten, Mähen, Anwendung von Pflanzenschutzmitteln) sowie die Strukturdiversität entscheidend beeinflusst werden (SCHAEFER 1982).

Die innerstädtische Fauna steht also auch in einem direkten Zusammenhang mit den unterschiedlichen Intensitätsstufen der Pflege des öffentlichen Grüns. So untersuchten BALDER und MEIER (unveröffentlicht) unterschiedliche epigäische Tierarten (Collembolen, Laufkäfer, Spinnen) und Regenwürmer in Abhängigkeit unterschiedlicher Intensitätsstufen bei der Pflege

von Gehölzen auf Mittelstreifen stark frequentierter Straßen. Es wurden auf dem Mittelstreifen 21 Laufkäfer, 17 Arten Baldachinspinnen, 13 Arten Collembolen und 3 Arten Regenwürmer erfaßt. Es bestanden deutliche Zusammenhänge zwischen dem Mikroklima und dem Tierbestand. Dazu kommen Raumstrukturen, wie Kraut-, Strauch- und Baumschicht, die direkt als Wohnraum vor allem auf die Baldachinspinnen und indirekt über das Beutepotential auf die Laufkäfer wirken. Gehackte, bzw. vegetationsfreie Flächen wurden von den untersuchten Tierarten gemieden, mit Ausnahme von Collembolen der Pionierart *Entomobrya lanuginosa*. Auch Laufkäferarten der für Berlin geltenden roten Liste wurden erfaßt. *Harpalus frölichii* (stark gefährdet) und *Dyschirius intermedius* (gefährdet) mit je einem Individuum.

In Bonn-Bad Godesberg wurde die Artenzusammensetzung unterschiedlicher innerstädtischer Kleinstrukturen untersucht (SCHULTE et al. 1989). Die Artenzusammensetzung von Regenwürmern, Asseln und Diplopoden (FRÜND & RUSZKOWSKI 1989), Schnecken (SÖNTGEN 1989), epigäischen Raubarthropoden (FRÜND 1988), Mikroflora (WERITZ 1989) wurde erfaßt, einschließlich der mikrobiellen Aktivität (WERITZ & SCHRÖDER 1988).

An den meisten Standorten findet sich eine Zersetzergesellschaft, wie sie in der freien Landschaft in artenreichen Kalkbuchenwäldern angetroffen wird.

Die betrachteten Organismengruppen wurden durch die urbanen Bedingungen in unterschiedlichem Maße gehemmt oder auch gefördert. Regenwürmer wurden z.B. durch das häufige Mähen von Rasenflächen begünstigt. Schnecken waren besonders zahlreich in den Böden des Verkehrsgrüns, während Laufkäfer an diesem Standort nahezu fehlten.

Ausführlich befaßte sich ASSING (1988; 1992) mit dem Vorkommen von Kurzflügelkäfern (Staphyliniden) eines urbanen Inselbiotopkomplexes in Hannover. Auch Staphylinidenzönosen verschiedener, über das gesamte Stadtgebiet Hannover verteilter Grün-, Ruderal- und Kleingartenflächen wurden von ASSING (1988) untersucht. Es zeigten sich erwartungsgemäß deutliche Abhängigkeiten zwischen Vegetation, ihren mikroklimatischen Bedingungen und dem Vorkommen unterschiedlicher Staphylinidenarten.

Untersuchungen von FRÜND & RUSZKOWSKI (1989) machen deutlich, wie groß der Einfluß der Flächengröße auf die Artenzahl ist. Er macht sich für die Gesamtfaua unterhalb einer Arealgröße von 300 bis 900 m² bemerkbar. Dabei spielt nicht nur die Flächengröße, sondern auch die typische Nutzung und Belastung der Standorte eine Rolle. Durch Trittbelastung wird die Lebensraumqualität der Böden deutlich reduziert.

Pflegeextensivierung drückt sich unter bestimmten Bedingungen auch auf kleinen Flächen in deutlicher Zunahme der botanischen und zoologischen Artenvielfalt aus (FRÜND 1991). Daher sind auch kleinflächige Extensivierungen lohnend. Beetanlagen müssen unter bodenökologischem Aspekt negativ bewertet werden.

4. Schlußbetrachtung

Die soziale, ökologische, ökonomische und hygienische Bedeutung von öffentlichen Grünanlagen und Straßenbegleitgrün wird heute weitgehend nicht mehr bestritten. In der Politik werden die Handlungsspielräume seit Jahren diskutiert unter dem Leitsatz "sozialer und ökologisch orientierter Umbau von Stadt und Region". Stadtplaner, Garten- und Landschaftsbauer, Soziologen und Ökologen haben sich in umfassenden Projekten zusammengefunden, um dem politischen Anspruch gerecht zu werden. Große Projekte wie der "Grüngürtel Frankfurt" oder "Emscher-Park" im Norden Duisburgs belegen diese Entwicklung.

Die soziale Bedeutung des öffentlichen Grüns, z.B. für die Sozialisation von Kindern und die Identifikation der Stadtbewohner mit ihrer Umgebung ist immer unterschätzt worden, findet jedoch in den letzten Jahren zunehmend Beachtung.

Aus ökonomischer Sicht wertet Stadtgrün den Standort von Wohnungen auf. Extensivierungsmaßnahmen haben neben ökologischen Vorteilen vor allem auch ökonomische Vorteile, indem Arbeitskraft durch reduzierte Flächenbearbeitung freigesetzt werden kann.

Pflegeextensivierung drückt sich unter den entsprechenden Bedingungen auch auf kleinen Flächen in deutlicher Zunahme der botanischen und zoologischen Artenvielfalt aus. Dabei sollte allerdings nicht übersehen werden, daß auch in der Stadt die Flächengröße einen entscheidenden Einfluß auf die Artenvielfalt eines Standortes hat. Die höhere Artenvielfalt und ausgeglichene Besiedlung alter Freiflächen mit naturnahen Bodenverhältnissen weist auf die Notwendigkeit hin, entsprechenden Standorten besonderen Schutz zu schenken und generell Bodenumlagerungen nur auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken.

Die Extensivierung kann einerseits durchgeführt werden auf vielen Rasenflächen, die in der Regel nicht einem direkten Zugang unterliegen, und in den zahlreichen Ziergehölzanlagen, die als Dichtpflanzung ausgeführt werden sollten. Die Extensivierung von öffentlichen Grünflächen zeichnet sich dadurch aus, daß sich ökologische Forderungen mit den ökonomischen Notwendigkeiten sinnvoll ergänzen.

Literatur

- ASSING, V. (1988): Die Kurzflügelkäferfauna (*Coleoptera: Staphylinidae*) ausgewählter Grün-, Ruderal- und Kleingartenflächen im Stadtgebiet Hannovers: Ein Beitrag zur Faunistik und Ökologie einer Großstadt. Ber. naturhist. Ges. Hannover **130**: 111-131.
- ASSING, V. (1992): Staphyliniden auf einem Schulgelände im Stadtgebiet Hannovers. Kleine Mitteilung. Entomol. Blätter 88, 151.
- BALDER, H. & U. MEIER (unveröffentlicht): Faunistisch-ökologisches Gutachten zum Forschungsprojekt "Alternativen zur chem. Unkrautbekämpfung und Steigerung der Pflanzengesundheit im öffentl. Grün".
- BLASE, D. (1992): Internationale Bauausstellung Emscher Park. In: Freiräume für die Stadt, S. 151.

- BLUME, H.P. & H. SUKOPP (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. *Schr. Reihe Vegetationskunde* **10**: 75-89.
- BLUME, H.-P., M. HORBERT, R. HORN & H. SUKOPP (1978): Zur Ökologie der Großstadt unter besonderer Berücksichtigung von Berlin (West). In: H. SUKOPP: Projektgruppe Ökologie und Umweltforschung *Z. Techn. Univ. Berlin* **6**: 658-677.
- BLUME, H.-P., D. CHINNOW, CH. HARTNIGK-KÜMMEL, TH. HELRIEGEL & E. STOLL (1977): Bau- und nutzungsbedingte Veränderungen an Straßenrand-Ökosystemen. In: H. SUKOPP: Projektgruppe Ökologie und Umweltforschung 1972 - 1976. *Z. Techn. Univ. Berlin* **9**: 278-322.
- BOCHNING, S. (1992): Kinder und Freiräume in der Stadt. In: *Freiräume für die Stadt*, S. 277.
- BORNKAMM, R. (1973): Die Unkrautvegetation der Stadt Köln. *Decheniana* **126 (1/2)**: 267-332.
- BRAHE, P. (1974): Klimatische Auswirkungen von Gehölzen auf umbauten Stadtplätzen. *Das Gartenamt* **2**.
- DAVIS, B.N.K. (1979): The ground arthropods of London gardens. *London Naturalist* **58**: 15-24.
- DETTWILER, H. (1983): Herbizide im Straßenunterhalt *Mitt. des Eidgen. Amtes für Umweltschutz* Nr. 2.
- DIERSSEN, U. (1989): Pflegeaufwand von Stadtwiesen. *TASPO-Magazin* **10**: 11-14.
- ELLENBERG, H. & T. STOTTELE (1984): Möglichkeiten und Grenzen der Sukzessionslenkung im Rahmen straßenbegleitender Vegetationsflächen. *Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik* **459**, Hrsg.: Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- ELLENBERG, H., K. MÜLLER & T. STOTTELE (1981): Ökologie und Straße. *Straßen-Ökologie: Auswirkungen von Autobahnen und Straßen auf Ökosysteme deutscher Landschaften*. Broschürenreihe der deutschen Straßenliga e.V. Bonn. Hrsg.: Hess. Landesamt für Straßenbau, Ausgabe 3.
- FAETH, S.H. & T.C. KANE (1978): Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera - *Oecologia (Berl.)* **32**: 127-133.
- FRÜND, H.-Ch. (1988): Untersuchungen zur Biologie städt. Böden. 5. Epigäische Raubarthropoden. *Verh. Ges. ökol. (Essen 1988)*, Band **XVIII**: 201-209.
- FRÜND, H.-Ch. & RUSZKOWSKI, B. (1989): Untersuchungen zur Biologie städt. Böden. 4. Regenwürmer, Asseln und Diplopoden. *Verh. Ges. ökol. (Essen 1988)* Band **XVIII**: 193-200.
- FRÜND, H.-Ch. (1990): Zur bodennahen Fauna in Straßen-Baumscheiben verschiedener Gestaltung. *Natur und Landschaft* **65**: 597-599.
- FRÜND, H.-Ch. (1991): Faunistische Vielfalt in Grünanlagen - praktische Maßnahmen. *Mitt. aus der NNA*, **2 (4)**: 37-44.
- HUNGER, B. (1992): Konzepte für eine sozialverträgliche und ökologische Stadterneuerung in der ehem. DDR. In: *Freiräume für die Stadt*, S. 17.
- JAEDICKE, H.-G. (1979): Die elementare Bedeutung von Landschaft, Freiraum und naturhaften Strukturen für die Entwicklung des Kindes. *Garten und Landschaft* **12**: 904-911.

- KLAUSNITZER, B. (1987): Ökologie der Großstadtfäuna - Jena: G. Fischer-Verlag.
- KOHLER, A. & H. SUKOPP (1963): Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. Ber. Dtsch. Bot. Ges. **76** (10): 389-406.
- KUNICK, W. (1974): Veränderungen von Flora und Vegetation einer Großstadt - dargestellt am Beispiel von Berlin (West). Diss. TU Berlin.
- KUNICK, W. (1983): Ökologische Bedeutung naturnäherer Gras- und Rasenflächen. Das Gartenamt **32**: 26-29.
- KUNICK, W. (1985): Artenanreicherung von Gehölzsäumen. Garten und Landschaft **95** (5): 41-44.
- KUNICK, W. & H. SUKOPP (1975): Vegetationsentwicklung auf Mülldeponien Berlins. Berl. Natursch.-Blätter **19**: 141-145.
- LIESER, P., R. KEIL, W. KRIGGE & K. RONNEBERGER (1992): Vision offener Grünräume: Der Grüngürtel Frankfurt. In: Freiräume für die Stadt, S. 61.
- MacARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution **17**: 373-387.
- MacARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): The theory of island biogeography. Princeton, N.J. University Press.
- MADER, H.-J. (1983): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? Natur und Landsch. **58**: 367-370.
- MINISTERIUM F. STADTENTWICKLUNG U. VERKEHR DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (1992): Stadtökologie - Natur in der Stadt - Stadt in der Natur.
- MÜLLER, N. (1989): Ökologische Grundlagen für die Pflege und Gestaltung von Parkanlagen. TASPO-Magazin **10**: 31-33.
- MÜLLER, N. & K.R. SCHMIDT (1982): Stadt Augsburg - Blumenwiesen. Entwicklung von artenreichen und biologisch aktiven Grünflächen - Pflegeprogramm Siebentischpark. Das Gartenamt **31**: 23-30.
- NAUJOKS, W. (1989): 48,5 % extensiv gepflegter Rasen. TASPO-Magazin **10**: 18-20.
- NOHL, W. (1984): Städtischer Freiraum und Reproduktion der Arbeitskraft - Einführung in eine arbeitnehmerorientierte Freiraumplanung - München.
- PERRING, F. (1969): The botanical importance of road side verges. Road verges: 8-14.
- REISS-SCHMIDT, S. (1992): Der Emscher Landschaftspark: Von der Vision zur Realisierung. In: Freiräume für die Stadt: S. 139.
- RICHTER, G. (1981): Handbuch Stadtgrün. Landschaftsarchitektur im städtischen Freiraum - München: S. 14.
- SCHAEFER, M. (1982): Studies on the arthropod fauna of green urban ecosystems. In: BORNKAMM, R., LEE, J.A. & M.R.D. SEAWARD (eds.): Urban Ecology. Blackwell Scientific Publ., Oxford etc., 65-73.
- SCHMIDT, K.R. (1987): Ökologische Pflege öffentlicher Grünflächen, Beratung für naturnahes Wohnumfeld. Neue Landschaft **32**: 635-649.
- SCHOLZ, H. (1960): Die Veränderung in der Ruderalflora Berlins. Ein Beitrag zur jüngsten Florengeschichte. Wedenowia **2**: 379-397.
- SCHOLZ, H. (1970): Über Grassamenankömmlinge, insbes. *Achillea lamulosa*. Biot. ver. prov. Brandenburg **107**: 97-85.

- SCHULTE, W. (1988): Naturschutzrelevante Kleinstrukturen - eine bundesweit wünschenswerte Bestandsaufnahme. *Natur und Landschaft* **63** (9): 379-385.
- SCHULTE, W., H.-CH. FRÜND, M. SÖNTGEN, U. GRÄFE, B. RUSZKOWSKI, V. VOGGENREITER & N. WERITZ (1989): Zur Biologie städt. Böden. Kilder-Verlag, S. 184.
- SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (1989): Zur Biologie städtischer Böden. Beispielraum: Bonn-Bad Godesberg. Kilder-Verlag, Greven **1**, S. 21.
- SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (1990): Zur Flora und Vegetation städtischer Baumscheiben. *Natur und Landschaft* **65**: 591-596.
- SIEBEL, W. (1992): Soziale und ökologische Stadtpolitik. In: *Freiräume für die Stadt*, S. 17.
- SÖNTGEN, M. (1989): Untersuchungen zur Biologie städt. Böden. 3. Schnecken. *Verh. Ges. ökol.* (Essen 1988) Band **XVIII**: 187-192.
- SPITTHÖVER, M. (1992): Frauen in städtischen Freiräumen. In: *Freiräume für die Stadt*, S. 265.
- STRICKER, W. (1975): Die Wildpflanzen der Altstadt von Berlin (IV). *Berl. Natursch.-Blätter* **19**, **56**: 148-153.
- SUKOPP, H. (1968): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin-Wannsee. 1. Beiträge zur Landschafts- und Florengeschichte. *Ges. Naturf. Berlin* **8**: 93-120.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation unter dem Einfluß des Menschen. *Ber. Landwirtschaft* **50**: 112-139.
- SUKOPP, H. (1982): Artenrückgang: Ursachen für das Aussterben heimischer Wildpflanzen. *Natur* **6**: 71-73.
- SUKOPP, H. & W. KUNICK (1976): Höhere Pflanzen als Bioindikatoren in Verdichtungsräumen. *Landschaft und Stadt* **8**: 129-139.
- WELLING, M. & F. KLINGAUF (1993): Landschaftsgestaltung - Bindeglied zwischen Ökonomie und Ökologie. *Forschungsreport, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* **8**: 3-6.
- WERITZ, N. (1989): Untersuchungen zur Biologie städt. Böden. 6. Mikroflora. *Verh. Ges. Ökol.* (Essen 1988), Band **XVIII**: 211-213.
- WERITZ, N. & W. SCHRÖDER (1988): Mikrobielle Aktivität in Stadtböden unterschiedlicher Nutzung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **56**: 399-404.