

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



**Biozönosen von Saumbiotopen
im landwirtschaftlichen Einflussbereich:
Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge?**

Fachgespräch am
23. und 24. November 1999 in Braunschweig

Herausgegeben von

Rolf Forster

Heft 387

Berlin 2001

Herausgegeben von der
Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Berlin und Braunschweig

Parey Buchverlag Berlin
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3363-2

Dr. Rolf Forster

Biologische Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Fachgruppe Biologische Mittelprüfung
Messeweg 11/12
D-38104 Braunschweig
Tel.: 0531/299 36 10
E-Mail: R.Forster@bba.de

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

**Biozöosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich:
Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge?**

Fachgespräch vom 23. – 24. November 1999 / hrsg. von der
Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Berlin und Braunschweig. Hrsg. von Rolf Forster. - Berlin :
Parey, 2001

(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und
Forstwirtschaft Berlin-Dahlem ; H. 387)

ISBN 3-8263-3363-2

© Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 2001

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf photo-mechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben bei auch 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.

Kommissionsverlag Parey Buchverlag Berlin, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin,

Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin.

INHALTSVERZEICHNIS

Die Beachtung von Saumbiotopen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel - Hintergrund und Ziele	5
Rothert, H.	
SEKTION I - RISIKOBEWERTUNG UND RISIKOMINDERUNG	7
Ansätze zur Risikobewertung und Risikominderung für Nichtzielarthropoden	7
Forster, R.	
Ansätze zur Risikobewertung und Risikominimierung bei terrestrischen Nichtzielpflanzen	12
Kula, C.; Wehling, A.	
Prospektive Risikobewertung zur Vermeidung schädlicher Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Ökosysteme	15
Schulte, C.	
Aspekte der Risikobetrachtung bei saumbiotopbewohnenden Organismen aus Sicht der chemischen Industrie	20
Künast, C.	
SEKTION II - BESCHAFFENHEIT, TYPISIERUNG UND UMFANG VON SAUMBIOTOPEN	24
Saumbiotope in Deutschland – ihre historische Entwicklung, Beschaffenheit und Typisierung	24
Kühne, S.; Freier, B.	
Schätzung des Umfanges von Saumbiotopen auf der Grundlage von geographischen Informationssystemen für definierte Landschaften Deutschlands	30
Enzian, S.	
SEKTION III - FLORA UND FAUNA DER SAUMBIOTOPE	35
Zum quantitativen und qualitativen Potential der Arthropodenfauna in Saumstrukturen für die natürliche Regulation von Schädlingen im Ackerbau	35
Freier, B.; Kühne, St.	
Zur Vegetation von Saumbiotopen	41
Jüttersonke, B.	
Bedeutung von Saumbiotopen für Flora und Fauna	48
Korneck, D.; Pretscher, P.	
Gras- und krautdominierte linienförmige Biotope in der Agrarlandschaft – eine floristisch-vegetationskundliche Betrachtung	57
Link, M.	

SEKTION IV - FELDSTUDIEN ZU PFLANZENSCHUTZMITTEL-AUSWIRKUNGEN	68
Feldstudie zu Auswirkungen von Insektizidapplikationen in Weizen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen infolge Abtrift	68
Freier, B.; Kühne, St.; Kaul, P.; Baier, B.; Schenke, D.; Jüttersonke, B.; ¹ Heimbach, U.	
SEKTION V - AUSBREITUNG UND ERHOLUNGSMECHANISMEN, BEZIEHUNGEN ZWISCHEN FLORA UND FAUNA	
Ausbreitungsstrategien von Tieren in Nutzlandschaften	76
Plachter, H.	
Zur Bedeutung von Saumbiotopen als Refugien für verschiedene Laufkäfer- und Spinnenarten	77
Poehling, H.-M.	
SEKTION VI - MODELLBILDUNG – EXPOSITION VON SAUMSTRUKTUREN	79
Modellierung des Abtriftsediments in Saumbiotopen von Flächenkulturen	79
Kaul, P.; Moll, E.; Gebauer, S.; Neukampf, R.	
Exposition von naturnahen Ökosystemen durch luftgetragene Pflanzenschutzmittel	95
Kördel, W.; Klöppel, H.; Müller, M.	
Fachgespräch der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft „Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussungen durch Pflanzenschutzmitteleinträge?“	110
Forster, R.; Kula, C.	
AUTORENVERZEICHNIS	112

Die Beachtung von Saumbiotopen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel - Hintergrund und Ziele

Rothert, H.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Fachgruppe Biologische Mittelprüfung

Einführung

Pflanzenschutzmittel und mögliche Gefahren durch ihre Anwendung stehen heute mehr denn je im Mittelpunkt des öffentlichen Interesses. Diese Gefahren abzuwenden, ist aber bereits mit dem Inkrafttreten des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) von 1986 als eines seiner Ziele ausdrücklich genannt worden.

Dementsprechend dürfen Pflanzenschutzmittel nach § 6 dieses Gesetzes und des Änderungs-Gesetzes von 1998 (ANONYM, 1998) nicht angewandt werden, soweit der Anwender damit rechnen muß, dass ihre Anwendung im Einzelfall

- schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder auf das Grundwasser oder
- sonstige erhebliche schädliche Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt hat.

Ferner dürfen Pflanzenschutzmittel nach § 6 a des geänderten Pflanzenschutzgesetzes von 1998

- (...) nur angewandt werden, wenn sie zugelassen sind (...)

Um die Last der Verantwortung nicht allein dem Anwender zu überlassen, sind die Bestimmungen für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln so geregelt, dass der Anwender bei Einhaltung der Gebrauchsanleitung unter Beachtung aller dort verzeichneten Auflagen und Anwendungs-Bestimmungen davon ausgehen kann, dass er ein in jeder Beziehung nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse sicheres Mittel in der Hand hat, denn eine Zulassung wird u.a. nur dann erteilt, wenn die Prüfung des Mittels nach § 15 PflSchG ergibt, dass bestimmte von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft im Einvernehmen mit dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin sowie dem Umweltbundesamt zu prüfende und zu bewertende Zulassungsvoraussetzungen erfüllt sind.

Zulassungsvoraussetzungen

Zu der im Zusammenhang mit diesem Fachgespräch heute wichtigsten Voraussetzung dürfte gehören, dass Pflanzenschutzmittel nur dann zugelassen werden dürfen, wenn sie nach dem Stande der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung oder als Folge einer solchen Anwendung

- keine sonstigen nicht vertretbaren Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt (...)

haben. Das Umweltbundesamt ist u. a. in diesem Bereich als Einvernehmensbehörde tätig.

Harmonisierung der Zulassung

Mit dem geänderten Pflanzenschutzgesetz vom 1. Juli 1998 ist die europäische Pflanzenschutz-Richtlinie 91/414/EWG (ANONYM, 1991), die eine Harmonisierung der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln in der EU zum Ziel hat, in deutsches Recht umgesetzt worden. Damit sind auch die in den Anhängen II und III der Richtlinie niedergelegten Anforderungen an die Unterlagen, die mit einem Antrag auf Zulassung eines Pflanzenschutzmittels bei den jeweiligen Zulassungsbehörden in den Mitgliedstaaten der EU einzureichen sind, bindend geworden. Im Anhang VI der Richtlinie (ANONYM, 1996) sind die Bewertungskriterien festgelegt, die von den Behörden bei der Zulassung berücksichtigt werden müssen.

Schutzniveau

Dabei ist das Schutzniveau in Deutschland gegenüber der früheren Fassung des Pflanzenschutzgesetzes im Grundsatz gleichgeblieben. Im Prüfbereich „Naturhaushalt“ bedeutet dies, dass die Auswirkungen auf die Fauna und Flora weiterhin nicht „unvertretbar“ sein dürfen.

Die Anforderungen an die Prüfungsunterlagen und die Bewertungskriterien haben sich in diesem Prüfbereich jedoch z.T. erheblich geändert. Während z.B. in Deutschland vor der Änderung des Pflanzenschutzgesetzes die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden speziell im Hinblick auf die mögliche Gefährdung von Nutzarthropoden auf der Kulturläche beurteilt wurden, müssen heute die Unterlagen über die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Arthropoden derart ausgewertet werden, dass damit die sogenannten "Nichtzielarthropoden" in ihrer Gesamtheit beurteilt werden können, und dadurch zwangsläufig nicht nur auf der Kulturläche, sondern auch in den angrenzenden Saumbiotopen. Auch befassen wir uns heute mit den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf sogenannte „Nichtzielpflanzen“.

Über die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielarthropoden gibt es umfangreiche Literatur, überwiegend natürlich über die Auswirkungen auf Nützlinge, die sich auf den Zielflächen aufhalten, denn schon vom Anbeginn landwirtschaftlicher Forschung hat man den nützlichen Einfluß bestimmter Arthropoden erkannt.

So enthält das Programm auch Vorträge, die sich mit dem Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzarthropoden befassen, weil Erkenntnisse über Erholung und Wiederbesiedlung auf bzw. von Kulturlächen nach einer Störung selbstverständlich auch für die Bewertung möglicher Effekte in Saumbiotopen bedeutsam sein können. Ebenso liegen Erfahrungen über die mögliche Gefährdung von Nichtzielpflanzen vor allem deswegen vor, weil in manchen Saumbiotopen die gleichen Arten vorkommen, die man auf den Kulturlächen als Unkraut bekämpfen möchte. Auch dies wird in einigen Vorträgen zum Ausdruck kommen.

Ziel der Veranstaltung

Die gegenwärtigen Denkansätze der BBA und des UBA zur Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im terrestrischen Bereich sind dem Fachgespräch vorangestellt. Ergänzt werden die Ausführungen von der Darstellung des Industrieverbandes Agrar. Sie enthalten z.T. sehr gegensätzliche Standpunkte. Es ist aber nicht Ziel dieser Veranstaltung, am Ende ein perfektes Prüf- und Bewertungskonzept in der Hand zu haben. Dies wird man nicht leisten können, zumal man bei all diesen Bemühungen stets die EU - weit abgestimmten Grundlagen im Auge behalten muss. Die einleitenden Beiträge sollen vielmehr auf die hohe Bedeutung der nachfolgenden Vorträge und Diskussionen hinweisen.

Die hier gestellte Aufgabe ist dennoch schwierig, denn es ist nicht nur zu überlegen, in welchem Umfang die Saumbiotope als Teil des Naturhaushaltes zu schützen sind, sondern man muss sich stets vergegenwärtigen, dass das Pflanzenschutzgesetz in § 1 den Schutz der pflanzlichen Produktion gleichrangig neben die Gefahrenabwehr stellt. Pflanzliche Produktion muß also möglich bleiben und das alles unter dem Schirm einer EU - einheitlichen Bewertung von Pflanzenschutzmitteln.

Deshalb müssen heute alle Maßnahmen, die im Zusammenhang mit der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln getroffen werden, alle Auflagen und Anwendungsbestimmungen, die in Deutschland und in den anderen Mitgliedstaaten der EU mit der Zulassung erteilt werden, so gestaltet sein, dass sie der Harmonisierung des europäischen Pflanzenschutzrechts nicht im Wege stehen. Ziel ist schließlich, bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln auch die Grundlage für die gegenseitige Anerkennung der in den einzelnen Mitgliedstaaten der EU erteilten Zulassungen zu schaffen.

Literatur

ANONYM (1991): Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 230, S. 1.

ANONYM (1996): Richtlinie 96/12/EG der Kommission vom 8. März 1996 zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 65/20, DE.

ANONYM (1998): Gesetz zum Schutz von Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PFLSchG). Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 28.

SEKTION I - RISIKOBEWERTUNG UND RISIKOMINDERUNG

Ansätze zur Risikobewertung und Risikominderung für Nichtzielarthropoden

Forster, R.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Fachgruppe Biologische Mittelprüfung

Zusammenfassung

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln kann Auswirkungen auf Populationen von Nichtzielarthropoden auf den Behandlungsflächen, aber durch Abdrift auch auf benachbarten Flächen haben. Maßnahmen zur Risikominderung werden daher als erforderlich angesehen, um empfindliche Arten zu schützen und die Vielfalt der Arten zu bewahren. Die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln nach

- § 15, Abs. 1, Nr. 3 bis 5 PflSchG n. F.

erfolgt nach

- § 1 a Abs. 6 der Pflanzenschutzmittelverordnung in Verbindung mit Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG (einheitliche Grundsätze).

Ein geeignetes Ablaufschema für die praktische Prüfung wurde in Zusammenarbeit mit der EPPO/CoE erarbeitet und durch die BBA hinsichtlich der Risikominderung ergänzt, um unvertretbare Auswirkungen im Einklang mit den Anforderungen des PflSchG n. F. zu vermeiden.

Hintergrund und Ziele

Gemäß § 15 Abs. 1 Nr. 3 bis 5 PflSchG n. F., das die Forderungen der Richtlinie 91/414/EWG in nationales Recht umsetzt, lässt die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft ein Pflanzenschutzmittel zu, wenn das Mittel u.a. keine sonstigen nicht vertretbare Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt, hat.

Zu beachten ist daher die Tatsache, dass Subpopulationen empfindlicher Arten, auch bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, auf Behandlungsflächen nachhaltig geschädigt werden können, wie SHERRATT und JEPSON (1993) anhand von Computersimulationen für Carabiden demonstrieren konnten.

Den Autoren zufolge ist die Betrachtung von Metapopulationen für solche Populationen zweckmäßig, die als eine Gruppe lokal abgegrenzter, aber durch Dispersion miteinander verbundener, semi-autonomer Subpopulationen verstanden werden können. Diese Sichtweise erlaubt ferner die Schlussfolgerung, dass die Metapopulation und folglich die jeweilige Art auch bei starken Auswirkungen auf einzelne Subpopulationen langfristig in ihrem Bestand erhalten bleibt, wenn z.B. die Auswirkungen auf die Subpopulationen asynchron oder örtlich begrenzt sind.

Es erscheint daher erforderlich, das Risiko für empfindliche Arten insbesondere auch in solchen Habitaten zu reduzieren, die zu einer Wiedererholung der Subpopulationen auf den behandelten Flächen beitragen könnten (WRATTEN et al. 1993; HALLEY et al. 1996). Aber auch solche Arten, die überwiegend an und in den Felddrainen gefunden werden wie Tagfalter, Schwebfliegen und Honigbienen können gefährdet werden (DAVIS & WILLIAMS, 1990; DAVIS et al., 1993; CILGI & JEPSON, 1994; DE SNOO et al. 1996).

Für die genannten Arthropoden konnte demonstriert werden, dass abdriftmindernde Maßnahmen wie die Einhaltung von Abständen zu angrenzenden Nichtzielhabitaten wie z. B. Saumbiotopen zu einer Verringerung der Exposition und folglich einer geringeren Ausprägung der Effekte führt (CILGI, 1993; CILGI & JEPSON, 1995; DE SNOO et al. 1996).

Anforderungen der Richtlinie 91/414/EWG

Die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln nach § 15 Abs. 1 Nr. 3 bis 5 PflSchG n. F. erfolgt nach § 1 a Abs. 6 der Pflanzenschutzmittelverordnung in Verbindung mit Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG (einheitliche Grundsätze).

Um das Risiko für Nichtzielarthropoden zu begrenzen, sollen die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union, wie in Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG, den "Einheitlichen Grundsätzen", festgelegt, eine Zulassung von Pflanzenschutzmitteln nicht erteilen, wenn die Effekte auf Nichtzielarthropoden in Laboruntersuchungen über 30% betragen, es sei denn, eine geeignete Risikoabschätzung erbringt den praktischen Beweis, dass bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung, gegebenenfalls unter Berücksichtigung von Risikominderungsmaßnahmen, keine unannehmbaren Auswirkungen eintreten. Gemäß Richtlinie 91/414/EWG ist eine Differenzierung der Nichtzielarten, z.B. in Nützlinge und "indifferente Arten" oder der zu betrachtenden landschaftlichen Strukturelemente, z.B. Ackerflächen und Feldsäume, nicht vorgesehen.

Eine Unterscheidung kann jedoch hilfreich sein, da insbesondere bei großflächiger und häufiger Anwendung von Insektiziden eine Schonung von Subpopulationen auf den Ackerflächen nur begrenzt realisierbar erscheint. In dem einschlägigen SETAC-Dokument (BARRETT et al. 1994) wird der Begriff "unannehmbar" daher folgendermaßen definiert:

- Nichtzielarthropoden auf den Ackerflächen: Effekte sind unverträglich, falls Effekte über 30% auftreten und keine Wiedererholung innerhalb einer relevanten Zeitspanne erfolgt (z.B. innerhalb einer Saison);
- Arthropoden auf Nichtzielflächen: Effekte sind unverträglich, falls ökologisch signifikante Effekte (z.B. über 30%) auftreten.

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens muss basierend auf dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik ein einfaches und pragmatisches Konzept formuliert werden. Ein geeignetes Ablaufschema für die praktische Prüfung wird z.Z. in Zusammenarbeit mit der EPPO/CoE erarbeitet. Dieses wurde durch die Biologische Bundesanstalt hinsichtlich der Risikominderung ergänzt, um unverträgliche Auswirkungen im Einklang mit den Anforderungen des PflSchG n. F. vermeiden zu können (Abb. 1).

Das Schema sieht die Bildung eines Schädigungsquotienten (HQ) vor, in den die Werte zur Toxizität des Mittels und der Exposition auf den Behandlungsflächen (in-crop) sowie in den angrenzenden Nichtzielhabitaten (off-crop) eingehen. Dabei beschreibt der Wert q die Höhe des Grenzwertes, bei dem nicht verträgliche Auswirkungen nicht mehr ausgeschlossen werden können. Dabei wird zu berücksichtigen sein, dass

- die verwendeten Abdriftkoeffizienten (GANZELMEIER, et al., 1995) nicht die Filterwirkung des Bestandes berücksichtigen, die bei Einhaltung eines Abstandes zu Nichtzielflächen nachweisbar ist,
- die verwendeten Abdriftkoeffizienten nicht die Verteilung der Pflanzenschutzmittel innerhalb der Vegetation der Nichtzielflächen berücksichtigen, die aufgrund der z. T. hohen Blattflächen (Blattflächenindizes >1) zu einer weiteren Reduzierung der Exposition führen,
- die TER-Betrachtung zwar eine toxikologische Bewertung erlaubt, jedoch keine ökotoxikologische Feststellung von Risiken, da weder die natürliche ungleichmäßige Verteilung von Pflanzenschutzmitteln und Organismen, noch Wiederbesiedlungsprozesse (Metapopulationskonzept) berücksichtigt werden. Die Bewertung stellt somit keine Prognose bezüglich der Wahrscheinlichkeit des Eintritts einer Auswirkung dar, sondern eine konservative Schätzung der Auswirkungen und ist folglich als protektiv zu verstehen.

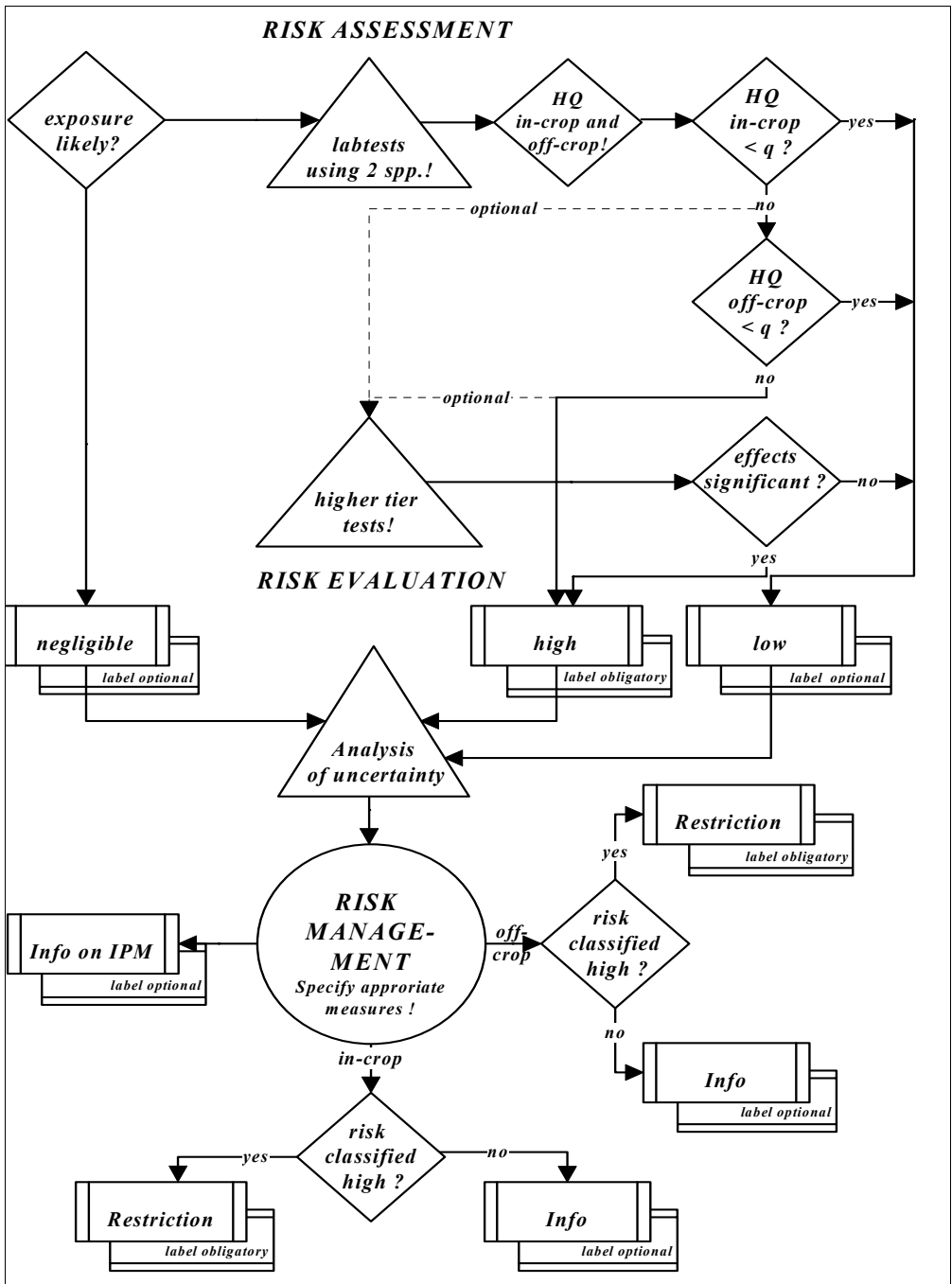


Abb. 1 Vorläufiges Prüf- und Bewertungsschema der EPP0/CoE

Risikomanagement im Rahmen der Zulassung

Die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft wird nach eingehender Prüfung im Rahmen des Zulassungsverfahrens für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln Anwendungsbestimmungen zur Risikominderung erwägen. Ziel ist es, unvermeidbare Auswirkungen zu vermeiden zu können und so die Zulassungsfähigkeit im Einklang mit den Anforderungen des Pflanzenschutzgesetzes positiv bescheiden zu können.

Die Frage nach der Schutzbedürftigkeit von Populationen in Kleinstrukturen in der jeweiligen Agrarlandschaft kann aus faunistisch-ökologischer Sicht nicht abschließend beantwortet werden. Im Rahmen des Zulassungsverfahrens muss daher, basierend auf dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik, vielmehr ein einfacher und pragmatischer Entscheidungsablauf formuliert werden (FORSTER & ROTHERT, 1998).

Der Schutz potentieller Refugialhabitate verdient besondere Aufmerksamkeit insbesondere bei großen Schlagrößen oder intensivem Pflanzenschutz (MÖLLER & RUWENSTROTH, 1984; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1985; KRETSCHMER et al. 1995; HABER, 1996). Nach dem derzeitigen Stand der Diskussion werden Maßnahmen zur Reduzierung der Abdrift sowohl bei sehr großen (z.B. 25 m) als auch sehr geringen (z.B. 3 m) Breiten von Kleinstrukturen als nicht erforderlich bzw. nicht zielführend angesehen.

Ferner soll sich die Regelung auf Agrarlandschaften mit einem geringen Anteil an Kleinstrukturen (z.B. weniger als 5%) beschränken sowie auf große Schlagrößen (z.B. über 20 ha), da ein Austausch von Organismen zwischen Subpopulationen in diesen Fällen als erschwert angesehen werden muss.

Es wird als vorrangig betrachtet, die Neuanlage und Vernetzung von Lebensräumen zu unterstützen und einer Habitaterstörung, z.B. durch Rodung, vorzubeugen. Die Beachtung dieser Kriterien sollte es ermöglichen, ein Konzept zur Risikominderung im Sinne eines integrativen Naturschutzes zu etablieren, dass die konkurrierenden Landnutzungsinteressen zu einem sinnvollen Ausgleich bringt und sozial, ökonomisch und ökologisch vertretbar ist.

Literatur

- BARRETT, K.; GRANDY, N.; HARRISON, E. G.; HASSAN, S. A.; OOMEN, P. (1994): Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides with non-target arthropods. SETAC, 51 S.
- CILGI, T. (1993): Measurement of pesticide drift into field boundaries. A.N.P.P.-B.C.P.C. - Second international symposium on pesticides application techniques, Strasbourg - 22nd to 24th September 1993, 417-424.
- CILGI, T.; JEPSON, P.C. (1995): The risks posed by deltamethrin drift to hedgerow butterflies. *Environmental Pollution* **87**, 1-9.
- DAVIS, B.N.K.; WILLIAMS, C.T. (1990): Buffer zone widths for honeybees from ground and areal spraying of insecticides. *Environmental Pollution* **63**, 247-259.
- DAVIS, B.N.K.; LAKHANI, K.H.; YATES, T.J.; FROST, A.J.; PLANT, R.A. (1993): Insecticide drift from ground-based, hydraulic spraying of peas and brussels sprouts: bioassays for determining buffer zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **43**, 93-108.
- DE SNOO, G.R.; DE WIT, P.J. (1996): Unsprayed crop edges for reducing pesticide drift from field sprayers to ditches and ditch banks. In: Unsprayed field margins: implications for environment, biodiversity and agricultural practice – The Dutch field margin project in the Haarlemmermeerpolder. PhD Thesis Rijksuniversiteit te Leiden, 205 S.
- DE SNOO, G.R.; VAN DER POLL, R.J.; BERTELS, J. (1996): Butterflies in sprayed and unsprayed field margins. In: Unsprayed field margins: implications for environment, biodiversity and agricultural practice – The Dutch field margin project in the Haarlemmermeerpolder. PhD thesis Rijksuniversiteit te Leiden, 205 S.
- FORSTER, R.; ROTHERT, H. (1998): The use of field buffer zones as a regulatory measure to reduce the risk to terrestrial non-target arthropods from pesticide use. In: The 1998 Brighton Conference Pests & Diseases, Conference Proceedings **3**, 931-938.

- GANZELMEIER, H.; RAUTMANN, D.; SPANGENBERG, R., STRELOKE, M.; HERRMANN, M.; WENZELBURGER, H.-J.; WALTER, H.-F. (1995): Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem, Heft 305.
- HABER, W. (1996): Bedeutung unterschiedlicher Land- und Forstbewirtschaftung für die Kulturlandschaft – einschließlich Biotop- und Artenvielfalt. In: Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft: Expertisen. G. Linckh, H. Sprich, H. Flaig und H. Mohr (Hrsg.) – Springer 1996, 1-26.
- HALLEY, J.M.; THOMAS, C.F.G.; JEPSON, P.C. (1996): A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. *Journal of Applied Ecology* **33**, 471-492.
- KRETSCHMER, H.; PFEFFER, H.; HOFFMANN, J.; SCHRÖDL, G.; FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands, ZALF-Bericht **19**, 164 S.
- MÖLLER, D.; RUWENSTROTH, G. (1984): Berücksichtigung ökologischer Belange in Flurbereinigerungsverfahren. *Schrr. des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe B: Flurbereinigung* **74**, 121 S.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft – Sondergutachten März 1985. Verlag W. Kohlhammer GmbH Stuttgart und Mainz, 423 S.
- SHERRATT, T.N.; JEPSON, P.C. (1993): A metapopulation approach to modelling the long-term impact of pesticides on invertebrates. *Journal of Applied Ecology* **30**, 696-705.
- WRATTEN, S.D.; VAN EMDEN, H.F.; THOMAS, M.B. (1993): Within-field and border refugia for the enhancement of natural enemies. In: Enhancing natural control of arthropod pests through habitat manipulation (Ed. by R. Bugg and C. H. Pickett). AG Access/Wiley: New York.

Ansätze zur Risikobewertung und Risikominimierung bei terrestrischen Nichtzielpflanzen

Kula, C.; Wehling, A.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Fachgruppe Biologische Mittelprüfung

Zusammenfassung

Die Prüfung der Auswirkungen auf terrestrische Pflanzen ist im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln bisher kein eigenständiger Prüfbereich, der mit konkreten und abgestimmten Datenanforderungen und Bewertungsgrundsätzen unterlegt ist. Die EU-Richtlinie 91/414/EWG nennt unter dem Sammelpunkt „Auswirkungen auf andere wahrscheinlich gefährdete, nicht zu den Zielgruppen gehörende Arten (Flora und Fauna)“ auch Pflanzen. Es wird hier jedoch auf eine Zusammenfassung der verfügbaren Unterlagen aus anderen Prüfbereichen verwiesen, die dazu dienen sollen, eine kritische Abschätzung hinsichtlich der nicht zu den Zielgruppen gehörenden Arten vorzunehmen. Arbeitsgruppen der OECD- und EPPO erarbeiten zur Zeit Prüfungs- und Bewertungsgrundsätze. Wie und wann diese in die EU-Gesetzgebung übernommen werden, ist noch offen. Vor diesem Hintergrund wird der Diskussionsstand zum Prüfbereich terrestrische Pflanzen und zu den Möglichkeiten der Risikominimierung dargestellt.

Einleitung

Pflanzen als Primärproduzenten sind ein wesentlicher Bestandteil terrestrischer Ökosysteme. Aufgrund der Vielfalt an Arten kommt ihnen eine bedeutende Stellung in terrestrischen Nahrungsnetzen zu. Der Einsatz von insbesondere Herbiziden und Wachstumsreglern kann Einfluss auf Populationen von Pflanzenarten haben (MARRS et al. 1989).

Über längerfristige Wirkungen auf die Populations-Entwicklung von terrestrischen Pflanzen in Nichtzielhabitaten unter dem Einfluss von Pflanzenschutzmitteln liegen jedoch wenig Erkenntnisse vor. Im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel erfolgte bisher keine Routineprüfung.

Überlegungen zu einem Prüfkonzept sollten die Relevanz eines zu erstellenden Prüfkonzeptes für die Freilandsituation beachten. Aus praktischen Gründen werden wie in anderen Bereichen der Ökotoxikologie einfache Basisversuche im Labor oder Gewächshaus an den Anfang gestellt.

Komplexere Versuche, zum Beispiel im Freiland, können bei Vorliegen von Anhaltspunkten einer Gefährdung angeschlossen werden. Als wesentlicher Expositionsplatz wird die Abtrift in Nichtzielflächen angesehen.

Anforderungen der Richtlinie 91/414/EWG

Die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln nach § 15 Abs. 1 Nr. 3 bis 5 PflSchG n. F. erfolgt nach § 1 a Abs. 6 der Pflanzenschutzmittelverordnung in Verbindung mit Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG (einheitliche Grundsätze).

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens muss, basierend auf dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik, ein einfaches und pragmatisches Konzept formuliert werden. Terrestrische Nichtzielpflanzen sind bisher nicht Gegenstand eines ausgearbeiteten Prüf- und Bewertungsschemas in den Anhängen II, II und VI der Richtlinie 91/414/EWG. Die Richtlinie verweist unter dem Sammelpunkt „Auswirkungen auf andere wahrscheinlich gefährdete, nicht zu den Zielgruppen gehörende Arten (Flora und Fauna)“ in den Anhängen II (Punkt 8.6) und III (Punkt 10.8) allgemein auf die Pflanzen.

In den genannten Punkten wird auf Zusammenfassungen der verfügbaren Unterlagen aus anderen Prüfbereichen (zum Beispiel Versuche zur Phytotoxizität, zur Wirkung auf Folgekulturen, zur Bestimmung der biologischen Aktivität) verwiesen, die dazu dienen sollen, eine kritische Abschätzung hinsichtlich der nicht zu den Zielgruppen gehörenden Arten vorzunehmen.

Im Anhang VI der EU-Richtlinie sind spezielle einheitliche Grundsätze für die Bewertung von Unterlagen für terrestrische Nichtzielpflanzen nicht vorhanden.

Prüfkonzept

Die OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) befasst sich zur Zeit mit der Entwicklung von Prüfrichtlinien für die Durchführung von Tests mit terrestrischen Pflanzen. Eine Arbeitsgruppe der EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) erarbeitet im Rahmen des Panels „Environmental Risk Assessment“ Prüf- und Bewertungsgrundsätze für terrestrische Pflanzen.

Ob und wie diese in die EU-Gesetzgebung übernommen werden, ist noch offen. Da die EU jedoch an verschiedenen Stellen der Richtlinie 91/414/EWG allgemein auf die EPPO verweist und dieser Entwurf bisher der einzige Vorschlag mit internationaler Beteiligung ist, bietet es sich an, ein Prüfkonzept auf dieser Grundlage zu erarbeiten.

Entsprechend der international üblichen Definition (BOUTIN et al. 1993) sind Gegenstand der Betrachtung die wildwachsenden, nicht kultivierten Pflanzen, die außerhalb der behandelten Fläche wachsen. Bezüglich der Datenanforderungen soll versucht werden, vorhandene Daten wie Screening-Unterlagen so weit wie möglich zu nutzen. Dafür müssen diese allerdings bestimmten Kriterien bezüglich der Berichterstattung genügen.

In dieser ersten Prüfstufe ist davon auszugehen, dass aufgrund der Zweckbestimmung für Herbizide und Wachstumsregler ein phytotoxisches Potenzial gegeben sein wird, so dass die Auswertung vorhandener Unterlagen z.B. zur Phytotoxizität eher für Nicht-Herbizide lohnend sein kann.

Wenn bei einer Art ≥ 50 % Effekte oder bei zwei oder mehr Arten Effekte ≥ 25 % auftreten, ist von phytotoxischen Wirkungen auszugehen. In diesem Fall sind in einer weiteren Prüfstufe Dosis-Wirkungsversuche im Labor (Auflauf- und Wachstumstest) im mit 4 bis 6 Pflanzenarten aus 4 bis 6 Familien (mono- und dicotyle) Arten) vorgesehen.

In der Regel werden Kulturpflanzen als Testorganismen ausgewählt. Sie sind einfacher in der Handhabung, wachsen gleichmäßig und liefern reproduzierbare Ergebnisse (PESTEMER & ZWARGER 1999), was für Wildpflanzen nach dem derzeitigen Stand der Erkenntnisse nicht gegeben ist.

Bonitiert werden in Abhängigkeit vom Testtyp die Auswirkungen auf die Auflaufrate, die Frischmasse, die Wuchshöhe und sichtbare Symptome wie Nekrosen und Chlorosen. Als bewertungsrelevante Größe wird die ED50 der empfindlichsten Art herangezogen. Eine andere Möglichkeit besteht in der Auswertung der Empfindlichkeitsverteilung aller geprüften Arten mit Hilfe der HC5-Methode (ALDENBERG & SLOB, 1993).

Eine Validierung der Methode im Hinblick auf die terrestrischen Pflanzen steht jedoch noch aus. Die Abschätzung der Exposition (PEC: Predicted Environmental Concentration) erfolgt auf der Grundlage der höchsten empfohlenen Aufwandmenge in Anlehnung an die Abtrifteckwerte (GANZELMEIER et al. 1995).

Eine angemessene Berücksichtigung der filternden Wirkung des Kulturpflanzenbestandes zum Beispiel beim Einhalten eines Abstandes zu Saumbiotopen sollte ebenfalls erfolgen. Zeigt sich beim Vergleich von Toxizität und Exposition, dass noch festzulegende Trigger unterschritten werden, sind weitere Versuche möglich, die dann jedoch soweit wie möglich unter realistischen Anwendungsbedingungen und unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit der beobachteten Effekte ausgewertet werden sollten. Bezüglich der Übertragbarkeit der mit diesem Prüfkonzept gewonnenen Ergebnisse auf Populationen wildlebender Pflanzen besteht Forschungsbedarf.

Risikomanagement im Rahmen der Zulassung

Maßnahmen zur Risikominderung werden als erforderlich angesehen, wenn nicht vertretbare Auswirkungen auf terrestrische Pflanzen aufgrund der derzeitigen Prüf- und Bewertungsverfahren nicht ausgeschlossen werden können.

Die Überlegungen zum Prüfbereich terrestrische Pflanzen sind bezüglich der Maßnahmen zur Risikominimierung eng verknüpft mit den Überlegungen zum Prüfbereich Nichtzielarthropoden (siehe Beitrag von R. FORSTER in diesem Band).

Literatur

- ALDENBERG, T.; SLOB, W. (1993): Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC data. *Ecotoxicol. Environm. Saf.*, 48-63.
- BOUTIN, C.; FREEMARK, K.E.; KEDDY, C.J. (1995): Overview and rationale for developing regulatory guidelines for nontarget plant testing with chemical pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* **14**, 1465-1475.
- GANZELMEIER, H.; RAUTMANN, D.; SPANGENBERG, R.; STRELOKE, M.; HERRMANN, M.; WENZELBURGER, H.-J.; WALTER, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch.* **304**, 111 S.
- MARRS, R.H.; WILLIAMS, C.T.; FROST, A.J.; PLANT, R.A. (1989): Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environmental Pollution* **59**, 71-86.
- PESTEMER, W.; ZWERGER, P. (1999): Application of a standardized bioassay to estimate the phytotoxic effects of frequently used herbicides on nontarget plants. *Proceedings of the XI Symposium Pesticide Chemistry, Cremona, Italia*, 763-770.

Prospektive Risikobewertung zur Vermeidung schädlicher Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Ökosysteme

Schulte, C.

Umweltbundesamt - Fachgebiet IV 1.3 - Umweltprüfung Pflanzenschutzmittel und Wirkstoffe, Berlin

Zusammenfassung

Für Saumbiotope und ihre Biozöosen existieren keine Besonderheiten hinsichtlich der gesetzlichen Schutzvorgaben. Sie sind daher als Teil des gesamten Naturhaushalts zu betrachten. Um eine stärkere Berücksichtigung von Saumbiotopen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel zu ermöglichen, müssen ihre spezifischen Charakteristika identifiziert werden. Dazu ist sicherzustellen, dass die zur Risikobewertung herangezogenen Testverfahren repräsentativ für Saumbiotope sind. Eine prospektive Bewertung und Quantifizierung des Risikos gemäß der gesetzlichen Vorgaben (Pflanzenschutzgesetz, Richtlinie 91/414/EWG) erfolgt anhand von Vorhersagen mit Hilfe validierter Expositionsmodelle und den in ökotoxikologischen Tests mit Stellvertreterorganismen bzw. –populationen ermittelten effektiven Konzentrationen. Aus der Stellvertreterfunktion der Prüforganismen ergibt sich zur Gewährleistung des Schutzzwecks die Notwendigkeit, bei der Risikobewertung Sicherheitsfaktoren zu berücksichtigen.

Einleitung

Pflanzenschutzmittel und ihre Wirkstoffe können auch bei sachgerechter und bestimmungsgemäßer Anwendung Einflüsse auf angrenzende Biotope und ihre Biozöosen, hier als Saumbiotope bezeichnet, ausüben (KLEIJN & SNOEIJING 1997). So stellte z.B. DE SNOO (1999) fest, dass nach der Behandlung von Getreidefeldern mit verschiedenen Herbiziden in angrenzenden Randstreifen die Artendiversität der Flora verringert war. Als Ursache führt DE SNOO (1999) Einträge von Herbiziden durch Abdrift während der Spritzanwendung an.

Pflanzenschutzmittel können bei einem Eintrag in Saumbiotope diese und ihre Biozöosen direkt oder indirekt beeinflussen. Direkte Auswirkungen auf Arten, die nicht bekämpft werden sollen, können durch die taxonomische Verwandtschaft mit den zu bekämpfenden Arten, den Zielorganismen, oder durch fehlende Selektivität der Wirkstoffe begründet sein.

Dies gilt z.B. für Substanzen, die in die Atmungskette in den Mitochondrien eingreifen oder das im Tierreich ubiquitär verbreitete Enzym Acetylcholinesterase hemmen. Indirekte Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf nicht zu bekämpfende Organismen sind auf Veränderungen der abiotischen Bedingungen des Lebensraums, z.B. des pH-Werts des Bodens zurückzuführen.

Auch sekundäre Effekte über die Zusammensetzung der Biozönose als Lebens- und Ernährungsgrundlage oder als Habitatbildner können durch Pflanzenschutzmittel bedingt sein. Dieser Faktor spielt besonders für hochangepasste Spezialisten eine Rolle. Weitere Möglichkeiten für indirekte Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf die Biozöosen von Saumbiotopen stellen Auswirkungen über das Nahrungsnetz dar. Diese spielen besonders bei persistenten und bioakkumulierenden Wirkstoffen eine Rolle und sind bei der Risikobewertung zu berücksichtigen.

Saumbiotope sind im Pflanzenschutzgesetz nicht als dezidierte Schutzziele aufgeführt. Da die nach dem aktuellen Pflanzenschutzgesetz vorgeschriebene Indikationszulassung regionale Gegebenheiten wie Strukturelemente in der Landschaft nur unzureichend berücksichtigt, sind Saumbiotope in ihren verschiedenen Ausprägungen und ihrem Umfang für das Zulassungsverfahren nur begrenzt zugänglich. Sie sind als Teil des Naturhaushalts zu behandeln.

Eine davon losgelöste Betrachtung unter Berücksichtigung spezifischer Charakteristika ist derzeit ebenso wie der besondere Schutz dieser Areale beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nur durch die Gestaltung von Anwendungsbestimmungen oder Auflagen sowie deren Anpassung an regionale Gegebenheiten möglich.

Prospektive Risikobewertung Im Umweltbundesamt

Das Umweltbundesamt hat im Rahmen seiner gesetzlichen Aufgabe als Einvernehmensbehörde im Zulassungsverfahren die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den gesamten Naturhaushalt zu beurteilen. Da das Pflanzenschutzgesetz für Saumbiotope keine besonderen Regelungen vorsieht, sind Auswirkungen auf diese als Teil des Naturhaushalts zu bewerten.

Gemäß den gesetzlichen Vorgaben hat die Beurteilung der Auswirkungen prospektiv, d.h. vor dem Einsatz des Mittels zu erfolgen. Dabei sind die für die beantragte Anwendung vorgesehenen Bedingungen zu berücksichtigen. Ein Rückgriff auf Erfahrungswerte aus der Anwendung ist insbesondere für neue Mittel und Wirkstoffe nicht möglich. Auch für bekannte Pflanzenschutzmittel liegen selten Informationen aus kontrollierten Anwendungen vor.

An eine prospektive Risikobewertung, die anhand von Modellannahmen und Laboruntersuchungen („vom großen ins kleine ...“), sowie der Extrapolation auf die Freilandbedingungen bei der Anwendung („... und zurück.“) erfolgen muss, sind Anforderungen zu stellen, die eine möglichst genaue Vorhersage der beim (späteren) Einsatz des Mittels zu erwartenden Situation erlauben.

Als herausragende Vorgaben an die Zulassungsfähigkeit eines Pflanzenschutzmittels hat das Bundesverwaltungsgericht in seinem Urteil vom 10. November 1988 (AZ: 3 C 19.87) betont, dass im Ergebnis der Risikobewertung schädliche Auswirkungen auf die Schutzgüter mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auszuschließen sein müssen. Unter Berücksichtigung dieser Maßgabe wurden verschiedene Werkzeuge entwickelt, die für die prospektive Risikobewertung eingesetzt werden können.

Eine Grundlage des Verfahrens stellt die Expositionsrechnung dar. Sie dient der Vorhersage der zu erwartenden Konzentration eines Pflanzenschutzmittels im zu betrachtenden Umweltkompartiment und damit der möglichen Exposition von Arten, die nicht bekämpft werden sollen. Die Sensitivität bzw. Toleranz einer Gruppe von Individuen oder einer Population von Nichtzielorganismen wird im Rahmen ökotoxikologischer Prüfungen ermittelt. Die Risikobewertung im eigentlichen Sinne führt diese beiden Elemente, Exposition und Wirkung zusammen und erlaubt so eine Beurteilung und Quantifizierung des Risikos als Funktion der Wahrscheinlichkeit des Eintritts einer Auswirkung.

Expositionsrechnung

Die Berechnung der Exposition von Tier- und Pflanzenarten, die nicht bekämpft werden sollen und auf der behandelten Fläche leben erfolgt anhand der ausgebrachten Menge des Pflanzenschutzmittels unter Berücksichtigung seiner Verteilung in dem jeweiligen Umweltkompartiment. Als Hauptpfade für Verluste während und nach der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln wurden die direkte Abdrift während der Spritzung (GANZELMEIER et al. 1995) und die Abschwemmung identifiziert. Darüber hinaus ist der Nah- und Ferntransport über das Medium Luft zu berücksichtigen (KÖRDEL et al. 1998, 1999), z.B. durch Verflüchtigung oder Abdrift.

Die zu erwartende Konzentration in den Umweltkompartimenten (Predicted Environmental Concentration, PEC) wird auf der Grundlage von Prognosemodellen bestimmt, die aus Freilandhebungen abgeleitet und validiert sowie, falls erforderlich, an regionale und saisonale Gegebenheiten angepasst werden. Für Areale, die nicht direkt behandelt werden, wie Saumbiotope und ihre Biozönosen erfolgt die Vorhersage der Exposition unter Berücksichtigung der genannten Pfade.

Ökologische Testverfahren

Prüfungen zur Ermittlung der Toxizität von Stoffen, auch Pflanzenschutzmitteln und ihren Wirkstoffen erfolgen in der Regel in standardisierten Laborstudien, um eine Zuordnung zwischen der Konzentration einer Substanz und dem beobachteten Effekt zu ermöglichen. Dazu sind die weiteren Einflussfaktoren möglichst konstant zu halten.

Aus Gründen der Reproduzierbarkeit werden Prüforganismen aus Laborzuchten mit einer homogenen Altersstruktur entnommen. Neben letalen Effekten werden subletale, eindeutig definierte Endpunkte betrachtet.

Da die Organismen einer Reihe von Konzentrationen exponiert werden, ist das Ergebnis einer derartigen Untersuchung die eindeutige Beziehung zwischen der Konzentration des Agens (hier Pflanzenschutzmittel bzw. Wirkstoff) und der auf den betrachteten Endpunkt bezogenen Wirkung. Aus dieser Beziehung können effektive Konzentrationen für einen beliebigen prozentualen Anteil der Prüforganismen abgeleitet werden (EC_x). Dieser Wert ist ein Maß für die Toleranz der Testgruppe gegenüber dem Pflanzenschutzmittel bzw. dem Wirkstoff.

Risikobewertung

Aus pragmatischen Gründen dienen die in ökotoxikologischen Tests geprüften „Modell“-organismen bzw. –populationen als Stellvertreter für weitere Arten. Die Beurteilung des Risikos erfolgt durch Ermittlung des Quotienten aus an Stellvertreterorganismus bzw. –population ermittelter Toxizität (als EC_x) und prognostizierter Umweltkonzentration (als PEC). Dieser Wert wird als „Toxicity Exposure Ratio – TER“ bezeichnet.

Je größer der Abstand zwischen der ermittelten Toxizität und der vorhergesagten Umweltkonzentration ist, umso geringer ist die Wahrscheinlichkeit für den Eintritt einer Auswirkung auf den betreffenden Organismus (bzw. die Population). Ein hoher TER bedeutet demnach ein hohes Maß an Sicherheit, während für geringe TER-Werte die Wahrscheinlichkeit für den Eintritt von Auswirkungen, d. h. das Risiko zunimmt.

Sicherheitsfaktoren bei der Risikobewertung

Das Konzept der prospektiven Risikobewertung beruht auf der Stellvertreterfunktion der geprüften Organismen bzw. Populationen und der Verfahren für weitere durch den Einsatz des Mittels exponierte Arten.

Die in diesem Modell implementierten Eingangsgrößen sind auch bei der Beurteilung des Risikos zu berücksichtigen:

- Die biologische Aktivität eines Wirkstoffes ist durch die in den ökotoxikologischen Tests geprüften Endpunkte nicht immer repräsentiert
- Die Extrapolation von im Labor beobachteten Effekten auf die Situation im Freiland ist mit Unsicherheiten verbunden
- In der konkreten Situation im Freiland sind die exponierten Organismen zusätzlichen Stressoren ausgesetzt
- Nur im Ausnahmefall werden die für das zu beurteilende System ökologisch relevanten Arten untersucht
- Für ganze Tierstämme, z. B. Amphibien existieren keine Prüfungen, im Ergebnis der Risikobewertung muss jedoch auch für diese Arten eine Gefährdung ebenfalls auszuschließen sein
- Anreicherungen und langfristige Effekte über die Nahrungsnetze müssen in der Risikobewertung adäquat erfasst sein

Risikominimierung

Bei Unterschreiten eines in Abhängigkeit von der Integrationsebene und der ökotoxikologischen Relevanz des Testverfahrens festgelegten TER-Wertes kann das Risiko bei der Anwendung des Mittels durch geeignete Maßnahmen auf ein vertretbares Maß reduziert werden.

Eine Minimierung des Risikos kann auf verschiedenen Wegen erreicht werden und ist bei der Risikobewertung quantitativ zu berücksichtigen. Als eine wirksame und praktikable Möglichkeit werden expositionsverringende Maßnahmen zur Reduktion der Einträge in nicht behandelte Areale angesehen.

Durch eine entsprechende, entwickelte Spritztechnik kann die Abdrift während der Anwendung erheblich reduziert werden. Eine Überprüfung und Optimierung der Aufwandsmengen kann ebenfalls zur Risikominimierung beitragen. Eine Expositionsminimierung für nicht behandelte Areale kann auch durch eine Abstandsaufgabe erreicht werden. Als weitere Maßnahme, die jedoch im derzeitigen Zulassungsverfahren nur begrenzt umsetzbar ist, wird die Anpassung auf regionale Gegebenheiten in Betracht gezogen.

Anwendung auf Saumbiotope

Als primärer Eintragspfad für Pflanzenschutzmittel bzw. ihre Wirkstoffe in Saumbiotope wird die Abdrift während der Anwendung angesehen. In Abhängigkeit von den Eigenschaften des Mittels und den geologischen Gegebenheiten können auch luftgetragene Exposition und Abschwemmung eine wichtige Rolle für die Exposition spielen.

Aus dem Spektrum der gemäß Richtlinie 91/414/EWG zu untersuchenden Arten kommt bei der Beurteilung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Saumbiotope Säugetieren und Vögeln trotz ihrer Zugehörigkeit zu den Biozöosen aufgrund ihrer Mobilität und dem ausgeprägten Fluchtverhalten eine vergleichsweise geringe Relevanz zu. Diese Arten sind eher durch persistente und bioakkumulierende Wirkstoffe gefährdet.

Als stellvertretende Testorganismen für die Biozöosen von Saumbiotopen werden daher Arthropoden, Regenwürmer und Pflanzen zur Risikobewertung herangezogen. Aufgrund der begrenzten Auswahl möglicher Repräsentanten wird die Einstellung von Sicherheitsfaktoren für unbedingt erforderlich erachtet.

Die Risikobewertung für Saumbiotope soll am Beispiel Arthropoden erläutert werden. Die Berechnung der Konzentration im Saumbiotop erfolgt anhand des Abdriftmodells von GANZELMEIER et al. (1995). Das Risiko wird mit Hilfe der EC_{30} aus einem ökotoxikologischen Test an einem Stellvertreter-Organismus, z.B. *Typhlodromus pyri* quantifiziert.

Ist der Abstand zwischen ermittelter EC_{30} und der für das Saumbiotop in einem Abstand von 1 m zur behandelten Fläche berechneten PEC geringer als 10, d. h. der TER-Wert < 10 , so können unvermeidbare Auswirkungen auf Arthropoden nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden (SCHULTE et al. 1999).

Um die Sicherheit zu erhöhen, werden daher Maßnahmen zur Risikominimierung in die Risikobewertung einbezogen. Einen abdriftmindernden Effekt könnte z.B. eine entsprechende Abstandsaufgabe zum Saumbiotop bedingen. Wenn auch unter Berücksichtigung derartiger Maßnahmen unvermeidbare Auswirkungen nicht mit genügender Sicherheit ausgeschlossen werden können, so ist eine Entlastung mit Hilfe höherstufiger Untersuchungen, die eine Annäherung an die Situation im Freiland erlauben erforderlich.

Die Grundlage der Risikobewertung sollten jedoch immer eindeutig interpretierbare Versuche zur Ökotoxizität unter Standardbedingungen darstellen.

Ausblick

Es wird zu prüfen sein, inwieweit mit Hilfe von Risikominimierungsmaßnahmen der Schutz von Saumbiotopen vor Einflüssen von Pflanzenschutzmitteln sichergestellt werden kann. Soweit möglich sollten derartige Maßnahmen regionale Gegebenheiten berücksichtigen. Als letzter wichtiger Punkt muss erwähnt werden, dass Saumbiotope in ihrer Struktur und Funktion nur erhalten werden können, wenn die Sicherstellung des Schutzziels durch eine entsprechende Kontrolle der Auflagen oder Anwendungsbestimmungen gewährleistet ist.

Literatur

ANONYM (1991): Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L **230**, 34. Jahrgang.

DE SNOO, G.R.; VAN DER POLL, R.J. (1999). Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agri. Ecosys, Environ.* **73** (1), 1-6.

- GANZELMEIER, H.; RAUTMANN, D.; SPANGENBERG, R., STRELOKE, M.; HERMANN, M.; WENZELBURGER, H.-J.; WALTER, H.-F. (1995): Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. **305**, 111 S.
- KLEIJN, D.; SNOEIJING, G.I.J. (1997). Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical changes caused by low levels of herbicide and fertilizer. J. Appl. Ecol. **34** (6), 1413-1425.
- KÖRDEL, W.; KLÖPPEL, H. (1998): Exposition von naturnahen Ökosystemen durch luftgetragene Pflanzenschutzmittel. UBA-Forschungsbericht 126 05 110.
- KÖRDEL, W.; KLÖPPEL H.; MÜLLER, M. (1999): Entwicklung eines mehrstufigen Verfahrens zur Bewertung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in terrestrische Ökosysteme über den Luftpfad. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben, UBA-Forschungsbericht, FKZ 360 030 17.
- SCHULTE, C.; FÜLL, C., KÜHNEN, U. (1999): Bewertungskriterien des Umweltbundesamtes: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. **11** (5), 261-266.

Aspekte der Risikobetrachtung bei saumbiotopbewohnenden Organismen aus Sicht der chemischen Industrie

Künast, C.

BASF AG, Limburgerhof

Zusammenfassung

Die Planbarkeit der Zulassungsbedingungen ist eine Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Entwicklung von neuen Pflanzenschutzmitteln. Nicht-Zielpflanzen und Nicht-Zielarthropoden sind als zulassungsrelevante Arbeitsgebiete vergleichsweise neu, hier besteht Bedarf an Harmonisierung sowohl im internationalen wie im nationalen Rahmen, ein Prozess, an dem Zulassungsbehörden und Industrie teilnehmen müssen. Dies betrifft sowohl die experimentelle Datenbasis wie die darauf aufbauende Risikobetrachtung und gegebenenfalls resultierende Risikominimierungsmaßnahmen, welche auch die Landwirtschaft betreffen. So lange diese Klärung nicht erfolgt ist, bedarf es einer Interimslösung, etwa eines Moratoriums, während dessen die zukünftigen Zulassungsbedingungen definiert werden und in dem laufende Zulassungen weiter bearbeitet werden können.

Rahmenbedingungen für die Entwicklung eines Pflanzenschutzmittels

Die Erfolgsaussichten bei der Entwicklung neuer Pflanzenschutzmittelwirkstoffe hängen in starkem Maße von den Konzepten ab, nach denen national und international Zulassungen erteilt werden. Betrachtet man zunächst die nötigen Ressourcen für die Entwicklung eines neuen Wirkstoffs, so stellen sie sich derzeit in folgenden Größenordnungen dar:

- Die Kosten für Forschung, Entwicklung und Zulassung eines neuen Wirkstoffs summieren sich derzeit auf ca. 300 Millionen DM (ohne Bau einer Produktionsanlage).
- Die "Trefferwahrscheinlichkeit" dafür, daß ein neu synthetisiertes Molekül die nötigen Anforderungen wie biologische Wirkung, Herstellbarkeit und Zulassbarkeit erfüllt, ist außerordentlich gering, sie liegt bei 1 : 20 000.
- Vom Zeitpunkt der Erstsynthese eines neuen Moleküls bis zur ersten Vermarktung vergehen ca. 10 Jahre. Man kann von der realistischen Annahme ausgehen, daß zwei Jahre nach der ersten Synthese - also ca. 8 Jahre vor einer Markteinführung - entschieden wird, ob eine Substanz entwickelt werden kann, womit auch eine Investition in der oben genannten Größenordnung beginnt.

Welche Konsequenzen ergeben sich daraus? Angesichts der hohen Investitionen ebenso wie wegen der Notwendigkeit zu langfristigen Entscheidungen ist offensichtlich, daß die Zulassung für einen neuen Wirkstoff nach Prinzipien erfolgen muß, die ein sehr hohes Maß an Planbarkeit enthalten. Ebenso folgt daraus die Notwendigkeit zu einer möglichst weitgehenden internationalen Harmonisierung der Zulassungsbedingungen, weil nur länderübergreifende Vermarktungsstrategien die genannten Investitionen rechtfertigen.

Gerade im Bereich der terrestrischen Ökotoxikologie mit den relativ neuen Arbeitsgebieten "Nicht-Zielarthropoden" und "Nicht-Zielpflanzen", beide Elemente von Saumbiozöosen, besteht derzeit angesichts unterschiedlicher Auffassungen hinsichtlich der Zulassungskriterien dringender Klärungsbedarf (ANONYM, 1996; FORSTER & ROTHERT, 1999; FÜLL et al. 1999; SCHULTE et al. 1999).

Nebenwirkungen und ihre Vertretbarkeit

Saumbiotope sind "Biotope von meist schmäler Ausdehnung, die sich beim Angrenzen zweier verschiedenartiger Lebensräume herausbilden und die ihre eigene, charakteristische Artenkombination haben" (TISCHLER, 1975). Beispiele sind Hecken, Waldränder, Alleen, Grassäume und ebene Gewendestreifen, Ackerränder, Gräben, Gehölzsäume (RÖSER, 1995).

Pflanzenschutzmittel sind definitionsgemäß biologisch aktiv, sie werden meist bestimmungsgemäß im Freiland eingesetzt, sie können Nebenwirkungen auf Nicht-Zielorganismen haben; deshalb ist seitens des Gesetzgebers auch nicht "Nebenwirkungsfreiheit" verlangt, vielmehr sind Nebenwirkungen auszuschließen, die "nach dem Stande der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht vertretbar sind" (ANONYM 1998).

Was ist aber "Vertretbarkeit?" Diese allgemeine Frage stellt sich keineswegs nur bei Saumbiotopen, gewinnt aber auf Grund der speziellen Situation saumbiotopbewohnender Organismen an Komplexität.

Ein Saumbiotop kann in Gänze als mögliches Schutzgut betrachtet werden, aber ebenso unter funktionalen Aspekten, nämlich als Pufferzone, die dahinter oder tiefer gelegene Areale vor Drift abschirmt. Damit besteht eine andere Situation als etwa bei gewässerbewohnenden Organismen, auch deshalb, weil der klassische Populationsbegriff vor allem wegen des Migrationsverhaltens vieler terrestrischer Organismen begrenzt anwendbar ist und zum Metapopulationskonzept führt.

Diese Betrachtung führt, auf die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln und ihre Planbarkeit bezogen, zurück zur eingangs gestellten Frage nach der Vertretbarkeit: Dieser Begriff bedarf einer Präzisierung sowie eines gemeinsamen Verständnisses bei Behörden und Industrie.

Saumbiotope als Elemente wirtschaftlicher Nutzung und der Dynamik einer Kulturlandschaft

Die Vielfalt der genannten Saumbiotope in den Agrarlandschaften Deutschlands ist in den meisten Fällen das Ergebnis wirtschaftlicher Nutzung, wozu Schutz vor Winderosion, Schutz vor Bodenabtrag durch Wasser, Brennholzproduktion, Bodentemperaturbeeinflussung bis zur Gewinnung von Früchten zählen (RÖSER, 1995).

Der rückläufige Charakter vieler Saumbiotope ist durch Wort und Bild vielfach belegt. Das Attribut "historisch" hinter manchen Nutzungsformen weist darauf hin, daß unter modernen landwirtschaftlichen Bedingungen diese "off crop-Habitate" weniger wichtig, bedeutungslos, zum Teil sogar störend sind. Statt dessen zeichnet sich die Gefahr ab, daß sich die ursprüngliche praktische Nutzung ins Gegenteil verkehrt:

Würden Saumbiotope im Zulassungsverfahren analog zu Gewässern einer Risikobetrachtung einschließlich Risikominimierungsmassnahmen unterworfen - etwa über eine mit Sicherheitsfaktoren verknüpfte TER-Berechnung (FÜLL et al. 1999; SCHULTE et al. 1999) -, so würde dies eine drastische Einschränkung der Pflanzenschutzmittelanwendung sowie die Nicht-Zulassbarkeit bei einer erheblichen Anzahl von Produkten bedeuten.

Diese Nutzungseinschränkung der an Saumbiotope angrenzenden landwirtschaftlichen Fläche steht zum einen im Gegensatz zu der eingangs genannten, praxisbezogenen Zweckbindung. Sie läßt zum anderen erwarten, daß der Erhalt dieser Lebensräume oder deren Neuanlage von der Landwirtschaft nicht gefördert oder auch abgelehnt wird. Statt dessen sollte eine Risikobetrachtung berücksichtigen, daß der Nutzungsaspekt bei Saumbiotopen erhalten bleibt, was nicht ausschließt, gezielt Flächen zum Schutz von Arten zu benennen und diese in Abstimmung mit der Landwirtschaft verstärkt unter ökologischen Gesichtspunkten zu betrachten.

Artenvielfalt in der Kulturlandschaft

Die vorliegenden Gesetzestexte stellen den Artbegriff in den Mittelpunkt der Schutzzielbetrachtung bei der Pflanzenschutzmittelzulassung:

- "Insbesondere müssen die Daten über den Wirkstoff, die übrigen maßgeblichen Angaben und die Angaben über eine oder mehrere wirkstoffhaltige Zubereitungen ausreichen, um die Vorkehrungen zum Schutz der nicht zu den Zielgruppen gehörenden Arten anzugeben" (ANONYM, 1996).
- "Naturhaushalt: seine Bestandteile Boden, Wasser, Luft, Tier- und Pflanzenarten sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen" (ANONYM, 1998).

Hier sollten zwei Aspekte der vielschichtigen Thematik von Artenvielfalt in der Kulturlandschaft angesprochen werden, die gerade im Zusammenhang mit saumbiotopbewohnenden Organismen und ihrer Bedeutung im Zulassungsverfahren eine wesentliche Rolle spielen, nämlich die Artenzahl und die Artendynamik. Aus Deutschland sind ca. 44.700 Tierarten und ca. 9.150 Pflanzenarten (einschließlich Moose, Flechten, Pilze und Algen) beschrieben.

Unter den Tierarten stellen die Arthropoden mit ca. 34.400 Arten, davon 29.500 Insekten, die Mehrzahl (FLINDT, 1995). Angesichts dieser Vielfalt ist offensichtlich, daß eine auch annähernd "vollständige" Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren die Grenzen jeder Machbarkeit sprengen würde. Dies gilt auch für die Vielfalt der ökologischen Interaktionen, die als zusätzlicher Parameter theoretisch in Betracht kommen.

Wie kann die Lösung dieses Problems aussehen? Hier bedarf es angesichts der ökologischen Komplexität einerseits und der Notwendigkeit eines praktikablen und planbaren Prüfablaufes andererseits einer klar abgestimmten Position zwischen Behörden und Industrie, um zu vermeiden, daß nicht vorhersehbare Zusatzforderungen für die Zulassung zu einem unüberwindbaren Hindernis werden. Ein klarer Bezug auf vorhandene Richtlinien (BARRETT et al. 1994) und gegebenenfalls zukünftig im internationalen Rahmen abzustimmende Dokumente ist deshalb unerlässlich.

Die Landschaft Deutschlands ist bis auf kleine Flächenanteile nicht im Urzustand, sondern vom Menschen geprägt und damit einer Dynamik in historischen Zeitabläufen unterworfen (KÜSTER, 1995). Gerade Saumbiotope sind, wie bereits angesprochen, ein wesentliches Element dieser Dynamik. Auch das Arteninventar Deutschlands ist nicht konstant, sondern enthält ein Element des Wandels, der in erster Linie durch Vordringen und Zurückweichen von Verbreitungsgrenzen bedingt ist.

Dieses Prinzip von Kommen und Gehen einzelner Arten soll hier deshalb angesprochen werden, weil ein "Rückgang der Artenzahl" in Deutschland häufig als Argument verwendet wird, zusätzliche Forderungen an die Landwirtschaft zu begründen, zu denen auch eine Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes zählt (ANONYM, 1997).

In der Tat ist zweifellos richtig, daß, wie nationale "Rote Listen" belegen, Tier- oder Pflanzenarten in Deutschland rückläufig sind oder aus Deutschland verschwinden. Ebenso richtig ist aber auch, daß neue Arten dazukommen - als "Neusiedler", die teilweise durch aktive Arealausweitung, teilweise durch anthropogene beabsichtigte oder unbeabsichtigte Einfuhr, heimische Arten werden ("heimisch" im Sinn von Arten, die sich über mehrere Generationen in freier Natur auf Populationsniveau ohne menschliche Hilfe erhalten).

Dieses Prinzip von Kommen und Gehen und die daraus resultierende Bilanzierung läßt sich bei solchen systematischen Gruppen gut verfolgen, zu denen langfristige Datenerhebungen vorliegen. 31 aus Deutschland verschwundenen Wirbeltierarten (NOWAK et al. 1994) stehen mindestens ebensoviele Neusiedler entgegen, in Baden-Württemberg sind ca. 72 höhere Pflanzenarten erloschen, deutlich mehr Arten haben sich neu eingesiedelt (VERSCH. AUTOREN, 1990-1998).

Ohne das Thema an dieser Stelle vertiefend zu betrachten, soll darauf hingewiesen werden, daß eine Aussage über die Artenzahl eines Landes oder einer Region nicht nur davon abhängt, wie viele Arten zu einem bestimmten Zeitpunkt "heimisch" sind, sondern in starkem Maße davon, nach welchen Prinzipien gezählt wird.

Literatur

ANONYM (1996): Richtlinie 96/12/EG der Kommission vom 8. März 1996 zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L. 65/20, DE .

ANONYM (1996): Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414EWG). Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft **20**.

ANONYM (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Hrsg.: Bundesamt f. Naturschutz. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.

- ANONYM (1998): Gesetz zum Schutz von Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PFLSchG). Bundesgesetzblatt Teil I, **28**.
- BARRETT, K.L.; GRANDY, N.; HARRISON, E.G.; HASSAN, S.; OOMEN, P. (1994): SETAC-Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides with non-target arthropods; from the Workshop: European Standard Characteristics of Beneficials Regulatory Testing (ESCORT).
- FORSTER, R.; ROTHERT, H. (1999): Zulassung von Pflanzenschutzmitteln gemäß Richtlinie 91/414/EWG - Ein Konzept zur Risikominimierung für Nichtzielarthropoden, insbesondere auf Nichtzielflächen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutz. **51** (5), 119-123.
- FLINDT, R. (1995): Biologie in Zahlen. G. Fischer Verlag, Stuttgart .
- FÜLL, C.; JUNG, S.; SCHULTE, C. (1999): Prüfanforderungen des Umweltbundesamtes zur Bewertung von Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Pflanzen. Z. Umweltchem. Ökotox **11** (3) 145-149.
- KÜSTER, H. (1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. C. H. Beck Verlag, München.
- NOWAK, E.; BLAB, J.; BLESS, R. (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.
- RÖSER, B. (1995): Saum- und Kleinbiotope. Ecomed Verlag, Landsberg/Lech.
- SCHULTE, C.; FÜLL, C.; KÜHNEN, U. (1999): Bewertungskriterien des Umweltbundesamtes: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden. Z. Umweltchem. Ökotox. **11** (5), 261-266.
- TISCHLER, W. (1975): Wörterbücher der Biologie. Ökologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- VERSCH. AUTOREN (1990-1998): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden Württembergs. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

SEKTION II - BESCHAFFENHEIT, TYPISIERUNG UND UMFANG VON SAUMBIOTOPEN

Saumbiotope in Deutschland – ihre historische Entwicklung, Beschaffenheit und Typisierung

Kühne, S.; Freier, B.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für integrierten Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Zusammenfassung

Die historische Entwicklung der verschiedenen in Deutschland anzutreffenden Saumbiotope ist eng mit der landwirtschaftlichen Produktion verbunden. Neben Heckenanpflanzungen im 18. Jahrhundert aufgrund zunehmender Bodenerosion und Holzverknappung sind schon am Anfang des 19. Jahrhunderts Hecken in großem Ausmaß gerodet worden, um die landwirtschaftlichen Erträge durch die vergrößerte Ackerfläche zu steigern. Aus demselben Grund kam es nach dem zweiten Weltkrieg in Deutschland zu umfangreichen Saumbiotopzerstörungen. Mit dem Ende des 20. Jahrhunderts ist erstmalig die Neuanlage von Saumstrukturen nicht nur Ergebnis ökonomischer Zwänge.

Ein Wandel im gesamtgesellschaftlichen Bewusstsein ist eingetreten, der den Agrargebieten neben der weiterhin wichtigen Aufgabe der Nahrungsmittelproduktion auch eine wichtige Naturschutz- und Lebensraum erhaltende Funktion für alle der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten zugesteht. Die einheitliche Kategorisierung und Definition von Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft und Kenntnisse der Häufigkeit ihres Vorkommens stellen eine wichtige Grundlage für eine differenzierte Risikobewertung von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Nichtzielflächen dar. Grundsätzlich lassen sich linienhafte (= Saumbiotope) von flächigen oder punktuellen Kleinstrukturen unterscheiden. Insgesamt wurden 8 unterschiedliche Saumbiotope und 8 flächige Kleinstrukturen in Nachbarschaft von Agrarflächen differenziert.

Historische Entwicklung, Beschaffenheit und Typisierung

Saumbiotope, wie Hecken, Feld-, Wiesen- und Wegraine, gliedern und beleben die Landschaft. Da sie weitgehend naturbelassen sind und eine große Strukturvielfalt besitzen, zählen sie zu den artenreichsten Biotopen. Ihre geschichtliche Entwicklung ist besonders am Beispiel der Hecken nachvollziehbar.

So ist die Anlage von Hecken als Umfriedung der Felder schon aus altgermanischer Zeit bekannt. So berichtete der römische Feldherr und Staatsmann Gajus Julius Caesar (100 bis 44 vor Christus) im zweiten Buch seines „De bello Gallico“ von Dornenhecken bei den Nerviern, einem Stamm der Belgen.

Mit niedergebogenen und verflochtenen jungen Bäumen sowie mit Dornen- und Brombeersträuchern bepflanzten Zwischenräumen suchten sie Eindringlinge und wilde Tiere abzuwehren (POTT, 1989). Die Entstehung, aber auch die Zerstörung der verschiedenen Saumbiotope ist in der Kulturgeschichte des Menschen eng mit der landwirtschaftlichen Produktion verbunden.

Im Mittelalter dienten Hecken vor allem in maritimen und montanen Gebieten, wo Ackerbau und Weidewirtschaft nebeneinander betrieben wurden, als lebende Zäune, um das Vieh von den Ackerflächen fern zu halten. Zudem lieferten sie Nutz- und Brennholz, Flechtwerke sowie Laubheu für die Winterfütterung des Viehs.

Die Holznutzung der Wälder im 16. und 17. Jahrhundert führte zu einer starken Öffnung der Landschaft, in deren Folge es besonders in Nordwestdeutschland durch Überweidung verstärkt zu Bodenerosionen mit umfangreichen Sandverlagerungen und Wanderdünenbildung kam. Dies führte schon im 17. und besonders ab der 2. Hälfte des 18. Jahrhunderts zu umfangreichen Heckenpflanzungen, den sogenannten „Knicks“, die ihren Namen dem periodischen Abschlagen (knicken) der Gehölze verdanken (SCHUPP & DAHL, 1992).

In kontinentalen Gebieten mit überwiegendem Ackerbau und spärlicher Viehhaltung war solche Anlage von Saumstrukturen nicht erforderlich. Sie bildeten sich vielmehr im Laufe der Zeit auf den vom Feld abgesammelten und am Rand abgelegten Steinen durch natürliche Begrünung mit verschiedenen anspruchslosen Sträuchern und auch einzeln stehenden Bäumen (Abb. 1).



Abb. 1 Knicks bzw. Wallhecken sind in Schleswig-Holstein meist auf Erdhügeln gepflanzt (links). Hingegen entstanden Hecken in Regionen mit überwiegendem Ackerbau durch natürliche Begrünung der vom Feld abgesammelten und am Feldrand abgelegten Steinen (rechts) (Foto: KÜHNE).

Der Rückgang der Hecken und anderer Saumstrukturen wurde schon im 19. Jahrhundert eingeleitet. Der preußische König Friedrich Wilhelm III. veranlaßte am 30. September 1805 per Dekret die Rodung gewachsener Wallhecken in Westfalen um die landwirtschaftlichen Erträge durch die vergrößerte Ackerfläche zu steigern. Mit der Intensivierung der Landwirtschaft zu Beginn dieses Jahrhunderts wurden Hecken regelrecht zum Hindernis.

Die Bedeutung als Holz- und Futterquelle ging zurück, und neue leistungsfähigere Landmaschinen verlangten besonders nach dem II. Weltkrieg nach größeren Feldschlägen, um ausgelastet zu werden. In Schleswig-Holstein wurde die Länge der Knicks von 75.000 km im Jahr 1950 auf etwa 50.000 km im Jahr 1978 verringert.

In Ostdeutschland erfolgte mit Gründung der DDR die Überführung von privatem Landeigentum in genossenschaftliches Eigentum und bildete die Grundlage für die folgende Großflächenwirtschaft. So wurden hier besonders in den 70er Jahren viele Saumstrukturen beseitigt. Felder von über 100 ha Größe waren keine Seltenheit, und wieder nahmen Wind- und Wassererosion, besonders auf den sandigen Böden Nordostdeutschlands drastisch zu.

Deshalb legten staatliche Forstwirtschaftsbetriebe und landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaften in den achtziger Jahren Windschutzhecken an. Des schnellen Wachstums wegen wählten sie Pappelhybride mit Sträuchern als Unterwuchs. In geraden, oft kilometerlangen Reihen durchschneiden solche Anpflanzungen die ebenen Agrargebiete Ostdeutschlands, und die einheitliche Größe der Pappelbäume verleiht der Landschaft einen strengen, oft herben Charakter (Abb. 2).

Das Holz dieser Bäume wollte man später zu Streichhölzern und Palettenholz verarbeiten.

Im Gegensatz zu heimischen Gehölzen, die mehrere hundert Jahre alt werden können und sich über Samenbildung und Stockausschlag selbst regenerieren, ist die Lebensdauer dieser Heckenform auf 60 bis 80 Jahre begrenzt. Die Pappel als prägender Heckenbestandteil stirbt dann ab und ist nicht mehr in der Lage, sich selbst zu reproduzieren.



Abb. 2 Pappelhecken mit vergleichsweise geringer ökologischer Wertigkeit durchschneiden mit oftmals monotoner Gleichmäßigkeit die ebenen Agrargebiete Ostdeutschlands und geben der Landschaft häufig einen herben Charakter (Foto: STEIN).

Durch Krankheiten geschwächt, stellen viele Pappeln schon heute eine Gefahr für Wasserwege und Straßen dar. Berücksichtigt man die Länge dieser speziellen Heckenform nur allein im Landkreis Teltow Fläming des Landes Brandenburg von 430 km Länge, so wird der enorme Handlungsbedarf deutlich (KÜHNE & BAIER, 1998).

Aus vergleichenden Vogelbeobachtungen ergibt sich für die Pappelhecken ein vergleichsweise geringerer ökologischer Wert. Während für eine strukturreiche Hecke (Länge 450 m, Breite 10 – 15 m) in Nordrhein-Westfalen auf jeweils 100 Meter Heckenlänge 6,8 brütende Vogelpaare und 17 Arten gezählt wurden, kommen auf eine einreihige Pappelreihe mit teilweise ausgeprägter Strauchschicht (Länge 6000 m, Breite 7 m) nur 2,7 Paare und 10 Vogelarten (BAIRLEIN & SONNTAG, 1994).

Besonders in Ostdeutschland ist nach der Wiedervereinigung 1990 eine Renaissance der Hecke zu beobachten. Wiederum sind es die sich ändernden Eigentumsverhältnisse, die neue Möglichkeiten schaffen, Saumstrukturen anzulegen.

Erstmals sind es aber nicht nur ökonomische Zwänge, die den Landwirt dazu veranlassen, sondern ein Wandel im gesamtgesellschaftlichen Bewusstsein, das den Agrargebieten neben der weiterhin wichtigen Aufgabe der Nahrungsmittelproduktion auch eine wichtige Naturschutz- und Lebensraum erhaltende Funktion für alle der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten zugesteht.

Welche Bedeutung den Saumbiotopen z.B. für die Bestandsentwicklung der Brutvögel zukommt, zeigt der seit 1975 verzeichnete Rückgang von 11 wichtigen Heckenbrütern, wie z.B. Raubwürger, Hänfling, Dorngrasmücke und Goldammer. Insgesamt sind 31 Vogelarten durch die Ausräumung der Landschaft betroffen, darunter das Rebhuhn (GEORGE, 1996).

Entscheidend dabei ist nicht nur der Rückgang des Heckennetzes insgesamt, sondern auch die Verinselung verbliebener Heckenbereiche.

Dadurch erschwert sich der notwendige Populationsaustausch zwischen den Arten, so dass sich die Rahmenbedingungen für ein Überleben am Standort zusätzlich verschlechtern. Von neuem stellt sich die Frage nach der Strukturierung großer Agrarflächen, um einerseits den Bodenschutz zu gewährleisten und andererseits einen optimalen Überlebensraum für die vielfältige Lebewelt zu schaffen.

Darüber hinaus zeigen Versuchsansätze in Deutschland und der Schweiz Möglichkeiten auf, durch die Gestaltung geeigneter Saumstrukturen wichtige Nützlingsgruppen, wie z.B. Schwebfliegen, Schlupfwespen und Marienkäfer so zu fördern, dass sie effektiver dazu beitragen, Blattläuse in den angrenzenden Feldkulturen auf natürliche Weise zu regulieren.

Neben entsprechenden Programmen zur Heckenueanlage werden in Deutschland seit 1985 Ackerrandstreifen bzw. Ackerschonstreifen gefördert. Es handelt sich dabei um einen 3 bis 8 m breiten Feldrandstreifen innerhalb der Ackerfläche, auf dem keine Herbizide, Insektizide und teilweise keine Dünger angewendet werden.

Neben der Erhaltung der Ackerwildkräuter konnten in diesen Bereichen 10 bis 60 % höhere Arten- und Individuenzahlen räuberischer Laufkäfer und Spinnen festgestellt werden (WELLING et al. 1994). Die blühenden Wildkräuter locken verstärkt Schwebfliegen an, welche den Pollen für ihre Entwicklung benötigen. Sie legen ihre Eier auch in die Blattlauskolonien der angrenzenden Felder ab, in denen die schlüpfenden Larven reichlich Nahrung vorfinden. Ein verringerter Blattlausbefall konnte im Getreide bis in 20 m Feldtiefe nachgewiesen werden.

Seit Anfang der 90er Jahre geht man in der Schweiz mit der Anlage von Ackerkrautstreifen nicht nur am Rand sondern auch innerhalb der Felder einen Schritt weiter (NENTWIG, 1992). Dabei handelt es sich um 1,5 m breite, unbewirtschaftete, kulturpflanzenfreie Streifen, die im regelmäßigen Abstand von bis zu 36 m angelegt werden. Zur Begrünung wird eine Mischung ein- und mehrjähriger Ackerwildkräuter eingesät. Neben der Strukturierung der sonst monotonen Agrarfläche konnten ebenfalls positive Auswirkungen auf die Nützlingsdichten und die gesamte Insektengesellschaft festgestellt werden.

Wie auch das Ackerschonstreifenprogramm in Deutschland werden Ackerkrautstreifen in der Schweiz nur dann in die Praxis umgesetzt, wenn entsprechende Ausgleichszahlungen an die Landwirte erfolgen. Trotz höherer Nützlingsdichten in den angrenzenden Kulturen kann man dem Landwirt nicht versichern, dass er dadurch weniger Schaderregerprobleme haben wird und bei dem von ihm angestrebten Ertragsziel auf eine Insektizidanwendung ganz verzichten kann.

Zu groß sind die ökonomischen Zwänge, als dass der Bauer ein Risiko eingeht und zu vielschichtig die Einflussfaktoren, die ein Massenaufreten z.B. der Blattläuse beeinflussen. Neben der Witterung, Bodenart und Wasserversorgung spielt die gesamte Bewirtschaftungsintensität eine Rolle. Enge Fruchtfolgen mit nur wenigen sich abwechselnden Kulturarten und hohe Düngergaben erhöhen die Anfälligkeit der Kulturpflanze gegenüber Krankheiten und Schaderreger.

Für die breite Akzeptanz sowohl durch den Landwirt als auch aus Naturschutzsicht müssen deshalb Konzepte gefunden werden, die eine ökologische und zugleich ökonomische Neustrukturierung der Landschaft zulassen.

Ein Beispiel dafür ist die nach Hermann Benjes benannte Hecke, bei der sich entlang aufgeschichteter Totholzwälle durch Windanflug und Tiertransport soviel Gehölzsamen ansammeln, dass eine dauerhafte Hecke heranwächst. Das Prinzip hatte der Brandenburger Chirurg und Begründer der naturnahen Waldforschung in Deutschland August Bier (1861 bis 1949) in den dreißiger Jahren erstmals zum Windschutz von Waldbeständen eingesetzt (KÜHNE, 1998).

Um die Etablierung der Hecke zu beschleunigen, hat dieses erfolgreiche Prinzip verschiedene Modifikationen erfahren und schließt in der sogenannten „Brandenburger Schichtholzhecke“ die Anlage blütenreicher Krautstreifen mit ein (KÜHNE, 1994) (Abb. 3). Sie besteht aus zwei parallel zueinander verlaufenden Gestrüppwällen aus Totholz, zwischen denen heimische Bäume und Sträucher einreihig gepflanzt wurden. Das Totholz selbst lieferten und schichteten kostenlos Berliner Grünflächenämter und sparten dadurch die Ausgaben für die Beseitigung der Äste und Zweige. Sie schützten die Gehölzpflanzung ausreichend vor Wildverbiss, so dass die kostenaufwendige Umzäunung eingespart werden konnte.

Den Abschluss der Wälle bilden große Holzstämmen, die ungeordnet aufeinanderliegen und dadurch eine Vielzahl von Unterschlupfmöglichkeiten z.B. für Igel bieten. Entlang der Hecke wurde ein 6 m breiter Wildkräuterstreifen angelegt. Sechs Jahre nach der Fertigstellung der Hecke hat sich die Anzahl der an den Wällen wachsenden Gehölze verdreifacht.

Das Totholz wurde von Beginn an als Nisthabitat von Neuntöter und Goldammer genutzt, und der Wildkräuterstreifen trägt zur Nützlingsförderung in der angrenzenden Feldkultur bei (KÜHNE, 1998). Die „Brandenburger Schichtholzhecke“ ist der erfolgreiche Versuch, Saumbiotope neu in die Agrarlandschaft einzufügen und dabei Naturschutz- und Landwirtschaftsinteressen miteinander zu verbinden.



Abb. 3 Der Wildkräuterstreifen an der „Brandenburger Schichtholzhecke“ bietet dank zeitlich gestaffelter Blühfolge den verschiedenen Blütenbesuchern während der gesamten Vegetationsperiode Nahrung (Foto: KÜHNE).

Die einheitliche Kategorisierung und Definition von Kleinstrukturen in der heutigen Agrarlandschaft und Kenntnisse der Häufigkeit ihres Vorkommens stellen eine wichtige Grundlage für eine differenzierte Risikobewertung von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Nichtzielflächen dar. Grundsätzlich lassen sich linienhafte (= Saumbiotope) von flächigen oder punktuellen Kleinstrukturen unterscheiden. Insgesamt wurden 8 unterschiedliche Saumbiotope und 8 flächige Kleinstrukturen in Nachbarschaft von Agrarflächen differenziert (Abb. 4) Die dazugehörigen Definition finden sich bei KÜHNE et al. (1999).



Abb. 4 Kategorisierung von Kleinstrukturen in Nachbarschaft zu Agrarflächen (entnommen aus Kühne et al. 1999).

Obwohl es möglich ist, alle in der Agrarlandschaft vorkommenden Kleinstrukturen einem jeweiligen Typ zuzuordnen, gibt es Überschneidungen und Grenzfälle, bei denen eine Zuordnung schwerfällt. Am Beispiel der Ackerschonstreifen wird das Problem besonders deutlich. Den Ackerschonstreifen als Saumbiotop zu verstehen, ist gewiss kontrovers zu diskutieren.

Dafür spricht, dass er eine linienförmige Kleinstruktur am Außenrand der Ackerfläche darstellt und in Bezug auf Pflanzenschutzmaßnahmen als Nichtzielfläche gilt. Ohne Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und mineralischen Düngern unterliegt er eingeschränkten Kulturmaßnahmen.

Dagegen spricht, dass sich der Ackerschonstreifen zweifelsfrei noch innerhalb der Ackerfläche befindet, organisch gedüngt werden kann und nur für eine Zeitdauer einer Feldkultur, zumeist Getreide, angelegt wird.

Literatur

- BAIRLAIN, F., SONNTAG, B. (1994): Zur Bedeutung von Straßenhecken für Vögel. *Natur und Landschaft* **69** (2), 43-48.
- GEORGE, K. (1996): Deutsche Landwirtschaft im Spiegel der Vogelwelt. *Vogelwelt* **117**, 187-197.
- KÜHNE, S. (1994): Die Brandenburger Schichtholzhecke. *Grünstift* **1**, 51-53.
- KÜHNE, S. (1998): Saumstrukturen in der Landwirtschaft. *Spektrum der Wissenschaft* **9**, 95-97.
- KÜHNE, S. (1998): Wie groß ist der Einfluß von Saumstrukturen auf Nützlinge und Schädlinge in der angrenzenden Feldkultur? Schriftenreihe der Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz **6**, 215-218.
- KÜHNE, S.; BAIER, H. (1998): Naturhecken statt Pappel. *Ökowerkmagazin* **12** (2), 18.
- KÜHNE, S.; FREIER, B.; ENZIAN, S.; FORSTER, R. (1999): Kategorisierung von Kleinstrukturen in Nachbarschaft zu Agrarflächen und Analyse ihrer Flächenanteile in der Bundesrepublik Deutschland – Grundlage einer differenzierten Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Nichtzielflächen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **10** (51), 262-267.
- NENTWIG, W. (1992): Die nützlingsfördernde Wirkung von Unkräutern in angesäten Unkrautstreifen. *Sonderheft Z. Pflanzenkrankh. Pflanzensch.* **13**, 33-40.
- POTT, R. (1989): Historische und aktuelle Formen der Bewirtschaftung von Hecken in Nordwestdeutschland. *Forstw. Cbl.* **108**, 111-121.
- WELLING, M.; BATHON, H.; LANGENBRUCH, G.A.; KLINGAUF, F. (1994): Auswirkungen von Feldrainen und Ackerschonstreifen auf Laufkäfer (Carabidae) und Bodenspinnen (Araneae). DFG-Forschungsbericht „Integrierte Pflanzenproduktion II“, VCH Weinheim, 93-108.

Schätzung des Umfangs von Saumbiotopen auf der Grundlage von geographischen Informationssystemen für definierte Landschaften Deutschlands

Enzian, S.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Zusammenfassung

Um eine Landschaft hinsichtlich des Anteils an Saumstrukturen beurteilen zu können, wurde der prozentuale Anteil an Saumstrukturen zu der Ackerfläche einer Landschaft ermittelt. Der Gesamtanteil von Saum- und Kleinstrukturen ergibt sich aus der Summe der Fläche der Saumstrukturen und aus den Flächen der ermittelten Kleinstrukturen bis zu einer Größe von 0,5 Hektar. Diese Angaben sind wichtige Indikatoren für die Beurteilung des Wiederbesiedlungspotentials und können für die Empfehlung von Anwendungsbestimmungen für die jeweilige Agrarlandschaft herangezogen werden.

Einleitung

Saumbiotope in direkter Nachbarschaft von Ackerflächen sind nicht nur als Lebensraum, sondern auch für die nachhaltige Wiederbesiedlung von Ackerflächen, von großer Bedeutung. Bei einem ausreichenden Anteil an Kleinstrukturen von etwa 5 bis 10% der Agrarflächen ist eine schnelle Wiederbesiedlung gegeben, wodurch das Risiko stark eingeschränkt werden kann (BOHN et al. 1989; KAULE, 1991). Damit rückt die Frage nach Umfang und Struktur von Klein- und Saumstrukturen in einer Landschaft als Stabilitätsfaktor von Insektenpopulationen für die Risikoabschätzung in den Vordergrund.

Mit Verfahren der geographischen Analyse wurden für wichtige Agrarlandschaften Deutschlands direkte Nachbarschaften von Ackerland nach Art und Länge sowie die Anzahl an Kleinstrukturen auf 100 km² Landschaftsfläche ermittelt.

Verwendete geographische Datenbasis

Um Nachbarschaftsanalysen von Ackerland durchzuführen benötigt, man digitale, großmaßstäbliche Karten im Maßstab von mindestens 1:25000 oder größer aus denen sich solche Strukturen erkennen, differenzieren und analysieren lassen. Am geeignetsten dafür erschienen Flurkarten, die im großen Maßstab vorliegen.

Sowohl die Beschaffung als auch eine flächendeckende Auswertung eines solch umfangreichen Kartenmaterials erschien praktisch nicht realisierbar. Da regionale Aussagen im Vordergrund standen, wurde auf einem Kartenmaterial mit einem kleineren Maßstab (Größe eines Meßtischblattes), aus denen man die Landnutzung entnehmen konnte, zurückgegriffen.

Solche Daten sind im Rahmen des Amtlichen Topographischen Karteninformationssystems (ATKIS) erarbeitet worden und werden von den Landesvermessungsämtern vertrieben. Es sind verlässliche, sehr genau erarbeitete Daten im Maßstab von 1:25 000.

Eine flächendeckende Auswertung mit diesem Kartenmaterial benötigt für Deutschland noch einen hohen Speicher- und Rechenaufwand. Deshalb wurde mit Hilfe eines Schätzverfahrens versucht, ein akzeptables Ergebnis zu erzielen. Es wurde eine Stichprobe von Meßtischblättern von ATKIS ausgewählt, um die Ergebnisse der einzelnen Stichprobeneinheiten auf ausgewählte Landschaften hochzurechnen.

Die Landschaftseinheiten wurden in Anlehnung an POTT (1992) mit insgesamt 42 Landschaften definiert. Dabei wurden geringfügige Korrekturen hinsichtlich agrarischer Gesichtspunkte vorgenommen, um möglichst in einer Landschaft homogene Agrarstrukturen zu erhalten.

In der Abb. 1 sind die Landschaftseinheiten dargestellt. 1a Westliches Schleswig-Holstein; 1b Östliches Schleswig-Holstein; 2 Vorpommern; 3 Mecklenburg; 4 Prignitz; 5a Nördliches Niedersächsisches Tiefland; 5b Südliches Niedersächsisches Tiefland; 6 Altmark; 7 Brandenburg; 8 Uckermark; 9 Rheinische und Westfälische Bucht; 10 Niedersächsisches Hügelland; 12 Magdeburger Börde und Sächsisches Tiefland; 14 Nieder- und Oberlausitz; 15 Rheinisches Schiefergebirge; 16 Hessisches Bergland und Rhön; 17 Wetterau; 19 Thüringer Becken und Thüringer Hügelland; 20 Main-Franken; 21 Thüringer Wald; 22 Franken; 23 Vogtland; 24 Sächsisches Hügelland; 28 Pfälzer Wald; 29 Oberrheingraben; 30 Odenwald; 33 Neckarland; 34 Schwäbisch-Fränkischer Wald; 35 Fränkisch-Schwäbischer Wald, Bayerischer Wald und Böhmerwald; 37 Schwäbisch-Bayerische Hochebene; 38 Alpenvorland; 39 Alpen; 40 Baar. Bei der Auswahl der Meßtischblätter wurden ländliche Gebiete mit einem hohem Anteil an Ackerland bevorzugt.

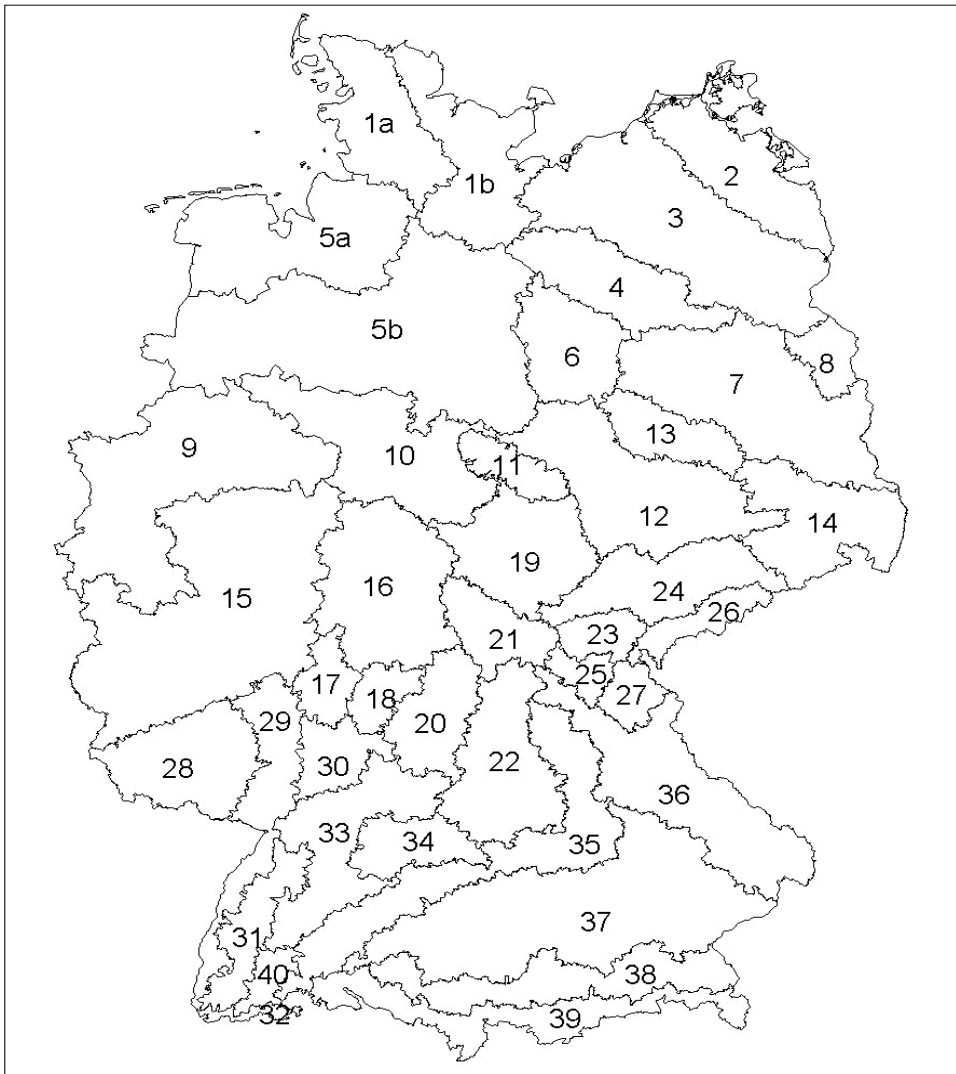


Abb. 1 Landschaftseinheiten nach POTT

Ermittlung der Nachbarschaften mit Hilfe von ARC/INFO™

Leider ist es aus den ATKIS-Daten nicht möglich, die linienhaften Übergangszonen der Nachbarschaften von Ackerflächen hinsichtlich der Art und Breite zu identifizieren. Es kann jedoch angesichts allgemeiner Erkenntnisse sowie auf der Grundlage von Flurinspektionen, Luftbildern und Biotopkartierungen mit hoher Sicherheit davon ausgegangen werden, daß zwischen Ackerland und anderen Nutzungsarten einschließlich Verkehrswege eine Übergangszone in Form einer bestimmten linienhaften Kleinstruktur, ein Rain von 1 - 10m Breite existiert. Deshalb wurden alle Nachbarschaften von Ackerland untersucht, die eine andere Landnutzung aufweisen. Mit Hilfe eines speziellen ARC/INFO-Programmes (AML) wurden die Längen von folgenden Nachbarschaften ermittelt:

- Nachbarschaften von Ackerland zu anderen Flächenstrukturen:
- Grünland, Wald, Forst, Feldgehölze, Siedlungen, Flächengewässer, Sonderkulturen, Moore und Sümpfe.
- Nachbarschaften von Ackerland zu Linienobjekten:
- Straßen, Autobahnen, Wegen, Bahnlinien und Liniengewässern

Die Nachbarschaften von Linienobjekten wie Verkehrswege und Gewässer wurden durch Verschneidung der Linienobjekte mit der Landnutzung realisiert. Probleme bestanden bei der Ermittlung der direkten Nachbarschaften von Flächenobjekten. Da die Linien von Verkehrswegen und Trennlinien zwischen den einzelnen Landnutzungen identisch sind, mußte vermieden werden, daß man doppelte Längen erfaßt (Linien der Flächen und Verkehrswege). Da eine Verschneidung von Linien in ARC/INFO nicht möglich ist, mußten alle Linien der Flächenobjekte als auch alle Linienobjekte mit einer Breite von 2m gepuffert werden, um Flächenobjekte zu erhalten. Anschließend wurden die so entstandenen Flächen miteinander verschnitten. Dadurch konnte ermittelt werden, ob eine direkte Nachbarschaft oder eine Nachbarschaft zu einem Linienobjekt (Feldweg, Straße oder Gewässer) besteht.

Durch Verschneidung der Pufferflächen mit der Landnutzung und anschließend der Linien mit diesen Flächen wurden die Längen der rechten und linken Nachbarschaften ermittelt. Für jedes Kartenblatt wurden die Nachbarschaft in Meter für jedes Objekte ermittelt. Um ein vergleichbares Maß für den Anteil an Saumstrukturen zu erhalten, wurde ein Längenindex (L_i) nach folgender Formel berechnet:

$$L_{(i)} = \frac{\text{Länge der Nachbarschaft eines Objektes in m}}{\text{Fläche Ackerland in ha}}$$

Der Anteil von Saumstrukturen an Ackerrändern in einer Landschaft ist weitgehend von der Größe der Ackerflächen sowie dem Verhältnis von Ackerland zu anderen Landnutzungen abhängig.

Hochrechnung der Stichprobenergebnisse auf die Landschaftseinheiten

Auf der Grundlage des Mittelwertes der Längenindizes der einzelnen Meßtischblätter in jeder Landschaftseinheit und der vorhandenen Ackerfläche, erfolgte die Hochrechnung der absoluten Länge der Nachbarschaft für jedes benachbarte Objekt. Die Ermittlung der Ackerflächen für jede Landschaftseinheit erfolgte durch eine Verschneidung der Gemeindegrenzen mit den Landschaftseinheiten. Auf der Grundlage der Flächennutzungsdaten der Gemeinden aus den statistischen Landesämtern, wurden die Gesamtflächen für die einzelnen Landschaften gebildet. Die Standardabweichung der Einzelergebnisse der Längenindizes diente für die Berechnung der Vertrauensgrenze (Konfidenzintervall) als Maß für die Schätzgenauigkeit. Weiterhin wurden die Längen der ermittelten Säume mit einer angenommenen durchschnittlichen Breite von 4m multipliziert, um die prozentualen Anteile der Säume zur Ackerfläche eines Gebietes zu ermitteln. Die Breite von vier Metern wurde durch Probemessungen in verschiedenen Feldfluren ermittelt.

Ergebnisse

Die Auswertungen wurden für 34 von insgesamt 42 Landschaftseinheiten durchgeführt. Bei allen Linienobjekten, außer bei Feldwegen, wurden sowohl die rechten als auch die linken Nachbarschaften zu Ackerland ermittelt, während Feldwege als nur ein Saum betrachtet wurde. Die Ergebnisse werden beispielhaft für die Landschaft Westliches Schleswig-Holstein dargestellt (Tab.1).

Tab. 1 Ergebnis der ATKIS-Auswertung der Landschaftseinheit Westliches Schleswig-Holstein

Landschaftseinheit Bundesland	Westliches Schleswig-Holstein Schleswig-Holstein						
	Gesamtfläche	Ackerfläche (AF)	Grünland	Wald			
Fläche der Landschaftseinheit (ha)	774 584	184 083	316 016	55 035			
Anteil zur Gesamtfläche (%)		23,8	40,8	7,1			
Stichprobe (%)	12,2	24,5	9,8	16,5			
Zusammenhängende AF	Anzahl je 100 km²	Vertrauensintervall		Fläche (ha)			
		von	bis				
		< 20 ha	352		305	399	19 899,9
> 20 ha	67	54	80	25 150,2			
Flächenhafte Kleinstrukturen	Anzahl je 100 km²	Vertrauensintervall		Fläche (ha)			
		von	bis				
		Gehölz (< 0,2 ha)	24		16	31	87,8
		Feuchtbiotope (< 0,5 ha)	7		4	9	31,6
		Wald und Forst (0,2 - 0,5 ha)	43		31	55	519,5
Grünland (< 0,5 ha)	94	73	115	729,7			
Nachbarschaft von Ackerland zu:	Meter je ha AF	Säume (km)	Vertrauensintervall				
		Mittelwert	von	bis			
Straßen	11,4	2.105	1.798	2.411			
Wegen (einfach)	20,2	3.726	3.388	4.064			
Bahnschienen	1,2	221	147	295			
Flüssen und Kanälen	3,4	633	487	779			
Gräben	22,3	4.100	2.654	5.546			
Siedlungen	7,6	1.391	1.263	1.520			
Ackerland	3,5	640	398	882			
Grünland	28,2	5.185	4.029	6.341			
Gärten	0,1	18	0	30			
Feuchtbiotopen, einschl. Moore	0,7	130	69	192			
Wald	8,2	1.504	1.019	1.990			
Gehölz (Feld)	1,1	202	139	264			
Sonderkulturen	0,3	62	27	97			
Flächengewässern	0,4	71	44	97			
Gesamtlänge von Säumen	108,6	19.588	15.463	24.507			
Prozentualer Anteil der Säume bei 4 m Breite				4,34			
Prozentualer Anteil der Säume und Kleinstrukturen				5,09			

Um eine Landschaft hinsichtlich des Anteils an Saumstrukturen beurteilen zu können, wurde der prozentuale Anteil an Saumstrukturen zu der Ackerfläche einer Landschaft ermittelt. Da die Breite der Säume aus ATKIS nicht ermittelt werden konnte, wurde eine durchschnittliche Breite von vier Metern angenommen. Der Gesamtanteil von Saum- und Kleinstrukturen ergibt sich aus der Summe der Fläche der Saumstrukturen und aus den Flächen der ermittelten Kleinstrukturen bis zu einer Größe von 0,5 Hektar.

Diese Angaben sind wichtige Indikatoren für die Beurteilung des Wiederbesiedlungs-Potentials und können für die Empfehlung von Anwendungsbestimmungen für die jeweilige Landschaft herangezogen werden.

Literatur

- BOHN, U.;BÜRGER, K.;MADER, H.J. (1989):
Leitlinien des Naturschutzes und der
Landschaftspflege. Natur und Landschaft 64, 9,
Sonderbeilage 1-16.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz.
Ulmer:Stuttgart, 519 S.
- FORSTER, R.; ROTHERT, H. (1999): Zulassung von
Pflanzenschutzmitteln gemäß Richtlinie
91/414/EWG - Ein Konzept zur
Risikominimierung für Nichtzielarthropoden,
insbesondere auf Nichtzielflächen.
Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 5 (51), S.
119-123.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften
Deutschlands. Eugen Ulmer Verl., Stuttgart, 1-
427.

SEKTION III - FLORA UND FAUNA DER SAUMBIOTOPE

Zum quantitativen und qualitativen Potential der Arthropodenfauna in Saumstrukturen für die natürliche Regulation von Schädlingen im Ackerbau

Freier, B.; Kühne, St.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für integrierten Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Zusammenfassung

Im Rahmen einer Studie wurden die Nachbarschaften zwischen Ackerland und Saumstrukturen, die eine Gesamtlänge von ca. 1,5 Mio. km ausmachen, analysiert. Dabei wurde deutlich, dass aufgrund der enormen Heterogenität der Vegetation, Architektur und Größe der Saumstrukturen keine Leitbilder für Umfang und Zusammensetzung der Arthropodengesellschaft abgeleitet werden können. Saumstrukturen sind Lebensraum für Arthropoden mit starker Habitatbindung und geringer bzw. zeitweiliger Habitatbindung. Letztere umfassen eine große Zahl von Arten und Gilden, die in enger Beziehung zu den Kulturpflanzenbeständen stehen. Zu ihnen gehören auch viele Parasitoide und Prädatoren, die zur natürlichen Regulation von Schädlingspopulationen beitragen oder als Leistungsträger der natürlichen Kontrolle von Schädlingen fungieren und deshalb trivial als Nützlinge bezeichnet werden.

Leider steht kein makelloser methodischer Ansatz zur Verfügung, um sich ein realistisches Bild über quantitative und qualitative Nützlingspotentiale in den Saumstrukturen zu machen. Am ehesten gelingen repräsentative Aussagen zur Artenzusammensetzung von nützlichen Arthropoden in Säumen unter Einbeziehung unterschiedlicher Erfassungsmethoden: insbesondere Bodenfalle, Malaisefalle, Bodenphotoekletoren und Kescher (nur in der Krautschicht). Hierzu existieren eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen, die u.a. den hohen Habitatwert arten- und blütenreicher Rain-Heckenkombinationen für ein großes Artenspektrum mit Blick auf Syrphiden und parasitischen Wespen sowie polyphagen Prädatoren dokumentieren.

Quantitative Analysen scheitern hingegen oft an methodischen Problemen der realen Dichteermittlung. Während in den monotonen Kulturpflanzenbeständen systematische Bonituren, Biocoenometerfänge, Transektzählungen Flächenbezüge sichern und relativ gut machbar sind, gelingen diese Erhebungen nur in Säumen mit flachkrautiger Vegetation. Deshalb werden oft auch für quantitative Auswertungen Methoden der Aktivitätsermittlung, z.B. Bodenfalle, herangezogen. Allerdings muss immer wieder von einer Überinterpretation dieser Ergebnisse gewarnt werden.

Untersuchungen zum Komplex Getreideblattläuse-Prädatoren zeigen, dass von arten- und blütenreichen Saumstrukturen ausgehend höhere Dichten von einzelnen Prädatorfractionen und sogar befallsreduzierende Effekte bis weit ins Feld hinein nachweisbar sind.

Auch belegen andere Studien zum Vorkommen von Carabiden u.a. Prädatoren die Bedeutung der Saumstrukturen bei der Überwinterung und in bestimmten anderen Phasen, in denen die Ackerflächen noch keinen geeigneten Lebensraum darstellen. Allerdings zeigen auch Ergebnisse einer 7jährigen Studie an 2 Standorten, dass in Weizenfeldern das Nützlingsauftreten zwischen 20 und 100 m Entfernung von Saumstrukturen nur selten einem Randeinfluss unterliegt. Kontrovers sind in jedem Fall die quantitativen Verhältnisse des Auftretens der Nützlinge in Saum und Feld zu diskutieren. So stellt sich die Frage, wie sich eine relativ schwache Dichte von wenigen Individuen/m² im Saum z.B. der Carabiden oder Coccinelliden bei 5 oder 10% Anteil Saumstrukturen nach der Überwinterung auf das Geschehen im Feld effizient auszuwirken vermag.

Es muss davon ausgegangen werden, dass das saisonale Vermehrungspotential (dokumentiert in Lebensstafeln), und großflächige Migrationsprozesse größere Auswirkungen haben als das Reservpotential der Säume. Das tangiert auch die Frage, ob die oft nachgewiesenen signifikant höheren, aber dennoch nicht mehrfach höheren Prädatorendichten im Saum als im Feld bei der Schädlingskontrolle wirklich Effekte zustande bringen. Wie viele Nützlinge zusätzlich aus Saumbiotopen wirklich gewonnen werden, um einen bekämpfungswürdigen Blattlausbefall zu dezimieren, belegen Szenariorechnungen.

Einleitung

In Deutschland erstreckt sich die Länge von Nachbarschaften zwischen Ackerland und Kleinstrukturen auf ca. 1,6 Mio km (KÜHNE et al. 2000). Diese Saumstrukturen sind potentiell durch Abtrieb von Pflanzenschutzmitteln gefährdet.

Im Zusammenhang mit der Richtlinie 97/57/EG des Rates zur Festlegung des Anhangs VI der Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln wurden auf EU-Ebene (AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1997) und mit dem novellierten Pflanzenschutzgesetz vom 14.05.1998 (BGBl. I S. 971, 1527, 3512) auch in Deutschland höhere Anforderungen bezüglich der Bewertung von Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzarthropoden im Zulassungsverfahren eingeführt. Damit wurden nunmehr auch Auswirkungen auf Nichtzielflächen in Nachbarschaft zu den Kulturpflanzenbeständen in die Risikobewertung involviert.

Diese erweiterte Perspektive ist insofern eine neue Herausforderung, dass nun nicht nur die Nützlinge sondern andere Arthropoden der sog. „Off-Crop-Habitate“ in die Risikobewertung einbezogen werden müssen. Nachfolgend soll das Augenmerk allerdings nur auf die Gefährdung der Nützlinge im Saum durch Pflanzenschutzmittelabtrieb im Zusammenhang mit der quantitativen Dimension der befallsreduzierenden Effekte der Nützlinge auf den Kulturflächen diskutiert werden.

Abtrieb und potentielle Toxizität

Abtrifteckwerte und spezielle Untersuchungen im Ackerbau belegen, dass die Exposition bei stark abnehmender Tendenz mehrere m in den Saum hineinreichen kann (RAUTMANN et al. 1997). Sehr geringe Einträge (<0,04%) können auf freier Fläche sogar in Abständen von 100 m nachgewiesen werden und theoretisch auch noch in größerer Entfernung möglich sein (Anonym, 2000). Da oft keine Felddaten bezüglich der wirklichen Deposition und Auswirkungen von Abtrieb auf Nichtzielorganismen vorliegen, werden im Zulassungsverfahren Toxizitätsdaten aus den Laborprüfungen und Abtrifteckwerte (GANZELMEIER et al. 1995) für theoretische Risikoabschätzungen herangezogen (FORSTER & ROTHERT, 1999).

Mehrere Argumente sprechen dafür, dass diese Verfahrensweise eher die Gefahr einer Überschätzung als einer Unterschätzung der wirklichen Auswirkungen bzw. des wahrscheinlichen Risikos von Abtrieb unter Feldbedingungen in sich birgt. So konnte für Glyphosat-Trimesium und dem Indikator *Aphidius* spp. festgestellt werden, dass die Verwendung von Pflanzenoberflächen im Vergleich zur Glasoberfläche bis zu 1500mal geringere Toxizitätswerte liefern kann. Zu bedenken ist auch, dass bei Verwendung der 95%-Quantile keine mittleren sondern eher Grenzwertverhältnisse dokumentiert werden, die Mittelwerte betragen etwa nur 1/3 der 95%-Quantile.

Außerdem wird kaum berücksichtigt, dass der Blattflächenindex (Blattfläche zu Bodenbedeckungsfläche), der z.B. bei Gramineen bei ca. 4 liegt, die Deposition der Pflanzenschutzmittel auf den Pflanzen bestimmt. Ferner müssten auch die Heterogenität der Saumstrukturen, die ganz unterschiedliche Abtriftwiderstände bzw. Depositionsverteilungsmuster verursachen kann, und die Streuung der Triftwolke Beachtung finden. Es dürfte sehr unwahrscheinlich sein, dass Populationen einer Art in Säumen durch Abtrieb völlig eliminiert werden.

Falls aber eine erhebliche Reduzierung der Population einer Art angenommen werden muss, ist angesichts der Kenntnisse zu Lebensstafeln, Verbreitung und Mobilität spezieller Arten in agrarischen Ökosystemen von enormen Wiedererholungsprozessen von einer zur nächsten Saison auszugehen.

Aus den genannten Gründen erscheint die Einschaltung hoher Sicherheitsfaktoren bzw. die Vorgabe von TER-Werten (Toxicity-Exposure-Ratio) von 5-10 (SCHULTE et al. 1999) bei der Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln nicht unbedingt realistisch, selbst wenn davon ausgegangen werden muß, dass zum wirklichen Geschehen in den Populationen vieler Arthropodenarten in Saumstrukturen im Zusammenhang mit Eintrag von Pflanzenschutzmitteln wenig bekannt und Forschungsbedarf angezeigt ist.

Bezüglich des zeitweiligen Aussterbens von lokalen Populationen bedarf es spezieller Untersuchungen und theoretischer Ansätze unter dem Blickwinkel von Metapopulationen (regionale Populationen von lokalen Populationen) (REICH & GRIMM, 1996).

Arthropoden in Saumstrukturen

Saumstrukturen repräsentieren in der Regel ein hohes Schutzgut in der Kulturlandschaft. Die Wertmaßstäbe für dieses Schutzgutes können aus Daten zur Vielfalt und Menge von Arthropoden nach dem Prinzip, je mehr desto besser, abgeleitet werden, was allerdings aus der Sicht des Naturschutzes Diskussion provoziert. Ist ein 1 m-breiter Grasstreifen neben einem asphaltierten Feldwirtschaftsweg mit geringer Besiedlung von z.B. Spinnen, Carabiden, Chrysomeliden und Saltoria-Arten mit 2 Rote-Liste-Arten ein hohes Schutzgut?

Saumstrukturen sind oft naturnahe Strukturen und bedeutsam als Lebensraum für Nichtzielarthropoden:

- Nutzarthropoden, die als Leistungsträger der natürlichen Kontrolle von Schädlingen Beachtung verdienen, einen großen Beitrag zur Stabilität der agrarischen Ökosysteme leisten und eine relativ geringe Saumhabitatbindung aufweisen.
- Arten aller Trophieebenen, die im starken Austausch mit den landwirtschaftlichen Nutzflächen stehen, wesentlich zur Stabilität von agrarischen Ökosystemen beitragen und eine relativ geringe, zeitweilig auch stärkere Saumhabitatbindung zeigen.
- Arten, die relativ unabhängig von den Ackerflächen an die Besonderheiten der Kleinstrukturen angepasst sind, demzufolge eine starke Saumhabitatbindung aufweisen und oft einen besonderen naturschutzbezogenen Wert besitzen.

In zahlreichen Studien wurden die Arthropodengesellschaften verschiedenster Kleinstrukturen untersucht. Dabei wurde deutlich, dass das floristische Inventar (Diversität und Artendominanz) sowie die Breite der Säume die Zusammensetzung, Vielfalt und Dichte der Arthropodenpopulationen bestimmen (MÜKSCHERL, 1997; KÜHNE et al. 2000).

Nachfolgend sollen sich die Ausführungen nur noch auf Nützlinge konzentrieren, die zur ersten genannten Gruppe gehören, aber auch eine große Zahl von Arten und Gilden der zweiten Gruppe betreffen.

Nach mehreren Jahrzehnten nicht nur in Deutschland üppig geförderter Nützlingsforschung wissen wir gut Bescheid über viele Schädling-Nütling-Interaktionen und die wesentlichen populationsdynamischen Wechselwirkungen zwischen Kulturpflanzenbeständen und Saumstrukturen u.a. Nichtzielflächen.

Eine Forschungsinvasion betraf die Interaktion Getreideblattläuse-Prädatoren/Parasitoide, wobei vor allem Syrphiden, Coccinelliden, die polyphagen Spinnen und Carabiden sowie die parasitischen Hymenopteren der Gattung *Aphidius* untersucht wurden. Aber lohnt es sich, der Schonung und Förderung von Nützlingen so viel Augenmerk zu widmen? Was leisten sie wirklich bei der natürlichen Regulation von Pflanzenschädlingen?

Prädatorische Leistung der Nützlinge

Während das Mapping von Nützlingsgesellschaften gut gelingt, haben wir immer noch methodische Schwierigkeiten, ein realistisches Bild über das quantitative trophische Wechselspiel zwischen Schädlingsauftreten und Nützlingspotentialen im Feld und in Saumstrukturen zu bekommen.

Weil systematische Bonituren, Biocoenometraufnahmen u. a. flächenbezogenen Erfassungsmethoden sehr aufwendig sind, werden für quantitative Auswertungen oft Methoden der Aktivitätsermittlung, insbesondere Bodenfallenfänge, herangezogen. Allerdings muss immer wieder vor einer Überinterpretation dieser Ergebnisse im Hinblick auf flächenbezogene Populationsdichten gewarnt werden.

In einer seit 1993 an 2 Standorten (Fläming und Magdeburger Börde) laufenden Studie in Winterweizenbeständen zur Präsenz der Nützlingspotentiale in Kulturpflanzenbeständen konnten grundlegende Erkenntnisse zur Stabilität und Varianz der Populationsdynamik der Leistungsträger der natürlichen Regulation von Getreideblattläusen gewonnen werden (FREIER et al. 1999).

Für die Betrachtung des gesamten Prädatorenpotentials von Getreideblattläusen hat sich die Anwendung von sogenannten Prädatoreinheiten (PU), die die unterschiedliche Fraßleistung der einzelnen Prädatorgruppen bei gleicher Temperatur berücksichtigt, bewährt (FREIER et al 1998). Im Durchschnitt von jährlich 8 Erhebungen zwischen Ährenschieben und Gelbreife des Weizens lag das Nützlingsauftreten mit 5,06 (Fläming) und 5,95 (Magdeburger Börde) PU/m² auf nahezu gleichem Niveau, obwohl sich das mittlere Blattlausauftreten an den beiden Standorten wie 1 : 2 unterschied.

Aus den 7-jährigen Felddaten ließen sich befallsreduzierende Effekte als Regressionsgleichungen berechnen. Die höchsten r²-Werte lagen vor, wenn die Anzahl Prädatoreinheiten/m² (x) mit der nachfolgenden Dichteänderung der Getreideblattläuse (Individuen/m²) innerhalb von 2 Wochen (y) verglichen wurde. Für beide Standorte gilt:

$$y=5,0739x^2-329,19x+1397,2 \quad (r^2=0,2509, n=109, P<0,05).$$

Demnach ist bei einer Prädatorendichte von >4,57 PU/m² eher mit einer Befallsabnahme als mit einer Dichtezunahme der Blattläuse zu rechnen.

Andere Wege der Berechnung der realen Effekte bestimmter Nützlinge sind Ausschlussversuche, wie sie wiederholt zur Bewertung prädatorischer Leistungen von epigäischen Raubarthropoden durchgeführt wurden (HOLLAND & THOMAS, 1997; LANG et al. 1999).

Ein besonderer methodischer Ansatz stellt die Anwendung von Simulationsmodellen in Kombination mit Felddaten dar. Mit dem Simulationsmodell GTLAUS99, das die Populationsdynamik der Getreideblattläuse unter dem Einfluss der wichtigsten natürlichen Gegenspieler, des Wetters und der Pflanze berechnet, wurden anhand der Realdaten von den beiden oben erwähnten Standorten (Startpopulationen der Blattläuse und Nützlinge, Wetter- und Pflanzenentwicklung) die Befallsverläufe der Blattläuse nachsimuliert.

Anschließend wurde für jeden Fall (je Standort 7 Jahre) die Wirkung der Nützlinge auf Null gesetzt und der Befallsunterschied als Nützlingwirkung interpretiert. Dabei zeigte sich, dass die Nützlingseffekte je nach Standort und Jahr extrem variieren können. Im Durchschnitt lag der theoretische Befall ohne Nützlinge am Standort Fläming ca. 6-mal und am Standort Magdeburger Börde ca. 2-mal höher, d. h. in den meisten Fällen deutlich über der Schadensschwelle, als im Feld bei entsprechender Nützlingspräsenz gemessen (GOSSELKE et al. 2000).

Quantitative Wechselwirkungen der Nützlinge in Feld und Saum

Bezüglich des Wechselspiels Feld-Saum konnten für das Modellsystem Getreideblattläuse-Prädatoren ebenfalls schon wesentliche quantitative Erkenntnisse gewonnen werden (WELLING, 1990; RUPPERT, 1993; KÜHNE et al. 2000). KÜHNE (1999) untersuchte den Einfluss unterschiedlicher Saumstrukturen auf das Auftreten von Syrphiden und anderen Nützlingen und deren Auswirkungen auf ihr Vorkommen im angrenzenden Feld.

Die mehrjährige Studie zeigte in Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen, dass Kombinationen von bestimmten blütenreichen Rainen mit Hecken hohe Attraktivität für Nützlinge hat, hier insbesondere für die Schwebfliege *Sphaerophoria scripta*, die dann auch mit deutlicher Präsenz im unmittelbaren Randbereich des Feldes und darüber hinaus reagieren. Unter bestimmten Bedingungen sind sogar entsprechende befallsreduzierende Effekte nachweisbar. Bei der Interpretation dieser Daten muss allerdings Behutsamkeit angemahnt werden, denn es gibt auch zahlreiche Erhebungen, die keinen Einfluss gut strukturierter Saumstrukturen auf das Nützlingsauftreten in den anliegenden Feldern über 20 m hinaus erkennen lassen.

Ein wesentlicher Aspekt ist die quantitative Dimension der Arthropodenpräsenz/Flächeneinheit in Saumstrukturen im Vergleich zum Feld (THOMAS & MARSHALL, 1999). Wie wichtig quantitative Verhältnisse im Wechselspiel Saum-Feld sind veranschaulicht die nachfolgende Kalkulation bei Annahme realistischer Verhältnisse:

In gut strukturierten Saumbiotopen überwintert eine hohe Anzahl von Carabiden (Frühjahrsbrüter), und es tritt hier ein hohes Potential von Blattlausparasitoiden bis Mitte Juni auf, zudem ist eine besonders hohe Aktivität von Schwebfliegenimagines (*Sphaerophoria scripta*, *Episyrphus balteatus*) im Sommer gegeben, und zudem befinden sich noch zahlreiche Imagines von *Propylaea quatuordecimpunctata* im Saum. Bei weiterer Unterstellung eines hohen Anteiles von Kleinstrukturen von 10% der Agrarlandschaft, einer mittleren Feldgröße von ca. 10 ha und einer homogenen Verteilung des Nützlingspotentials auf diesen Feldern läßt sich der Effekt der feldrandinduzierten natürlichen Regulation schätzen.

Entsprechende Simulationsrechnungen mit dem Modell GTLAUS99 verdeutlichen, dass zusätzliche befallsreduzierende Effekte durch die „Saumnützlinge“ im Feld um mehr als die Hälfte des Blattlausbefalls kaum zu erwarten sind (GOSSELKE et al. 2000). So muß davon ausgegangen werden, dass ein Saum in der Saison eher selten eine ergiebige Vorratskammer für das Nützlingsauftreten im Feld darstellt. Aus der Sicht des Risikos von Pflanzenschutzmittelabtrift ist ohnehin das Augenmerk weniger auf die Nützlinge als vielmehr auf die Arthropoden mit starker Habitatbindung und demzufolge besonderer Naturschutzrelevanz zu richten.

Literatur

- AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1997): Richtlinie 97/57/EG des Rates vom 22. September 1997 zur Festlegung des Anhangs VI der Richtlinie 97/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. L 265, 87-109.
- ANONYM (2000): Abtrifteckwerte. Bundesanzeiger 310 vom 01.05.00.
- FREIER, B.; MÖWES, M.; TRILTSCH, H.; RAPPAPORT, V. (1998): Predator units – an approach to evaluate coccinellids within the aphid predator community in winter wheat. IOBC wprs Bull. 21 (8), 103-111.
- FREIER, B.; TRILTSCH, H.; GOSSELKE, U. (1999): Die Dimension der natürlichen Kontrolle von Getreideblattläusen durch Prädatoren. Gesunde Pflanzen 51, 65-71.
- GANZELMEIER, H.; RAUTMANN, D.; SPANGENBERG, R.; STRELOKE, M.; HERRMANN, M.; WENZELBURGER, H.-J.; WALTER, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln: Ergebnisse eines bundesweiten Versuchsprogrammes. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft 304, 1-111.
- GOSSELKE, U.; FREIER, B.; KRÜSSEL, S.; KREUTER, T.; LEOPOLD, J.; HASKEN, K.-H.; ULBER, B.; NIEHOFF, B.; POEHLING, H.-M.; VIDAL, S. (2000): Computer simulations on the impact of natural control of cereal aphids by predators in winter wheat fields. Agriculture, Ecosystems, Environment 73 (im Druck).
- GOSSELKE, U.; RÖBBERG, D.; FREIER, B.; TRILTSCH, H.: GTLAUS99 – the revised version of simulation model of wheat-aphid-predator interaction. Agriculture, Ecosystems, Environment 73, im Druck.

- HOLLAND, J. M.; THOMAS, S. R. (1997): Quantifying the impact of polyphagous invertebrate predators in controlling cereal aphids and in preventing wheat yield and quality reductions. *Ann. appl. Biol.* **131**, 375-397.
- KÜHNE, S. (1999): Influence of field edges on aphids and their predators in adjacent fields. 8th European Ecological Congress, 18-23 September 1999, Porto Carras - Halkidiki, Greece, 301.
- KÜHNE, S.; ENZIAN, S.; JÜTTERSONKE, B.; FREIER, B.; FORSTER, R.; ROTHERT, H. (2000): Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch.* **378**, 128 S.
- LANG, A.; FILSER, J.; HENSCHER, J. R. (1999): Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture Ecosystems Environment* **72**, 189-199.
- MÜKSCHER, C. (1997): Literaturstudie über die Auswirkungen von Saumbiotopen und landespflegerischen Anlagen (Biotopvernetzung) auf angrenzende Acker- und Freilandgemüseflächen. *Ges. Boden-, Gewässerschutz e.V., Wettenberg*, 1-72.
- RAUTMANN, D.; FORSTER, R.; HEIMBACH, U. (1997): Untersuchungen zur Deposition von Pflanzenschutzmitteln in Getreide und angrenzenden Habitaten. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft* **333**, 11-18.
- REICH, M.; GRIMM, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz. Eine kritische Bestandsaufnahme. *Z. Ökologie Naturschutz* **5**, 123-140.
- RUPPERT, V. (1993): Einfluss blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphinae (Diptera: Syrphidae). *Agrarökologie, Haupt-Verl. Bern, Stuttgart, Wien*, **8**, 1-149.
- SCHULTE, C.; FÜLL, C.; KÜHNEN, U. (1999): Bewertungskriterien des Umweltbundesamtes: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Arthropoden. *Z. Umweltchemie Ökotox.* **11**, 261-266.
- THOMAS, C. F. G.; MARSHALL, E. J. P. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture Ecosystems Environment* **72**, 131-144.
- WELLING, M. (1990): Förderung von Nutzinsekten, insbesondere Carabidae, durch Feldraine und herbizidfreie Ackerränder und Auswirkungen auf den Blattlausbefall im Winterweizen. *Diss. Univ. Mainz*, 1-160.

Zur Vegetation von Saumbiotopen

Jüttersonke, B.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow

Zusammenfassung

Die Kenntnis der Vegetation von Saumbiotopen in der Agrarlandschaft ist für die Abschätzung einer möglichen Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge wichtig. Da die Saumbiotope große Vielfalt besitzen, ist das Risiko sehr differenziert zu betrachten. Es wird die unterschiedliche Ausprägung der Vegetation in ausgewählten Landschaften Deutschlands auf der Basis von Literaturangaben vorgestellt. Über einige stichprobenartige Beobachtungen zur Vegetation in Saumbiotopen wird berichtet. Eine regional- und standorttypische Kenntnis der Vegetation sowie der Breite und Länge der Saumbiotope ist für Entscheidungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in dem entsprechenden Gebiet notwendig.

Einleitung

In der Vegetationskunde wird unter dem Begriff „Saum“ der den Wäldern bzw. Waldmänteln vorgelagerte Gras- und Krautsaum verstanden. Im folgenden werden jedoch Saumbiotope als lineare Strukturen mit schmaler Ausdehnung im Übergangs- bzw. Grenzbereich am Feldrand definiert. Saumbiotope in der Agrarlandschaft gelten als besonders schützenswert. Sie stellen Refugien für viele Organismen dar, die auf den Ackerflächen keinen Lebensraum finden. Grundlage für das Vorhandensein von verschiedensten Tiergruppen ist die Ausprägung der Vegetation.

Charakteristisch für Saumbiotope ist oft ein kleinräumiger Wechsel der Umweltbedingungen, wie z.B. Temperatur-, Feuchte-, Wind- und Lichtverhältnisse, wobei dieser Abwechslungsreichtum der Lebensbedingungen eine große Arten- und Pflanzengemeinschaftsvielfalt auf relativ engem Raum ermöglicht (RÖSER, 1988). Durch die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln können Saumbiotope gefährdet sein.

Da die Saumbiotope sehr große Vielfalt haben, ist das Risiko äußerst differenziert zu betrachten. Daher soll in den folgenden Ausführungen über die unterschiedliche Ausprägung der Vegetation von Saumbiotopen in ausgewählten Landschaften Deutschlands auf der Basis von Literaturangaben berichtet werden. Zusätzlich werden Ergebnisse aus speziellen eigenen Untersuchungen zur Vegetation in Saumbiotopen vorgestellt.

Vegetation von Saumbiotopen in ausgewählten Landschaften Deutschlands

In Tab. 1 werden Vegetationsklassen dargestellt, in denen Pflanzengesellschaften der Saumbiotope Deutschlands auftreten können. POTT (1992) hat eine Zusammenstellung erarbeitet, die einen Überblick über die wichtigsten für Deutschland beschriebenen Pflanzengesellschaften und höheren syntaxonomischen Einheiten gibt. Es gibt aber auch andere Möglichkeiten der Gliederung der Pflanzengesellschaften (z.B. OBERDORFER, 1990).

Die Beschreibung der Vegetation der Saumbiotope basiert auf Angaben in der pflanzensoziologischen Literatur, Ergebnissen der Biotopkartierung sowie auf Berichten der Landschaftspflegeverbände und erfasst vor allem seltene oder gefährdete Biotoptypen. Die pflanzensoziologischen Arbeiten hatten allgemein das Ziel, durch die Erfassung von Arten bzw. Pflanzengesellschaften Schutzmaßnahmen zu begründen oder eine Differenzierung zwischen verschiedenen Pflanzengesellschaften zu erarbeiten. Niedere Pflanzenarten, wie Moose, blieben dabei häufiger unberücksichtigt. Auch hier gibt es eine ganze Reihe seltener, gefährdeter und schützenswerter Arten.

Die meisten Angaben liegen über die Vegetation von Hecken vor, darauf folgen Angaben über Weg-, Feld- und Straßenraine. Über die Vegetation der Waldränder, vor allem in Nachbarschaft zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, über Sölle, Lesesteinriegel und Trockenmauern wurde weniger häufig berichtet.

Oft konnte aus den Ergebnissen der Vegetationsuntersuchungen nicht entnommen werden, welche Nachbarschaftsbeziehungen zu den Saumbiotopen bestanden. Gerade diese Aussage ist jedoch entscheidend für Untersuchungen zu Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf Saumbiotope.

Tab. 1 Vegetationseinheiten von Saumbiotopen (nach POTT, 1992)

Vegetationstyp	Vegetationsklasse
Trittrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes, Magerrasen	<i>Polygono-Poetea annuae</i> (Einjährige Trittrasen)
Nitrophytische, ruderales Staudenfluren, halbruderales Halbtrockenrasen, Saum- und Verlichtungsgesellschaften, Uferstaudenfluren und anthropogene Gehölzgesellschaften	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes) <i>Artemisietea vulgaris</i> (Ruderales Saumgesellschaften, halbruderales Halbtrockenrasen und Uferstauden-Gesellschaften)
Gebüsche	<i>Galio-Urticetea</i> (Nitrophile Saumgesellschaften, Uferstaudenfluren und anthropogene Gehölzgesellschaften) <i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i> (Meso- und thermophile Saumgesellschaften) <i>Rhamno-Prunetea</i> (Schlehen-Brombeer-Gebüsche)

Ein umfassender Beitrag dazu wurde jedoch z.B. durch Untersuchungen über Nachbarschafts-Beziehungen zwischen Saumbiotopen und landwirtschaftlicher Nutzfläche an ausgewählten Standorten in Mittelhessen von LINK (1996) geleistet.

Schleswig-Holstein

Landschaftsprägender Bestandteil für Schleswig-Holstein sind die Wallhecken (Knicks). Nach EIGNER (1982) werden für Schleswig-Holstein ca. 46.000 km Knicks angegeben. Im Gebiet südöstlich von Flensburg gibt es besonders viele Hecken. Die Marschgebiete sind heckenfrei. Insgesamt wurden von WEBER (1967) 113 Knicktypen ermittelt.

Vorkommende ausgewählte Knicktypen sind z.B. Eichen-Birken-Knicks mit *Sorbus aucuparia* (Vogelbeere), *Populus tremula* (Zitter-Pappel), selten mit *Pyrus pyraster* (Wildbirne). Sie kommen auf den ärmsten trockenen Sandböden der Altmoränen im Südosten Schleswig-Holsteins vor. Auf nährstoffreichen Altmoränen und im gesamten Jungmoränengebiet sind Schlehen-Hasel-Knicks zu finden. In der Krautschicht sind hier Arten der Wälder, wie *Stellaria holostea* (Echte Sternmiere), *Lamium luteum* (Goldnessel) und *Stachys sylvatica* (Wald-Ziest), vorhanden.

Hecken aus Monokulturen haben auch eine artenarme Krautschicht, während die artenreichen Knicks mit einheimischen Sträuchern eine artenreichere Krautschicht besitzen. Gelegentlich ist hier fragmentarisch z.B. die seltenere Pflanzengesellschaft des *Trifolio-Agrimonieta* (Hügelklee-Odermennig-Saumgesellschaft) anzutreffen. Dies sind nur einige Beispiele für die Vegetation der verschiedenen Knicktypen.

Mecklenburg

In Mecklenburg sind nach WOLLERT (1970) die Grenzhecken zwischen den Gemeinden besonders typisch. Sie werden dem Giersch-Pfaffenhütchen-Schlehen-Gebüsch zugeordnet. Erwähnenswert ist auch die Flattergras-Pfaffenhütchen-Hasel-Gebüsch. *Crataegus monogyna* (Eingrifflicher Weißdorn) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) werden zu vorherrschenden Sträuchern der Gesellschaft. Die Saumgesellschaft der Grenzhecken ist die Quecken-Kerbel-Gesellschaft. Nach SCHUBERT et al. (1995) befindet sich das Schlehen-Holunder-Gebüsch in Ausbreitung, und im Heckensaum dominieren Nitrophyten.

Typisch für Mecklenburg sind zahlreiche oft wasserführende Sölle mit potentiell hoher Artenvielfalt. Es treten jedoch meist nitrophile Pflanzenarten auf, gelegentlich aber sind auch Sölle mit naturnaher Vegetation (Großseggen-Riede und Gehölze) anzutreffen (KALETTKA, 1996). Nach BERG (1993) dominieren an Straßen- und Wegrändern die Glatthafer-Gesellschaften. Stellenweise treten örtlich einige seltene Arten auf Rainen, meist im Kontakt zu Grünland, auf.

Niedersächsisches Tiefland

In diesem Gebiet, vor allem im Nordwesten Niedersachsens, sind Wallhecken typisch. Die nicht häufig vorkommenden Wälle als Strauchhecken mit einzelnen Bäumen (Eichen-Birken-Knicks, Schlehen-Hasel-Knicks) sowie mit Brombeer-Arten durchsetzt haben die größte Vielfalt von Pflanzenarten, aber meist keine seltenen Arten oder Pflanzengesellschaften. Wälle, die nur eine krautige Schicht besitzen, haben die Vegetation des extensiveren Grünlandes, der Säume oder der Ruderalfluren, z.B. Vorkommen von Brennesseln, Heidekraut oder Brombeer-Gestrüpp (WEBER, 1967; SCHUPP & DAHL, 1992). Am Waldrand kommen häufig artenarme Saumgesellschaften vor. Sie werden der Wachtelweizen-Honiggras-Klasse zugeordnet.

Oft kommt an Waldrändern die nitrophile Brennessel-Giersch-Saumgesellschaft vor. Charaktergesellschaft der Ackerlandschaft der Lößgebiete am Rand von Feldwegen und kleineren Landstraßen ist die Kletten-Beifuß-Gesellschaft. Ruderale Quecken-Halbtrockenrasen kommen ebenfalls auf Feldrainen vor. Die nur zerstreut vorkommende Reseden-Nickdistel-Gesellschaft und Spargel-Knorpellattich-Gesellschaft an Straßen und Feldwegen wird als schutzwürdig beschrieben (PREISING et al. 1993).

Niedersächsisches Hügelland

Für diese Landschaft werden vor allem die Schlehen-Brombeer-Gebüsche erwähnt, weiterhin geschlossene Schlehen-Gebüsche oder Liguster-Schlehen-Gebüsche. Hier sind es Refugien für viele Kleinarten der Rosen, Brombeeren und des Weißdorns (WEBER, 1974; DIERSCHKE, 1974). An Waldrändern im Kontakt zu Äckern sind meist Pflanzengesellschaften, die von Gräsern oder Brennesseln und Giersch geprägt sind, zu finden. In bestimmten Gebieten gibt es an Waldrändern auch artenreiche Pflanzengesellschaften, wie die Mittelklee-Blutstorchschnabel-Saumgesellschaft.

Auf Feld-, Weg- und Straßenrainen treten als schützenswert örtlich die Spargel-Knorpellattich-Gesellschaft, Bärenklau-Zwergholunder-Gesellschaft (sehr selten), die Wollkopfkrazdistel-Gesellschaft, die Gesellschaft der Steifen Rauke oder die Hundszungen-Gesellschaft auf. Letztere kommt auf Lesesteinhaufen auch vor (PREISING et al. 1993).

Brandenburg

Allgemein ist Brandenburg nicht reich an Hecken. Nach Untersuchungen von KRETSCHMAR et al. (1995) sind die Heckengebiete in Brandenburg unterschiedlich verteilt. Die Hecken weisen meist keine charakteristischen Pflanzengesellschaften auf. Typisch für Brandenburg sind die monotonen Neupflanzungen der Windschutzhecken (Pappeln, Weiden).

Vereinzelte sind Wallhecken und Lesesteinwälle zu finden, die spontan vor allem von *Sambucus nigra* und *Prunus spinosa* (Schlehe) besiedelt werden. Häufigstes Gehölz der Hecken ist *Sambucus nigra*. Weißdorn-Schlehen-Gebüsche haben ihr Hauptverbreitungsgebiet in den Pleistozän-Landschaften.

Sölle kommen häufiger in Brandenburg vor und haben gelegentlich eine gute floristische Ausstattung mit auwaldähnlichem Gehölzgürtel oder Rote-Liste-Arten. Die überwiegend gestörten Ackersölle weisen sehr häufig eine artenarme Vegetation auf (KALETTKA, 1996).

Die Raine in Brandenburg sind meist artenarme Säume mit Vorkommen von nitrophilen Pflanzenarten, Gräser dominieren. Seltene und Rote-Liste-Arten sind nur gelegentlich anzutreffen (BERG, 1993).

Westfälische Bucht

Das Münsterland zeichnet sich durch ein relativ dichtes Heckennetz aus. Die alten Hecken sind vorwiegend Weißdorn-Schlehen-Hecken, Hasel-Hecken und Eichen-Birken-Hecken. Neuanpflanzungen sind Feld-Ahorn, Ulme und Hasel.

Heckensäume sind sehr wenig ausgebildet. Echte Saumgesellschaften sind gelegentlich an alten Hecken anzutreffen. In den alten Hecken wurden auch gefährdete Pflanzenarten, z.B. *Salix repens* (Kriech-Weide), *Juniperus communis* (Wacholder) oder *Osmunda regalis* (Königsfarn) gefunden (STARKMANN, 1992).

Sächsisches Tiefland

Typisch für die Agrarlandschaft ist das Schlehen-Holunder-Gebüsch und Gebüsch des Schwarzen Holunders. Gelegentlich kommen Liguster-Schlehen-Gebüsche oder Weißdorn-Schlehen-Gebüsche sowie Brombeer-Gebüsche vor. In der Krautschicht können Trockenrasen- oder Halbtrocken-Rasen-Pflanzen auftreten (SCHUBERT et al. 1995; ANONYM, 1996; BUDER, 1997). Die Raine sind meist ruderalisiert, überwiegend aus Gräsern bestehend, mit einigen Ausnahmen. In dem sandigen Gebiet stellen die Raine teilweise Refugien für Sandtrockenrasenpflanzen dar (BERG, 1993).

Sächsisches Hügelland

Das Lößhügelland gilt u. a. als Verbreitungsschwerpunkt der Hecken in Sachsen. Auf den Lößböden kommen häufiger xerotherme Gebüschgesellschaften vor. Es treten aber auch Schlehen-Holunder-Gebüsche und reine Holunder-Gebüsche häufiger auf. In der Krautschicht können Trockenrasen- oder Halbtrockenrasenpflanzen wachsen, z.B. *Dianthus spp.* (Nelken-Arten) oder *Salvia pratensis* (Wiesen-Salbei). In den Weinbaugebieten des Elbtales gibt es größere Vorkommen von Trockenmauern mit seltenen Farn- und Moosarten (ANONYM, 1995a; BUDER, 1997).

Erzgebirge

Die Steinrückenlandschaft des Mittel- und Osterzgebirges ist in ihrer Ausprägung wohl einmalig in Deutschland. Hier kommen gefährdete Pflanzenarten, wie *Lilium bulbiferum* (Feuer-Lilie), *Lilium martagon* (Türkenbund-Lilie) und *Dianthus seguieri* (Busch-Nelke) vor. Bemerkenswert ist auch *Daphne mezereum* (Gewöhnlicher Seidelbast), Amelanchier (Felsenbirne) und *Malus sylvestris* (Wild-Apfel) (ANONYM, 1995a; SCHUBERT et al. 1995; ANONYM, 1996; BUDER, 1997).

Thüringer Becken und Thüringer Hügelland

Relativ gleichmäßig über Thüringen verteilt sind die Kreuzdorn-Schlehen-Gebüsche. Hierher gehören auch die ruderalen Brennessel-Holunder-Gebüsche. Eine sehr weit verbreitete Gesellschaft an Feldwegen und Waldrändern ist das Holunder-Schlehen-Gebüsch. Relativ weit verbreitet ist das Liguster-Schlehen-Gebüsch mit xerothermen Elementen, wie z.B. *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) in der Krautschicht. Hervorzuheben ist das Steppenweichsel-Gebüsch, das auf alten Weinbergen vorkommt.

Unter stickstoffreichen Verhältnissen werden Heckensäume mit verschiedenen nitrophilen Saumgesellschaften gebildet.

In Südthüringen ist die Goldkälberkropf-Saumgesellschaft auffällig. Im wärmeren Kalk- und Keuperhügelland kommt an Schlehen-Gebüschen zerstreut die Feinblattwicken-Saumgesellschaft vor. Im Muschelkalkgebiet ist an Schlehen- und Hartriegel-Gebüschen die Klee-Kichertragant-Saumgesellschaft zu finden. (WESTHUS et al. 1993, ANONYM, 1995b).

In Kontakt zu Grünland kann auf Straßen-, Feld- und Wegrainen die Salbei-Glatthafer-Wiese auftreten. Auf Muschelkalkböden kommt auf Rainen gelegentlich die Esparsette-Trespen-Gesellschaft vor.

Mittelhessen (Rheinisches Schiefergebirge, Hessisches Bergland)

LINK (1996) stellte fest, dass im Kontakt zu Grasland auf den untersuchten Rainen Grasflurgesellschaften vorkommen, aber auch die Baldrian-Bärenklau-Gesellschaft. Besonders bemerkenswert ist das Vorkommen von Enzian-Schillergras-Rasen auf Stufenrainen.

Im Kontakt zu intensiv bewirtschafteten Ackerflächen tritt der Ackerwinden-Kriechquecken-Rasen auf. Es kommen auch Honiggras-Kriechquecken-Rasen und die Taube-Trespen-Ruderalgesellschaft vor. Die Brennessel-Gundermann-Fragmentgesellschaften sind besonders artenarm.

Franken, Main-Franken, Fränkischer Jura

Nordbayern besitzt eine kleinteiligere Agrarstruktur. Sehr häufig treten Schlehen-Gebüsche auf, es folgen Liguster-Schlehen-Gebüsche, Kreuzdorn-Hartriegel-Gebüsche, Gebüsche des Schwarzen Holunders und andere. Die Säume im Kontakt zu intensiv genutzten Äckern zeichnen sich meist durch das Vorkommen nitrophiler Pflanzenarten aus.

Bei extensiverer Bewirtschaft der Nachbarflächen oder in Weinbaugebieten gibt es eine Anzahl Rote-Liste-Arten und auch bemerkenswerte Pflanzen-Gesellschaften der Säume, z.B. im Raum Bayreuth findet man die Hügelklee-Odermennig-Gesellschaft.

In den Flurgehölzsäumen der tieferen Lagen finden sich teilweise Frühlingsgeophyten. Im Obermainischen Hügelland nehmen Raine die Grenzlagen zwischen steinigem Kalkscherbenäckern und größeren Laubwaldgebieten ein. Rote-Liste-Arten treten gelegentlich regional auf, z.B. *Carlina acaulis* (Silberdistel), *Pulsatilla vulgaris* (Gewöhnliche Kuhschelle), *Arnica montana* (Arnika).

Artenreich sind die gemähten Raine der Frauenmantel-Glatthafer- und der Rotschwengel-Rot-Straußgras-Gesellschaft. Im Kontakt zu extensiv genutzten Rebflächen haben sich auf Lesesteinriegeln floristisch reichhaltige Vegetationskomplexe entwickelt. (KNOP, 1982; REIF, 1982; POTT, 1992; RINGLER et al. 1997; STEIDL & RINGLER, 1997).

Beobachtungen der Vegetation auf ausgewählten Standorten

Eine umfassende bewertende Beschreibung der Vegetation von Saumstrukturen in der Agrarlandschaft erfordert aufgrund der vorliegenden heterogenen Daten mit unterschiedlichen Zielstellungen spezifische Untersuchungen an ausgewählten Standorten. Eigene stichprobenartige Untersuchungen in drei verschiedenen Landschaften zeigen bereits, wie vielfältig die Vegetationsausstattung von linienhaften Kleinstrukturen sein kann.

So ergaben z.B. nur punktuelle Beobachtungen in der Hessischen Rhön eine reiche Strukturierung in dem ausgewählten Gebiet. Feldwege waren meist 1 bis 2 m breit, vorwiegend bestehend aus Glatthafer-Gesellschaften. Hecken bestanden meist aus einheimischen Strauch- oder Baumarten. Hecken mit Heckensaum hatten eine Breite von 5 bis 10 m. An den Heckensäumen an der Grenze zum Grünland bzw. zum Weg konnten einige seltenere Pflanzenarten gefunden werden.

In Mecklenburg-Vorpommern im Malchiner Becken wurden am Feldwegrand mit Sträuchern und am Straßenrand in Nachbarschaft zu Rapsfeldern mehrere für das Gebiet nicht ganz so häufige Arten gefunden, wie *Malva sylvestris* (Wilde Malve) oder *Stachys sylvatica* (Wald-Ziest). Die Raine waren 1,5 bis 5 m breit. Andere untersuchte Hecken im gleichen Gebiet zeigten dagegen stark nitrophile Pflanzengesellschaften in Nachbarschaft zum Roggenfeld.

Nach stichprobenartiger Beobachtung in Brandenburg (Teltower Platte) wurde auf einem sehr schmalen Feldrain (0,5 bis 1 m breit) in Kontakt zum Roggenfeld das Vorkommen von Pflanzen der Sandtrockenrasen festgestellt. Hier war offensichtlich der N-Eintrag vom Acker gering. Spezielle Vegetationsuntersuchungen wurden in einem Freilandversuch in Brandenburg am südlichen Stadtrand von Berlin in den Jahren 1998 und 1999 vorgenommen. Der Versuch wurde für die Risikoabschätzung zur Beeinflussung von Nicht-Ziel-Organismen in Saumbiotopen durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Insektiziden) von KÜHNE u.a. (BBA) angelegt (FREIER et al. 2000, in diesem Heft).

Dabei wurde in einem Gras-Krautstreifen zwischen zwei Getreide-Äckern der Deckungsgrad, die Soziabilität der einzelnen Pflanzenarten sowie die Pflanzengesellschaft des Gras-Krautstreifens bestimmt. In der Mitte des Gras-Krautstreifens wurde eine Rumpfgesellschaft des Weidelgras-Wegerich-Rasens festgestellt, während die beiden Seiten des Gras-Krautstreifens die Rumpfgesellschaft der Ackerwinden-Quecken-Gesellschaft aufwiesen. Im Jahre 1998 wurden 34 Pflanzenarten auf dem Streifen gefunden, und 1999 konnten 45 Arten ermittelt werden.

Es wurden keine seltenen, gefährdeten oder Rote-Liste-Arten gefunden. Sie sind dort auch nicht zu erwarten, da das Vorkommen solcher Arten in dem Gebiet ohnehin nicht bekannt ist. Es handelt sich überwiegend um nitrophile Arten in diesem Saumbiotop, die vom N-Eintrag der angrenzenden Äcker profitieren.

Diskussion

Aus den Literaturangaben über die Vegetation der Saumbiotope ist zu entnehmen, dass die Diversität und Seltenheit der Pflanzenarten und -gesellschaften dieser Biotope in Nachbarschaft zu intensiv genutzten Äckern meist nicht hoch ist. Vorwiegend sind es nitrophile Pflanzenarten, die dort vorkommen.

Bei extensiverer Bewirtschaftung der Nachbarflächen, auch im Kontakt vor allem zum Grünland oder in Weinanbaugebieten, ist die Anzahl der Rote-Liste-Arten oder seltener Arten bzw. Pflanzengesellschaften höher.

Bemerkenswerte Arten und eine hohe Diversität sind vor allem auf bevorzugten Standorten, wie in Wärmegebieten oder Muschelkalkgebieten, anzutreffen. Je breiter die Saumbiotope sind, um so höher kann auch die Diversität bzw. das Auftreten seltener Arten infolge des geringeren Nährstoffeintrages sein.

Aus den vorliegenden Vegetationsstudien wird geschlossen, daß es in Deutschland, vornehmlich in den Hügelländern, einen beträchtlichen Anteil mit floristisch bemerkenswerten Saumbiotopen gibt. So wird nach grober Schätzung vermutet, daß etwa 45 % der Hecken in Deutschland artenreich sind oder regionaltypische seltene oder Rote-Liste-Arten darin vorkommen.

Die Arten der Wald-, Feld-, Wiesen-, Weg- und Straßenraine in Nachbarschaft zum Acker und Grünland sind im allgemeinen verbreitet oder häufig. Regional treten aber auch gelegentlich seltene Pflanzenarten oder -gesellschaften auf. Lesesteinriegel und Trockenmauern sind zum überwiegenden Teil Lebensräume von floristisch wertvollen Arten. Sollen besitzen seltener eine bemerkenswerte Vegetation, da sie im allgemeinen unter Nährstoffeinfluß der umgebenen Äcker stehen.

Die Literaturangaben sowie eigene Untersuchungen zeigen, daß schon auf kleinstem Raum die Ausprägung der Vegetation in Saumbiotopen sehr unterschiedlich sein kann. Auch die Breite der Saumbiotope variiert stark auf einem Standort. Daher ist die regional- und standorttypische Kenntnis der Vegetation, der Breite der Saumbiotope und ihrer Länge für Entscheidungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in dem entsprechenden Gebiet notwendig.

Oft ist das Vorhandensein sehr seltener oder Rote-Liste-Arten bzw. -Pflanzengesellschaften aber den Naturschutzbehörden des entsprechenden Gebietes bereits bekannt, so dass auf die Kenntnis dieser Behörden zurückgegriffen werden kann.

Literatur

- ANONYM (1995a): Besonders geschützte Biotope in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2, Hrsg.: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, 86 S.
- ANONYM (1995b): Biotope in Thüringen - Situation, Gefährdung und Schutz. Naturschutzreport 9, 255 S.
- ANONYM (1996): Waldbiotopkartierung in Sachsen. Kartieranleitung Stand: September 1996. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 9, 110 S.
- BERG, C. (1993): Pflanzengesellschaften der Straßen- und Wegränder im Flach- und Hügelland Ostdeutschlands. Gleditschia 21 (2), 181-211.
- BUDER, W. (1997): Ergebnisse des ersten Durchganges der selektiven Biotopkartierung in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 131 S.

- DIERSCHKE, H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortgefälle an Waldrändern. *Scripta Geobotanica* **6**, Göttingen, 246 S.
- EIGNER, J. (1982): Bewertung von Knicks in Schleswig-Holstein. *Laufener Seminarbeiträge* **5/82**, 110-117.
- FREIER, B., KÜHNE, ST., BAIER, B., SCHENKE, D., KAUL, P., HEIMBACH, U. (2000): Feldstudie zu Auswirkungen von Insektizidapplikationen in Weizen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen infolge von Abtrift. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft* **387**, S..
- KALETTKA, TH. (1996): Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle*, 4-12.
- KNOP, C. (1982): Vegetation und Schutzwürdigkeit von Feldrainen. *Laufener Seminarbeiträge* **5**, 38-49.
- KRETSCHMER, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRÖDL, G., FUCHS, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschland. Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. *ZALF-Berichte* **19**, 1-30.
- LINK, M. (1996): Die Vegetation von Rainen in Mittelhessen in Abhängigkeit von ihrem Standort und der Nutzungsintensität angrenzender landwirtschaftlicher Flächen. *Botanik und Naturschutz in Hessen* **8**, 5-85.
- OBBERDORFER, E. (1990): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. Stuttgart, 1050 S.
- POTT, R. (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 427 S.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H. E. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Ruderale Staudenfluren und Saumgesellschaften. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* **20** (4), 1-86.
- REIF, A. (1982): Vegetationskundliche Gliederung und standörtliche Kennzeichnung Nordbayerischer Heckengesellschaften. *Laufener Seminarbeiträge* **5**, 19-28.
- RINGLER, A., ROßMANN, K., STEIDL, I. (1997): Hecken und Feldgehölze - Landschaftspflegekonzept Bayern. Band II. 12 (Alpeninstitut GmbH, Bremen); Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), 523 S.
- RÖSER, B. (1988): Saum- und Kleinbiotope: ökologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. *ecomed verlagsgesellschaft AG & Co. KG Landsberg*, 258 S.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W., KLOTZ, S. (1995): *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands*. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 403 S.
- SCHUPP, D., DAHL, H.-J. (1992): Wallhecken in Niedersachsen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* **12** (5), 109-176.
- STARKMANN, TH. (1992): Neue und alte Hecken im Münsterland. Ökologie, Planung und Pflege von Neuanpflanzungen in der freien Landschaft. *Schriftenreihe des Westfälischen Amtes für Landespflege* **2**, 126 S.
- STEIDL, I., RINGLER, A. (1997): Agrotrope - Landschaftspflegekonzept Bayern. Band II, 11, (Alpeninstitut GmbH, Bremen) Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), München, 521 S.
- WEBER, H.E. (1967): Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. *Mitt. d. Arbeitsgem. Floristik in Schleswig-Holstein und Hamburg* **15**, 1-196.
- WEBER, H.E. (1974): Eine neue Gebüschgesellschaft in Nordwestdeutschland und Gedanken zur Neugliederung der Rhamno-Prunetea. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* **13**, 143-150.
- WESTHUS, W., HEINRICH, W., KLOTZ, S., KORSCH, H., MARSTALLER, R., PFÜTZENREUTER, S., SAMIETZ, R. (1993): Die Pflanzengesellschaften Thüringens - Gefährdung und Schutz. *Naturschutzreport* **6** (1) 257 S.
- WOLLERT, H. (1970): Zur soziologischen Gliederung und Stellung der Grenzhecke Mittelmecklenburgs und deren Säume. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg: Schriftenreihe* **13** (1/2), 92-100.

Bedeutung von Saumbiotopen für Flora und Fauna

Korneck, D.; Pretscher, P.

Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Zusammenfassung

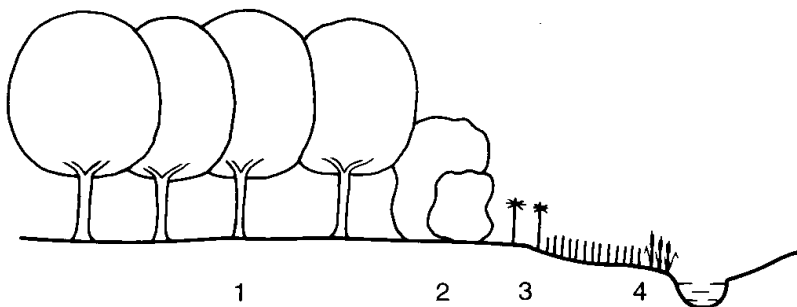
Saumbiotope einschließlich Böschungen und Raine mit teils hochwüchsigen und farbenprächtig blühenden Stauden sind prägende Landschaftselemente. Sie bieten zahlreichen, teils abhängigen Tierarten, darunter Insekten, Nahrung, Deckung und Lebensraum. Saumbiotope haben eine nicht zu unterschätzende ökologische Bedeutung für die biologische Vielfalt. Sie bedürfen deshalb größtmöglicher Schonung.

Diese Biotope sind teils durch Zerstörung im Rahmen von Flurbereinigungen oder durch Umpflügen bedroht, teils durch Brand sowie durch Abdrift von Dünger und Pflanzenschutzmitteln gefährdet. Alle Möglichkeiten, solche Gefährdungen und Beeinträchtigungen zu minimieren, sollten ausgeschöpft werden. Sachgerechte Anwendung erprobter Geräte zur Ausbringung von Dünger und Pflanzenschutzmitteln ist unabdingbare Voraussetzung zur Schonung von Saumbiotopen.

Einleitung

Schon in der Urlandschaft gab es Waldränder, also Stellen, wo geschlossene Wälder an Offenlandbereiche grenzen, und zwar überall dort, wo dem Wald natürliche Grenzen gesetzt sind, z.B. an Flüssen, Seen oder Felsen.

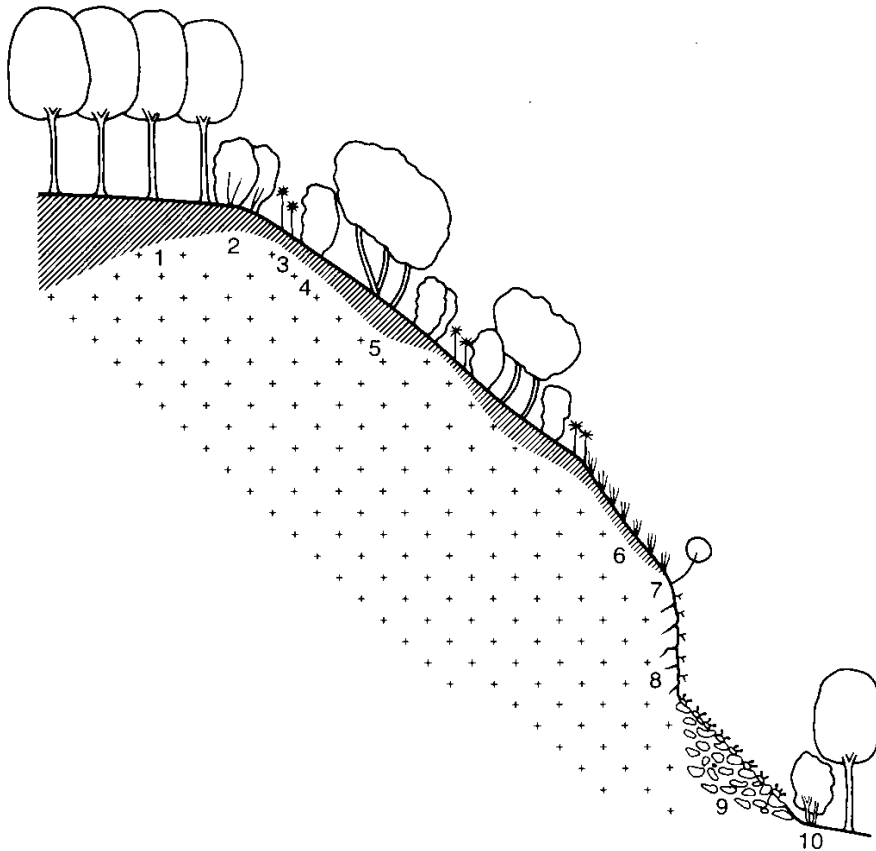
Recht einfach liegen die Verhältnisse an einem Fluss (vgl. Abb. 1): Der Wald grenzt nicht unmittelbar an das Flussufer, sondern schließt sich durch zwei Zonen, die durch eigene Pflanzengesellschaften gekennzeichnet sind, gegen die Pflanzengesellschaften des Flussufers ab (MÜLLER, 1962). Unmittelbar dem Wald vorgelagert ist eine Zone, die vorwiegend aus Gebüsch besteht, welche den Wald nach außen hin wie ein Mantel umhüllen, und die deshalb als Waldmantel bezeichnet wird. Vor dem Waldmantel schließt sich als zweite Zone ein meist mit hochwüchsigen Kräutern bewachsener, mehr oder weniger schmaler Streifen an, der treffend als Saum bezeichnet wird. Erst jetzt folgen die unmittelbar zum Fluss gehörigen Vegetationseinheiten des Offenlandes wie z.B. Röhrichte oder Flutrasen.



1. Wald, z. B. *Quercu-Ulmetum minoris*, Eichen-Ulmen-Auenwald
2. Mantel, z. B. *Pado-Coryletum*, Traubenkirschen-Hasel-Gebüsch
3. Saum, z. B. *Cuscuto-Convolvuletum sepium*, Nesselseiden-Zaunwinden-Gesellschaft
4. Unmittelbar zum Fluß gehörige Pflanzengesellschaften (nach MÜLLER 1962, verändert)

Abb. 1 Vegetationszonierung an einem Fluss als natürlicher, lokaler Waldgrenze

In unserer heutigen Kulturlandschaft sind Waldränder und Saumbiotope weitaus häufiger. Komplex sind die Verhältnisse an (lokal) klimatisch und edaphisch bedingten Waldgrenzen (Abb. 2).



1. Galio-Carpinetum, Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald
2. Pruno-Ligustretum, Schlehen-Liguster-Gebüsch (Waldmantel)
3. Geranio-Dictamnietum, Blutstorchschnabel-Diptam-Saumgesellschaft
4. Prunetum mahaleb, Felsenkirschen-Gebüsch (Waldmantel)
5. Aceri monspessulani-Quercetum petraeae, Felsenahorn-Traubeneichen-Mischwald
6. Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae, Kopflauch-Pfriemengras-Steppenrasen
7. Cotoneastro-Amelanchieretum, Zwergmispel-Felsenbirnen-Gebüsch
8. Asplenietum trichomano-rutae-murariae, Mauerrauten-Felsspaltengesellschaft
9. Rumicetum scutati, Schildampfer-Gesellschaft (auf Felsschutt)
10. Corylus-avellana-Gebüsch, Hasel-Gebüsch
(nach KORNECK 1974, verändert)

Abb. 2 Räumliche Verteilung der Pflanzengesellschaften an einem südexponierten Felshang in der „Rhein Hessischen Schweiz“ (Nordpfälzer Bergland).

So finden wir an meist südexponierten, besonnten trockenen Abhängen auf Fels-, Geröll- oder Lössböden unserer Mittelgebirge eine durch Faktoren wie Flachgründigkeit des Bodens, extreme Trockenheit u.a. bewirkte Waldgrenze. Diese ist jedoch nicht scharf. Der Wald löst sich allmählich auf. In einem vielfach verzahnten Übergangsgürtel zwischen Wald und offenen Rasenflächen finden sich von Gebüsch ummantelte Baumgruppen, die ihrerseits von Hochstauden umsäumt werden.

Auch hier läßt sich die Gliederung Wald - Mantel - Saum leicht wiedererkennen. Saumbiotope sind schmale, bandförmige Strukturen mit nur ihnen eigenen Vegetationseinheiten, den sogenannten Saumgesellschaften.

Saumgesellschaften

Es lassen sich hauptsächlich Saumgesellschaften trocken-warmer Standorte und Saumgesellschaften stickstoffreicher Böden unterscheiden. Erstere werden in der Klasse Trifolio-Geranietea sanguinei zusammengefaßt, wogegen nitrophytische Saumgesellschaften zur Klasse Artemisieten vulgaris gehören. Daraus ergibt sich folgende Gliederung:

1. Klasse *Trifolio-Geranietea sanguinei* (MÜLLER, 1961)
Ordnung *Origanetalia vulgaris* (MÜLLER, 1961)
Helio- und thermophile Dost-Saumgesellschaften
Kennzeichnend sind buntblumige Stauden wie *Anemone sylvestris*, *Anthericum liliago*, *Anthericum ramosum*, *Bupleurum falcatum*, *Campanula rapunculoides*, *Coronilla coronata*, *Coronilla varia*, *Dictamnus albus*, *Geranium sanguineum*, *Inula hirta*, *Laserpitium latifolium*, *Origanum vulgare*, *Peucedanum alsaticum*, *Peucedanum cervaria*, *Peucedanum oreoselinum*, *Polygonatum odoratum*, *Seseli libanotis*, *Thalictrum minus*, *Trifolium alpestre*, *Trifolium medium*, *Trifolium rubens*, *Veronica teucrium*, *Vincetoxicum hirundinaria* u. a., darunter viele Legumionsae und Umbelliferae.
a) Verband *Geranion sanguinei* R. Tx. (MÜLLER, 1961)
Blutstorchschnabel-Saumgesellschaften extrem trocken-warmer Standorte
Hierzu zählen Hirschwurz-, Diptam-, Steppenanemonen-, Hügelklee- und Trauben-gamander-Weißwurz-Saumgesellschaft (*Geranio-Peucedanetum cervariae*, *Geranio-Dictamnatum*, *Geranio-Anemonetum sylvestris*, *Geranio-Trifolietum alpestris*, *Teucrio scorodoniae-Polygonatetum odorati*) u. a.
b) Verband *Trifolion medii* (MÜLLER, 1961)
Klee-Saumgesellschaften mäßig warmer Standorte
Hierher gehört hauptsächlich die auf mäßig trockenen steinigen Kalklehmböden im Kontakt mit Buchen- und Eichen-Hainbuchen-Wäldern einerseits und Kalkmagerrasen andererseits weit verbreitete Odermennig-Saumgesellschaft (*Trifolio medii-Agrimonietum eupatoriae*).
2. Klasse *Artemisietea vulgaris*
Beifuß-Gesellschaften
Kennzeichnend sind Pflanzen stickstoffreicher Böden wie *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Anthriscus sylvestris*, *Arctium lappa*, *Arctium minus*, *Artemisia vulgaris*, *Ballota nigra*, *Calystegia sepium*, *Carduus acanthoides*, *Carduus crispus*, *Carduus nutans*, *Chaerophyllum aureum*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Chaerophyllum temulum*, *Chelidonium majus*, *Chenopodium bonus-henricus*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Conium maculatum*, *Cynoglossum officinale*, *Daucus carota*, *Dipsacus fullonum*, *Dipsacus pilosus*, *Echium vulgare*, *Eupatorium cannabinum*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea*, *Lamium album*, *Melilotus altissimus*, *Melilotus officinalis*, *Onopordum acanthium*, *Petasites hybridus*, *Picris hieracioides*, *Rumex obtusifolius*, *Sambucus ebulus*, *Senecio fluviatilis*, *Tanacetum vulgare*, *Torilis japonica*, *Urtica dioica* u. a. Viele von ihnen hatten und haben primäre Wuchsplätze auf meist bodenfrischen Standorten an Flussufern, an Waldrändern, in Waldlichtungen, um Tierbauten oder unter Felsüberhängen. Infolge der Siedlungstätigkeit des Menschen konnten sie sich sekundär vielerorts flächig auf Ruderalplätzen, Ackerbrachen und anderen anthropogenen Standorten ausbreiten.
Noch heute kommen nitrophytische Artemisietea-Saumgesellschaften an mehr oder weniger naturnahen Standorten vor. Genannt seien Nesselseiden-Zaunwinden-Gesellschaft (*Cuscuta-Convulvetum sepium*), Rübenkälberkropf-Gesellschaft (*Chaerophylletum bulbosi*) und Rohrglanzgras-Pestwurz-Gesellschaft (*Phalarido-Petasitetum hybridum*), alle an Flussufern, sowie Heckenkerbel- und Glanzstorchschnabel-Saumgesellschaft (*Alliario-Chaerophylletum temuli*, *Chaerophyllo-Geraniatum lucidi*), beide an Waldrändern und auf Waldverlichtungen.

Im einzelnen werden thermophile und nitrophile Saumgesellschaften Süddeutschlands und Südwestdeutschlands bei OBERDORFER (1978, 1983; dort weiterführende Literatur) ausführlich beschrieben.

Zur Bedeutung von Saumbiotopen für Pflanzen- und Tierarten

In Wurzeln von *Peucedanum officinale* lebt monophag die Raupe der extrem seltenen Haarstrang-Saumbiotope einschließlich Böschungen und Raine mit teils hochwüchsigen und farbenprächtig blühenden Stauden sind prägende Landschaftselemente. Sie bieten zahlreichen, teils abhängigen Tierarten, darunter Insekten, Nahrung, Deckung und Lebensraum. An einigen Beispielen aus dem rheinischen Raum sei dies verdeutlicht:

Im Kontakt mit thermophilen Eichenwäldern nebst umgebenden Schlehen-Liguster-, Felsenkirschen- oder Zwergmispel-Felsenbirnen-Gebüsch einerseits und Trockenrasen andererseits findet sich an extrem trockenwarmen Standorten auf Felsköpfen und an Feststeilhängen über Rhyolith- und Andesitgestein im Nordpfälzer Bergland und im Nahegebiet die **Blutstorchschnabel-Diptam-Saumgesellschaft** (*Geranio-Dictamnenum*). Abbildung 2 zeigt ein Beispiel der räumlichen Zonierung.

Diptam (*Dictamnus albus*) und Blutroter Storchschnabel (*Geranium sanguineum*) bilden ausgedehnte Herden. Zur Blütezeit (Ende Mai, Anfang Juni) schmücken sich die Diptam-Stauden mit weithin auffallenden Kerzen hellroter, dunkel geadarter, durch Ausscheidung ätherischer Öle streng duftender Blüten. Hinzu kommen die dunkelroten Blüten von *Geranium sanguineum*, Hügel-Klee (*Trifolium alpestre*) und Purpur-Klee (*Trifolium rubens*).

Farbkontraste bilden das Weiß der Astlosen Graslilie (*Anthericum liliago*) und der Ebensträußigen Wucherblume (*Tanacetum corymbosum*), das Gelb des Sichelblättrigen Hasenohrs (*Bupleurum falcatum*) sowie das Blau der Pflirsichblättrigen Glockenblume (*Campanula persicifolia*). Da und dort erscheinen im Spätsommer die weißen Dolden der Hirschwurz (*Peucedanum cervaria*) oder die gelblichen Dolden des Echten Haarstrangs (*Peucedanum officinale*), beide durch ihren hohen Wuchs sehr auffällige Stauden.

Die Tierwelt dieser trocken-warmen Standorte weist einen hohen Anteil von Xerotherm-Relikten auf, deren Verbreitungsschwerpunkte von Südwesteuropa bis zum Schwarzmeergebiet reichen (NIEHUIS, 1978).

Wurzeleule (*Gortyna borelii*), die in Deutschland nur noch an drei eng begrenzten Fundorten in kleinen Populationen vorkommt. In den Zwiebeln des Kopf-Lauchs (*Allium sphaerocephalon*) entwickelt sich die Larve des Lauchzwiebelbohrers (*Dyspessa ulula*) und in den Wurzeln der Graslilien die Graslilieneule (*Episema glaucina*). Der Schwalbenschwanz legt seine Eier nicht nur an Umbelliferen, sondern seltener auch an Rutaceen ab. Deshalb kann man auch am Diptam Raupen dieses Ritterfalters sehen.

Weitere in diesen z.T. xerothermen Lebensräumen vorkommende seltene und stark gefährdete Insekten sind u.a. die Schmetterlinge Schwarzer Bär (*Arctia villica*), Felsenhalden-Flechtenbärchen (*Setina roscida*), Hofdame (*Hyphoraia aulica*), Spätsommer-Würfeldickkopffalter (*Pyrgus cirsii*), Steppenheiden-Würfeldickkopffalter (*Pyrgus carthami*), Wolfsmilch-Ringelspinner (*Malacosoma castrensis*) und der Felsrasen-Glockenblumen-Blütenspanner (*Eupithecia impurata*).

Eine Käfer-Rarität der heißen Nahehänge ist der Graufügelige Erdbock (*Dorcadion fuliginator*). Auch sehr seltene Schrecken- und Wanzen-Arten besiedeln diese Habitate. Hierzu zählen die Steppen-Sattelschrecke (*Ephippiger ephippiger vitium*), auf lückig bewachsenen Stellen die Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) sowie Rotflügelige und Blaufügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*, *O. coerulescens*). Begleiter sind die vom Aussterben bedrohte Weichwanze *Strongylocoris atrocoeruleus*, die Ritterwanze *Heterogaster affinis* und die an Boraginaceen lebende Erdwanze *Sehirus morio*. Da ihre Lebensräume an Weinberge grenzen, sind sie alle durch Abdrift von Pestiziden bedroht.

Im oberen Mittelrhein- und im unteren Moseltal ist das *Geranio-Dictamnenum* ebenfalls vertreten, nimmt jedoch meist nur kleine Flächen besonders sonnenexponierter Lagen ein.

Auf stärker bodensaurem Schiefergestein tritt öfters die **Salbeigamander-Weißwurz-Saumgesellschaft** (*Teucrio scorodoniae-Polygonatetum odorati*) an seine Stelle. Kennzeichnend ist die Gruppierung von Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), Salomonssiegel (*Polygonatum odoratum*) und Pechnelke (*Silene viscaria*), die Herden bilden können.

Zur Blütezeit, Ende Mai, rufen Pechnelke oder Blutroter Storchschnabel da und dort auffällige rote Aspekte hervor. Hinzu kommen Astlose Graslinie (*Anthericum liliago*), Sichelblättriges Hasenohr (*Bupleurum falcatum*), Gewöhnlicher Dost (*Origanum vulgare*) und Schwalbenwurz (*Vincetoxicum hirundinaria*), im Moseltal außerdem das seltene Felsen-Fingerkraut (*Potentilla rupestris*).

Im unteren Mittelrhein- und im Moseltal bildet die Berg-Heilwurz (*Seseli libanotis*) saumartige Bestände an Wald- und Gebüschrändern auf Schiefergesteinsböden. Im Sommer sind auf ihren weißen Blütendolden manchmal Streifenwanzen (*Graphosoma lineatum*) zu beobachten. Reich strukturierte Schieferfelshänge des unteren Moseltals mit thermophilen Wald- und Gebüschgesellschaften, Saumbiotopen, Trockenrasen und Trockenmauern sind Lebensräume des seltenen Apollofalters (*Parnassius apollo*). Seine Raupen leben vorwiegend in Offenlandbereichen oligophag an Weißer Fetthenne (*Sedum album*) als Futterpflanze.

Die Falter saugen an Blüten von Trockenrasen- und Saumpflanzen. Infolge Verbuschung der Habitats, Ausbreitung von Moosen an Wuchsorten der Weißen Fetthenne und Abdrift von Pestiziden aus angrenzenden Wingerten sowie durch das Sammeln der begehrten Lokalrasse hat der Mosel-Apollofalter (*Parnassius apollo vinningensis*) starke Bestandseinbußen erlitten und galt deshalb noch bis vor kurzem als hochgradig gefährdet.

Heute haben sich die Falter-Bestände im Gegensatz zu den Vorkommen in Baden-Württemberg und Bayern an der Mosel etwas erholt. Zu verdanken ist dies einigen einsichtigen Winzern, die in den Raupenhabitats auf die Ausbringung von Insektiziden weitgehend verzichten, und auf die Überwachung der Falterflugplätze (SCHMIDT, 1997). Begleiter des Apollofalters sind der Segelfalter (*Iphiclides podalirius*), dessen Raupen auf Felsterrassen an Krüppelschlehen und der Felsen-Kirsche leben, sowie der Schlehenzipfelfalter (*Satyrium acaciae*). Auch vom Pflaumenzipfelfalter (*Satyrium pruni*) leben die Raupen hier an der Schlehe.

Im Weinbaugebiet Rheinhessens und der südwärts angrenzenden Vorderpfalz treffen wir eine reiche gegliederte Lößhügellandschaft mit Hohlwegen, Lößwänden, Terrassen, Böschungen und Rainen nebst entsprechenden Saumstrukturen an. Hauptrasenbildner der Böschungen und Raine ist die Gewöhnliche Quecke (*Elymus repens*). Hinzu können Aufrechte und Wehrlose Trespe (*Bromus erectus*, *B. inermis*) treten. Extreme Trockenstandorte, besonders südexponierte Lößwände und -böschungen, tragen Steppenrasen mit Haar-Pfriemengras (*Stipa capillata*) und Walliser Schwingel (*Festuca valesiaca*). Absonnige Lagen hingegen werden von der Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) eingenommen.

Hinzu treten zahlreiche wärmeliebende, an Trockenheit angepasste Pflanzenarten, die hier letzte Refugien gefunden haben, wie Kartäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*), Skabiosen-Flockenblume (*Centaurea scabiosa*), Rheinische Flockenblume (*Centaurea stoebe*), Edel-Gamander (*Teucrium chamaedrys*), Gold-Aster (*Aster linosyris*), Wohlriechende Skabiose (*Scabiosa canescens*), Feld-Mannstreu (*Eryngium campestre*), Großes Windröschen (*Anemone sylvestris*), Sichelmöhre (*Falcaria vulgaris*), Steppen-Wolfsmilch (*Euphorbia seguieriana*), Doldiges Habichtskraut (*Hieracium umbellatum*), Bibernelle-Rose (*Rosa spinosissima*) u.a. Als floristische Besonderheiten kommen der Deutsche Alant (*Inula germanica*), der Elsässer Haarstrang (*Peucedanum alsaticum*) und die seltene Zwerg-Kirsche (*Prunus fruticosa*) vor.

Lößhohlwege wie die Dorschberger Hohl stellen inmitten intensiv genutzter Agrarlandschaften wichtige Refugien für eine Vielzahl von Tierarten dar. Insbesondere Wildbienen, aber auch Schmetterlinge wie der Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*), Waldbrettspiel (*Pararge aegeria*), die Bläulinge *Polyommatus coridon*, *P. icarus* und *P. bellargus*, Schornsteinfeger (*Aphantopus hyperanthus*), Kleines Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) sowie etliche Dickkopffalter finden hier Saugnahrung. An den Blüten des Gold-Kälberkropfes (*Chaerophyllum aureum*) und anderer Doldenblütler sind nicht selten Streifenwanzen (*Graphosoma lineatum*) anzutreffen.

Nachdem in neuerer Zeit viele dieser Saumstrukturen bei Rebflurbereinigungen zerstört wurden, bedürfen die verbliebenen des Schutzes und der Schonung, auch bezüglich der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln.

Besonnte Abhänge, Böschungen und Raine sind Hauptwuchsplätze der Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*). Diese ist Nahrungspflanze verschiedener an sie gebundener Falter- und Käferarten. Dazu zählen Wolfsmilchschwärmer (*Hyles euphorbiae*), Wolfsmilch-Glasflügler (*Chamaesphecia empiformis*) und Wolfsmilch-Linienbock (*Oberea erythrocephala*). Die nektarreichen Blüten werden von Grünem Zipfelfalter (*Callophrys rubi*), Kleinem Feuerfalter (*Lycaena phlaeas*), Landkärtchen (*Araschnia levana*), Schlüsselblumen-Würfelfalter (*Hamearis lucina*), Waldreben-Fensterfleckchen (*Thyris fenestrella*) und Scheck-Tageule (*Callistege mi*) besucht.

An südexponierten Wald- und Wegrändern mäßig trockenwarmer Standorte siedelt auf durchlässigen steinigem oder lehmigen Böden der Gewöhnliche Dost (*Origanum vulgare*) und bildet hier ± schmale saumartige Bestände. Diese fallen zur Blütezeit im Sommer durch ihre Doldenrispen hellpurpurner Blüten weithin auf. Beigesellt ist öfters der Gewöhnliche Natterkopf (*Echium vulgare*) mit seinen walzlichen, ährig-rispigen blauen Blütenständen. Allein am Dost (*Origanum vulgare*) wurden als Sauggäste über 70 Tagfalter-Arten beobachtet (EBERT & RENNWALD, 1991). Für Weißklee-Gelbling (*Colias hyale*), Kohlweißling (*Pieris brassicae*), Grünader-Weißling (*Pieris napi*), Tagpfauenauge (*Inachis io*), Kaisermantel (*Argynnis paphia*), Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*), Graubindigen Mohrenfalter (*Erebia aethiops*), Großes Ochsenauge (*Maniola jurtina*), Schornsteinfeger (*Aphantopus hyperanthus*), Rotbraunes Ochsenauge (*Pyronia tithonus*), Rotbraunes Wiesenvögelchen (*Coenonympha glycerion*), Braunen Feuerfalter (*Lycaena tityrus*), Silbergrünen Bläuling (*Polyommatus coridon*), Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*) und Gewöhnliches Blutströpfchen (*Zygaena filipendulae*) bildet der Dost eine Nektarpflanze von großer bzw. überragender Bedeutung.

Der Natterkopf (*Echium vulgare*) wird von über 30 Tagfalter-Arten, aber auch von etlichen Eulenfaltern und von 36 Wildbienen-Arten als Nektarquelle aufgesucht (EBERT & RENNWALD, 1991, WESTRICH, 1990). Neben Dost-Besuchern sind es insbesondere Dickkopffalter, die oft mit bis zu 20 Faltern die Blüten je Pflanze besetzen. Häufig dort zu beobachtende Arten sind: Braun- und Schwarzkolbiger Dickkopffalter (*Thymelicus sylvestris*, *T. lineolus*), Rostfarbiger Dickkopffalter (*Ochlodes venatus*) und Malven-Dickkopffalter (*Carcharodus alceae*).

Weitere Tagfalter-Arten mit ausgeprägter Natterkopf-Präferenz sind der Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*) und der Weißklee-Gelbling (*Colias hyale*) (BFN-DATENBANK LEPIDAT). Für die Raupen der Spanischen Flagge (*Euplagia quadripunctaria*) ist der Natterkopf eine attraktive Futterpflanze. Nicht unerwähnt bleiben soll der am Natterkopf lebende hübsch gezeichnete Natterkopf-Rüssler (*Ceutorhynchus geographicus*) (Abb. 3).

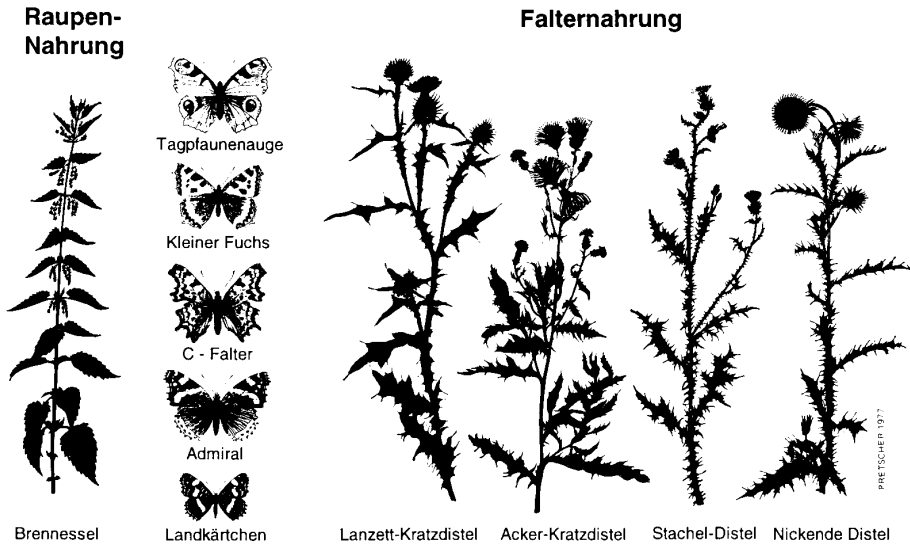


Abb. 3 Unsere schönsten Tagfalter sind von Brennnesseln und Disteln abhängig.

Sonnenexponierte Brennessel-Säume bilden einen idealen Lebensraum für zahlreiche Insekten. Aus der Vielzahl der an der Brennessel lebenden Insekten seien insbesondere einige monophage bzw. oligophage Arten genannt.

Unsere schönsten einheimischen Tagfalter sind Nesselfalter (s. Abb. 3). Dazu zählen Kleiner Fuchs (*Aglais urticae*), Admiral (*Vanessa atalanta*), Landkärtchen (*Araschnia levana*), C-Falter (*Polygonia c-album*), das Tagpfauenauge (*Inachis io*) und der auch auf Disteln lebende Distelfalter (*Cynthia cardui*). Weitere ganz oder teilweise von der Brennessel abhängige Schmetterlinge sind der Perlmutterfarbene Nesselzünsler (*Pleuroptya ruralis*), der Weiße Brennesselzünsler (*Eurrhynpara hortulata*) sowie die beiden Zünslereulen *Hypena rostralis* und *Hypena obesalis*. Hinzu kommen Dunkelgraue und Silbergraue Höckereule (*Abrostola triplasia*, *A. tripartita*).

Häufig sind auch auf den Nesseln die Raupen der goldfarbenen gezeichneten Messingeule (*Diachrysia chrysitis*) und seltener die der Jota-Goldeule (*Autographa jota*) zu finden. Unter den Bärenspinnern finden sich der Zimtbär (*Phragmotobia fuliginosa*), der Breitflügelige und der Gelbe Fleckleibbär (*Spilosum lubricipeda*, *S. luteum*) (DAVIS, 1983, ZABEL & TSCHARNTKE, 1998). Brennessel-Bestände luftfeuchter Lagen an Waldwegen und auf Lichtungen werden vom attraktiven Schönbär (*Callimorpha dominula*) zur Eiablage genutzt. Für etwa zwanzig weitere Falter-Arten bildet die Brennessel gelegentlich das Raupenfutter.

Weitere an die Brennessel gebundene monophage Insekten sind die Dreifleck-Brennesselwanze (*Liocoris tripustulatus*) sowie die Zikaden *Eupteryx cyclops*, *Eupteryx urticae*, *Macropsis scutellata* und *Macrosteles variatus*. Aus der großen Gruppe der Käfer sind das Nesselspitzmäuschen (*Apion urticarium*), der Rüsselkäfer *Parethelcus pollinarius*, der Vierfleck-Brennesselrüssler (*Cidnorrhinus quadrimaculatus*), der Grüne Brennesselrüssler (*Phyllobius pomaceus*) und der Nessel-Blütenkäfer (*Brachypterus urticae*) vertreten. Nesselabhängig sind darüber hinaus Brennessel-Blattfloh (*Trioza urticae*) und Brennessel-Blattlaus (*Aphis urticae*).

Letztere ist auch der Hauptgrund dafür, dass viele Insekten gezielt die Brennessel als Jagdgebiet nutzen, allen voran die Marienkäfer-Arten Siebenpunkt (*Coccinella septempunctata*), Zweipunkt (*Adalia bipunctata*), Zehnpunkt (*Adalia decempunctata*) und Vierzehnpunkt (*Probylaea 14-punctata*), die Larven des Kurzflügelkäfers (*Tachyporus spec.*) sowie die Weichkäfer *Rhagonycha fulva*, *Rhagonycha limbata* und *Cantharis livida*. Skorpionfliegen (*Panorpa spp.*), Florfliegen (*Chrysopa spp.*) und der Ohrwurm (*Forficula auricularia*) jagen ebenfalls mit Vorliebe in Brennessel-Beständen.

Benachbarte Disteln und Kratzdisteln (*Carduus spp.*, *Cirsium spp.*) sind Nahrungspflanzen von Distelfalter (*Cynthia cardui*) und Distel-Bohrfliegen (*Urophora spp.*). Die charakteristischen Knollengallen am Stengel, verursacht durch die Distel-Bohrfliege (*Urophora cardui*), sind vielen Naturfreunden bekannt. Distelabhängige Käfer sind die Distel-Rüsselkäfer *Larinus turbinatus*, *Rhinocyllus conicus*, *Cleonus piger*, *Ceutorhynchus litura* und *Apion carduorum*. Der Große und der Kleine Distelbock (*Agapanthia villiosoviridescens*, *A. cardui*) bevorzugen zwar Disteln, doch leben die Larven auch in Stengeln verschiedener Umbelliferen. Als Nektarquelle bilden Disteln für Tagfalter, Fliegen, Blütenkäfer und Wildbienen eine Schlüsselrolle. Über 50 Tagfalter- und rund 40 Wildbienen-Arten sind regelmäßige Blütenbesucher (BFN-DATENBANK LEPIDAT, REDFERN, 1983; ZWÖLFER & BRANDL, 1986, 1989; WESTRICH, 1990; EBERT & RENNWALD, 1991).

Der Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) wächst auf feuchten Böden und bildet öfters saumartige Bestände an Wald- und Grabenrändern. Seine zu dichten Schirmrispen angeordneten, duftenden rosaroten Blüten sind besonders attraktiv für viele Schmetterlings-Arten. Als häufige Blütenbesucher seien Admiral (*Vanessa atalanta*), Kleiner Fuchs (*Aglais urticae*), Tagpfauenauge (*Inachis io*), Riedteufel (*Minois dryas*), Kaisermantel (*Argynnis paphia*), Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Distelfalter (*Cynthia cardui*), C-Falter (*Polygonia c-album*), Schachbrett (*Melanargia galathea*) und Graubindiger Mohrenfalter oder Waldteufel (*Erebia aethiops*) genannt. Für die Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctaria*) spielt der Wasserdost als Nektarlieferant eine Schlüsselrolle.

Wie oben gezeigt wurde, haben Saumbiotope eine nicht zu unterschätzende ökologische Bedeutung für die biologische Vielfalt. Sie bedürfen deshalb größtmöglicher Schonung. Diese Biotope sind teils durch Zerstörung im Rahmen von Flurbereinigungen oder durch Umpflügen bedroht, teils durch Brand sowie durch Abdrift von Dünger und Pflanzenschutzmitteln gefährdet.

Alle Möglichkeiten, solche Gefährdungen und Beeinträchtigungen zu minimieren, sollten ausgeschöpft werden. Sachgerechte Anwendung erprobter Geräte zur Ausbringung von Dünger und Pflanzenschutzmitteln ist unabdingbare Voraussetzung zur Schonung von Saumbiotopen.

Literatur

- PRETSCHER, P. (1999): BfN-Datenbank LEPIDAT: Art-Steckbriefe zu einheimischen Lepidopteren. Datenstand 1999. Bundesamt für Naturschutz.
- DAVIS, B.N.K. (1983): Insects on nettles. Naturalists handbook 1. Cambridge University Press. 65 S.
- EBERT, G.; RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bände 1 u. 2. Eugen Ulmer, Stuttgart. .
- KORNECK, D. (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. Schr. R. Vegetationskd. 7, 196 S. + Tabellenteil.
- MÜLLER, TH. (1962): Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietea sanguinei. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 9, 95 - 140.
- NIEHUIS, M. (1978): Einige Anmerkungen zur Schutzwürdigkeit der Xerothermhänge bei Oberhausen (Nahe). Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz 1, 76-98.
- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II, 2., stark bearbeitete Auflage. Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 355 S.
- OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III, 2., stark bearbeitete Auflage. Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 455 S.
- PRETSCHER, P.; KLEINERT, H. (1998): Wegränder. Bedeutung - Schutz - Pflege. 4., überarbeitete Auflage. Hrsg.: Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e. V., Bonn. aid-Heft 1261, 55 S.
- REDFERN, M. (1983): Insects and thistles. Cambridge University Press. Naturalists handbook 4. 65 S.
- SCHMIDT, A. (1997): Zur aktuellen Situation des Mosel-Apollofalters *Parnassius apollo vinningensis* STICHEL, 1899 (Lep. Papilionidae). Melanargia 9 (2), 38-47.

- WESTRICH, P. (1990): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allg. Teil, 2. Aufl. Eugen Ulmer. Stuttgart, 431 S.
- ZABEL, J.; TSCHARNTKE, T. (1998): Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia* **116**, 419-425.
- ZWÖLFER, H.; BRANDL, R. (1986): Ökologische Einnischung und Ähnlichkeitsgrenzen bei Distelinsekten. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* **79**, 195-196.
- ZWÖLFER, H.; BRANDL, R. (1989): Niches and size relationships in Coleoptera associated with *Cardueae* host plants: adaptations to resource gradients. *Oecologia* **78**, 60-68.

Gras- und krautdominierte linienförmige Biotope in der Agrarlandschaft – eine floristisch-vegetationskundliche Betrachtung

Link, M.

Geographisches Institut der Justus-Liebig-Universität Gießen

Zusammenfassung

In sechs mittelhessischen Untersuchungsgebieten wurde die Flora von 66 Gras- und Krautrainen in Abhängigkeit von Rainbreite, Pflegezustand und Raintyp analysiert. Mit insgesamt 327 Taxa sind diese Raine überaus artenreich. Es werden 13 Rain-Phytocoenosen auf Assoziationsrang bzw. als ranglose Gesellschaften aus den Klassen *Molinio-Arrhenatheretea*, *Festuco-Brometea*, *Agropyretea-intermedio-repentis*, *Artemisietea vulgaris*, *Epilobietea angustifolii* und *Secalinetea cerealis* beschrieben. Die Abschätzung der Gefährdung der Rain-Phytocoenosen und deren Bewertung für den Biotop- und Artenschutz geschieht sowohl unter quantitativen als auch unter qualitativen Gesichtspunkten. In bezug auf den Pflegezustand der Raine sind deutliche Unterschiede festzustellen, die sich stark auf die Artenzahl der Raine auswirken. Unter Berücksichtigung des Pflegezustands wird eine hyperbolische Regressionskurve der Beziehung zwischen Rainbreite und Artenzahl dargestellt.

Aus dieser Beziehung heraus wird ein Verfahren zur Bestimmung einer Mindestrainbreite entwickelt. Ein ausreichender Artenschutz auf mittelhessischen Rainen kann nur ab einer Mindestrainbreite von 2,9 m gewährleistet werden. Nach Raintypen differenziert bewegt sich die Mindestrainbreite zwischen 2,7 m für Grünlandraine, 2,8 m bei Wegrainen und 3,0 m für Ackerraine. Eine Gegenüberstellung der mittelhessischen Ergebnisse mit Untersuchungen aus dem westlichen Steigerwald, dem Mittelfränkischen Becken und dem Schweinfurter Becken zeigt, dass das Verfahren zur Ermittlung einer Mindestrainbreite auch auf andere Naturräume übertragbar ist.

Einleitung

Gras- und krautdominierte linienförmige Strukturen der Agrarlandschaft – z.B. Gras- und Krautraine, Wirtschaftswege und Vegetationseinheiten unterhalb von Weidezäunen – haben im Bereich der landschaftsökologischen Forschung und Landschaftsplanung in den letzten 10 bis 15 Jahren fortlaufend an Bedeutung gewonnen und erfahren aktuell u. a. in bezug auf die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln im Einflusbereich dieser linearen Kleinstrukturen eine besondere Beachtung (BRANDES, 1998; JEDICKE, 1990; KRETSCHMER et al. 1995; LINK & HARRACH & OPPERMAN; 1998).

Gras- und Krautraine sind linienförmige Strukturelemente der Kulturlandschaft, die – im Gegensatz zu linearen Gebüsch und Hecken – in ihrer typischen Ausprägung ohne Gehölze vorkommen und somit Graslandcharakter aufweisen (TISCHLER, 1980). Sie verlaufen zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie Brachflächen und entlang von Wirtschaftswegen, sind jedoch aufgrund differierender standörtlicher Bedingungen (z.B. Wasserhaushalt) von krautigen Ufersäumen zu unterscheiden.

In Landschaften mit bewegtem Relief werden Raine v.a. über die oben angrenzenden Flächen – Oberlieger – beeinflusst. So können Gras- und Krautraine z.B. nach den Oberliegern in Ackerraine, Grünlandraine und Wegraine differenziert werden. Als weitere Kriterien zur Typisierung der Raine dienen u.a. die äußere Gestalt bzw. Ausformung (Stufenrain – ebene Gewende) sowie die Vegetationsbedeckung der Raine (Grasrain – Krautrain – Hecken(rain)).

Der von KÜHNE et al. (1999) getroffenen Zuordnung der Gras- und Krautraine zu den „Saumbiotopen“ kann nicht entsprochen werden. Die Pflanzenarten der Gras- und Krautraine sind nach ihrem Gesellschaftsanschluss zu knapp 50% der Formation Grasland zuzuordnen. Die Arten der Säume im klassischen Sinne – z.B. Staudensäume der Klasse *Trifolio-Geranietea-sanguinei* entlang von Gehölzen – treten demgegenüber mit knapp 15% in den Hintergrund.

Eine Differenzierung der gras- und krautdominierten linienförmigen Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft sollte nach den Wuchsbedingungen (z.B. Lichtverhältnisse) und der Ausstattung mit Pflanzenarten (soziologischer Anschluß) in eigenständige lineare Offenlandbiotope mit Graslandcharakter – u.a. Gras- und Krautraine, Wirtschaftswege, Weidezäune – und von Gräsern und Kräutern dominierte Saumbiotope im eigentlichen Sinne (andere linienförmige Biotope säumende Lebensräume, z.B. Wald- od. Heckensäume) vorgenommen werden.

Gras- und Krautraine erfüllen in der heutigen Kulturlandschaft eine Vielzahl von Funktionen, wobei sie jedoch verschiedensten Gefährdungen ausgesetzt sind (Abb. 1). Nach KAULE (1991) zählen Raine zu den aktuell am stärksten bedrohten Lebensräumen.



Abb. 1 Funktionen der Gras- und Krautraine in der Kulturlandschaft und auf diesen Lebensraum einwirkende Gefährdungsfaktoren

Im Folgenden wird das floristische Inventar und die Pflanzengesellschaften von Gras- und Krautrainen in mittleren Hessen kurz dargestellt. Bei der Untersuchung von 66 Gras- und Krautrainen erwies sich neben dem Pflegezustand, dem Raintyp und der Nutzungsintensität der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen die Breite von Rainen als wichtiger wertbestimmender Faktor. Daher wurde eine Methode zur Ermittlung einer Mindestrainbreite entwickelt. Neben den in Mittelhessen gewonnenen Daten werden auch aus anderen Naturräumen entstammende Ergebnisse zur Validierung dieses Verfahrens herangezogen.

Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Der Untersuchungsraum liegt im mittleren Hessen. Geologisch ist das Gebiet dreigeteilt: Westlich der Linie Marburg – Gießen erstreckt sich das Lahn-Dill-Bergland, welches dem Rheinischen Schiefergebirge angehört. Zwischen Rheinischem Schiefergebirge und dem sich östlich erstreckenden Basaltgebiet des Vogelsberges verläuft von Norden nach Süden die Hessische Senke. Diese geologische Struktur spiegelt sich auch in der naturräumlichen Gliederung des Untersuchungsraumes wider (Abb. 2).

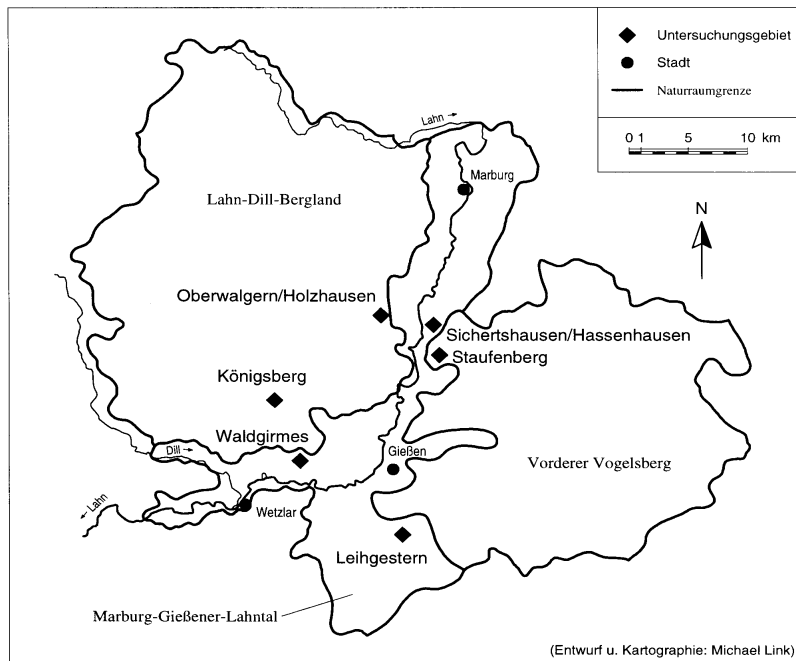


Abb. 2 Lage der Untersuchungsgebiete und die Naturraumgliederung im mittleren Hessen

Bezüglich der nach KNAPP (1967) beschriebenen klimatisch bedingten Wuchs-Zonen der Vegetation in Hessen ist das Untersuchungsgebiet Königsberg der Oberen Buchen-Mischwald-Zone zuzuordnen. Gekennzeichnet wird diese Zone durch recht rauhes und stark humides Klima (mittlere Jahrestemperatur 7,7 °C, mittlere Dauer der Vegetationsperiode 215 Tage, mittlere Niederschlagssumme 700 mm/a). Alle weiteren Untersuchungsgebiete liegen bei recht günstiger Wärmeversorgung im Bereich der Unteren Buchen-Mischwald-Zone. In den nördlichen Untersuchungsgebieten Oberwalgern / Holzhausen, Sicherthausen / Hassenhausen und Staufenberg herrschen mittlere Jahrestemperaturen von 8,6 °C und mittlere Niederschlagssummen von 717 mm/a vor. Die weiter südlich gelegenen Untersuchungsgebiete Waldgirmes und Leihgestern weisen mit 9,0 °C die höchste mittlere Jahrestemperatur und die niedrigste durchschnittliche Niederschlagssumme (610 mm/a) des Untersuchungsraumes auf. Für die im Bereich der Unteren Buchen-Mischwald-Zone liegenden Untersuchungsgebiete beträgt die mittlere Dauer der Vegetationsperiode 241 (nördlicher Teil) bis 243 (südlicher Bereich) Tage. Zur näheren Charakterisierung der insgesamt 6 Untersuchungsgebiete sei hier auf LINK (1996b) verwiesen.

Flora gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturen

Die untersuchten Gras- und Krautraine bieten einen Lebensraum für insgesamt 327 Pflanzenarten. Die Artenvielfalt pro Rain bewegt sich zwischen mindestens 19 und maximal 99 Arten. Weitere Angaben zu Anzahl, Stetigkeit, Verteilung, Soziologie sowie Seltenheits- bzw. Gefährdungsgrad der auf den mittelhessischen Rainen vorkommenden Farn- und Gefäßpflanzen sind LINK (1996a) zu entnehmen.

Pflanzengesellschaften der Gras- und Krautraine

Auf den untersuchten 66 Rain-Standorten konnten 13 Phytocoenosen auf Assoziationsrang oder als ranglose Gesellschaften (mit den dazugehörigen Untereinheiten) aus den Klassen Molinio-Arrhenatheretea, Festuco-Brometea, Agropyretea-intermedio-repentis, Artemisietea vulgaris, Epilobietea angustifolii und Secalinetea cerealis beschrieben werden (Tab. 1).

Tab. 1 Synatonomische Einordnung der Rain-Phytocoenosen sowie deren symmorphologische Kennwerte

Phytocoenose	n	MGAZ	MBEMA	ME
Formation: Grasland				
Molinio-Arrhenatheretea Tüxen 1937				
Arrhenatheretalia elatioris Pawlowski 1928				
Arrhenatherion elatioris W. Koch 1926				
Arrhenatheretum alatioris Braun 1915	12	47,9	6,1	68,69
<i>Valeriana-officinalis-Heracleum-sphondylium</i> -Staudengesellschaft	10	41,2	2,9	72,05
<i>Phalaris-arundinacea</i> -Gesellschaft	1	13,0	-	31,02
Molinetalia caeruleae W. Koch 1926				
<i>Glyceria-maxima</i> -Gesellschaft	1	31,0	2,0	70,50
Festuco-Brometea Braun-Blaquet et Tüxen 1936				
Brometalia erecti Braun-Blanquet 1936				
Mesobromion erecti Braun-Blanquet et Moor 1938 em. Oberdorfer 1957				
<i>Gentiano-Koelerietum</i> Knapp 1942 ex Bornkamm 1960	2	55,0	11,0	71,22
Formation:				
Ausdauernde Ruderal-, Uferstauden- und Schlaggesellschaften				
Agropyreta-intermedion-repentis Müller et Görs 1969				
Agropyretalia-intermedio-repentis Müller et Görs 1969				
Convolvulo-Agropyron Görs 1966				
<i>Cerastum-arvense-Festuca-rubra</i> -Ameisenhügelgesellschaft	7	14,6	1,3	40,40
Convolvulo-arvensis-Agropyretum-repentis Felföldy 1943	33	23,8	1,1	60,01
<i>Holcus-mollis-Agropyron-repens</i> -Gesellschaft	7	27,3	1,9	61,41
<i>Bromus-inermis</i> -Gesellschaft	1	11,0	1,0	25,83
Artemisietea vulgaris Lohmeyer, Preising et Tüxen in Tüxen 1950				
Glechometalia hederaceae Tüxen et Brun-Hool 1975				
<i>Bromus-sterilis</i> -Gesellschaft	1	20,0	1,0	57,82
<i>Urtica-dioica</i> -Glechometalia-Fragmentgesellschaft	2	8,5	-	19,81
Epilobietea angustifolii Tüxen et Preising in Tüxen 1950				
Atropetalia Vliieger 1937				
Sambuco-Salicion Tüxen 1950				
<i>Rubetum idaei</i> Pfeiffer 1936 em. Oberdorfer 1973	1	16,0	-	53,31
Formation: Therophytenreiche Pioniergesellschaften				
Secalinetea cerealis Braun-Blanquet 1951				
Centauretalia cyani Tüxen 1950				
Aperion spicae-venti Tüxen 1950				
<i>Aperion</i> -Gesellschaft	1	16,0	4,0	66,83

n: Anzahl von Vegetationsaufnahmen; MGAZ: Mittlere Gesamtartenzahl;
MBEMA: Mittlere Anzahl bemerkenswerter Arten; ME: Mittlere Evenness

Die Bestandesstruktur der Rain-Phytocoenosen ist in hohem Maße abhängig von der Nutzungsintensität der an die Gras- und Krautraine grenzenden landwirtschaftlichen Flächen, wobei die Struktur einer Phytocoenose nach DIERBEN (1990) mittels der Parameter Anzahl der vorkommenden Arten und Evenness gut charakterisiert werden kann.

Für die Pflanzengesellschaften der untersuchten mittelhessischen Raine ist eine deutliche Abnahme sowohl der Gesamtartenzahl als auch der Evenness der Bestände mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität der oberhalb angrenzenden Äcker und Wiesen festzustellen¹⁾.

Gefährdung der Rain-Phytocoenosen

Von 13 ausgegliederten Pflanzengesellschaften der mittelhessischen Gras- und Krautraine sind die Glatthafer-Wiesen und die Enzian-Schillergras-Rasen als gefährdet zu bezeichnen. Die Einstufung des Gefährdungsgrades erfolgt nach der Roten Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens (BERGMEIER & NOWAK, 1988) und der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994). Für Hessen wurden die regionalisierten Angaben für das „hessische Mittelgebirgsland“ ausgewertet.

Die **Glatthafer-Wiesen** sind in Hessen quantitativ gefährdet und qualitativ ist die Mehrzahl der Bestände floristisch verarmt und/oder in ihrer Artenausstattung verändert. Bundesweit werden die Glatthafer-Wiesen – Biotoptyp „artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe“ – als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft.

Die Gefährdung der **Enzian-Schillergras-Rasen** wird für das hessische Mittelgebirgsland mit der der Glatthafer-Wiesen gleichgestellt. Das in den Biotoptyp „subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem Boden, brachgefallen“ einzuordnende Gentiano-Koelerietum der mittelhessischen Gras- und Krautraine gilt für das Bundesgebiet als gefährdet.

Indikatoren zur Bewertung gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope

Die Bewertung gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope für den Arten- und Biotopschutz kann in aktuelle und potentielle Wertigkeiten unterteilt werden. Als Indikatoren für die aktuelle Arten- und Biotopschutzbewertung können z.B. die Gesamtartenzahl und die auf den zu bewertenden Flächen vorkommenden Vegetationseinheiten herangezogen werden. Für die Beurteilung der potentiellen Wertigkeit von Gras- und Krautrainen kommen u.a. der Pflegezustand, über die Pflegezustandsstufen, und die Breite der linearen Strukturelemente, nach der Abweichung von der Mindestrainbreite, in Frage.

Bewertung der Rain-Phytocoenosen für den Arten- und Biotopschutz

Die Bewertung der Arten- und Biotopschutzfunktion erfolgt – basierend auf floristisch-vegetationskundlichen Kriterien – unter gleichzeitiger Betrachtung des Gefährdungsgrades nach Roten Listen und des Arteninventars der Rain-Phytocoenosen (Tab. 1).

Die **Enzian-Schillergras-Rasen** und **Glatthafer-Wiesen** sind sowohl nach ihrer Gefährdungssituation als auch nach ihrer Artenvielfalt besonders wertvoll für den Arten- und Biotopschutz. Dies kann mit Einschränkung auch für die Baldrian-Bärenklau-Staudengesellschaft gesagt werden, welche syntaxonomisch eng mit den Glatthafer-Wiesen verwandt ist. Alle anderen mit bemerkenswerten Arten ausgestatteten Rain-Phytocoenosen werden zumindest als bedingt schutzwürdig eingestuft.

Nach MÜLLER (1983) können sich z.B. die auf Gras- und Krautrainen häufigen halbruderalen Rasen bei zurückgehender Stickstoffversorgung auch hin zu Festuco-Brometea-Gesellschaften entwickeln. Sämtliche Rain-Pflanzengesellschaften ohne bemerkenswerte Arten (*Phalaris-arundinacea*-Gesellschaft, Rubetum idaei, *Urtica-dioica*-Glechometalia-Fragmentgesellschaft) sind bei gleichzeitig sehr geringer Gesamtartenzahl für den Arten- und Biotopschutz ohne Bedeutung.

¹⁾ Zur Ermittlung und Einstufung der Bewirtschaftungsintensität angrenzender landwirtschaftlicher Flächen siehe Link (1994).

Einfluß des Pflegezustandes auf die Artenzahl der Raine

Auf Rainen, die durch Mahd bzw. Beweidung nicht mehr gepflegt werden, kommt es zu typischen Änderungen der Rain-Phytocoenen, welche auf regelmäßig gemähten bzw. beweideten Rainen Graslandcharakter aufweisen. Die Sukzessionsdynamik führt zur Ausbildung kennzeichnender Merkmale, die zur Beurteilung des Pflegezustandes herangezogen werden (Abb. 3).

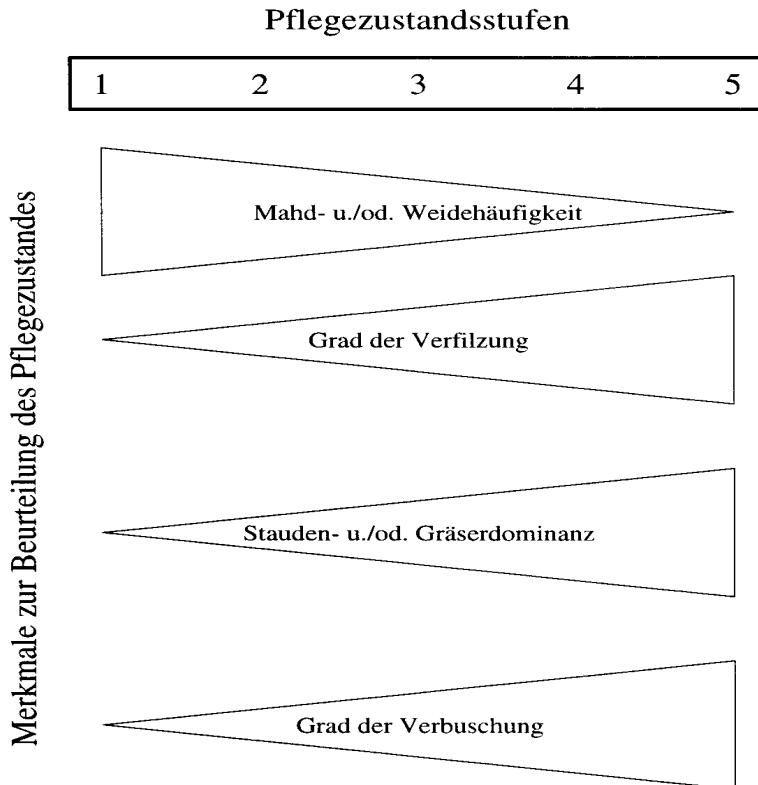


Abb. 3 Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustandes und daraus abgeleitete Pflegezustandsstufen

Verfilzungsgrad der Grasnarbe, Dominanz von Stauden und/oder Gräsern sowie Grad der beginnenden Verbuschung sind abhängig von der Pflegehäufigkeit – also der Mahd- und/oder Weidehäufigkeit. Unter Verfilzung ist eine Anhäufung abgestorbener Pflanzenteile zu verstehen, die von Moosen stark durchdrungen ist. Durch diese lichtundurchlässige Barriere wird das Wachstum v. a. niedrig wachsender und lichtbedürftiger Pflanzenarten in hohem Maße behindert.

Nicht mehr gemähte oder beweidete Raine ergrünen daher im Frühjahr deutlich später. Der Grad der beginnenden Verbuschung von Gras- und Krautrainen kann annähernd nach dem Alter der aufkommenden Holzpflanzen und ihrer Wüchsigkeit abgeschätzt werden.

Nach der Ausprägung der genannten Merkmale wird der Pflegezustand in fünf Pflegezustandsstufen eingeteilt (1 = sehr intensive Pflege, 2 = mäßig intensive Pflege, 3 = mäßig extensive Pflege, 4 = sehr extensive Pflege und 5 = Brache; Abb. 3). Bei der Zuordnung der Raine zu mittleren Pflegezustandsstufen ist zu beachten, daß bestimmte Merkmale sich auch gegenläufig zu anderen verhalten können. So schließt z.B. eine dicke Streuschicht die Verbuschung über einen langen Zeitraum hinweg aus.

Die Sukzession von Pflanzenbeständen bedeutet stets eine Änderung in der Artenzusammensetzung (FEOLI et al. 1975). Die Artenzahl der Gras- und Krautraine steigt bei abnehmender Pflegeintensität von sehr intensiv (im Mittel 35,4 Taxa) bis sehr extensiv (durchschnittlich 62,1 Arten) kontinuierlich an. Im Übergang von sehr extensiv gepflegten hin zu brachgefallenen Rainen (im Mittel 37,4 Taxa) nimmt die Artenvielfalt jedoch rapide um knapp 40 % ab (Abb. 4).

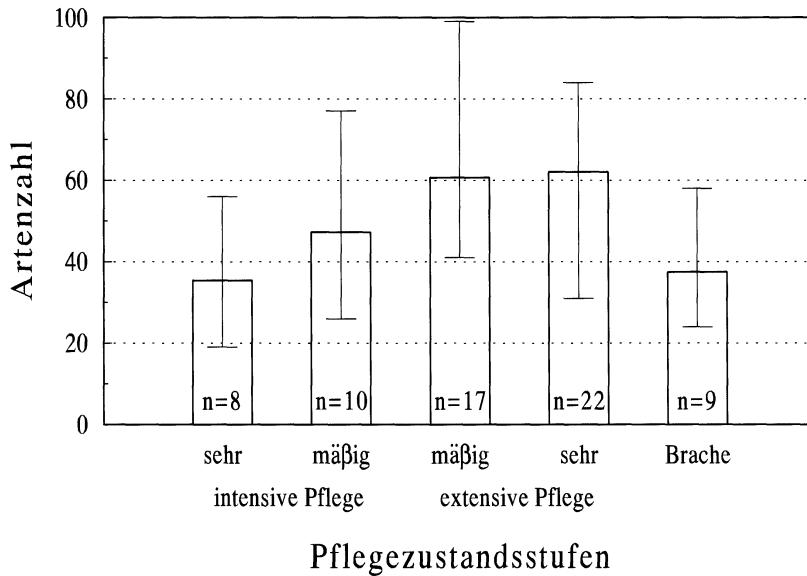


Abb.4 Mittlere Artenzahl der Raine innerhalb der fünf Pflegezustandsstufen mit den jeweils geringsten und höchsten Artenzahlen

Beziehung zwischen Rainbreite und Artenzahl und daraus entwickeltes Verfahren zur Bestimmung einer Mindestrainbreite

In Abb. 5 wird die Abhängigkeit der Artenzahl der untersuchten Gras- und Krautraine von der Rainbreite dargestellt. Während für die Pflegezustandsstufen 1 bis 4 eine hoch signifikante, stark positive Korrelation besteht ($r = 0,7^{***}$, $B = 0,49$), ist die Artenzahl brachgefallener Raine – unabhängig von der Rainbreite – geringer. Die Variation der Artenzahl der untersuchten Gras- und Krautraine lässt sich zu 49 % aus der Variation der Rainbreite erklären.

Der Zusammenhang zwischen Rainbreite und Artenzahl wird hier – basierend auf einer linearisierenden Transformation der Rainbreiten – mittels einer hyperbolischen Funktion (allgemein: $y = a + b \cdot 1/x$, für die Raine der Pflegezustandsstufen 1 bis 4: $y = 72,69 - 23,17 \cdot 1/x$) beschrieben.

Verschiedene Autoren haben bereits Mindestanforderungen an die Breite von Rainen gestellt. Allgemeine Angaben von mindestens 1 m Rainbreite macht KNAUER (1989). Auf floristischen Untersuchungen basierende Studien fordern zwischen 1 m (RUTHSATZ & OTTE, 1987) und 6 m (KAULE, 1985) breite Gras- und Krautraine.

Nach faunistischen Untersuchungsergebnissen sollten Raine zwischen 2 m (KAULE, 1983) und 5 m (WELLING et al. 1987) breit sein. Betrachtet man bei Arbeiten zur Rainbreite die gestellten Anforderungen an eine Mindestrainbreite, so fällt die mangelnde Transparenz der Herleitung vieler Richtwerte auf.

Die Mindestrainbreite wird über die Steigung der Regressionskurve definiert, wobei die Steigung dieser Kurve den Zuwachs an Arten pro Meter Rainbreite beschreibt. Die Bestimmung der Mindestrainbreite x_m erfolgt an dem Punkt P_m auf der Regressionskurve, an dem pro Meter Rainbreite nur noch 5 % der mittleren Artenzahl (55,3 Arten) hinzukommt. Links des Punktes P_m auf der Regressionskurve beträgt der Artenzuwachs $> 2,8$ Arten pro Meter Rainbreite; rechts $< 2,8$ Arten.

Für die in Mittelhessen untersuchten Gras- und Krautraine der Pflegezustandsstufen 1 bis 4 ergibt sich eine Mindestrainbreite (x_m) von 2,9 m. Wäre diese Mindestrainbreite von 2,9 m zu realisieren, würde sich eine mittlere Artenzahl von 64,7 Arten je Rain ergeben.

Tatsächlich beläuft sich die mittlere Breite der gepflegten Raine nur auf 2,1 m. Diese Raine sind demzufolge im Durchschnitt um 0,8 m zu schmal und weisen 9,4 Pflanzenarten weniger auf als die Raine angestrebter Breite.

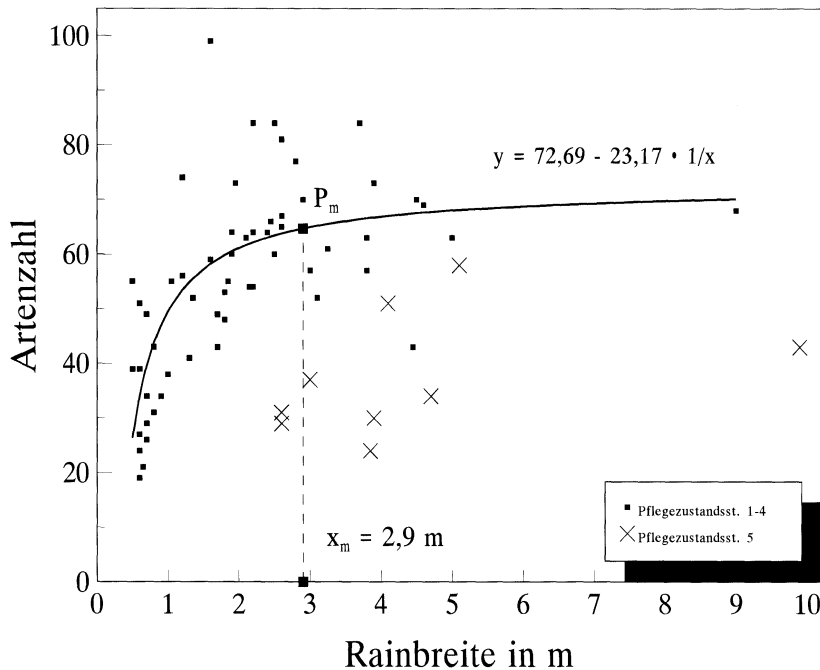


Abb. 5 Bestimmung einer Mindestrainbreite (x_m) anhand der Regressionskurve der Beziehung Rainbreite zu Artenzahl für die Raine der Pflegezustandsstufen 1 bis 4 ($n = 57$) ohne die brachgefallenen Raine (Pflegezustandsstufe 5, $n = 9$); im Punkt P_m entspricht die Steigung der Regressionskurve 5 % der mittleren Artenzahl

Mindestrainbreite in Abhängigkeit vom Raintyp

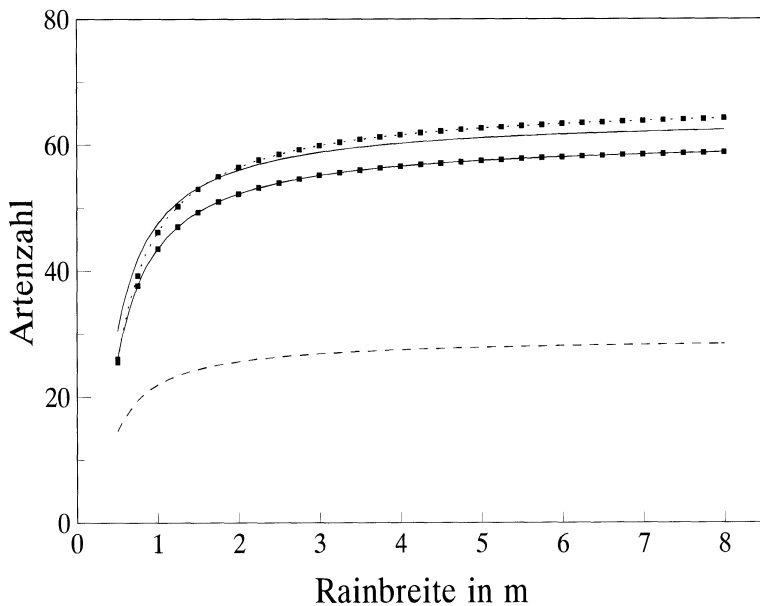
Die anzustrebende Mindestrainbreite der **Wegraine** beträgt 2,8 m bei einer mittleren Artenzahl von 62,4 Taxa pro Wegrain. Für **Ackerraine** sollte eine Mindestrainbreite von 3,0 m bei einer mittleren Pflanzenartenzahl von 61,1 Arten erreicht werden. Die für die **Grünlandraine** zu fordernde Mindestrainbreite beträgt 2,7 m. Ein so bemessener Grünlandrain bietet im Mittel 70 Pflanzenarten Lebensraum. Die Abweichung von 0,3 m zwischen Grünland- und Ackerrainen ist auf die unterschiedlich starke Beeinflussung der beiden Raintypen durch die Nutzung der Oberlieger zurückzuführen.

Die betrachteten Grünland-Oberlieger wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt extensiver bewirtschaftet als die Acker-Oberlieger. Weiterhin unterliegt Grünland auf Grund der ganzjährigen Vegetationsbedeckung einem wesentlich geringeren Bodenabtrag als Ackerland, so dass auf Grünlandrainen ein ungleich niedrigerer Stoffeintrag (z.B. von Nährstoffen und Pestiziden) als auf Ackerrainen stattfindet. Ackerraine müssen also im Vergleich zu Grünlandrainen breiter angelegt werden, um negative Randlinienseffekte (z.B. Überdeckung durch erodiertes Bodenmaterial, Windabdrift von Pestiziden) besser abpuffern zu können.

Die untersuchten Grünlandraine kommen mit einer mittleren Breite von 2,1 m der geforderten Mindestrainbreite am nächsten. Sie weisen dennoch knapp 9 % weniger Arten auf als ausreichend breite Raine dieses Typs. Dagegen weichen die Wegraine mit einer mittleren Breite von 1,8 m am stärksten von der mindestens benötigten Rainbreite ab. Bei einer Verbreiterung um durchschnittlich 1,0 m könnten sie ca. 21 % mehr Pflanzenarten aufweisen. Eine Ausdehnung der Rainbreite bei den Ackerrainen von im Mittel 2,2 m auf 3,0 m würde zu einem durchschnittlichen Artenzuwachs um ca. 20 % führen.

Übertragbarkeit der Methode zur Bestimmung einer Mindestrainbreite auf andere Naturräume

Um das Verfahren zur Ermittlung einer Mindestrainbreite als Planungsinstrument einsetzen zu können, muß dieses auch auf andere Naturräume übertragbar sein. In Abb. 6 sind die mittelhessischen Ergebnisse der Pflegezustandsstufen 1 bis 5 vergleichend zu im westlichen Steigerwald, im Mittelfränkischen Becken und im Schweinfurter Becken gefundenen Beziehungen zwischen Rainbreite und Artenzahl (MIOTK, 1993) dargestellt.



Untersuchungsräume:

— Mittelhessen ◻ westlicher Steigerwald --- Mittelfränk. Becken -·- Schweinfurter Becken

Abb. 6 Gegenüberstellung der in Mittelhessen, im westlichen Steigerwald, im Mittelfränkischen Becken und im Schweinfurter Becken gefundenen Beziehungen zwischen Rainbreite und Artenzahl für Rainbreiten zwischen 0,5 und 8 m

In Mittelhessen und im westlichen Steigerwald herrschen kleine bis mittlere Schlaggrößen vor, wohingegen im Mittelfränkischen und Schweinfurter Becken mittlere bis große Schläge zu finden sind. Ein prägnanter Unterschied besteht bezüglich der mittleren Artenzahl in den verschiedenen Landschaften.

Die Gras- und Krautraine des Schweinfurter Beckens, im westlichen Steigerwald und in Mittelhessen weisen durchschnittlich zwischen 45,1 und 52,9 Taxa auf.

Auf den Rainen im Mittelfränkischen Becken kommen im Mittel nur 20 Taxa vor. Weiterhin sind die Rainbreiten innerhalb der Untersuchungsräume stark abweichend. So waren die im Mittelfränkischen Becken untersuchten Raine tatsächlich nur maximal 2,4 m breit.

Aus den in Abb. 6 dargestellten Kurvenverläufen läßt sich für den westlichen Steigerwald eine Mindestrainbreite von 2,8 m ableiten. Für das Mittelfränkische bzw. Schweinfurter Becken ergeben sich Mindestrainbreiten von 2,7 und 2,8 m.

Da die in den verschiedenen Landschaften ermittelten Mindestrainbreiten annähernd gleich sind, ist das Verfahren zur Ermittlung einer Mindestrainbreite überregional anwendbar.

Literatur

- BERGMEIER, E.; NOWAK, B. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens. Vogel u. Umwelt **5**, 23-33, Wiesbaden.
- BRANDES, D. (1998): Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen. Braunschweiger Geobotan. *Arb.* **5**, Tagungsber. des Braunschweiger Kolloquiums über Habitatiseln u. lineare Strukturen 22. bis 24. November 1996, Braunschweig, 304 S..
- DIERBEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wissenschaftl. Buchges., Darmstadt, 241 S.
- FEOLI, E.; LAUSI, D.; PIGNATTI, S. (1975): Grundsätze einer kausalen Erforschung der Vegetationsdynamik. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung Ber. Internationalen Symp. Internationalen Vereinig. Vegetationsk. Rinteln 1973, Vaduz, 1-12.
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Eugen Ulmer, Stuttgart, 254 S.
- KAULE, G. (1983): Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft. Daten Dokumente Umweltsch. **35**, 25-41.
- KAULE, G. (1985): Anforderungen an Größe und Verteilung ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft. Zeitschr. Kulturtechnik Flurbereinig. **26**, 202-207.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart, 519 S.
- KNAPP, R. (1967): Die Vegetation des Landes Hessen. Ber. Oberhess. Ges. Nat.- u. Heilk. Gießen, Neue Folge, **35**, 93-148.
- KNAUER, N. (1989): Katalog zur Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. – In: Streit, M.E., Wildenmann, R.; Jesinghaus, J., Landwirtschaft und Umwelt: Wege aus der Krise. Nomos Verlagsges., Baden-Baden, 179-202.
- KRETSCHMER, H.; PFEFFER, H.; HOFFMANN, J.; SCHRÖDL, G.; FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands – Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. Zentrum Agrarlandschafts- u. Landnutzungsforsch. – Bericht **19**, 164 S. u. 69 S.
- KÜHNE, S.; FREIER, B.; ENZIAN, S.; FORSTER, R. (1999): Kategorisierung von Kleinstrukturen in Nachbarschaft zu Agrarflächen und Analyse ihrer Flächenanteile in der Bundesrepublik Deutschland – Grundlage einer differenzierten Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Nichtzielflächen. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. **51** (10), 262-267.
- LINK, M. (1994): Die Vegetation von Rainen und ihre ökologische Bedeutung in Abhängigkeit von Standort, Dimension und der Bewirtschaftung des Oberliegigers. Unveröffentl. Diplomarb. Justus-Liebig-Universität Gießen, 171 S.
- LINK, M. (1996a): Die Flora von Gras- und Krautrainen in Mittelhessen – Gefährdung und Schutzwert. Tagungsbeiträge 30. Hess. Floristentag. Schriftenreihe Umweltamt Stadt Darmstadt **15** (3), 7-34.
- LINK, M. (1996b): Die Vegetation von Rainen in Mittelhessen in Abhängigkeit von ihrem Standort und der Nutzungsintensität angrenzender landwirtschaftlicher Flächen. Bot. Natursch. Hessen **8**, 5-85 u. 3 Tabellen.
- LINK, M.; HARRACH, T. (1998): Artenvielfalt von Gras- und Krautrainen – Ermittlung einer Mindestbreite aus floristischer Sicht. Natursch. Landschaftsplan. **30** (1), 5-9.
- MIOTK, P. (1993): Fallbeispiele zur Wirkung wichtiger Biotopparameter unterschiedlicher Qualität auf Biozönosen sowie ein Ansatz zu ihrer Bewertung. Schriftenreihe Landschaftspflege Natursch. **38**, 237-263.

- MÜLLER, TH. (1983): Klasse: *Agropyretea intermedii-repentis* (Oberdorfer et al. 67) Müller et Görs 69. – In: Oberdorfer, E. (Hrsg.): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften – Teil III*, 2. Aufl. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart & New York, 278-299.
- OPPERMANN, F.W. (1998): Die Bedeutung von linearen Strukturen und Landschaftskorridoren für Flora und Vegetation der Agrarlandschaft. *Diss. Botan.* **298**, 214 S.
- RIECKEN, U.; RIES, U.; SSMYANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Landschaftspflege Natursch. **41**, 184 S..
- RUTHSATZ, B.; OTTE, A. (1987): Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert – Teil III: Feldwegränder und Ackerraine. *Tuexenia* **7**, 139-163, 2 Tabellen.
- TISCHLER, W. (1980): *Biologie der Kulturlandschaft – Eine Einführung*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart & New York, 253 S.
- WELLING, M.; KOKTA, CH.; BATHON, H.; KLINGAUF, F.; LANGENBRUCH, G.A. (1987): Die Rolle der Feldraine für Naturschutz und Landwirtschaft – Plädoyer für den Feldrain aus agrar-entomologischer Sicht. *Nachrichtenbl. Deutscher Pflanzenschutzdienst* **39** (6), 90-93, Stuttgart.

SEKTION IV - FELDSTUDIEN ZU PFLANZENSCHUTZMITTEL-AUSWIRKUNGEN

Feldstudie zu Auswirkungen von Insektizidapplikationen in Weizen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen infolge Abtrift

Freier, B.; Kühne, St.; Kaul, P.; Baier, B.; Schenke, D.; Jüttersonke, B.; ¹Heimbach, U.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Kleinmachnow; ¹Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig

Zusammenfassung

An einem 470 m langen Feldsaum südlich von Berlin erfolgten in den Jahren 1999 bis 2000 Untersuchungen zu Auswirkungen der Abtrift von Karate (lambda-Cyhalothrin, 7.5 g a.s./ha), appliziert in einem angrenzenden Weizenfeld zur Zeit BBCH 69. Der Feldsaum wurde in 8 gleich große Parzellen geteilt, die abwechselnd der Drift ausgesetzt wurden oder als Kontrolle fungierten. Die Untersuchungen umfassten Vegetationsanalysen, Depositionsmessungen mit Tracer (BSF), Biocoenometer-Saugproben, Heuschreckenzählungen unter Käfigen, Bodenfallenfänge, Rückstandsanalysen und spezielle Untersuchungen zur Exposition von Nichtzielarthropoden. Die Abtrift wurde ermittelt als spezifische tridimensionale Depositionsmuster in allen Saumparzellen, die den behandelten Weizenflächen gegenüber lagen. Starke Abtrift war 1998 and 2000.

In diesem Beitrag soll nur auf die Ergebnisse der Biocoenometer-Saugproben, Heuschreckenzählungen und Bodenfallenfänge aufmerksam gemacht werden. Die Ergebnisse der Biocoenometer-Saugproben und Heuschrecken-zählungen zeigten nur einige wenige signifikante Differenzen (Wilcoxon-Test) zwischen beiden Varianten.

Eine gewisse Tendenz zu geringeren Dichtemittelwerten auf den abtriftausgesetzten Parzellen wurde auf der 1 m-Probenahmelinie festgestellt. Auf der Probenahmelinie 5 m vom Weizen entfernt zeigten sich diese Unterschiede nicht. Die Bodenfallenfänge offenbarten keinerlei besondere Unterschiede, sowohl im Hinblick auf Fangsummen (Carabiden, Spinnen) als auch Diversität (Carabiden).

Somit schien der Einfluss der Insektizidapplikationen nach den vorliegenden Daten eher unbedeutend gewesen zu sein. Auch wurden keine deutlichen Hinweise auf eine akkumulierende Wirkung der Abtrifteffekte nach 3 Jahren Insektizidanwendung immer auf den gleichen Flächen festgestellt.

Einleitung

Bislang liegen zu den wirklichen Auswirkungen von Insektizidanwendungen in landwirtschaftlichen Kulturen auf Nichtzielarthropoden in Saumhabitaten infolge Abtrift wenige Untersuchungsergebnisse vor (SINHA et al. 1990; DAVIS et al. 1994; FORSTER & ROTHERT, 1999). Diese sind aber notwendig, um Risikobewertungen, die sich oft nur aus Daten von Labor- und Halfreilanduntersuchungen ableiten lassen, realistischer durchzuführen.

Allerdings ist bei Feldstudien zu Auswirkungen der Abtrift auf Nichtzielarthropoden in Saumstrukturen und der Interpretation der Messergebnisse zu berücksichtigen, dass nicht die direkten Mortalitätseffekte sondern die Gesamtbilanz der Reaktion der Populationen, inclusive Erholungs- und Wiederbesiedlungsprozesse, betrachtet werden. Hierin liegt auch der besondere Wert der Feldstudien (DUFFIELD et al., 1996; BROWN, 1998).

Schließlich gilt es auch, Hypothesen des lokalen Aussterbens von Populationen im Sinne der Metapopulationstheorie zu prüfen und zu bewerten (SPROMBERG et al., 1998). Allerdings zeigen die bisherigen Untersuchungen auch, dass keine perfekten Methoden zur Verfügung stehen. Das gilt für die Wahl der Indikatoren und Indikationen, Stichprobengröße und Wiederholungen als auch die eingeschränkten Möglichkeiten, auf der Artebene zu agieren, und die Probleme der Beurteilung ökologischer Streuungen.

Ziel einer 3jährigen Untersuchung war es, den Einfluss von Insektizidapplikationen (Karate) in Weizen auf die Arthropodengesellschaft in einem angrenzenden krautigen Feldsaum infolge Abtrift zu untersuchen, wobei auch Erholungsprozesse und andererseits akkumulierende Effekte nach 3 Jahren Applikation und Abtrift immer in gleichen Bereichen geprüft werden sollten.

Nachfolgend sollen der methodische Ansatz der Feldstudie näher vorgestellt und auf die wesentlichen Ergebnisse aufmerksam gemacht werden, wenngleich die Datenanalysen noch nicht abgeschlossen sind.

Material und Methoden

Das Projekt berücksichtigte ein komplexes methodisches Vorgehen, um möglichst viele Daten zu erhalten und methodische Erfahrungen zu sammeln. Die Untersuchungen erfolgten in den Jahren 1998 bis 2000 an der östlichen Feldseite eines 50 ha-Schlages in Osdorf (südlich von Berlin). Dabei handelte es sich um einen 6 m breiten und 470 m langen relativ homogenen Gras-Krautstreifen, der in 8 Parzellen (abwechselnd 4 angrenzend an den behandelten Bereichen des Weizenfeldes und 4 Kontrollen) abgeteilt wurde. Die Insektizidapplikationen mit Karate (lambda-Cyhalothrin, 7,5 g a.s./ha) erfolgten jährlich am Ende der Weizenblüte (BBCH 69) gegen Getreideblattläuse.

Folgende Untersuchungsmethoden wurden verwendet: Ermittlung der Pflanzengesellschaften nach Braun-Blanquet (1964), Biocoenometer-Saug-Probennahmen, Heuschreckenzählungen unter 1 m²-Käfigen, Bodenfallenfänge, Messung der Kontamination, Rückstandsanalysen von Blatt- und Bodenproben aus dem Feldsaum und Expositionsuntersuchungen an Nichtzielarthropoden.

Da in dieser Publikation ausschließlich die Ergebnisse der Biocoenometer-Saug-Probennahmen, Heuschrecken-Zählungen und Bodenfallenfänge im Mittelpunkt stehen, werden nachfolgend diese Methoden und die Messung der Kontamination näher beschrieben.

Messungen der Kontamination des Weizens und der Saumvegetation durch die Insektizidabtrift erfolgten mit Hilfe eines fluoreszierenden Markers (BSF) in der Spritzbrühe, die aufgefangen wurde von in einem räumlichen Raster angeordneten Pfeifenreinigern. Termine: unmittelbar nach den Applikationen.

Biocoenometer-Saug-Probennahmen erfolgten zur Erfassung realer Dichten im Weizen (3 m Abstand) und Saum (1 m und 5 m Abstand zum Rand). Innerhalb eines Käfigs (1 x 1 m) wurden alle Pflanzen mit Arthropoden und sonstigen Arthropoden entnommen bzw. abgesaugt. 1998 wurde zunächst ein Käfig mit nur 0,25 m²-Grundfläche verwendet, mit dem allerdings zu geringe „Arthropodenerträge“ erzielt wurden. Termine: 1 Tag vor, 2 Tage, 2 Wochen, 4 Wochen nach Applikation. Die Determination der Proben erfolgte nach Gefrierlagerung im Labor.

Heuschreckenzählungen unter 1 m²-Käfigen erfolgten einen Tag vor, 2 Tage, 2 Wochen und 7 Wochen nach Applikation. Zu jedem Termin wurden 8 Erhebungen pro Parzelle genommen, 4 auf der 1 m und 4 auf der 5 m vom Feldrand entfernten Linie. Der transportable, nach unten und oben offene Käfig ist dazu auf die Vegetation aufgesetzt worden. Nach der taxonomischen Bestimmung der adulten Heuschrecken erfolgte die Freilassung der Tiere auf der Versuchsfläche.

Bodenfallenfänge wurden zur Erfassung der Aktivität bodenbewohnender, insbesondere polyphager Raubarthropoden und für Aussagen zur Diversität, z.B. innerhalb der Familie der Carabidae durchgeführt. (je eine Falle in den Parzellen und im Weizen jeweils 3 m entfernt vom Feldrand). Termine: wöchentlich ab einer Woche vor Applikation bis 4 Wochen nach Insektizidapplikation.

Ergebnisse

Analyse der Pflanzengesellschaften: Die Auswertungen ergaben, dass sich der Saum aus 34 (1998), 47 (1999) und 54 (2000) Pflanzenarten zusammen setzte. Zwei Pflanzengesellschaften (Rumpfgesellschaften) wurden bestimmt: Im Scheitel des Feldsaumes die Trittgesellschaft *Lolio-Plantaginietum* (Weidelgras-Wegerich-Rasen) und in den Randbereichen *Convolvulo-Agropyretum repentis* (Ackerwinden-Quecken-Gesellschaft).

Messungen der Kontamination der Säume mit Hilfe des Markers: Die Messungen belegten in allen Fällen deutliche Abtriftverteilungsmuster in den Saumparzellen, die an den behandelten Arealen des Weizenfeldes angrenzten (Abb. 1-3). Die Abbildungen veranschaulichen die enorme Heterogenität der Abtriftmuster zwischen den Jahren, zwischen den Wiederholungen und innerhalb der Wiederholungen.

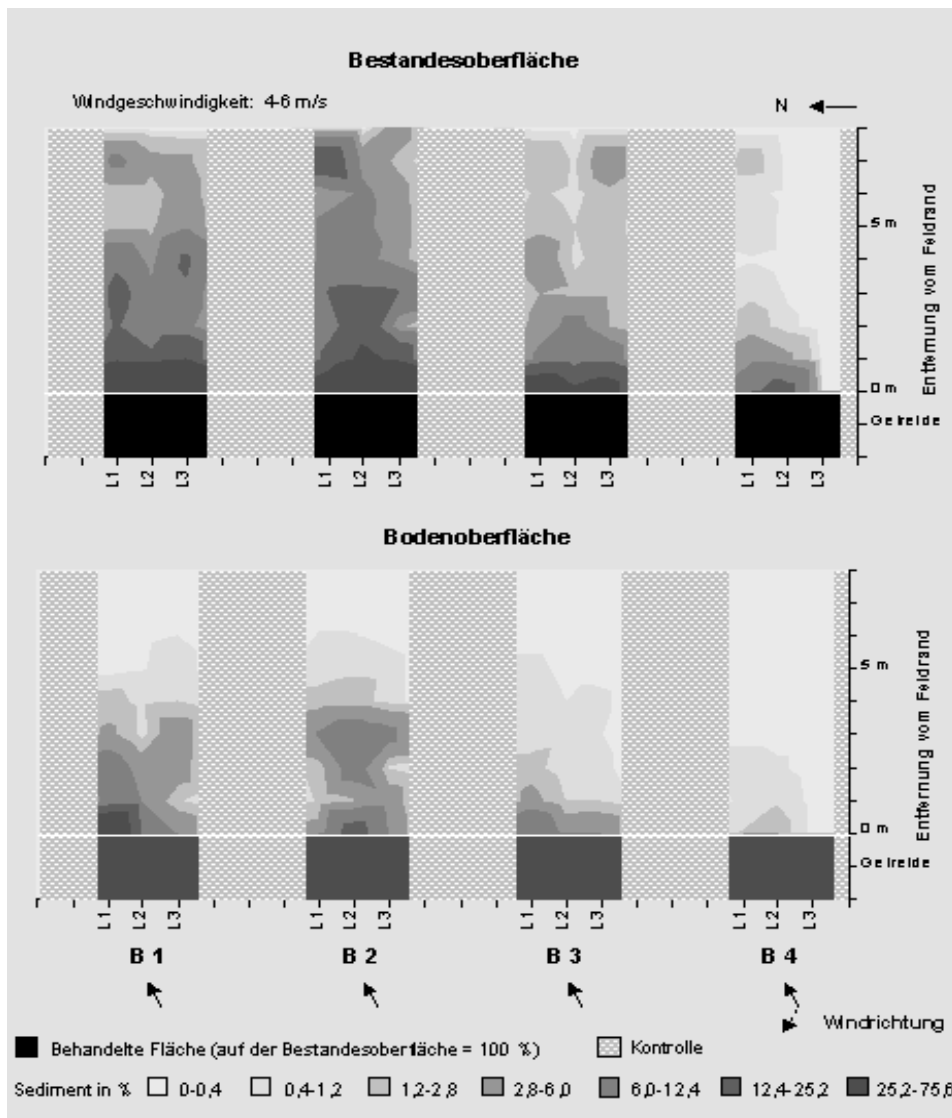


Abb. 1 Verteilung der Pflanzenschutzmittel-Abtrift (Sediment) im Krautsaum, Osdorf 1998

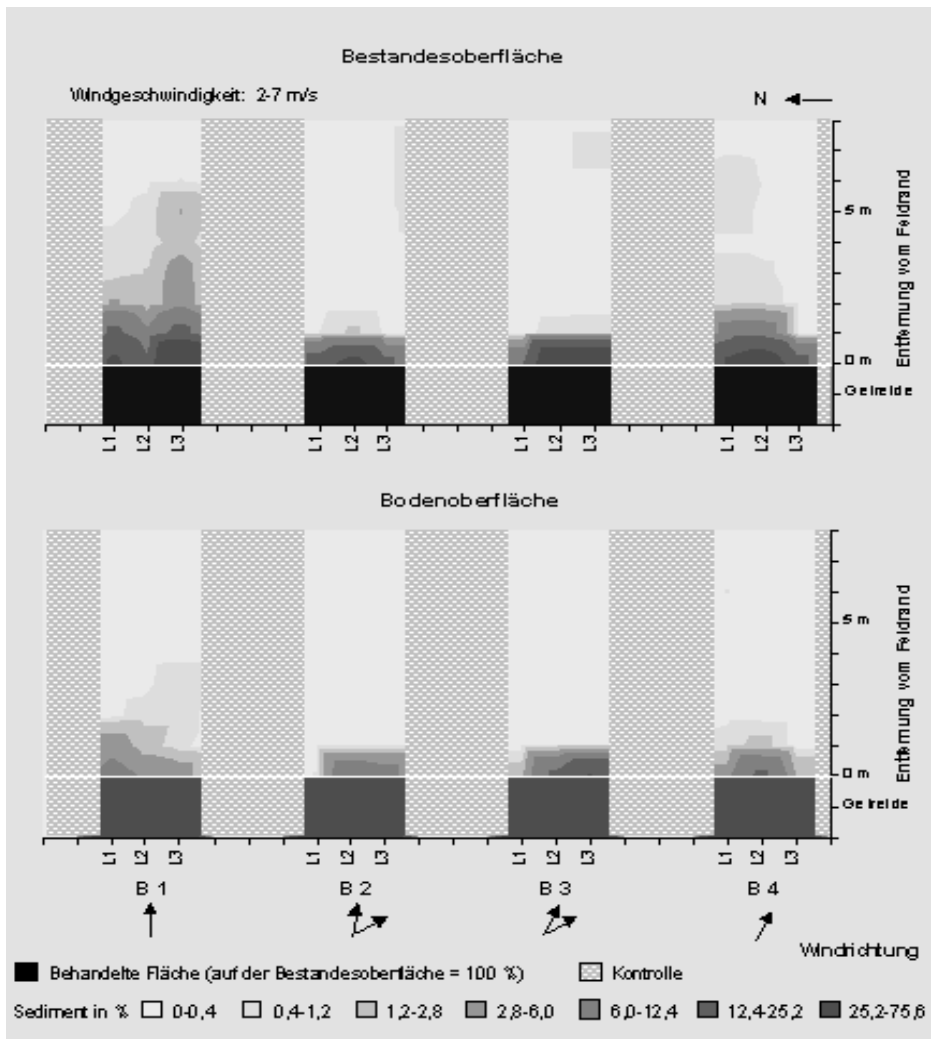


Abb. 2 Verteilung der Pflanzenschutzmittel-Abtrift (Sediment) im Krautsaum, Osdorf 1999

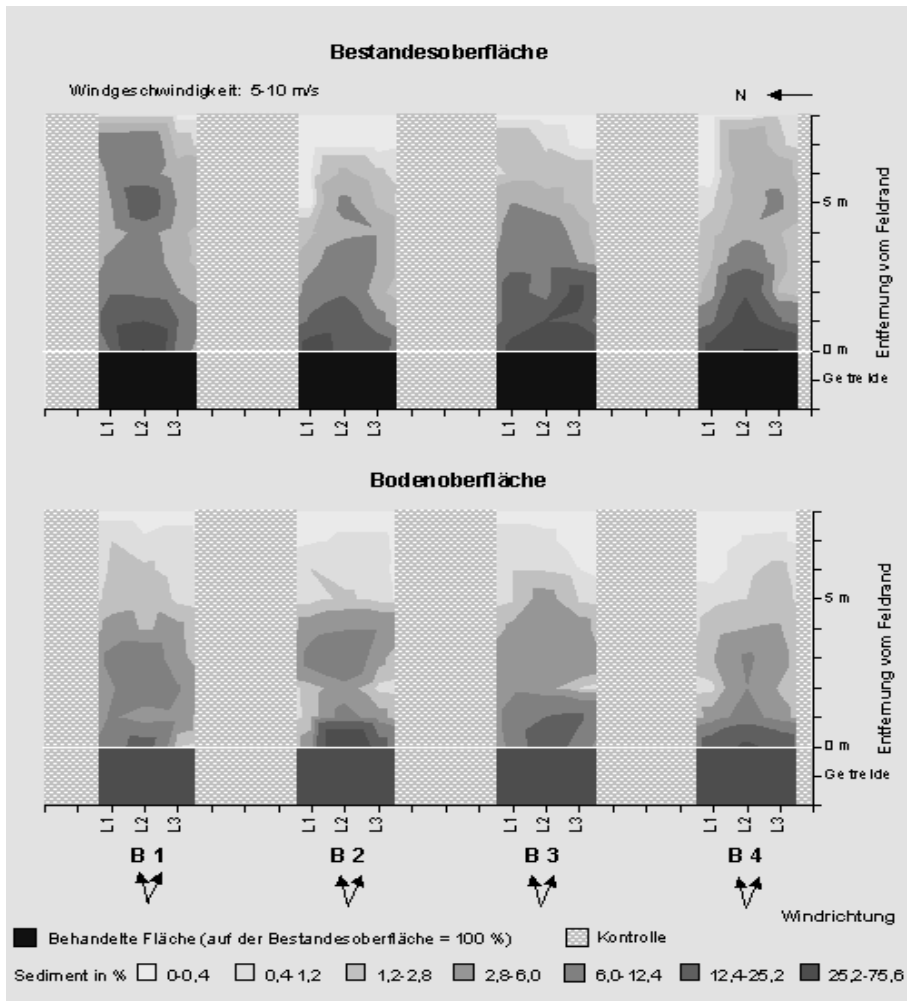


Abb. 3 Verteilung der Pflanzenschutzmittel-Abtrift (Sediment) im Krautsaum, Osdorf 2000

In Tabelle 1 wurden die Sedimentmittelwerte an der 1 m- und 5 m-Linie im Vergleich zu den Abtrifteckwerten ausgewiesen. 1998 trat gegenüber den Abtrifteckwerten ein ca. 5-fach höheres Driftsediment auf. Im Folgejahr wurden die Abtrifteckwerte außer an der Pflanzenoberfläche auf der 1 m-Abstandslinie deutlich unterschritten. Im Jahre 2000 war wiederum starke Abtrift wirksam. Gegenüber den Eckwerten lag ein bis zu 10-fach höherer Belag vor.

Biocoenometer-Saug-Probennahmen: Bei der Determination der Arthropoden wurden im Durchschnitt der Jahre folgende Taxa am häufigsten registriert: *Araneae*, *Acari*, *Saltatoria*, *Heteroptera*, *Cicadidae*, *Aphidina*, *Thysanoptera*, *Carabidae*, *Alticinae*, *Curculionidae*, parasitische *Hymenopteren* und *Brachycera*, speziell *Empididae* und *Dolichopodidae*.

Artdeterminationen beschränkten sich auf ausgewählte Gruppen. Arten mit regelmäßig hohen Dichten konnten nicht festgestellt werden. In die Datenanalysen wurden 51 Taxa einbezogen. Dabei konnten in den meisten Fällen keine klaren Hinweise zu geringerem Auftreten der speziellen Taxa in den Abtriftparzellen gewonnen werden.

Tab. 1 Driftsediment in Vergleich zu den Abtrifteckwerten in den Versuchsjahren

Entfernung (m)	Messhöhe	Mittlere Drift-Belastung im Vergleich zu den Abtrifteckwerten mit Standardabweichung (S.D.) bei n = 4			
		1998	1999	2000	Abtrifteckwerte (Anonym, 2000)
1	Oberkante Pflanzen	4,73 (3,18)	1,82 (2,06)	6,64 (1,21)	1
	Boden	0,94 (0,65)	0,29 (0,37)	2,39 (1,21)	1
5	Oberkante Pflanzen	5,39 (4,25)	0,83 (0,99)	10,03 (5,28)	1
	Boden	0,70 (0,51)	0,13 (0,05)	2,57 (0,75)	1

Eine Tendenz zu geringeren mittleren Dichten in den durch Abtrift belasteten Parzellen auf der 1 m-Linie der Probennahmen war deutlich, ließ sich aber statistisch nur in Ausnahmefällen, so bei der Gesamtbetrachtung der Arthropodengesellschaft im Jahre 1998, dokumentieren (Tab. 2). Eine Steigerung abträglicher Effekte mit zunehmender Abtriftbelastung von Jahr zu Jahr kam nicht zustande.

Heuschreckenzählungen unter 1m²-Käfigen: Im Saum traten in den 3 Jahren 12 Arten auf, die Art *Chorthippus apricarius* stets mit höchster Dominanz. Es gab bei mehreren Erhebungen Hinweise auf Effekte der Insektizidabtrift. Wie der Tab. 2 zu entnehmen ist, war allerdings nur im Jahr 2000 auf der 1 m-Probenlinie ein statistisch gesicherter Unterschied zwischen den Varianten auszumachen.

Bodenfallenfänge: Berücksichtigung fanden nur die Carabiden. Diese Familie konnte durchweg bis zur Art determiniert werden. Die häufigsten Arten waren im Durchschnitt der 3 Jahre: *Pseudoophonus rufipes*, *Calathus erratus*, *Microlestes minutulus*, *C. fuscipes*, *Bembidion properans*, *Harpalus affinis*, *Poecilus versicolor* und *P. cupreus*.

Wenngleich in Ausnahmen signifikant weniger Laufkäfer in den abtriftbelasteten Teilstücken nachgewiesen werden konnten (Tab. 2), ließ sich keine eindeutige Tendenz negativer Effekte durch das Insektizid ausmachen. Auch im Hinblick auf Artenreichtum waren keine Unterschiede zwischen den Varianten festzustellen.

Tab. 2 Einfluss von Karate-Applikationen (lambda-Cyhalothrin) im Weizen auf Arthropoden im Feldsaum infolge Abtrift
(Ergebnisse von 38 statistischen Prüfungen der Daten aller Methoden. Übersicht der Fälle mit signifikant weniger Individuen in Parzellen mit Abtrift im Vergleich zu den Kontrollen, jeweils n = 4)

		Termin bezogen auf Applikation	5 m	1 m	3 m
1998					
Biocoenometer					
Arthropoden insges.	+ 2d		p=0,051 (<10%)	p=0,034 (<5 %)	
Bodenfallenfänge					
Laufkäfer	+ 13d				p=0,094 (<10%)
	+ 20d				p=0,033 (<5%)
1999					
Bodenfallenfänge					
Laufkäfer	+ 27d				p=0,078 (<10%)
2000					
Heuschreckenzählungen					
Heuschrecken	+ 1d			p=0,031 (<5 %)	

Statistische Prüfung mit Wilcoxon-Test, einseitige t-Approximation

Diskussion

Feldstudien zu Auswirkungen der Insektizidabtrift auf Arthropoden im Saum dokumentieren keine Toxizitäten von Wirkstoffen sondern widerspiegeln die wesentlichen und nachhaltigen Effekte des Eingriffs in Populationen oder in das System einschließlich der Gegenreaktionen infolge Migration und anderer ökologischer Ausgleichsprozesse.

Dabei sind im Falle der phytophagen und mit ihnen korrespondierenden carnivoren Arthropoden besonders auch die trophischen Wechselwirkungen zu betrachten. So konnte in Weizenparzellen gezeigt werden, dass nach Blattlausbekämpfungen und stark geschädigten Nützlingspopulationen insbesondere polyphage Gegenspieler vom Rand her „step by step“ die ausgeräumten Flächen wiederbesiedeln (DUFFIELD & AEBISCHER, 1994; HOLLAND et al. 2000).

In den vorliegenden Untersuchungen wurden verschiedene Methoden der Felderhebung benutzt. Mit den Biocoenometer-Saugproben konnte die Arthropodenfauna flächenbezogen nahezu vollständig erfasst werden, allerdings waren technisch bedingt nur wenige Probenwiederholungen pro Prüfglied möglich. So zeigte sich in der vorliegenden Studie, dass betrachtete Taxa oft mit zu wenigen Individuen vorkamen und eine statistische Auswertung, z.B. auf Artbasis, nicht möglich war. In diesen Fällen mussten höherstufige Taxa gewählt werden.

Nach den bisher vorliegenden Auswertungen der Biocoenometer-Saugprobenahmen konnten keine Arten als geeignete Bioindikatoren für Abtrifffekte im Gras-Krautsaum identifiziert werden. Betrachtet man höherstufige Taxa, so konnten Spinnen, Zikaden-, Wanzen- oder Heuschreckengesellschaften u.a. Gruppen eine Indikatorfunktion übernehmen. Eine spezielle Betrachtung verdienen die Bodenfallenfänge. Sie geben vor allem Hinweise auf ein verändertes Artenspektrum der epigäischen Arthropoden.

In der vorliegenden Feldstudie waren dramatische Abtrifffekte nicht zu identifizieren, obwohl die Abtrifftwerte teilweise deutlich überschritten wurden. Dabei ist zu bedenken, dass die extrem hohen Abtrifftwerte in den Jahren 1998 und 2000 durch die Wahl der Düsen, der Fahrgeschwindigkeit und des Arbeitsdruckes provoziert wurden und damit außerhalb der Norm der guten fachlichen Praxis lagen. Hinzu kommt, dass zum Zeitpunkt der Applikationen in diesen Jahren relativ hohe Windgeschwindigkeiten herrschten.

Beachtlich war, dass gerade die starke Abtrift im letzten der 3 Jahre kaum Spuren hinterließ, zumal die Abtrift der Vorjahre die gleichen Flächen betraf und eine akkumulierende Wirkung nicht auszuschließen war. Allerdings sind noch nicht alle Befunde ausgewertet, um ein abschließendes Bild zu erhalten.

Vor allem wird es notwendig sein, die Sedimentdaten näher zu analysieren und mit den insektiziden Wirkungsdaten zu verbinden, um zu zeigen, in welchen Saumbereichen mit toxischen Effekten zu rechnen sein müsste. Ferner ist angezeigt, die allgemeine ökologische und methodisch bedingte Streuung der Felddaten zu analysieren, um zu beschreiben, unter welchen Bedingungen Variantenunterschiede statistisch sicher nachzuweisen sind.

Literatur

- ANONYM (2000): Bekanntmachung über die Abtrifftwerte, die bei der Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln herangezogen werden. Bundesanzeiger 100 vom 26.05.00, 9878-9890.
- BROWN, K.C. (1998): The value of field studies with pesticides and non-target arthropods. Proc Int Conf Brighton 2, 575-582.
- DAVIS, B.N.K.; BROWN, M.J.; FROST, A.J.; YATES, T.J.; PLANT, R.A. (1994): The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. Ecotox. Environm.Safety 27, 281-293.
- DUFFIELD, S.J.; AEBISCHER, N.J. (1994): The effect of spatial scale of treatment with dimethoate on invertebrate population recovery in winter wheat. J. appl. Ecol. 31, 263-281.

- DUFFIELD, S.J.; JEPSON, P.C.; Wratten, S.D.; Sotherton, N.W. (1996): Spatial changes in invertebrate predation rate in winter wheat following treatment with dimethoate. *Ent. exp. appl.* **78**, 9-1.
- FORSTER, R.; ROTHERT, H. (1999): Zulassung von Pflanzenschutzmitteln gemäß Richtlinie 91/414/EWG – Ein Konzept zur Risikominimierung für Nichtzielarthropoden, insbesondere auf Nichtzielflächen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **51** (5), 119-123.
- HOLLAND, J.M.; WINDER, L.; PERRY, J.N. (2000): The impact of dimethoate on the spatial distribution of beneficial arthropods in winter wheat. *Ann. appl. Biol.* **136**, 93-105.
- SINHA, S.N.; LAKHANI, K.H.; DAVIS, B.N.K. (1990): Studies on the toxicity of insecticidal drift to the first instar of the large white butterfly *Pieris brassicae* (*Lepidoptera: Pieridae*). *Ann. appl. Biol.* **116**, 27-41.
- SPROMBERG, J.A.; JOHN, B.M.; LANDIS, W.G. (1998): Metapopulation dynamics: indirect effects and multiple distinct outcomes in ecological risk assessment. *Environm. Tox. Chem.* **17**, 1640-1649.

SEKTION V - AUSBREITUNG UND ERHOLUNGSMECHANISMEN, BEZIEHUNGEN ZWISCHEN FLORA UND FAUNA

Ausbreitungsstrategien von Tieren in Nutzlandschaften

Plachter, H.

Phillips-Universität Marburg, Fachbereich Biologie, Naturschutz

Zusammenfassung

Grundlegende ökologische Modelle (Insel-Biogeographie, Metapopulation) beschreiben die Raum-Zeit-Struktur von Populationen als das Ergebnis zweier gegenläufiger Prozesse: dem lokalen Aussterben von Subpopulationen und Neu- bzw. Wiederbesiedlungsereignissen in geeigneten Habitaten. Artenverluste treten auf landschaftlicher Ebene dann ein, wenn sich beide Prozesse längerfristig nicht im Gleichgewicht befinden.

Während die historische Landwirtschaft in Mitteleuropa die Biodiversität gefördert hat, gilt sie heute als vorrangiger Verursacher für den Rückgang von Tier- und Pflanzenarten. Entsprechende Effekte beschränken sich keineswegs auf strukturelle Veränderungen (z.B. sog. „Zerstörung von Biotopen“). Mindestens von gleicher Bedeutung sind Veränderungen im funktionalen Gefüge. Wesentlich sind hierbei Effekte, die Prozesse der Ausbreitung und Etablierung von Tier- und Pflanzenarten betreffen.

Auf agrarstrukturelle Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes reagieren manche Tierarten sowohl auf Landschafts- als auch auf Biotopenebene sehr schnell durch Einwanderung und Etablierung (versch. Vögel, Heuschrecken und Spinnen). Andere, wie etwa die Heuschreckenart *Chorthippus apricarius*, sind trotz erheblicher Verbesserungen offensichtlich nicht in der Lage. Hochfrequentes Dispersal muss keineswegs immer zu Neugründungen von Populationen führen.

Offenbar sind hierfür spezifische, oftmals nebensächlich erscheinende Faktoren verantwortlich. Außerdem reagieren Arten der Agrarlandschaften nicht nur auf Qualitäten im einzelnen Lebensraum sondern auch auf landschaftsstrukturelle und landschaftsfunktionale Eigenschaften. Dies wird am Beispiel der Spinnen auf Feldrainen gezeigt.

Wesentliche Bedeutung in den ablaufenden populationsökologischen Prozessen haben offenbar einzelne Tiere mit deutlich höherer Mobilität („Kolonisatoren“) und passive Fernausbreitung durch Vektoren. Dies wird am Beispiel mittelfristiger Heuschreckenkartierungen, von Schafen und von Fließgewässern gezeigt. Die Möglichkeiten der Fernausbreitung haben sich im letzten Jahrhundert radikal verändert.

Äcker bieten zur Zeit nur wenigen Tierarten der Bodenoberfläche und der Vegetationsschicht permanent ausreichende Lebensbedingungen. Sie haben für viele Arten aber Bedeutung als Teillebensraum (z.B. Spinnen, Heuschrecken). Auch die Barrierewirkung für Ausbreitungsprozesse ist keineswegs eine absolute (z.B. Schnecken). Strategien des Naturschutzes in Agrarlandschaften sollten sich deshalb nicht nur auf „Randstrukturen“ beschränken.

Moderne Methoden der teilschlagbezogenen Bewirtschaftung (precision farming) können helfen, wesentliche Habitatqualitäten auch der Nutzflächen selbst zu verbessern.

Zur Bedeutung von Saumbiotopen als Refugien für verschiedene Laufkäfer- und Spinnenarten

Poehling, H.-M.

Universität Hannover, Institut für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz

Zusammenfassung

Zahlreiche Arbeiten haben sich in den letzten Jahren mit dem Arteninventar (Artendiversität) sowie den möglichen Funktionen von Saumbiotopen im weiteren Sinne (z.B. Feldraine, Hecken, aber auch Ackerkrautstreifen) in Agrarökosystemen befaßt. Die „Ergebnisse“ sind erwartungsgemäß nicht einheitlich und nur schwer in einem kurzen Referat als Überblick darstellbar. Deshalb soll sich dieser Vortrag beispielhaft auf zwei Fallstudien (Göttingen, Hannover) beschränken, ohne Anspruch auf eine Beschreibung allgemeingültiger Phänomene.

Der Fokus soll zudem auf der Funktion der Saumbiotope als Refugium für ausgewählte epigäische Arthropodenarten (Spinnen und Laufkäfer) der Agrarlandschaft liegen. Die Untersuchungen an beiden Standorten zeigten zunächst, dass Saumbiotope mit vielfältiger Vegetation, früher und hoher Vegetationsdeckung und einem geringen Störungsgrad zu einer erhöhten Artendiversität im Streifen und im angrenzenden Feldbereich führen. Die genannten Faktoren hatten eine wesentlich höhere Bedeutung als das Artenspektrum der Saumvegetation.

Die erhöhte Diversität wurde nicht nur durch vermehrtes Vorkommen stenöker, auf Kulturflächen seltener Arten (z.B. Wald- oder Wiesenarten), die hier ein zufälliges aber geeignetes Habitat finden, erreicht, sondern zumeist durch typische euryöke Agrararten („Allerweltsarten“). Eine spezifische Habitatqualität als solche ließ sich nicht bestimmen, sie definierte sich in allen Fällen „aus der Sicht“ der betrachteten Gruppen und Arten. Zentraler Aspekt war die Funktion der Saumstrukturen als Refugium, wobei primär der Schutz vor extremen Temperaturen, also die Überwinterung, ein ausgeglichenes Temperatur- und Feuchtigkeitsangebot, ein erhöhtes Nahrungsangebot und der Schutz vor Störungen (Bodenbearbeitung, Mahd) zu nennen sind, Faktoren, die natürlich auch miteinander verknüpft sind.

Von Spinnen wurden im Herbst/Winter/Frühjahr bevorzugt solche Habitate genutzt, die einen guten Temperaturpuffer, mithin eine reich vernetzte, dichte Streuschicht boten, ein Faktor der offensichtlich gleichermaßen für vagabundierende und netzbauende Arten relevant ist. Langfristig etablierten sich in den Streifen bevorzugt k-Strategen (z.B. Lycosiden), aber auch typische r-Strategen, Sommerbesiedler der freien Feldflächen wie *Erigone atra*, *Oedothorax apicatus* oder *Lepthyphantes tenuis* bevorzugten zur Überwinterung die Streifen und wanderten von dort in die Bestände ein. Mit netzartig angeordneten Bodenfallen ließ sich Dispersion aus den Streifen ins Feld insbesondere im Frühjahr und bei Arten, die sich „zu Fuß“ verbreiten, aufzeigen.

Bei Carabiden ergab sich in den Saumstrukturen eine typische Aspektfolge in der Vegetationsperiode, die Überwinterung hatte aber auch hier zentrale Bedeutung. Carabidenlarven und Adulte einiger typischer Feldarten (*Platynus dorsalis*, *Bembidion lampros*, *B. tetracolon*, *Calathus cinctus*, *Harpalus rufipes*) ließen sich in den Wintermonaten aggregiert vornehmlich in der Streuschicht aber auch den oberen Bodenschichten der Streifen nachweisen, andere wie *Clivina fossor* und auch *Trechus quadristriatus* oder *Amara* spp. zeigten eine gleichmäßigere Verteilung und nutzen auch die freie Ackerfläche zur Überwinterung. Ausbreitungen im Frühjahr sowie Rückwanderungen im Herbst waren bei einzelnen Arten offensichtlich, die eingesetzten Techniken (z.B. Richtungsfallen) erlaubten aber keine gesicherten Nachweise. Präzisere Daten zu räumlich-zeitlich-Dispersionmustern anderer Autoren unterstützen die Befunde, allerdings besteht auf diesem Bereich der Quantifizierung der Ausbreitungsdynamik mit modernen Methoden der Geostatistik noch erheblicher Forschungsbedarf.

Wiederholt konnten Gradienten der Schädlingsdichte vom Saumbiotop ins Feldinnere gesichert nachgewiesen werden, eine kausale Zuordnung zur Dichte oder Aktivität einzelner Prädatoren war aber nicht möglich. Insgesamt wurde als Resümee aber deutlich, dass viele Spinnen und Laufkäferarten der Agrarbiozönosen wenig gestörte, mit dichter und vielfältiger Vegetation ausgestattete Saumhabitate zum Aufbau von Quellpopulationen nutzen, die jahreszeitlich aber auch nach künstlichen Störungen Verluste im Randbereich der Felder abpuffern können.

SEKTION VI - MODELLBILDUNG – EXPOSITION VON SAUMSTRUKTUREN

Modellierung des Abtriftsediments in Saumbiotopen von Flächenkulturen

Kaul, P.; Moll, E.; Gebauer, S.; Neukampf, R.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Fachgruppe Anwendungstechnik, Kleinmachnow

Zusammenfassung

Die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln ist mit nicht vermeidbarer direkter Abtrift verbunden. Direkte Abtrift ist der während der Applikation auftretende und nicht gewollte Transport von Pflanzenschutzmitteln über die zu behandelnde Fläche hinaus. Dieser Transport wird von Luftbewegungen hervorgerufen, die Menge der transportierten und sedimentierenden Tropfen durch die dabei auftretenden meteorologischen und verfahrenstechnischen Randbedingungen beeinflusst.

Zur Analyse der Zusammenhänge zwischen Randbedingungen und Abtriftsediment im Feldbau werden umfangreiche und nach gleicher Methode gewonnene Messergebnisse des Driftsediments in Abhängigkeit von Driftentfernung und Randbedingungen durch eine multiple Regressionsanalyse mit dem Ziel bearbeitet, zwischen den auf das Abtriftsediment wirkenden und den vernachlässigbaren Randbedingungen zu unterscheiden und ein akzeptables Modell zur Berechnung des Abtriftsediments zu gewinnen. Mit dem Regressionsmodell werden Variantenrechnungen ausgeführt und bewertet. Es soll auch als Basis für die Validierung anderer auf physikalischen Gesetzen beruhender Modelle entwickelt werden.

Im Ergebnis der Regressionsanalyse werden - für den in den Messdaten repräsentierten Variationsbereich - das Tropfenspektrum, der Zielflächenabstand der Düsen, die psychrometrische Temperaturdifferenz der Luft als treibende Kraft der Verdunstung und die Fahrgeschwindigkeit, die Windgeschwindigkeit, der Flüssigkeitsaufwand und die Breite des behandelten Feldes als relevant nachgewiesen.

Als nicht signifikant für das Abtriftsediment haben sich die Temperatur, der Bewölkungsgrad, der Nachweisstoffaufwand, der Zeitpunkt der Applikation im Tagesverlauf, die Arbeitsbreite und die Wirkungsweise der Düsen (Injektor oder konventionell) ergeben. In den Datensätzen nicht enthalten und damit auch nicht bewertbar sind Variationen der Gerätetypen und die Pflanzhöhen auf der Mess- und der Behandlungsfläche und folglich innerhalb der Saumbiotope.

Mit allen einbezogenen Einflussparametern wird ein Bestimmtheitsmaß der Regressionsfunktion von ca. 58 % und mit den relevanten Parametern eines von ca. 50 % erzielt. Für parallel durchgeführte Messungen der Masse der schwebenden Driftwolke ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß der Regressionsfunktion von mehr als 90 %. Dieses Ergebnis zeigt, dass der überwiegende Anteil stochastischer Einflüsse im Ablagerungsvorgang der Tropfen auf den Zielflächen enthalten ist. Eine weitere Verbesserung der Regression wird durch die Analyse von Entfernungsabschnitten erreicht. Dadurch ist eine bessere Anpassung an die nichtlineare Sedimentationskurve möglich.

Der Einfluss der relevanten Parameter wird durch Variantenrechnungen einzeln untersucht und zeichnerisch dargestellt, wobei die nichtvariierten Parameter jeweils etwa im mittleren Bereich des Wertevorrats in das Regressionsmodell eingegeben werden. Daraus ist zu erkennen, dass das Tropfenspektrum, der Zielflächenabstand, die psychrometrische Temperaturdifferenz, die Fahrgeschwindigkeit und die Breite des behandelten Feldes in Feldrandnähe stärkerer wirken als weiter entfernt. Windgeschwindigkeit und Flüssigkeitsaufwand wirken dagegen über die gesamte gemessene Entfernung etwa gleich stark auf die Veränderung des Driftsediments ein.

Weitere Variantenrechnungen beziehen sich auf Bedingungen mit maximalem Driftsediment, entsprechend dem Wertevorrat des Datensatzes. Ausgehend von der Maximalkurve und ohne die Berücksichtigung zufälliger Einflüsse wird berechnet, wie stark die Driftreduzierung ist, die sich durch verfahrenstechnische Maßnahmen wie die Anwendung grobtropfiger Düsen realisieren lässt.

Als weitere zusätzliche Maßnahmen zu den jeweils vorherigen werden die Verringerung der Spritzhöhe der Düsen, die Reduzierung der Fahrgeschwindigkeit und die Beachtung der Windgeschwindigkeit durch dementsprechende Wahl des Applikationszeitpunktes berechnet. Es ist zu erkennen, dass durch Anwendung des gesamten Maßnahmekomplexes das Driftsediment erheblich reduziert werden kann.

Ein Vergleich mit anderen Modellansätzen bestätigt die Richtigkeit der gefundenen relevanten Parameter und die Richtung ihrer Einflussnahme. Das Regressionsmodell ist gegenüber diesen Modellen von Vorteil, weil es direkt auf Messergebnissen beruht und diese direkt – allerdings ohne stochastische Einflüsse, praktisch als Mittelwert - widerspiegelt. Mit ihm lassen sich alle denkbaren Einflussfaktoren untersuchen, die Anlage aufwendiger Versuche ist dafür jedoch unumgänglich. Es kann für die Validierung anderer Modelle genutzt werden.

Von Nachteil gegenüber anderen Modellansätzen sind der eingeschränkte Wertevorrat und die fehlende Beurteilungsmöglichkeit der Variationsbreite des Driftsediments, die durch stochastische Einflüsse hervorgerufen wird. Für die weitere Verbesserung und speziell die Betrachtung von Saumbiotopen durch das Regressionsmodells ist zukünftig die Einbeziehung des Pflanzenbestandes auf dem Feld und auf der Nachbarfläche in die Analyse erforderlich.

Einleitung

Die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln ist mit nicht vermeidbarer direkter Abtrift verbunden. Direkte Abtrift ist der während der Applikation auftretende und nicht gewollte Transport von Pflanzenschutzmitteln über die zu behandelnde Fläche hinaus. Dieser Transport wird von Luftbewegungen hervorgerufen. Er macht sich in Form eines Sediments auf Nachbarflächen einschließlich Saumbiotopen bemerkbar bzw. führt zur Verflüchtigung.

Die Masse der dabei verfrachteten Tropfen ist neben der durch Wind und Turbulenzen hervorgerufenen Luftbewegung von weiteren meteorologischen und verfahrenstechnischen Bedingungen abhängig. Als Beispiele seien die Höhe der Düsen über den Pflanzen, die Größe der erzeugten Tropfen und die Temperatur - Feuchte - Kombination der Luft genannt. Aber auch zufällig wirkende Einflüsse wie beispielsweise wechselnde Windrichtungen haben für die Menge und die Transport-Entfernung der Abtriftwolke Bedeutung.

Aus umweltrelevanten Gründen ist die Reduzierung von driftender Menge und Driftentfernung neben der Erreichung des Behandlungserfolges eine wichtige und in jedem Fall zu beachtende Bedingung bei jeder Applikation. Um diese einhalten zu können, muss der Nutzer von Pflanzenschutzgeräten die Zusammenhänge zwischen diesen Einflussfaktoren und der Abtrift kennen und driftreduzierende Maßnahmen treffen.

Zur Analyse dieser Zusammenhänge wurden umfangreiche Messungen des Driftsediments in Abhängigkeit von der Entfernung angestellt und tabelliert. Diese lassen Schlussfolgerungen darüber zu, welche Einflussfaktoren bei der Applikation Auswirkungen auf die Abtrift haben. Weiterhin sind verschiedene Modelle bekannt, die unter Nutzung dieser Kenntnisse und durch die mathematische Formulierung bekannter Zusammenhänge aus der Physik und der Meteorologie beispielsweise zum Tropfentransport, zur Tropfenverdunstung und zum Transport von Tropfenwolken oder Einzeltröpfchen, die rechnerische Bestimmung des Abtriftsediments als Funktion der Entfernung gestatten.

Bei allen diesen Modellen ist der zum Nachweis der Modellsicherheit nötige Vergleich mit Messergebnissen bisher nicht umfassend erfolgt.

Die Schwierigkeiten dieser Modell-Validierung werden durch den zufälligen Charakter eines großen Teils der beim Abtriftvorgang wirkenden Einflussfaktoren verursacht. Diese lassen einen direkten Vergleich von Berechnung und Messung nicht zu, weil der eigentlich zwischen Abtrifftergebnis und Applikationsbedingungen vorhandene gesetzmäßige Zusammenhang durch stochastische Einflüsse überlagert wird. Ein sachlich richtiger Vergleich kann deshalb nur über die statistische Aufbereitung der Messergebnisse erfolgen.

Problemstellung

Ziel dieser Arbeit ist es, durch multiple Regressionsanalyse den Zusammenhang zwischen dem Driftergebnis in Form der sedimentierten und verschwebten Mengen und den meteorologischen und verfahrenstechnischen Randbedingungen einschließlich der Sedimentationsentfernung zu finden und mathematisch zu formulieren.

Es soll eine Regressionsgleichung gewonnen werden, die als Grundlage für die Validierung von mathematisch-physikalischen Modellen dienen kann. Sie stellt für sich allein ein sehr brauchbares Modell zur Berechnung der Abtrift dar, das allerdings von der Qualität des verrechneten Datenmaterials abhängig ist. Durch die gleichzeitige Ermittlung des Bestimmtheitsmaßes zwischen Eingabewerten und Ergebniswert sind Schlussfolgerungen über die Berechenbarkeit der Abtrift möglich. Mit diesem Regressionsmodell sollen Variantenrechnungen angestellt werden. Die Ergebnisse sollen genutzt werden, um zwischen den für die Abtrift relevanten und den vernachlässigbaren Einflussfaktoren zu unterscheiden. Weiterhin sollen Unzulänglichkeiten des verwendeten Datenmaterials und Erfordernisse zu seiner Vervollkommenung vorgeschlagen werden. Die Untersuchungen werden am Beispiel von Feldgeräten durchgeführt.

Vorgehensweise

Die Auswertung der vorliegenden Messergebnisse² erfolgt mit Hilfe der multiplen Regression unter Verwendung der SAS³-Prozedur REG.

Modellansatz

Der Applikationsvorgang wird als „black box“ betrachtet. Für die Beschreibung der Ausgangswerte dieser „black box“ in Form des Driftsediments bzw. in einer weiteren Berechnung des verschwebten Anteils als Funktion einer Reihe von Eingangswerten ist es erforderlich, über eine möglichst große Anzahl einzelner voneinander weitgehend unabhängiger Messergebnisse verfügen zu können. Messungen wurden nach einer vereinheitlichten Methode durch mehrere Versuchsansteller¹ bundesweit über den Zeitraum von mehreren Jahren durchgeführt. Nach Analyse der vorliegenden Literatur werden die für die Driftmenge und Driftentfernung in Frage kommenden Einflussparameter in Tabelle 1 zusammengestellt. Diese dienen als Ansatz für die multiple Regressionsanalyse.

Tab. 1 Zusammenstellung der für die Beeinflussung von Driftmenge und Driftentfernung in Frage kommenden Parameter

Meteorologische	Verfahrenstechnische		Sonstige
Bewölkungsgrad	Gerätetyp	Arbeitsbreite	Kulturhöhe Feld
Lufttemperatur	MVD	Behandlungsbreite	Kulturhöhe Messfläche
Psychrometr. Differenz	Wirkungsweise Düse	Fahrgeschwindigkeit	Messentfernung
Windgeschwindigkeit	Düsenabstand	Flüssigkeitsaufwand	Versuchsansteller
Windrichtung	Düsenhöhe	Nachweisstoffaufwand	
Zeitpunkt der Applikation			

Die Psychrometrische Differenz ist die treibende Kraft für die Verdunstung. In der Literatur ist der Turbulenzgrad der Luft als ein die Abtrift beeinflussender Parameter genannt. Da dieser aber in den Messungen nicht bestimmt wurde, werden statt dessen der Bewölkungsgrad und der Zeitpunkt der Applikation verwendet. Das ist sinnvoll, weil die Berechnung des Turbulenzgrades mit diesen beiden Parametern und der zusätzlichen Kenntnis von Sichtweite, Jahreszeit und Windgeschwindigkeit möglich ist.

² Die Messungen wurden von der Landesanstalt für Pflanzenschutz Stuttgart und dem Pflanzenschutzamt der Landwirtschaftskammer Hannover im Auftrag der BBA durchgeführt

³ SAS[®] ist eingetragenes Warenzeichen von SAS Institute Inc., Cary, NC, USA

Der mittlere volumetrische Durchmesser (MVD) wird anstelle des vollständigen Tropfenspektrums verwendet. Anstelle dessen, hätten auch das Tropfenspektrum kennzeichnende aber nicht so weit verbreitete Größen wie beispielsweise der Masseanteil der Tropfengrößen kleiner als 100 µm an der gesamten Menge genutzt werden können. Durch Einbeziehung des Parameters „Wirkungsweise der Düse“ soll untersucht werden, ob die driftreduzierende Wirkung von Injektordüsen lediglich auf das wesentlich gröbere Tropfenspektrum oder auf Lufteinschlüsse in den Flüssigkeitstropfen zurückzuführen ist.

Die in den Versuchen verwendeten Spritzgerätetypen sind lediglich ein Anhängegerät und ein Anbaugerät. Nach MURPHEY, MILLER und Parkin (1998) hat der Düsenabstand Einfluss auf die Drift. Dieser Parameter konnte in die Analyse nicht aufgenommen werden, weil er bei den Versuchen nicht variiert worden ist.

Datenmaterial

Von Versuchsansteller 1 und 2 liegen 119 und von Versuchsansteller 3 zusätzlich 27 voneinander unabhängige Versuche zur Auswertung vor. Weil zu jedem Versuch mehrere Messlinien genutzt wurden und für jede Messentfernung ein Datensatz anzusetzen ist, beträgt die gesamte zu verrechnende verfügbare Anzahl der Daten 12.780.

Die Variationsbreite der Daten sollte bei den Versuchen möglichst größer als der unter praktischen Bedingungen auftretende Bereich sein, um für den zu berechnenden Bereich ein „stabiles“ Modell entwickeln zu können und weil in den Endpunkten des Wertevorrats die Bestimmtheit des Regressionsmodells am geringsten ist. Von besonderem Interesse für die Bewertung der Verwendbarkeit des Datenmaterials für eine multiple Regressionsanalyse ist eine gleichverteilte und große Variationsbreite der zu berücksichtigenden Parameter. Diese Forderung wird entsprechend Bild 1 (Darstellung der Summenhäufigkeit der während der Versuche registrierten Einflussparameter, unterteilt nach Versuchsanstellern) nur teilweise erfüllt.

Bei den wichtigsten Einflussfaktoren wie MVD, psychrometrische Differenz und Lufttemperatur sowie Windgeschwindigkeit wird aber wenigstens der unter praktischen Bedingungen auftretende Variationsbereich durch die Messungen erfasst. Lediglich zum Zielflächenabstand (Abstand zwischen Spritzbalken und Zielfläche) wäre eine größere Variabilität der Messbedingungen wünschenswert. Die ausgewiesenen knapp 20 % der Daten im Abstand von ca. 1 m ergeben jedoch eine genügend starke Variation.

Die Parameter Bewölkungsgrad, Nachweisstoffaufwand, Zeitpunkt der Applikation und Wirkungsweise der Düsen sind hinsichtlich ihrer Relevanz fraglich. Außer bei der Wirkungsweise der Düsen ist bei ihnen eine ausreichende Gleichmäßigkeit in der Variation erreicht worden. Knapp 20 % der Messwerte (30 % der Daten von Versuchsansteller 1) mit ID-Düsen, lassen aber auch eine Auswertung dieses Einflussparameters zu.

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Kulturhöhen auf der Behandlungs- und Messfläche die Abtrift beeinflussen. In dem hier vorliegenden Datenmaterial sind sie jedoch nicht variiert worden, so dass sich hinsichtlich dieses Einflusses keine Regression bestimmen lässt. Beispielsweise können deshalb Ergebnisse zur Belastung von natürlichen Saumstrukturen mit Pflanzenbewuchs durch Pflanzenschutzmittelabtrift und bei gewachsenem Bestand mit dem Regressionsmodell noch nicht zufriedenstellend abgeleitet werden. Unterschiedlich sind auch die Parameterverteilungen im Vergleich beider Versuchsansteller.

Bei Versuchsansteller 3 ist beispielsweise die Variation des MVD eingeschränkt. Dies resultiert auch aus fehlenden Versuchen mit der ID-Düse. Weiterhin muss beachtet werden, dass Versuchsansteller 3 ausschließlich mit 15 m Arbeitsbreite mit einem Anhängegerät und zweimaliger Fahrt die Versuchsfläche behandelt hat.

Versuchsansteller 1 hat überwiegend ein Anbaugerät mit 10 m Arbeitsbreite verwendet, die Anzahl der Fahrten jedoch von 1 bis 5 variiert. Bei Versuchsansteller 3 fehlen weiterhin Angaben zur Windrichtung. Bei systematischen Unterschieden zwischen der Parameterwahl der Versuchsansteller ist in der Auswertung nicht mehr zu unterscheiden, ob es sich um die Auswirkung der Parameter oder systematischer Unterschiede der Anlage und Auswertung der Versuche handelt. Aus der Datenanalyse sind deshalb keine Aussagen über den Einfluss des Gerätetyps ableitbar. Weiterhin sind keine Schlussfolgerungen zur Wirkung der ID-Düsen aus den Daten von Versuchsansteller 3 ableitbar.

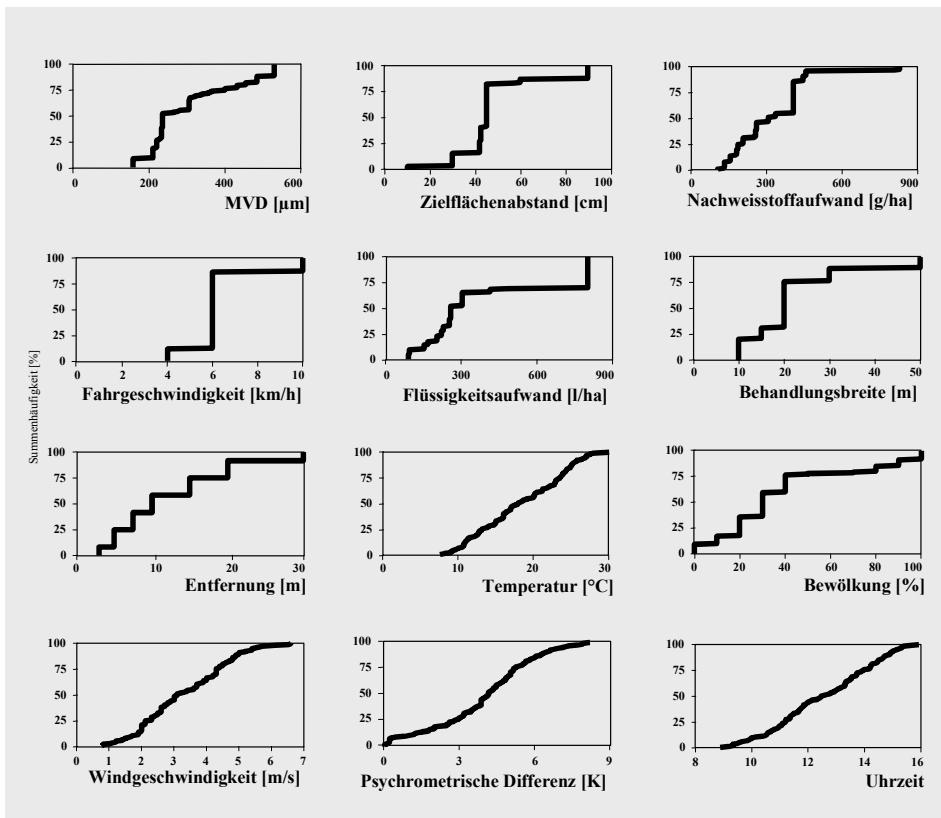


Abb. 1 Prozentuale Summenhäufigkeit der Einflussparameter in den Datensätzen

Regressionsanalyse

Bei der Anwendung der Regressionsanalyse ist zu berücksichtigen, dass die Regressionsgleichung eine zielgerichtete Gleichung zur Berechnung der Abtrift ist. Die verwendeten Maßeinheiten der analysierten Daten der Einflussparameter sind bei der Berechnung der Abtrift mit der Regressionsgleichung deshalb ebenfalls zu verwenden. Welcher Teilbereich aus dem Variationsbereich der Daten zur späteren Berechnung der Abtrift mit Hilfe des Regressionsmodells für praktische Entscheidungen nutzbar ist, lässt sich nur durch sachlogische Diskussionen mit Variantenrechnungen und Vergleich mit neuen Versuchsergebnissen festlegen.

Beim Modellansatz der multiplen linearen Regression ist es notwendig, dass beispielsweise bei den Einflussparametern, bei denen von den wirkenden physikalischen Gesetzen des Applikationsvorganges her bekannt ist, dass nichtlineare Zusammenhänge bestehen – die Parameter entsprechend transformiert werden. Konkret sind das der natürliche Logarithmus des MVD und der natürliche Logarithmus der Sedimentationsentfernung. Bei Abweichung der Windrichtung von der Senkrechten zur Fahrtrichtung wird die tatsächliche Driftentfernung über die Winkelfunktion korrigiert.

Bei Versuchsansteller 3 ist dies jedoch nicht möglich, weil die Orientierung des Feldrandes nicht erfasst wurde. Voruntersuchungen zeigten, dass es genügt, den Zeitpunkt der Applikation lediglich zwischen vormittags und nachmittags zu unterscheiden.

Aus der Literatur ist bekannt, dass Parameter-Kombinationen auf das Driftergebnis stärker einwirken können als die Parameter selbst. Aus diesem Grund werden neben den in Tabelle 1 aufgeführten auch Produkte bzw. Quotienten der Einflussparameter bei der Regressionsanalyse berücksichtigt. Die Entscheidung darüber, ob das Produkt oder der Quotient verwendet wird, resultiert aus den Ergebnissen bei der Nutzung mathematisch-physikalischer Modelle.

So ist es beispielsweise logisch und durch Messungen sowie Modellberechnungen nachgewiesen, dass die Abtrift stärker wird, wenn der MVD kleiner wird. Um diese gegenläufige Tendenz zu berücksichtigen wird der MVD in den Parameterkombinationen auch als Divisor verwendet. Bei der multiplen Regression wird der Einfluss jeder einzelnen Variablen sowohl mit auf- als auch abbauenden Verfahren untersucht und folgende Vorgehensweise gewählt:

- Verzicht auf Parameter gleichen Inhalts, wie beispielsweise Behandlungsbreite anstelle von Arbeitsbreite multipliziert mit der Anzahl der Behandlungsfahrten
- Keine Berücksichtigung nichtsignifikanter Eingangsparameter
- (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$)
- Keine Berücksichtigung signifikanter Eingangsparameter, die nur geringe Vergrößerung des Bestimmtheitsmaßes zeigen und Zuhilfenahme sachlogischer Argumente
- Reduzierung der Anzahl der Eingangsparameter auf ca. zehn bei Einhaltung des Bestimmtheitsmaßes von ca. 50 %

Ergebnisse

Die multiple Regression wurde in der ersten Berechnung jeweils mit allen als relevant angesehenen Eingabewerten und ihren Kombinationen durchgeführt und gemäß obiger Vorgehensweise durch weitere Rechnungen auf die wesentlichen Parameter begrenzt. Die Regressionsanalysen wurden durchgeführt für:

- Das Sediment unter Einbeziehung der Driftentfernung aber im ersten Ansatz ohne den Wert in 1 m Entfernung (wegen unterschiedlichen Datenmaterials für Versuchsansteller 1 und 2 sowie 3 getrennt)
- Die Summe des Driftsediments über die gemessenen Entfernungen ohne den Wert in 1 m Entfernung (wegen unterschiedlichen Datenmaterials für Versuchsansteller 1 und 3 getrennt), die Summe wurde aus der Wichtung der Messwerte mit den zugehörigen Streifenbreiten ermittelt.
- Die Summe des Schwebenden, gemessen auf einer vertikalen Linie in 0,5 m Abstand (Versuchsansteller 1) bzw. 5 m Abstand (Versuchsansteller 3) vom Feldrand ohne Berücksichtigung des Messwerts in 0,25 m Höhe.

Die in Tabelle 2 ausgewiesenen Bestimmtheitsmaße sind wider Erwarten hoch, zumal die Regressionsmodelle auf wenige, entscheidende Parameter begrenzt werden. Die Größe der Bestimmtheitsmaße der Regressionsfunktionen ist für beide Versuchsansteller nahezu gleich, dies lässt die Schlussfolgerung auf nahezu gleich große zufällige Einflüsse zu.

Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass durch physikalische Gesetze beschreibbare Zusammenhänge von stochastischen Einflüssen überlagert werden.

Tab. 2 Bestimmtheitsmaß zwischen den Messdaten und der multiplen Regressionsfunktion

	Driftsediment in		Summe		Summe	
	Entfernungen		Sediment		Schwebendes	
Versuchsansteller	1 und 2	3	1 und 2	3	1	3
erste Rechnung	57,2	59,8	75,5	85,0	92,0	90,0
letzte Rechnung	51,6	49,0	71,3	67,2	89,6	73,0

Das für die „Summe Schwebendes“ erzielte Bestimmtheitsmaß von 90 % bzw. 92 % bei Berücksichtigung aller als relevant angesehenen Parameter zeigt aber auch, dass die physikalischen Gesetze bei der Bildung der Driftwolke und ihres Transports gegenüber den zufälligen Einflüssen dominieren.

Diese Aussage kann auch für die Summe des Sediments über den gemessenen Abstand aufrechterhalten werden.

Demgegenüber zeigt das bereits erheblich geringere Bestimmtheitsmaß für das Driftsediment in den gemessenen Entfernungen mit 57,2 % und 59,8 %, dass die wesentlichsten Zufälligkeiten des Driftvorgangs durch die Ablagerung der Tropfen auf den Pflanzen und der Oberfläche hervorgerufen werden.

Eine stärkere Ablagerung im Nahbereich ist naturgemäß mit einer geringeren im Fernbereich verbunden (da dort dann weniger schwebendes Material zur Verfügung steht) und umgekehrt, so dass deren Summe unter sonst gleichen Bedingungen als etwa gleich groß angesehen werden kann.

Bei Betrachtung natürlich gewachsener Randstreifen ist zu erwarten, dass sich die zufälligen Effekte verstärken und die Unsicherheit der Driftberechnung gegenüber den bisher ausschließlich auf Gras durchgeführten Messungen zunimmt.

Die Betrachtung der „letzten Rechnung“ in Tabelle 2 und die darin sichtbaren geringen Differenzen zur „ersten Rechnung“ zeigen, welchen großen Anteil die „Haupteinflussgrößen“ an der modellseitigen Beschreibung der Drift haben.

Regressionsgleichungen

In Tabelle 3 werden die Parameter erklärt und in Tabelle 4 die Koeffizienten aus den multiplen Regressionsanalysen angegeben. Aus physikalischen Gründen sollte die Regressionsgerade etwa durch den Koordinatenursprung verlaufen ($K=0$ in Tabelle 4). Die Abweichungen von dieser Idealvorstellung sind beim Versuchsansteller 3 zu groß, so dass sie nachfolgend nicht weiter betrachtet werden. Von Interesse ist, dass in den überwiegenden Fällen nicht die Einzelparameter, sondern Kombinationen aus diesen in der Regressionsgleichung verbleiben. Dies erschwert zwar die Anschaulichkeit erheblich, erklärt aber gleichzeitig die großen Schwierigkeiten, die auftreten, wenn aus dem Vergleich von Messergebnissen die Wirkung eines Einzelparameters abgeleitet werden soll.

Tab. 3 Erklärung zu den Parametern in Tabelle 4 und 5

Eingabewert	Maßeinheit	Erklärung
K	-	Konstante (Intercept)
E	m	Entfernung

MVD	µm	Mittlerer volumetrischer Durchmessers der applizierten Tropfen
PS	K	Psychrometrische Differenz
FG	Km/h	Fahrgeschwindigkeit des Gerätes
ZA	cm	Zielflächenabstand = Applikationshöhe - Pflanzhöhe
WG	m/s	Windgeschwindigkeit
Q	l/ha	Flüssigkeitsaufwand je Behandlungsflächeneinheit
BB	M	Behandlungsbreite = Arbeitsbreite * Anzahl Fahrten
T	°C	Lufttemperatur

Tab. 4 Koeffizienten der multiplen Regressionsanalysen

	Driftsediment in		Summe		Summe	
	Entfernungen		Sediment		Schwebendes	
	1 und 2	3	1 und 2	3	1	3
Versuchsansteller						
Anzahl Datensätze	7095	1185	825	270	255	81
Bestimmtheitsmaß [%]	51,6	49,1	71,3	67,2	89,6	73,7
K	3,648698	89,559328	-11,039711	1250,7085544	-0,022662	-1288,412835
ln (E)	-2,096709	-12,397287				
ln (MVD)	-0,650282	-15,457464		-214,442580		256,334236
PS * ln (E)	0,032234					
PS / ln (MVD)			-33,422335		49,938793	
PS * WG		-0,044918		-0,968224		
PS * ZA			-0,036826		-0,193912	-0,551250
PS * FG	-0,016823		-0,476171			12,355749
ZA * FG	0,001971		0,029572	-0,008707	0,108115	
ZA * T					0,017093	0,121829
ZA * WG	0,001477		0,02881			
ZA * ln (E)	-0,005200					
T * MVD		0,001557		0,032327		
FG / MVD						15212,000
T * FG					-0,201839	
BB					0,157817	
FG						-84,127500
T		-0,400423			-8,157194	-5,227845
PS			10,119288			-39,687393
Q	-0,000296	-0,005052	-0,008238	-0,130326	-0,027164	
FG * ln (E)	-0,038226					
FG / MVD	22,609549		276,638933			
ln (E) * ln (MVD)	0,392150	2,124467				

Eine weitere Verbesserung der Anpassung der Regressionsgleichungen an die gemessenen Driftsedimentkurven wird durch multiple Regression von Entfernungsabschnitten erreicht. Im Zusammenhang damit wird die im ersten Ansatz nicht berücksichtigte Messentfernung von 1 m wieder in die Auswertung einbezogen.

Durch die Einführung von Entfernungsabschnitten wird eine Verbesserung der Übereinstimmung zwischen den Regressionsgleichungen und der stark nichtlinearen Sedimentationskurve erreicht.

Es wird zwischen den Entfernungsabschnitten 1...3 m; 3...7,5 m und 7,5...30 m unterschieden. Da die Regressionsgleichungen an den Überschneidungen in 3 m und 7,5 m Entfernung unterschiedliche Ergebnisse liefern, die Nichtlinearität jedoch mit abnehmender Entfernung vom Feldrand größer wird, erfolgt eine Näherung für die berechnete Sedimentationskurve derart, dass aus dem Entfernungsabschnitt 1...3 m nur der Wert für 1 m und aus dem von 3...7,5 m nur der Wert für 3 m verwendet wird.

Das vergleichsweise geringere Bestimmtheitsmaß für die multiple Regression von 7,5...30 m ist auf den geringen Anstieg in diesem Abschnitt zurückzuführen. Die Lage der Regressionsgleichungen über die Entfernungsbereiche von 2...30 m sowie 1...3 m; 3...7,5 m und 7,5...30 m im Vergleich zu den Messwerten ist für die etwa mittlere sowie für die maximale Abtrift erzeugenden Einflussparameter (=Eingabewerte) des gemessenen Variationsbereiches im Bild 2 dargestellt.

Die durch abschnittsweise Betrachtung erzielbare Verbesserung ist offensichtlich. Erkennbar ist auch der Grad der Veränderung durch Regressionsrechnung (Differenz der eingezeichneten Kurven) gegenüber den zufälligen Streuungen (tatsächliche Messergebnisse) Messwerte, die über den durch Berechnung erfassbaren Bereich hinausgehen, sind durch in der Regressionsanalyse nicht erfasste Einflüsse und auf stochastisch wirkende Einflussparameter zurückzuführen.

Tab. 5 Koeffizienten der multiplen Regressionsanalysen bei abschnittsweiser Berechnung (Versuchsansteller 1 und 2)

Entfernung	1...3 m	3...7,5 m	7,5...30 m
Versuchsansteller	1 und 2	1 und 2	1 und 2
Bestimmtheitsmaß [%]	52,0	58,92	43,7
K	-3,110094	-0,782856	0,074614
ln (E)	-16,695321		
PS / ln (MVD)	4,104377	-3,377985	-1,652663
PS * ZA		-0,003137	-0,000889
PS * FG	-0,128785	-0,038290	
ZA * FG	0,005810	0,003919	0,000629
ZA * WG			0,000995
FG / MVD	146,471786		
WG		0,125000	
PS		0,935388	0,316595
Q		-0,000569	-0,000234
FG * ln (E)		-0,096767	-0,024365
FG / MVD		43,064404	12,861496
ln (E) * ln (MVD)	2,610190		

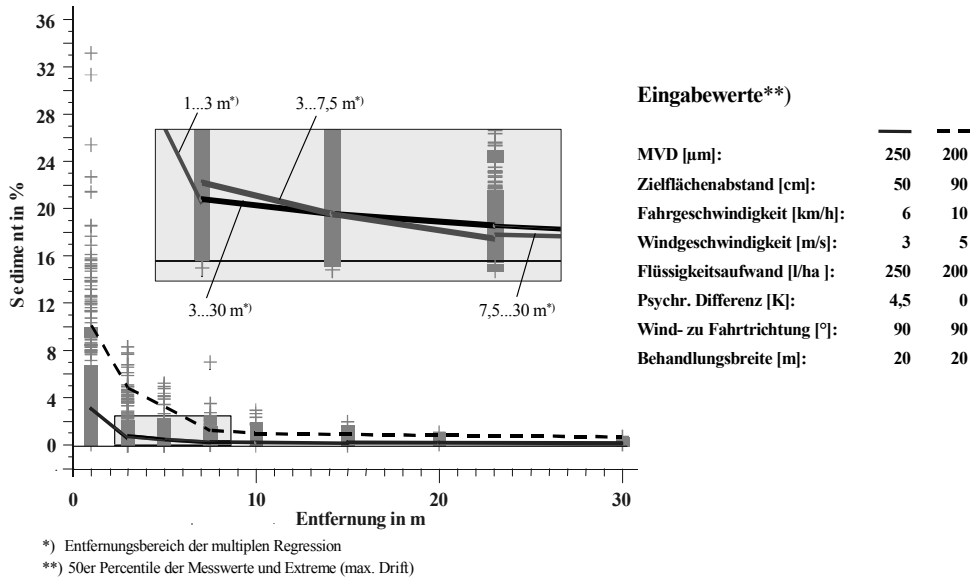


Abb. 2 Anpassung der Sedimentationskurve an die Messwerte durch abschnittsweise multiple Regression

Relevante und nichtrelevante Einflussparameter

In Tabelle 6 sind die wesentlichen relevanten Einflussparameter aufgelistet, die sich aus der Auswertung von Tabelle 4 (multiple Regression über die Entfernung von 2...30 m) ergeben. Alle, auch die in den Kombinationen enthaltenen Einzel-Parameter sind aufgeführt.

Tab. 6 Aus den Regressionsrechnungen resultierende Einflussparameter auf die Abtrift entsprechend Tabelle 4

Versuchsansteller	1 und 2	3	1 und 2	3	1	3
	Driftsediment in Entfernungen		Summe Sediment		Summe Schwebendes	
Entfernung	x	x	entfällt			
MVD	x	x	x	x	x	x
Psychrometr. Differenz	x	x	x	x	x	x
Fahrgeschwindigkeit	x	x	x	x	x	x
Zielflächenabstand	x		x	x	x	x
Windgeschwindigkeit	x	x	x	x		
Flüssigkeitsaufwand	x	x	x	x	x	
Lufttemperatur		x		x	x	
Behandlungsbreite					x	

Erkennbar ist, dass der mittlere volumetrische Durchmesser (MVD), die psychrometrische Differenz zwischen der Feuchtkugel- und der Lufttemperatur und die Fahrgeschwindigkeit in allen Auswertungen relevant sind. Überwiegend relevant sind der Zielflächenabstand, die Windgeschwindigkeit und der Flüssigkeitsaufwand. In einzelnen Auswertungen treten noch die Lufttemperatur und die Behandlungsbreite als relevant auf.

Die Lufttemperatur hat aus physikalischen Gründen Einfluss auf das Verdunstungsverhalten der Tropfen und damit auf die Abtrift. Da sie aber in der überwiegenden Anzahl der Auswertungen nicht enthalten ist, wird vermutet, dass ihr Einfluss in Relation zu den anderen Parametern als gering anzusehen ist. Die Behandlungsbreite ist in einem Fall (für die Summe des Schwebenden in 0,5 m Abstand vom Feldrand relevant). Für die abschnittsweise Betrachtung der multiplen Regression erhält man die in Tabelle 7 dargestellten relevanten Parameter. Aus den genannten Gründen erfolgt diese nur für die Ergebnisse von Versuchsansteller 1 und 2.

Tab. 7 Aus den Regressionsrechnungen resultierende Einflussparameter auf die Abtrift entsprechend Tabelle 5

Versuchsansteller	1 und 2	1 und 2	1 und 2
Entfernungsabschnitt	1...3 m	3...7,5 m	7,5...30 m
Entfernung	x	x	x
MVD	x	x	x
Psychrometr. Differenz	x	x	x
Fahrgeschwindigkeit	x	x	x
Zielflächenabstand	x	x	x
Windgeschwindigkeit		x	x
Flüssigkeitsaufwand		x	x
Behandlungsbreite	x		

Behandlungsbreite und Flüssigkeitsaufwand sind danach lediglich in Feldrandnähe relevante Parameter. Für die Bewertung der Relevanz der einbezogenen Einflussparameter auf das Driftsediment auf der Nachbarfläche können daraus die in Tabelle 8 allgemein getroffenen Angaben abgeleitet werden. Überraschenderweise konnte für den Bewölkungsgrad, den Zeitpunkt der Applikation, das Injektorprinzip der Düsen und die Arbeitsbreite (ARVIDSSON, 1997) keine Relevanz auf das Driftsediment gefunden werden. Für den Nachweisstoffaufwand ist dies bereits aus der Literatur bekannt (SPRAY DRIFT TASK FORCE, 1997).

Tab. 8 Bewertung der Relevanz von Einflussparametern auf die Abtrift mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse in Entfernungsabschnitten

Relevante Parameter	Nichtrelevante Parameter	Keine Schlussfolgerung
Fahrgeschwindigkeit	Zeitpunkt der Applikation	Kultur auf Messfläche
Psychrometrische Differenz	Nachweisstoffaufwand	Kultur auf Behandlungsfläche
Tropfengröße (MVD)	Bewölkungsgrad	Gerätetyp
Zielflächenabstand	Injektordüsen-Prinzip	
Windgeschwindigkeit	Arbeitsbreite	
Behandlungsbreite	Lufttemperatur	
Flüssigkeitsaufwand		

Variantenrechnung

Bei der Bewertung der Variantenrechnungen ist zu berücksichtigen, dass das multiple Regressionsmodell zur Berechnung von Mittelwerten im statistischen Sinne führt. Die Anwendung dieses Modell ist auch nur im begrenzten Definitionsbereich entsprechend dem analysierten Datenmaterial möglich. Variantenrechnungen werden aus genannten Gründen mit der Regressionsgleichung für das Sediment in den Entfernungen mit den Daten von Versuchsansteller 1 und 2 durchgeführt. Kalkulationen mit den Regressionsgleichungen zu den schwebenden Mengen liefern demgegenüber wegen der Fixierung auf nur eine Abstandsebene keine weitergehenden Informationen, so dass hier darauf verzichtet wird.

Bild 3 zeigt die Ergebnisse der Variantenrechnungen. Diese wurden so ausgeführt, dass ausgehend von mittleren Werten der Einflussparameter jeweils ein Parameter über die gemessene Variationsbreite verändert wurde. Es ist zu ersehen, dass ein Teil der Einflussgrößen insbesondere im vorderen Entfernungsbereich, andere dagegen über den gesamten oder im größeren wirken.

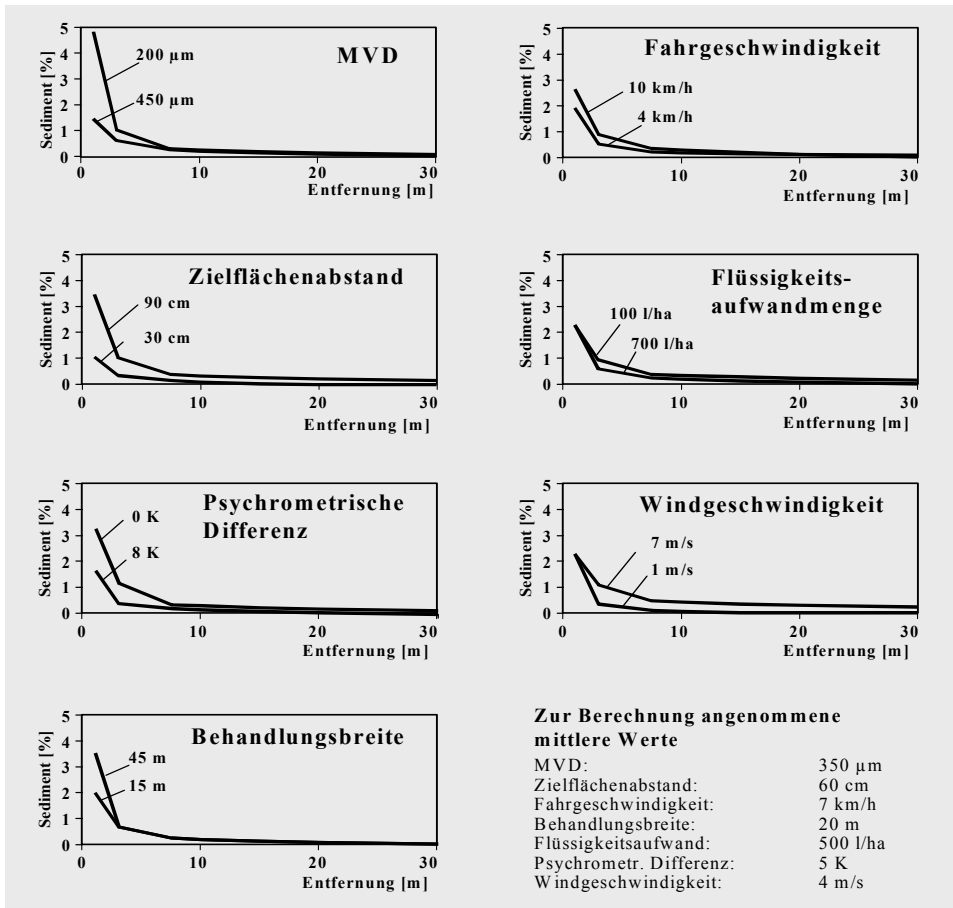


Abb. 3 Wirkung der Einflussparameter auf das Driftsediment. Eingabe mittlerer Werte bei Variation von jeweils einem Parameter

Bild 4 zeigt in beispielhafter Form die Wirkung realisierbarer abtriftreduzierender verfahrenstechnischer Maßnahmen. Es geht von einer als maximal gekennzeichneten Sedimentationskurve aus. Als einfachste abtriftreduzierende Maßnahme wird die Vergrößerung des Tropfenspektrums angesehen. Diese erzeugt ein über den gesamten Entfernungsbereich um ca. 30 % reduziertes Sediment.

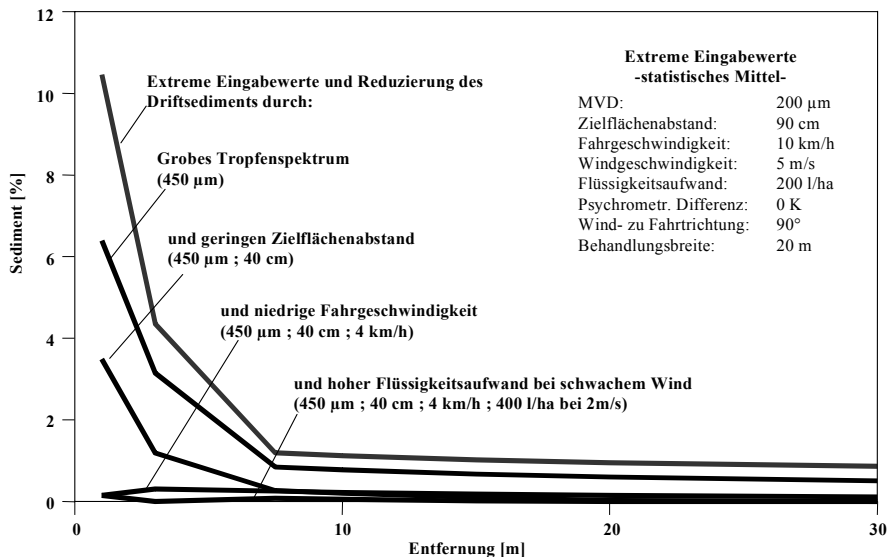


Abb. 4 Verminderung des berechneten Driftsediments durch verfahrenstechnische Maßnahmen

Eine weitere erhebliche Belastungsreduzierung der Nachbarflächen, insbesondere auch in den größeren Entfernungsbereichen, wird durch die zusätzliche Verringerung der Spritzhöhe erreicht. Diese bedarf jedoch technischer Voraussetzungen in Form von schwingungsstabilen Gestängen.

Weitere Reduzierungen ergeben sich aus die Flächenleistung reduzierenden Maßnahmen durch Verringerung der Fahrgeschwindigkeit und Erhöhung des Flüssigkeitsaufwandes. Auch durch die aus technologischer Sicht schwierige Beachtung der Windverhältnisse kann ein weitere Reduzierung erreicht werden.

Ein Vergleich der gewonnenen Ergebnisse mit Drift-Modellen, die auf der Grundlage von physikalischen Gesetzen beruhen, zeigt, dass alle wesentlichen Einflussparameter auf die Abtrift einschließlich der Tendenz ihres Wirkens mit den Resultaten der Regressionsanalyse übereinstimmen, wobei dieser Vergleich sich nur auf die in den Daten der Regressionsrechnung enthaltenen Parameter beziehen kann.

Schlussfolgerungen

Aus den Untersuchungsergebnissen lassen sich einige allgemein gültige Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Modellierung des Driftsediments und der schwebenden Driftwolke ist mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse möglich und führt zu verwertbaren Ergebnissen. Diese sind jedoch von der Qualität des für die Analyse verwendeten Datenmaterials und von der sachlich richtigen Auswahl der als relevant vermuteten Einflussparameter abhängig.
- Die multiple Regressionsanalyse liefert eine Basis für die Validierung von Abtriftmodellen, die auf physikalischen Zusammenhängen basieren.

- Durch Anwendung der multiplen Regressionsanalyse kann entsprechend der verfügbaren Datensätze zwischen den für das Driftsediment relevanten und nichtrelevanten Parametern unterschieden werden.
- Das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells liefert ein Maß für die Optimierung der Regressionsgleichung. Das so gewonnene Ergebnis ist von subjektiven Einflüssen weitgehend frei.
- Die Anwendung der multiplen Regression auf Entfernungsabschnitte verbessert die Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellergebnissen und erlaubt die Bewertung eines größeren Entfernungsbereiches.
- Mit Hilfe des durch multiple Regression gewonnenen Modells können Variantenrechnungen zur Simulation des Einflusses einzelner Faktoren problemlos durchgeführt werden. Diese liefern Ansatzpunkte für die Gestaltung des Applikationsprozesses derart, dass eine durch verfahrenstechnische Maßnahmen bewusste Reduzierung des Driftsediments bemerkbar wird.
- Wegen des Fehlens von Versuchen mit Pflanzenbestand sind Berechnungen zur Belastung von Saumbiotopen nicht direkt möglich.
- Die Berechenbarkeit der Masse der driftenden Wolke am Feldrand aus der Regressionsanalyse liefert die notwendigen Anfangsbedingungen für Belastungsrechnungen mit Hilfe empirischer Verteilungsmodelle für Saumbiotope.
- Die Einbeziehung von Versuchen mit Pflanzenbeständen auf der Behandlungs- und der Messfläche in zukünftige Regressionsanalysen mit erweiterter Datenbasis eröffnet die Möglichkeit der Bewertung dieser Strukturen bzw. die Validierung der zuvor genannten empirischen Ansätze.

Literatur

- ABTEW, W., GREGORY, J. M., BORELLI, J. (1989): Wind Profile: Estimation of Displacement Height and Aerodynamic Roughness. Transactions of the ASAE **32** (2), 521-527.
- ARVIDSSON, A., HAGENVALL, H., ROWINSKI, R. (1994): A Standard Method for Investigation of Spray Drift. CIGR XII World congress on agricultural engineering. Milano.
- ARVIDSSON, T. (1997): Spray Drift as Influenced by Meteorological and Technical Factors- A methodological Study. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- BACHE, D. H., LAWSON, T.J. (1988): Development of a Criterion for Defining Spray Drift. Atmospheric Environment **22** (1), 131-135.
- BERLIAND, M.E. (1982): Moderne Probleme der atmosphärischen Diffusion und der Verschmutzung der Atmosphäre. Berlin Akademie Verlag
- BOURQUE, C.P. u. a. (1989): Destabilization of the lower Atmosphere above a Forest: A Model. Agricultural and Forest Meteorology, **47**, 49-74
- BRAGG, M.B. (1986): A Numerical Simulation of the Dispersal of Liquids from Aircraft. Transactions of the ASAE **29** (1), 10-15.
- CRABBE, R.S., MC COEY, M. (1985): A Field Study of Ground Deposition, Wind Drift and Bystander Exposure from Agricultural Aircraft Spray Emission. Aeronautical Note NEE-AN30, NRC No 24745, Ottawa.
- FIEDLER, F. (1974): Anwendung der erarbeiteten meteorologischen Unterlagen zur aktuellen Immissionsprognose. F/E Bericht. Meteorologischer Dienst Potsdam.
- GANZELMEIER, H. (1986): Abtrieb beim Einsatz von Sprüh- und Stäubegeräten im Obst- und Ackerbau. Grundlagen Landtechnik **40**, 176-179.
- GANZELMEIER, H. u.a. (1992): Messung der direkten Abtrieb beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten, Teil VII, 2-1.1
- GANZELMEIER, H., RAUTMANN, D., SPANGENBERG, R., STRELOKE, M., HERRMANN, M., WENZELBURGER, H.J., WALTER, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrieb von Pflanzenschutzmitteln, Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem., Heft 304
- GOELICH, H. (1982): Pflanzenschutzzeinsatz aus der Sicht der Abtrieb. Gesunde Pflanzen **34**, 91-95.
- GOERING, C. E., BODE, L.E., GEBHARDT, M.R. (1972): Mathematical Modeling of Spray Droplet Declaration and Evaporation. Transactions of the ASAE **15** (2), 220-225.
- GORIAL, B.Y. (1991): Separation of Particles in a horizontal Air Stream. J. agric. Engng. Res. **49**, 273-284.

- GREGORY, J.M., FEDLER, C.B. (1986): New Sprayer Application Performance Reliability Analysis Technique. For Presentation at the 1986 Winter Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Hyett Gecency, Chikago, IL, December 16-19.
- HIMEL, C.M., LOATS, H., BAILEY, G.W. (1990): Pesticide Sources to the Soil and Principles of Spray Physics. SSSA Book Series **2**, 7-50
- HOLTERMAN, H.J., PORSKAMP, H.A.J., HUIJSMANS, J.F.M. (1994): Modelling spray drift from boom sprayers. Report N. 94-D-148 AGENG, Milano 1994.
- HOBSON, P.A., MILLER, P.C.H., WALKLATE, P.J., TUCK, C.R., WESTERN, N.M. (1993): Spray Drift from Hydraulic Spray Nozzles: the Use of a Computer Simulation Model to Examine Factors Influencing Drift. *J. agric. Engng. Res.* **54**, 293-305.
- HOSSEINIPOUR, M. (1979): Einfluß meteorologischer Daten auf die Drift bei der Applikation von Pflanzenschutzmitteln. Dissertation am Fachbereich Konstruktion und Fertigung der Technischen Universität Berlin.
- HÜTTNER, E., SCHNEIDER, B. (1976): Zur rechnerischen Abschätzung der Ausbreitung von Luftverunreinigungen aus Bodenquellen. *Technik und Umweltschutz* **15**, 165-181.
- JOHANSSON, S. (1962): Some Calculations Concerning the Evaporation, Diffusion and Deposition of Aerosol Clouds. National Institute for Plant Protection Contributions 12:88
- KAUL, P., MEYER, E., GEBAUER, S. (1995): Direkte Abtrift von Pflanzenschutzmitteln – Flugzeug. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **47**, 36-44.
- KAUL, P., GEBAUER, S., NEUKAMPF, R., GANZELMEIER, H. (1996): Modellierung der direkten Abtrift von Pflanzenschutzmitteln – Pflanzenschutzgeräte für Flächenkulturen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **48**, 21-31.
- KAUPKE, C.R., YATES, V.W. (1966): Physical Properties and Drift Characteristics of Viscosity-modified Agricultural Sprays. *Transactions of the ASAE* **9**, 797-799
- KHELIFI, M., BROWN, R. B., LAGUË, C. (1993): Prediction of temperature, wind speed and actual vapor pressure at different heights above the crop canopy. *Transacion of the ASAE* **93**, 1755-1760
- KINCAID, D.C., LONGLEY, T.S. (1989): A Water Droplet Evaporation and Temperature Model. *Transactions of the ASAE* **32** (2), 453-463.
- KLEIN, M., KRÖDEL, W., KLEIN, W. (1989): Zur Abschätzung der PSM-Spraydrift mit Simulationsmodellen. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg
- KOCH, H. (1989): Abtrift vermeiden - Wind als entscheidender Faktor. *Gesunde Pflanzen* **41**, 108-112.
- KÖHLER, S., MOTTE, G., GOEDICKE, H.J. (1983): Zur Problematik von Abdriftweiten und Sicherheitsabständen beim Einsatz von Hubschraubern in der intensiven Obstproduktion. *Arch. Phytopathol. und Pflanzenschutz* **19**, 53-59.
- KÖRBER, W. (1990): Näherungsweise Berechnung der Flugbahn von Wassertropfen unter Berücksichtigung verschiedener Anfangs- und Umgebungsbedingungen. *Gesunde Pflanzen* **42** (1), 11-13.
- KRALJIC, B., MIKLOS, I. (1987): Ekonomska Opravdanost Suzbijanja Sumskih Stetnika Aviomethodom. *Original Scientific Papers. Sum. list CXI*, 209-219.
- KRAUSE, K.H. (1984): Ausbreitung von Wirkstoffen nach einer Quelle, *Landbauforschung Voelkerode* **68**, 21-26.
- LAWSON, T.J., UK, S. (1978): The Influence of Wind Turbulence, Crop Characteristics and Flying Hight on the Dispersal Aerial Sprays. *Atmospheric Environment* **13**, 711-715.
- MAAS, G., KRASEL, G. (1988): Direkte Abtrift von Herbiziden bei Verwendung verschiedener Düsentypen und Zusatzstoffe. *Z. Pflanzenkh. Pflschutz. Sonderheft XI*, 241-247.
- MILLER, P.C.H. (1988): Engineering aspects of spray drift control. *Aspects of Applied Biology* **17**, 377-384.
- MILLER, P.C.H., HADFIELD, D.J. (1989): A Simulation Model of the Spray Drift from Hydraulic Nozzles. *J. agric. Engng Res.* **42**, 135-147.
- MURPHEY, S.D., MILLER, P.C.H., PARKIN, C.S. (1998): The Effect of Boom Structure and Nozzle Configuration on the Risk of Spray Drift. *Silsoe Research Institute, Silsoe UK.*
- MÜHLENBRUCH, M. (1970): Ein Beitrag zur Berechnung der Stoffübertragung beim Verdunstungsvorgang. Dissertation Technische Hochschule für Chemie "Carl Schorlemmer" Leuna-Merseburg.
- O.V. (1991): Anwendungstechnologie für Agrarflugarbeiten, 11. Auflage, Flugservice Berlin. unveröffentlicht.
- O.V. (1993): Erste Bekanntmachung über die Eintragung in das Verzeichnis "Verlustmindernde Geräte" vom 14. Oktober 1993. *Bundesanzeiger Nr. 205* vom 29. Oktober 1993, 9780.
- O.V. (1995): Spray Drift Task Force. *Bulletin April 1995*, Contact adress Richard Stanton (202) 872-4681
- PARKIN, C.S., GILBERT, A.G., SOUTHCMBE, E.S.E., MARSHALL, C.J.: British Crop Protection Council scheme for the classification of pesticide applikation equipment by hazard. *Crop Protection*, **13**, 281-285.

- PARKIN, C.S., MERRITT, C.R. (1988): The Measurement & Prediction of Spray Drift. Aspects of Applied Biology **17**, 351-361.
- PASQUILL, F. (1974): Atmospheric Diffusion. Halsted Press. New York 2.Ed., 429 pp.
- PICOT, J.J., KRISMANSON, D.D., BASACK-BROWN, N.: Canopy Deposit and Off-Target-Drift in Forestry Aerial spraying: The Effect of Operational Parameters. Transactions of the ASAE **29** (1), 90-98.
- RUTHERFORD, I, BELL, G.J., FREER, J.B.S., HERRINGTON, P.J., DR. MILLER, P.C.H. (1989): An Evaluation of Chemical Application Systems. Brighton Crop Protection Conference-Weeds, 601-613.
- RIPKE, F.O., WARNECKE-BUSCH, G. (1992): Mehrjährige Freilanduntersuchungen der direkten Abtrift im Ackerbau. Gesunde Pflanze **44** (10), 343-349.
- SALYANI, M., CROMWELL, R.P. (1992): Spray Drift From Ground and Aerial Applications. Transactions of the ASAE **35** (4), 1113-1120
- SAPUTRO, S., SMITH, D.B., SHAW, D.R. (1991): Expert System for Agricultural Aerial Spray Drift. Transactions of the ASAE **34**(3), 764-772.
- SÄKERT VÄXTSKYDD (1998): Hjalspreda för bestämning av vindanpassat skyddsavstånd. Beställning: E-Post: distributionstjanst@cradle.se. Beställningsnummer: 42119.
- SLADE, D.H. (1966): Summery Measurements of Disperation from Quasiinstantaneous Sources. Nucl. Safety **7** (2).
- SMITH, D.B. (1989): Drift and Swath Deposit Evaluations for Three Roadside Sprayers. Transactions of the ASAE **89**, 1512-1518.
- SMITH, R.W., MILLER, P.C.H. (1994): Drift Predictions in the Near Nozzle Region of a Flat Fan Spray. J. agric. Engng. Res. **59**, 111-120.
- SPRAY DRIFT TASK FORCE (1997): A Summery of Ground Application Studies. Contact: D. Johnson at Stewart Agricultural Research Service, Inc., P.O. Box 509, Macon Missouri 63552. (816) 762-4240 or fax (816) 762-4295.
- TRAYFORD, R.S., WELCH, L.W. (1977): Aerial Spraying: A Simulation of Factors Influencing the Distribution and Recovery of Liquid Droplets. J. agric. Engng. Res. **22**, 183-196.
- UHLIG, S.: Die Stabilitätsgrade der Luft. Mitt. Dt. Wetterdienst Offenbach **35** (5), 3-12.
- VDI-RICHTLINIE (1992): Gaußsches Ausbreitungsmodell für Luftreinhaltepläne. Beuth Verlag GmbH Berlin, Nr 3782.
- VOLLHARDT, D., ZILLER, M., HOFFMANN, H. (1992): Theoretical Evaluation of Spray Deposits. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **44** (9), 185-190.
- WALKLATE, P.J. (1987): A Random-Walk Model for Dispersion of Heavy Particels in Turbulent Air Flow. Boundary-Layer Meteorology **39**, 175-190.
- WINKLER, R., STEIN, B., GOTTSCHILD, D., STRELOKE, M. (1999): Prüfung und Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser sowie deren Bedeutung für die Entscheidung über die Zulassung. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **51** (2), 38-42.
- WILLIAMSON, E.R., THREADGILL, E.D. (1974): A Simulation for the Dynamics of Evaporation Spray Droplets in Agricultural Spraying. Transactions of the ASAE **17**, 254-261.
- YOUNG, B.W. (1991): A method for assessing the drift potential of hydraulic nozzle spray clouds, and effect of air assistance. Air-Assisted spraying in Crop Protection **46**, 77-85.

Exposition von naturnahen Ökosystemen durch luftgetragene Pflanzenschutzmittel

Kördel, W.; Klöppel, H.; Müller, M.

Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg

Zusammenfassung

Naturnahe Ökosysteme in direkter Nachbarschaft zu landwirtschaftlichen Flächen können durch luftgetragene Pflanzenschutzmittel exponiert werden. Um das Ausmaß des Austrages an Pflanzenschutzmitteln während und nach der Applikation als auch deren Anreicherung in den naturnahen Ökosystemen abschätzen zu können, wurden mehrere Untersuchungsreihen in Flächen- und Raumkulturen durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Abhängigkeit von den jeweils beim Versuch herrschenden Klimabedingungen (z.B. Windstärke, Windrichtung und Lufttemperatur), Höhe und Dichte des Bestands und den physikalisch-chemischen Eigenschaften der verwendeten Mittel. Die Belastung der Nichtzielpflanzen erfolgt nicht nur während der Applikation durch Spraydrift sondern auch danach über Verflüchtigung der Wirkstoffe von der Blattoberfläche der Zielkulturen. Dabei stellt sich auf den Pflanzen der Nichtzielfläche ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Aufnahme (Adsorption, Deposition) und Verflüchtigung ein.

Flüchtige Pflanzenschutzmittel erreichen zwar hohe Luftkonzentrationen über der applizierten Fläche, werden jedoch von Pflanzenblättern nur in geringem Maße aufgenommen. Dies bedingt, dass bei mäßig flüchtigen Wirkstoffen die höchsten Konzentrationen in den Nichtzielflächen gemessen wurden, die bis zu 10 % der Konzentration auf der Zielfläche betragen können. Bedingt durch den geringen Satz an experimentellen Daten und den komplexen Wechselwirkungen und deren Abhängigkeiten von Klima- und Kulturbedingungen erscheint eine verlässliche Modellierung derzeit nicht möglich, Ansätze für eine erste Abschätzung werden jedoch diskutiert.

Einleitung und Kenntnisstand

Für die Zulassung eines Pflanzenschutzmittels nach dem Pflanzenschutzgesetz [PFLSCHG, 1998] dürfen Pflanzenschutzmittel bei der Anwendung oder in der Folge der Anwendung weder schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tieren, auf das Grundwasser, noch auf den Naturhaushalt haben, die nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht vertretbar sind. Nach der Council Direktive 91/414/EEC sollen unter anderem terrestrische Ökosysteme mit ihrer natürlichen Flora und Fauna vor anthropogenen Einflüssen geschützt werden, was bei dem intensiven Einsatz von Pflanzenschutzmittel zur Folge hat, dass zwischen Zielfläche und benachbarten Ökotonen Sicherheitszonen eingerichtet werden müssen [KLEIN & GOEDICKE, 1993].

Prüfrichtlinien zur Untersuchung der Pflanzenschutzmitteeffekte auf Nicht-Zielpflanzen müssen zum größten Teil noch entwickelt und international harmonisiert werden [ALDRIDGE, 1993].

Eine Beeinträchtigung naturnaher Randzonen und Hecken (Saumbiotope) durch Pflanzenschutzmittel findet nicht nur durch die direkte Abdrift während der Applikation, sondern auch nach der Applikation durch Verdampfen und Verwehen der eingesetzten applizierten Wirkstoffe von der Zielfläche zur Nichtzielfläche [WAYMANN, 1994].

Durch die Verflüchtigung der Wirkstoffe nach der Applikation und den anschließenden Lufttransport gelangen die applizierten Wirkstoffe in benachbarte Ökosysteme [WHANG et al. 1993].

Zur Verflüchtigung von Pflanzenschutzmittel vom Boden und von Pflanzen der Zielfläche liegen eine ganze Reihe von Untersuchungen vor. In einer von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) durchgeführten, umfassenden Studie wurde die hohe Verflüchtigung eines Insektizides und eines Fungizides von applizierten Pflanzenoberflächen festgestellt [WALTER et al. 1996]. Von der applizierten Bodenoberfläche war die Verflüchtigung wesentlich geringer.

Es wurden die Ergebnisse von 18 Labormethoden unter mehr oder weniger kontrollierten Bedingungen und eines Freilandversuches verglichen. SIEBERS et al. [1993] bestimmte die Verflüchtigung von Lindan vom Boden und von Zuckerrübenblättern sowohl durch Rückstandsmessungen als auch durch die direkte Methode, indem er die Wirkstoffkonzentrationen in der Luft, die Lufttemperatur und die Windgeschwindigkeit gemessen hatte.

Mit Hilfe mikrometeorologischer Auswerteverfahren wurde der vertikale Massenfluss bzw. die Verflüchtigung berechnet.

Beide Methoden zeigten eine akzeptable Übereinstimmung, wobei innerhalb von 24 h Stunden von den Zuckerrübenblättern mit 89 bzw. 62% der applizierten Menge wesentlich mehr abdampfte als vom nackten Boden. Weitere vergleichende Untersuchungen an Modelloberflächen und auch an natürlichen Oberflächen (ausgewählte Pflanzenkulturen, Boden) zeigten, dass das Verdunstungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln von Modelloberflächen wie auch von Blattoberflächen von einer Reihe von Einflussgrößen abhängt, eine Charakterisierung der Wirkstoffe diesbezüglich mit Hilfe des Dampfdruckes erwies sich als schwierig, zumal auch die durch die gängigen Methoden bestimmten Dampfdruckwerte stark streuten [BOEHNCKE et al. 1989; RÜDEL, 1997].

Bei weiteren Laboruntersuchungen in einem Luftkanal konnte angenähert ein linearer Zusammenhang zwischen der Aufnahme von 2,4-D-Butyl in Tomaten- und Salatpflanzen und der angebotenen Luftkonzentration von 2,4-D-Butyl festgestellt werden [BREEZE, 1990; van Rendsburg and Breeze, 1990].

Ein umfangreicher Methodenvergleich bezüglich der Durchführung von Verflüchtigungsversuchen wurde von WALTER in ihrer Dissertation vorgestellt [1998]. Eine gleichzeitige Gegenüberstellung der gemessenen Werte mit denen mit Hilfe der sogenannten „Fuzzy“-Regler ermittelten Werte zeigte, dass die „Fuzzy Logic Technologie“ ein geeignetes Werkzeug für die Beschreibung der Verflüchtigungsprozesse ist. Saumbiotop werden somit während der Applikation durch direkte Abdrift (Spraydrift) belastet. Dabei wird nach GANZELMEIER et al. [1995] die Spraydeposition gemessen, d.h. der im Saumbiotop sedimentierende Anteil des Wirkstoffs.

Gleichzeitig können in Hecken schwebförmige Anteile abgeschieden werden. Nach der Applikation kann bei flüchtigen und semiflüchtigen Wirkstoffen eine weitere Belastung von Saumbiotopen durch Verflüchtigung der Wirkstoffe auf der Zielfläche und Interzeption im Saumbiotop stattfinden.

Betrachtet man den Nahtransport von PSM von der Zielkultur zur Nichtzielkultur (zum Saumbiotop), so wird deutlich, dass insbesondere das Ausmaß die Verflüchtigung der Wirkstoffe von der Zielkultur und ihrer Depositions im Saumbiotop von einer Reihe von Einflussfaktoren abhängt, die in dem vom UBA geförderten Forschungsvorhaben nur exemplarisch abgeklärt werden konnten. Die folgende Graphik enthält wesentliche Parameter und Messgrößen.

Die Graphik (Abb. 1) verdeutlicht, dass eine exakte Beantwortung der Fragestellung einen Forschungsverbund analog der Erfassung und Modellierung der Spraydrift benötigen würde. Daher konnte es nur das Ziel unserer Untersuchungen sein, die folgenden Fragen zumindest ansatzweise zu beantworten:

- Werden während oder nach der Ausbringung von PSM in angrenzenden Randstreifen PSM-Konzentrationen aufgebaut, die zu unerwünschten Effekten führen können (Expositions Betrachtung)
- Wie schnell werden PSM-Konzentrationen in Nichtzielkulturen aufgebaut
- Gibt es Unterschiede zwischen Flächen- und Raumkulturen
- Wie hoch ist der Auskämmeffekt von Hecken
- Gibt es Ansätze zur Modellierung des Nahtransports

	Feld	Randstreifen	Hecke
Prozesse	Direkte Abdrift (Austrag schwachbefruchteter und sedimentierender PSM während der Applikation) Atmosphärisch: Abdrift (Austrag durch PSM-Verflüchtigung von Pflanzen und Boden nach Applikation)	PSM-Transport Deposition PSM-Aufnahme PSM-Verflüchtigung	PSM-Transport Deposition PSM-Aufnahme PSM-Verflüchtigung
Messgrößen	PSM-Konzentration in Pflanzen im Boden in Luft	PSM-Konzentration im Bodensediment in Luft in Pflanzen	PSM-Konzentration im Bodensediment in Luft in Pflanzen
Abhängigkeit der Messwerte	Kultur Wirkstoff / Mittel Zeitpunkt Klimabedingungen	Probenahmeort Zeitpunkt Wirkstoff Klimabedingungen	Probenahmeort Zeitpunkt Wirkstoff Klimabedingungen

Abb. 1 Abschätzung des Nahtransports von PSM von der Zielkultur zur Nichtzielkultur

Versuchsbeschreibung

Die folgende Skizze (Abb. 2) gibt einen schematischen Überblick über die Probenahme und die Messparameter. Die Applikation der Flächenkulturen erfolgte durch einen erfahrenen Lohnunternehmer, die Auswahl und Applikation der Raumkulturen erfolgte in Zusammenarbeit mit der Forschungsanstalt Geisenheim.

Feld	Randstreifen		Hecke	
im Feld	vor Hecke	Feldrand		nach Hecke
1-3 m Höhe	1-3 m Höhe	1-3 m Höhe		1-3 m Höhe
Luft Pflanzen (Boden)	Klimadaten	Luft Indikatorpflanzen	Luft Indikatorpflanzen	Blätter Luft Indikatorpflanzen
		Sediment (Spraydrift)		

Abb. 2 Übersicht zur Probenahme

Die Flächen waren so ausgesucht, dass das Feld von drei Seiten von Hecken begrenzt wurde, die im Abstand von ca. 10 m vom Feldrand begannen. Bei Raumkulturen wurden zum Teil die erste Reihe der Nachbarkultur als „Hecke“ betrachtet.

Die Luftprobenahme selbst erfolgte in der Zielkultur, am Feldrand, vor, und nach der Hecke in einer Höhe von 1-3 m. Es wurden Proben der Zielpflanzen, Blätter der Hecke (sofern sie belaubt war) und der aufgestellten Indikatorpflanzen (Blumentöpfe mit Weidelgras oder Buschbohnen) genommen. Die Probenahme erfolgte in vier Zeitintervallen über 2 Tage, wobei das erste Probenahmeintervall die Applikationsphase abdeckte.

Vor der Applikation wurden Schalen mit Filterpapier ausgelegt, um die Spraydrift während der Applikation zu erfassen. Da Feldversuche stark von den jeweiligen Wetterbedingungen abhängen, weil diese sich ungünstig während des Versuchs verändern können (z.B. Regenschauern, sich drehender Wind usw.), sind nicht alle Versuche in die Auswertung mit einbezogen worden (Tab. 1 u. 2).

Tab. 1 Versuchsbeschreibung Raumkulturen

Anwendung	August 1996	August 1996	Mai 1997
Mittel	ME-605	Ronilan	ME-605, Scala, Omnex
applizierte Wirkstoffmenge	Parathion: 1000 g/ha	Vinclozolin: 2124 g/ha	Parathion: 183 g/ha Pyrimethanil: 452 g/ha Penconazol: 21 g/ha
behandelte Fläche	Wein (2,2 m) 0,98 ha	Wein (2,2 m) 0,98 ha	Apfel (2,5 m) 0,44 ha
Windgeschwindigkeit	bis 1,22 m/s	bis 0,08 m/s	bis 2,13 m/s

Tab. 2 Versuchsbeschreibung Flächenkulturen

Anwendung	Frühjahr 1995	Frühjahr 1996	Sommer 1995	Sommer 1996
Mittel	Basagran DP neu, Daconil extra, Corbel		E-605 forte, Daconil extra	
applizierte Wirkstoffmenge	Bentazon: Dichlorprop: Chlorthalonil: Fenpropimorph:	999 g/ha, 740 g/ha 699 g/ha, 515 g/ha 800 g/ha 375 g/ha, 420 g/ha	Parathion: Chlorthalonil:	100 g/ha 800 g/ha
Kultur	Gerste, 3-5 Blattstadium	Triticale, 3-5 Blattstadium	Gerste, voll ausgebildet	Triticale, voll ausgebildet
Pflanzenbedeckung	80 %	70-80 %	100 %	100 %
behandelte Fläche	4,5 ha	4,5 ha	2 ha	2 ha
Windgeschwindigkeit	0,9-1,5 m/s	2,4-4,2 m/s	2,3-3,3 m/s	0,8-1,35 m/s

Ergebnisse

Abdrift bei der PSM-Anwendung in Flächenkulturen

Zur Abschätzung des Wirkstoff-Transportes per Luftpfad durch Abdrift während und nach der Applikation wurden die Luftkonzentrationen in verschiedenen Höhen über der Zielfläche, am Feldrand, in unterschiedlichen Entfernungen in Hauptwindrichtung vor (luvseitig) und nach (leeseitig) einer natürlichen Hecke bestimmt.

Bei der Applikation der Herbizide Bentazon und Dichlorprop-p und der Fungizide Chlorthalonil und Fenpropimorph im Frühjahr 1995 und 1996 wurden die beiden Herbizide Bentazon (Dampfdruck: $1,7 \cdot 10^{-4}$ Pa) und Dichlorprop-p (Dampfdruck: $6,2 \cdot 10^{-5}$ Pa) lediglich in der Applikationsphase in der Luft gemessen und wurden so nur durch die direkte Abdrift von der Zielfläche getragen. Entsprechend wurde die maximale Konzentration für Bentazon von $225,3 \text{ ng/m}^3$ und für Dichlorprop-p von $146,4 \text{ ng/m}^3$ im Frühjahr 1996 in 1 m Höhe über dem Feldrand gemessen.

Die Fungizide Chlorthalonil und Fenpropimorph traten sowohl im Frühjahr 1995 als auch im Frühjahr 1996 auch nach der eigentlichen Applikationsphase, in den Messperioden 2-4, in höheren Konzentrationen auf. Die Chlorthalonil- und Fenpropimorph-Konzentrationen nahmen generell von der 1. zur 4. Messperiode ab, wobei Fenpropimorph schneller abfiel als Chlorthalonil (Abb. 3 bis 6). Für Chlorthalonil fand man Spitzenkonzentrationen am Feldrand von 286 ng/m³ während der Sprühphase 1995 und von 518,9 ng/m³ während der Sprühphase 1996.

Während der Sprühphase im Frühjahr 1995 wurden keine wesentlichen Unterschiede zwischen der Chlorthalonil-Konzentrationen vor und nach der Hecke festgestellt, im Frühjahr 1996 hingegen nahmen die Chlorthalonil-Konzentrationen nach der Hecke ab. Vergleichsweise waren die gemessenen Spitzenkonzentrationen für Fenpropimorph in 1 m Höhe über der Zielfläche mit 1305 ng/m³ während der Applikation im Frühjahr 1995 und mit 683,9 ng/m³ während der Applikation im Frühjahr 1996 höher.

Vor und nach der Hecke bauten sich bei den Anwendungen sowohl im Frühjahr 1995 als auch im Frühjahr 1996 Fenpropimorph-Konzentrationen von über 500,0 ng/m³ auf. Auch am Tag nach der Sprühphase wurden im Frühjahr 1996 im Gegensatz zu Frühjahr 1995 noch erhebliche Fenpropimorph-Konzentrationen vor und nach der Hecke bestimmt.

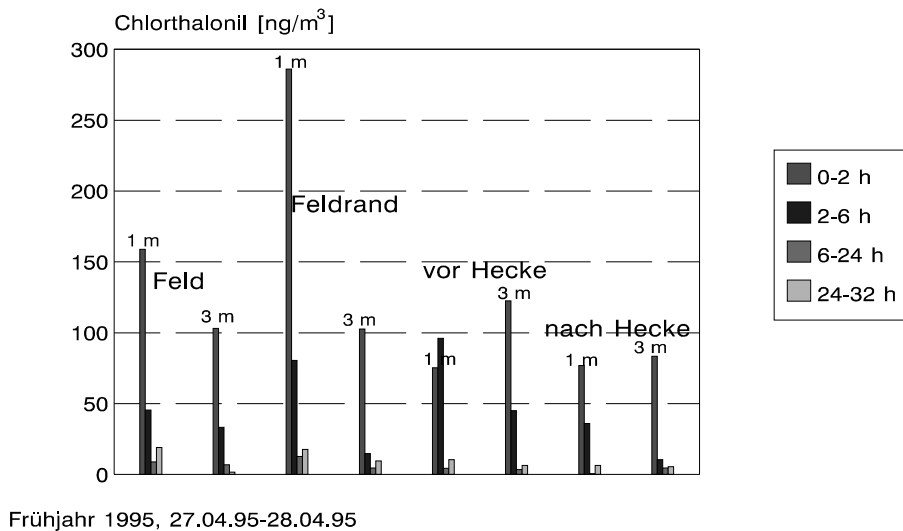


Abb. 3 Chlorthalonil-Konzentration in der Luft (Frühjahr 1995)

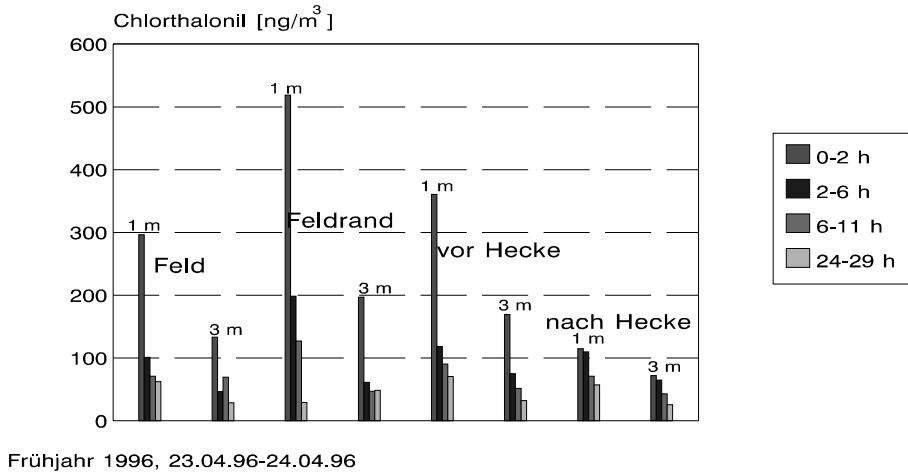


Abb. 4 Chlorthalonil-Konzentration in der Luft (Frühjahr 1996)

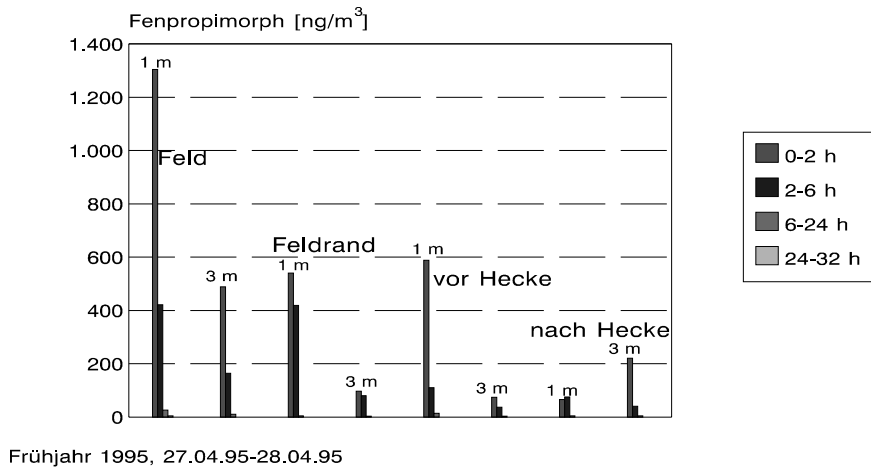


Abb. 5 Fenpropimorph-Konzentration in der Luft (Frühjahr 1995)

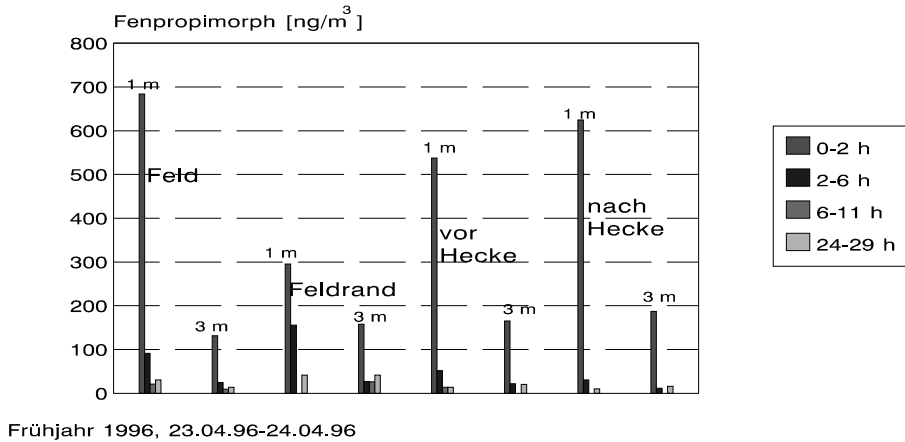


Abb. 6 Fenpropimorph-Konzentration in der Luft (Frühjahr 1996)

Wurden die beiden Herbizide Bentazon und Dichlorprop-p nur in der Sprühphase von der Zielfläche ausgetragen, wurde der größte Teil der beiden Fungizide Chlorthalonil und Fenpropimorph hingegen erst nach Applikation durch Verflüchtigung (atmosphärische Abdrift) von der Zielfläche wegtransportiert.

Eine Abschätzung der Wirkstoff-Austräge von der Zielfläche lässt sich dadurch treffen, indem man annimmt, dass die Wirkstoffe mit der mittleren in Hauptwindrichtung orientierten Windgeschwindigkeit transportiert werden und dass eine durchschnittliche Wirkstoff-Konzentration bis 4 m Höhe über die ganze Länge des Feldrandes senkrecht zur Hauptwindrichtung existiert.

Danach lassen sich die folgenden Wirkstoff-Austräge für die Frühjahrs-Applikationen berechnen, wobei nur die Austräge während der Messperioden erfasst werden, die realen Austräge können demnach höher gewesen sein (Tab. 3 u. 4).

Tab. 3 Berechnete Wirkstoff-Austräge, Frühjahr 1995

Messperiode (Dauer)	v^* [m/s]	Austrag [g]			
		Dichlorprop	Bentazon	Chlorthalonil	Fenpropimorph
1 (2 h)	1,5	0,13	0,80	1,04	1,71
2 (4 h)	1,5	-	-	0,55	2,91
3 (18 h)	0,9	-	-	0,27	0,11
4 (8 h)	1,4	-	-	0,3	-

Tab. 4 Berechnete Wirkstoff-Austräge, Frühjahr 1996

Messperiode (Dauer)	v^* [m/s]	Austrag [g]			
		Dichlorprop	Bentazon	Chlorthalonil	Fenpropimorph
1 (2 h)	2,6	1,08	1,61	3,49	2,21
2 (4 h)	4,2	-	-	3,61	2,55
3 (5 h)	2,5	-	-	1,84	0,27
4 (5 h)	2,4	-	-	0,87	0,93

Die Chlorthalonil- und Fenpropimorph-Austräge durch Verflüchtigung der Wirkstoffe nach der Applikationsphase waren höher als die durch direkte Abdrift während der Sprühphase. Laut Berechnung wurden aber während aller Messperioden nicht mehr als 1 % der Aufwandmenge eines Wirkstoffes in Hauptwindrichtung von der Zielfläche ausgetragen. Die abgeschätzten, durch Spraydeposition bedingten Austräge in Hauptwindrichtung lagen im „mg Bereich“, also wesentlich niedriger als die oben angegebenen Gesamtausträge per Luftpfad.

Weiter zeigte sich, dass die während der Frühjahrs-Applikation mehr oder weniger unbelaubte Hecke nur einen geringen Abschirmeffekte bezüglich der Pflanzenschutzmittelabdrift in Nachbarzonen vorwies. Bei der Anwendung von Chlorthalonil und Parathion im geschlossenen Bestand wurden im Sommer 1995 sehr hohe Parathion-Konzentrationen während der Spritzphase von 3290 ng/m³ am Feldrand, von 2170 ng/m³ vor und von 1740 ng/m³ nach der belaubten Hecke bedingt durch hohe Lufttemperaturen und hohe Windgeschwindigkeiten gemessen (Abb. 7).

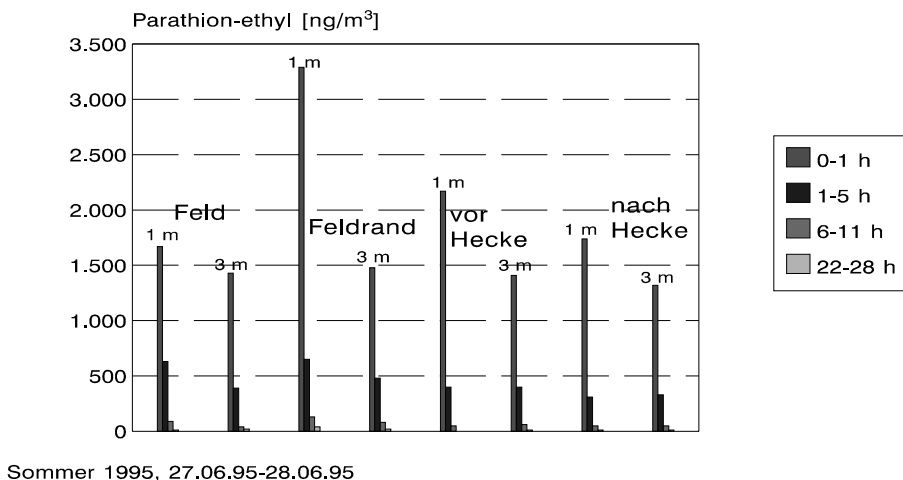


Abb. 7 Parathion-ethyl-Konzentration in der Luft (Sommer 1995)

Die Chlorthalonil-Konzentrationen waren insgesamt niedriger, stiegen aber zum Teil nach der Spritzphase noch an (Abb. 8). Die Parathion-Austräge waren im Sommer 1995 dementsprechend hoch, es wurde für alle 4 Messperioden ein Austrag von 33,1 g, ca. 17 % der applizierten Menge, bestimmt, für Chlorthalonil wurde ein Austrag von 24,4 g, ca. 1,5 % der applizierten Menge, bestimmt.

Bei der wiederholten Anwendung im Sommer 1996 wurden generell geringere Luftkonzentrationen bestimmt und geringere Austräge ermittelt, bedingt durch niedrigere Lufttemperaturen und geringere Windgeschwindigkeiten. Auch bei den Anwendungen im Sommer wurde der größte Teil der Wirkstoffe durch Verflüchtigung nach der Applikationsphase ausgetragen.

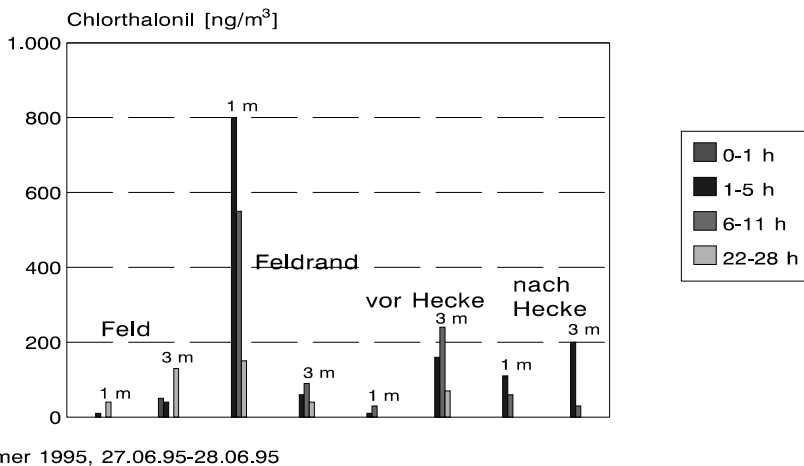


Abb. 8 Chlorthaloniol-Konzentration in der Luft (Sommer 1995)

Das relativ flüchtige Pendimethalin (Dampfdruck: $1,3 \cdot 10^{-3}$ Pa) wurde in hohen Konzentrationen bis zu 3200 ng/m^3 in der Luft über der Zielfläche und in Konzentrationen von 1500 ng/m^3 im Bereich der naturbelassenen Ökotope bei der Anwendung im Herbst ermittelt. Die Pendimethalin-Austräge waren aufgrund geringer Windgeschwindigkeiten niedrig, wobei bei den Anwendungen im Herbst 1995 und 1996 weit mehr als die Hälfte des Wirkstoffes erst nach der Applikationsphase durch Verflüchtigung ausgetragen wurde.

Eine Schutzwirkung von benachbarten Hecken bzgl. einer Verdriftung von Pendimethalin konnte nicht festgestellt werden.

Exposition der Saumbiotope

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials der ausgebrachten Wirkstoffe auf benachbarte naturnahe Ökosysteme spielt neben der Wirkstoff-Konzentration in der Luft oder dem Wirkstoff-Austrag über den Luftpfad auch die Exposition der ausgebrachten Wirkstoffe auf diese Systeme eine entscheidende Rolle. So werden zwar flüchtige Wirkstoffe bei höheren Lufttemperaturen und Windgeschwindigkeiten in höherem Maße von der Zielfläche ausgetragen, aber sie werden vermutlich nicht in so hohem Maße von Nicht-Zielpflanzen aufgenommen.

Um die Exposition naturnaher, benachbarter Ökosysteme durch die bei der Anwendung an Flächen- und Raumkulturen über die Luftphase ausgetragenen Pflanzenschutzmittel besser abschätzen zu können, wurden die Wirkstoff-Konzentrationen stellvertretend in Bio-Indikatorpflanzen (Scholl'sche Graskulturen, Buschbohnen) und in Blättern natürlicher, in Hauptwindrichtung gelegener Hecken bestimmt.

Die Hecken befanden sich normalerweise in 10 - 20 m Entfernung in Hauptwindrichtung von der applizierten Zielfläche, und die Graskulturen wurden in unterschiedlichen Höhen über der Zielfläche, in verschiedenen Entfernungen in Hauptwindrichtung von der Zielfläche sowie vor und nach der Hecke positioniert.

Bei der Frühjahrsanwendung wurde besonders Fenpropimorph (Dampfdruck: $2,3 \cdot 10^{-3}$ Pa) in hohen Konzentrationen in den Nicht-Zielpflanzen gefunden, in den Graskulturen über dem applizierten Feld wurden bis $3,88 \text{ } \mu\text{g/g}$ und in den Graskulturen im Bereich der 10-20 m entfernten, nicht belaubten Hecke wurden noch $2,64 \text{ } \mu\text{g/g}$ Fenpropimorph gefunden, was 22 % der Konzentration in der Zielpflanze entsprach (Abb. 9) (KLÖPPEL & KÖRDEL, 1997).

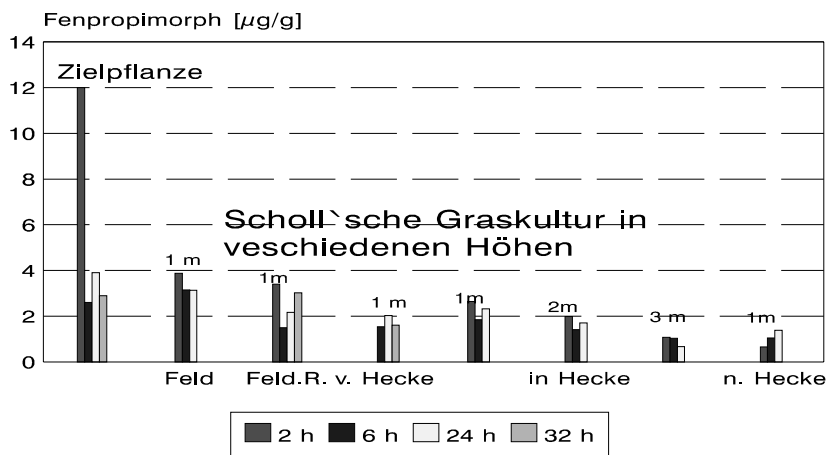


Abb. 9 Fenpropimorph-Konzentrationen in Zielpflanze und Graskultur

Fenpropimorph wurde auch noch nach der Sprühphase von den Nicht-Zielpflanzen in erheblichen Mengen bis zu $0,57 \mu\text{g/g}$ aufgenommen, wodurch gezeigt wurde, dass der durch Verflüchtigung bedingte gasförmige Nah-Transport von Pflanzenschutzmitteln zur PSM-Exposition von Saumbiotopen beiträgt.

Eine Wirkstoff-Akkumulation fand aber nicht in den Graskulturen statt, zumal gleichzeitig auch eine Desorption aus den Graskulturen erfolgte. Aufgrund der großen Anzahl und Variabilität von Einflussparametern bei der Durchführung der Feldversuche ließ sich nur bedingt ein Zusammenhang zwischen der Wirkstoff-Aufnahme in die Nicht-Zielpflanzen einerseits und den Luftkonzentrationen, Austrägen bzw. Austrags-Intensitäten andererseits feststellen.

Aufgrund der gegenüber Fenpropimorph deutlich geringeren Chlorthalonil-Konzentrationen in der Luft wurden geringere Chlorthalonil-Konzentrationen in den Nicht-Zielpflanzen gefunden. Nach den ersten beiden Messperioden betragen die Chlorthalonil-Konzentrationen im Gras nur ca. 20 % der Fenpropimorph-Konzentrationen und ca. 5 % der Chlorthalonil-Konzentrationen in der Zielpflanze. Eine Aufnahme von Bentazon und Dichlorprop-p in die Graskulturen fand nur in der Applikationsphase durch direkte Abdrift statt.

Während des Insektizid- und Fungizid-Einsatzes im geschlossenen Bestand im Sommer 1995 wurden gegenüber den Versuchen im Frühjahr 1995 und 1996 etwas höhere Chlorthalonil-Konzentrationen von $2,60 \mu\text{g/g}$ in den Graskulturen am Feldrand, von $1,08 \mu\text{g/g}$ in den Graskulturen vor der natürlichen Hecke und von $1,4 \mu\text{g/g}$ in den Blättern der natürlichen Hecke gefunden (siehe Tab. 5).

Tab. 5 Chlorthalonil- und Parathion-Konzentration in der Luft, in den Zielpflanzen und in den Nicht-Zielpflanzen (Sommer 1995, nach Applikation).

Wirkstoff	Luftkonzentration		Zielpflanzen	Graskulturen			Blätter der Hecke [$\mu\text{g/g}$]
	[ng/m^3]		[$\mu\text{g/g}$]	[$\mu\text{g/g}$]			
	Feld	vor Hecke		Feldrand	vor Hecke	nach Hecke	
Chlorthalonil	50	< 0	151	2,6	1,08	0,73	1,4
Parathion	3290	2170	0,82	0,26	0,13	0,11	0,07

Das flüchtigere Parathion-ethyl (Dampfdruck Parathion-ethyl: $1,3 \cdot 10^{-3}$ Pa) wurde hingegen in wesentlich geringeren Konzentrationen sowohl von den Graskulturen als auch von den Blättern der natürlichen Hecke aufgenommen. Da aber auch nur ein geringer Teil des applizierten Parathion-ethyl auf der Zielpflanze verblieb, wurden bis zu 15 % der Zielpflanzen-Konzentrationen in den Nicht-Zielpflanzen gemessen. Obwohl in den luvseitigen Blättern der natürlichen Hecke höhere Chlorthalonil- und Parathion-ethyl-Konzentrationen als in den leeseitigen Blättern bestimmt wurden, konnte aufgrund der gemessenen Luftkonzentrationen kein Auskämmeffekt der Hecke festgestellt werden.

Das leicht flüchtige Pendimethalin (Dampfdruck: $1,25 \cdot 10^{-3}$ Pa) wurde bei der Anwendung im Herbst 1995 bei Lufttemperaturen um 14 °C bis zu einer Konzentration von $2,70\text{ µg/g}$ von den Graskulturen vor der an der Südflanke befindlichen Hecke aufgenommen, was ca. 4 % der Konzentration in der Zielpflanze entsprach.

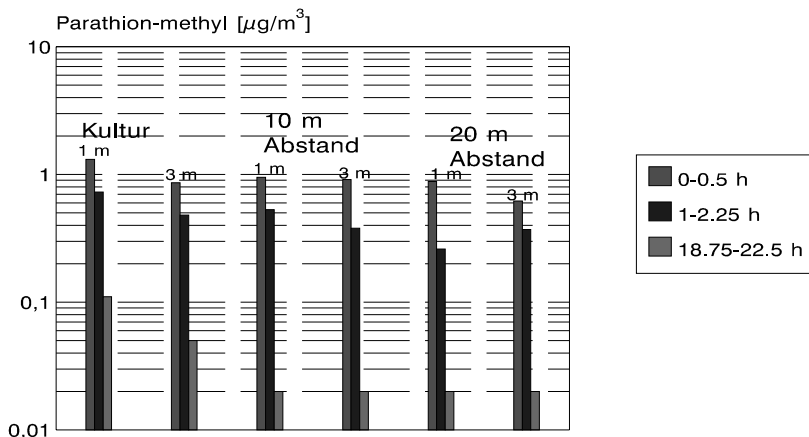
Abdrift bei der PSM-Anwendung in Raumkulturen

Aufgrund ungünstiger Klimabedingungen (instabile Windverhältnisse, sporadisch auftretende Regenereignisse) bei der Durchführung der Experimente konnte nur ein unvollkommenes Bild über den Pflanzenschutzmittel-Austrag gewonnen werden.

Aufgrund nach oben gerichteter Düsen waren die Wirkstoff-Konzentrationen über den behandelten Raumkulturen generell höher als bei der PSM-Anwendung an Flächenkulturen. Die Konzentrationen waren bei geringen Windgeschwindigkeiten und höheren Lufttemperaturen über der Zielfläche besonders hoch, zumal nur ein geringer Abtransport der Wirkstoffe mit dem Wind erfolgte.

So wurden beim Einsatz von Parathion-methyl und Vinclozolin in einer Weinkultur maximale Wirkstoff-Konzentrationen von $20\ 000\text{ ng/m}^3$ für Parathion-methyl und für Vinclozolin von $12\ 000\text{ ng/m}^3$ gemessen. Exemplarisch werden im folgenden die Ergebnisse bei der Anwendung von Pyrimethanil, Parathion-methyl und Penconazol im Mai 1997 in einer Apfelbaumplantage dargestellt.

Die maximale Parathion-methyl-Konzentration über der Zielfläche war mit 1310 ng/m^3 wesentlich geringer als im Weinbau, zumal mit geringeren Aufwandmengen gearbeitet wurde, und zum anderen herrschten wesentlich höhere Windgeschwindigkeiten, die für einen stetigen Abtransport der Wirkstoffe sorgten. So wurden auch in 10 m und 20 m Abstand noch erhebliche Parathion-methyl- und Pyrimethanil-Konzentrationen gemessen (Abb. 10 u. 11).



Geisenheim 06.05.97

Abb. 10 Parathion-methyl-Konzentration in der Luft

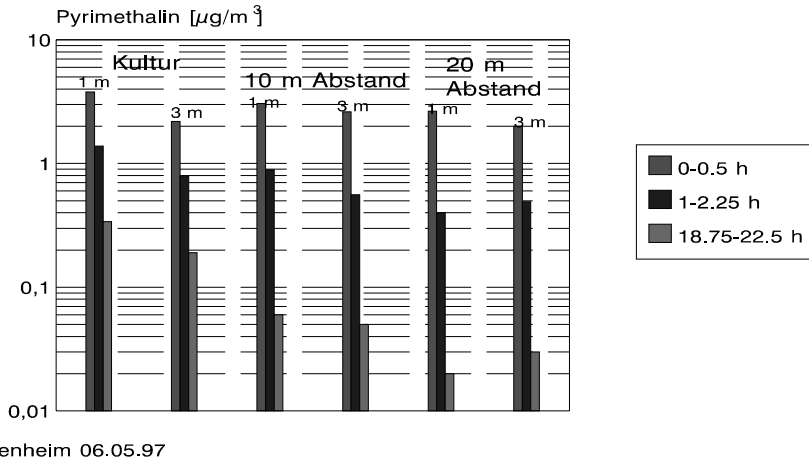


Abb. 11 Pyrimethanil-Konzentration in der Luft

Die Parathion-methyl- und Pyrimethanil-Austräge von der behandelten Apfelbaumplantage in östliche Richtung waren hoch (Tab. 6).

Tab. 6 Berechnete Wirkstoff-Austräge von der Apfelbaumplantage, Mai 1997

Messperiode (Dauer)	v* [m/s.]	Austrag [g]	
		Parathion-methyl	Pyrimethanil
1 (0,5 h)	2,13	1,3	4,0
2 (1,25 h)	1,40	1,3	2,1
(4 h)	4,91	13,3	21,3

Die berechneten Gesamtausträge lagen für Parathion-methyl bei 16,0 g, ca. 20 % der applizierten Menge, und für Pyrimethanil bei 27 g, ca. 14 % der applizierten Menge, wobei auch der größte Teil nach Applikation durch Verflüchtigung ausgetragen wurde. Dieser Anteil wäre noch erheblich größer gewesen, wenn es zwischenzeitlich nicht geregnet hätte.

Liegen die abgeschätzten Wirkstoff-Austräge durch Spraydeposition bei der Anwendung in Flächenkulturen wesentlich niedriger als die Gesamtausträge per Luftpfad, so dürften bei Anwendung an Raumkulturen die abgeschätzten Austräge durch Spraydeposition in derselben Größenordnung liegen wie die Gesamt-Austräge per Luftpfad.

Beim ersten Einsatz von Parathion-methyl (Dampfdruck: $2,0 \cdot 10^{-4}$ Pa), Pyrimethanil (Dampfdruck: $2,2 \cdot 10^{-3}$ Pa) und Penconazol (Dampfdruck: $2,1 \cdot 10^{-4}$ Pa) im Obstbau nach guter landwirtschaftlicher Praxis kam es schon während der Sprühphase aufgrund einer hohen östlichen Abdrift (mittlere Windgeschwindigkeit: 2,13 m/s) nicht nur zu einer sehr hohen Wirkstoff-Aufnahme in die Indikatorpflanzen auf der Zielfläche, sondern auch zu einer hohen Wirkstoff-Aufnahme in die Indikatorpflanzen, die östlich in 10 m und 20 m Abstand zur Zielfläche standen (Tab. 7).

In den 20 m von der Zielfläche entfernten Pflanzen betrug die Pyrimethanil-Konzentration 16,0 µg/g (ca. 9 % der aktuellen Zielpflanzen-Konzentration) und die Parathion-methyl-Konzentration 4,7 µg/g (ca. 10 % der aktuellen Zielpflanzen-Konzentration) nach dem Applikationsvorgang. Nach der 2. Messperiode nahmen die Pyrimethanil- und Parathion-methyl-Konzentrationen in den Indikatorpflanzen auf 5,1 µg/g bzw. 1,2 µg/g ab, zumal auch in der „Nach-Applikationsphase“ aufgrund ungünstiger Witterungsverhältnisse tatsächlich kein größerer Wirkstoff-Austrag mehr stattfand.

Tab. 7 Vergleich der Wirkstoffkonzentration in der Ziel und der Nichtzielpflanze

Wirkstoff	Luftkonzentration		Konzentration in der Zielpflanze [µg/g]	Konzentration im Gras [µg/g]
	[ng/m ³]			
	Feld	in 10 m Entfernung	in 10 m Entfernung	
Parathion-methyl	1306,0	954,0	47,5	6,3
Pyrimethalin	3784,0	3050,0	172,6	24,1

Aufwandmenge: 183 g/ha Parathion-methyl, 452 g/ha Pyrimethalin, Apfelbaumplantage, 2,5 m
Applikationsphase: 0-0,5 h, Windgeschwindigkeit: 2,13 m/s, Lufttemperatur: 11,9 °C

Schlussfolgerungen

Hinsichtlich der experimentellen Untersuchungen

Im Prinzip war die Anzahl und der Einfluss der erwähnten Umweltparameter zu groß und die Anzahl der Messergebnisse zu gering, als dass bei den Feldversuchen unter realen Freilandbedingungen quantitative Aussagen bzgl. Abhängigkeiten der Wirkstoff-Verflüchtigung oder des Wirkstoff-Transportes von der Zielfläche und den physikalisch chemischen Daten getroffen werden konnten.

Schon Siebers berichtete, dass das Verdunstungsverhalten von Wirkstoffen von heterogenen Oberflächen alleine schon sich nicht mit Hilfe des Dampfdruckes charakterisieren lässt, zumal auch die Methoden der Dampfdruckbestimmungen stark streuende Werte liefern [BOEHNCKE et al. 1989].

Nur wenige geschlossene mathematische Modelle sind bisher entwickelt, die die Verdunstung von Pflanzenschutzmitteln durch Aufstellung von Differentialgleichungen beschreiben, wobei eine Lösung durch Wahl geeigneter Randparameter möglich ist [FARMER & LETEY, 1974; WILLIS et al. 1972]. Weiter ist zu beachten, dass die Wirkstoffe bei den Versuchen nicht in reiner Form, sondern in Formulierungen eingesetzt wurden, die wiederum Einfluss auf Dampfdruck, Löslichkeit usw. der Wirkstoffe haben.

Noch problematischer war eine allgemeine Abschätzung einer Wirkstoff-Exposition von Saumbiotopen aufgrund von physikalisch-chemischen Daten, da diese nicht nur vom Wirkstoff-Transport über den Luftpfad, sondern auch von einer der Verflüchtigung gegenläufigen Tendenz, wie der Wirkstoff-Aufnahme in oder auf die Pflanze abhängt.

Aufgrund der erarbeiteten Ergebnisse sowie Literaturdaten lassen sich in erster Näherung die folgenden Aussagen treffen:

- Signifikante Austräge an PSM erfolgen von der behandelten Fläche sowohl während als auch nach der Applikation.
- Ausgehend von den physikalisch-chemischen Daten eines Wirkstoffs scheint der Dampfdruck am besten für eine Klassifizierung der Wirkstoffe geeignet.
- Wirkstoffe mit Dampfdrücken zwischen $5 \cdot 10^{-5}$ Pa und $1 \cdot 10^{-3}$ Pa sind als kritisch hinsichtlich Verflüchtigung und des dadurch bedingten Nah-Transportes nach der Applikation einzustufen.

- Die Menge der sich auf Nicht-Zielpflanzen deponierenden PSM hängt ab von dem Dampfdruck bzw. der Verflüchtigungsneigung der Wirkstoffe und der Luftkonzentration der PSM in der Hecke (Austrag von der Zielfläche). Diese z.T. gegenläufigen Effekte sind zur Zeit nicht quantifizierbar.
- Aufgrund der Ergebnisse kann jedoch festgehalten werden, dass unter für Verflüchtigung, Austrag und Interzeption günstigen Bedingungen bis zu 10% der auf den Zielpflanzen gemessenen Konzentrationen auf Nichtzielpflanzen in der direkten Nachbarschaft zur Kultur gemessen werden können (realistic worst case Szenario).

Eine signifikante Reduzierung des Nah- und Fern-Transportes luftgetragener PSM durch Auskämmeffekte von natürlichen Hecken konnte im Gegenteil zu dem, was in der Literatur berichtet wird, nicht festgestellt werden [DAVIS et al. 1993; DAVIS et al. 1994].

Hinsichtlich der Expositionsabschätzung

Für eine Expositionsabschätzung von Saumbiotopen müssen beide wesentliche Prozesse, den Austrag an PSM von der Zielfläche und die Deposition/Interzeption auf Nichtzielpflanzen bekannt sein. Modellierungsansätze hinsichtlich der Spraydeposition wurden im vorangehenden Beitrag von Dr. Kaul behandelt. Wesentlich weniger Erfahrungen liegen jedoch hinsichtlich der Verflüchtigung von PSM von der Zielfläche vor.

Eine Modellierung ist mit dem derzeit vorliegenden Datensatz nicht möglich, da eine Reihe von Faktoren den PSM-Austrag aus der behandelten Fläche sowie die Aufnahme durch Nichtzielpflanzen bedingen, z.B.

- Eigenschaften der Mittel/Wirkstoffe
- Art und Entwicklungsstand der Kulturen
- Applikationstechniken
- Temperatur, Windgeschwindigkeit und andere

Die genannten Variablen und ihre möglichen Kombinationen erschweren theoretische Ableitungen hinsichtlich valider Angaben zu Emissionsraten während des Applikationsvorgangs. Diese Kenntnislücke kann unseres Erachtens nur durch eine task-force-Aktion analog dem bekannten Vorgehen bei der Erarbeitung der Datengrundlage zur Modellierung der Spraydrift geschlossen werden. Analoges gilt für die Abschätzung der Deposition und Interzeption der luftgetragenen PSM auf Nichtzielpflanzen.

Literatur

- ALDRIDGE, C.A. (1993): Guidelines for Testing Effects of Pesticides on Non-Target Plants. Proceedings of Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 145-150.
- BBA (1992): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten, Teil VII/2-1.1 „Messung der direkten Abdrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland“.
- BOEHNCKE, A.; SIEBERS, J.; NOLTING, H.-G. (1989): Verbleib von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt, Teil B, Final Report of the research project 12605008/02 (im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin), Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA), Braunschweig.
- BREEZE, V.G. (1990): Uptake by tomato plants of the herbicide [¹⁴C] 2,4. butyl in the vapour phase. Pestic. Sci. **29**, 9-18.
- BREEZE, V.G.; SIMMONS, J.C.; ROBERTS, M.O. (1992): Evaporation and Uptake of the Herbicide 2,4-D-Butyl Applied to Barley Leaves. Pestic. Sci. **36**, 101-107.
- DAVIS, B.N.K.; BROWN, M.J.; FROST, A.J. (1993): Selection of receptors for measuring spray drift deposition and comparison with bioassays with special reference to the shelter effect of hedges. Proceedings of Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 139-145.
- DAVIS, B.N.K.; BROWN, M.J.; FROST, A.J.; YATES, T.J.; PLANT, R.A. (1994): The Effects of Hedges on Spray Deposition and on the Biological Impact of Pesticide Spray Drift. Ecotoxicology and Environmental Safety **27**, 281-293.
- FARMER, W.J.; LETEY, J. (1974): Volatilization Losses of Pesticides from Soils. EPA - Environmental Protection Technol. Ser. 660/2-74-054.

- GANZELMEIER, H., RAUTMANN, D., SPANGENBERG, R., STRELOKE, M., HERRMANN, M., WENZELBURGER, H.-J., WALTER, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abdrift von Pflanzenschutzmitteln. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. **304**.
- KLEIN, A.W.; GOEDICKE, J. (1993): Environmental Assessment of Pesticides under Directive 91/414/EEC. *Chemosphere* **26**, 979-1001.
- KLÖPPEL, H., KÖRDEL, W. (1997): Pesticide Volatilization and Exposure of Terrestrial Ecosystems. *Chemosphere* **35**, 1271-1289.
- RENDSBURG, E. VAN; BREEZE, V.G. (1990): Uptake and development of phytotoxicity following exposure to vapour of the herbicide [¹⁴C] 2,4-butyl by tomato and lettuce plants. *Journal of Environ. Experiment. Bot.* **30**, 261-269.
- RÜDEL, H. (1997): Volatilisation of Pesticides from Soil and Plant Surfaces. *Chemosphere* **28**, 143-152.
- SIEBERS, J., HAENEL, H.-D., GOTTSCHILD, D. (1993): Untersuchungen zur Verflüchtigung von Lindan unter Freilandbedingungen-Bestimmungen aus Konzentrationsmessungen in Luft und aus Rückstandsmessungen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* **45**, 240-246.
- WALTER, U., FROST, M., KRASEL, G., PESTEMER, W. (1996): Assessing Volatilisation of Pesticides: A Comparison of 18 Laboratory Methods and a Field Method, *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA)*, Braunschweig **16**.
- WALTER, U. (1998): Pesticide Volatilization: A comparison of methods for measuring and approaches to Fuzzy Logic Modelling. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin.
- WAYMANN, B. (1994): Überprüfung eines Systems zur Bestimmung der Verflüchtigung von Pflanzenschutzmitteln, Dissertation, Universität-Gesamthochschule Duisburg.
- WHANG, J.M.; SCHOMBURG, C.J.; GLOTFELTY, D.E.; TAYLOR A.W. (1993): Volatilization of Fonofos, Chlorpyrifos, and Atrazine from Conventional and No-Till Surface Soils in Field. *J. Environ. Qual.* **22**, 173-180.
- WILLIS, G.H.; PARR, J.F.; SMITH, S.; CARROLL, B.R. (1972): Volatilization of Dieldrin from Fallow Soil as affected by different Soil Water Regimes; *J. Environ. Qual.* **1**, 193-196.

Fachgespräch der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft „Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussungen durch Pflanzenschutzmitteleinträge?“

Forster, R.; Kula, C.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik, Fachgruppe Biologische Mittelprüfung

Resümee

Im Rahmen der Sitzung des "Fachbeirates Naturhaushalt" der BBA fand am 23. und 24. November 1999 ein Fachgespräch über Nichtzielorganismen in Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich statt. Es galt, die Frage zu klären, welche Bedeutung den Saumstrukturen landwirtschaftlicher Flächen zukommt, ob und ggf. in welchem Ausmaß Pflanzenschutzmittel zur Verringerung der Artendiversität insbesondere bei Nichtzieltarthropoden und Nichtzielpflanzen in diesen Strukturen beitragen und auf welche Weise ggf. Flora und Fauna in angrenzenden Biotopen geschützt werden können.

- Es wurde veranschaulicht, dass die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit nicht vermeidbarer direkter Abdrift verbunden sein kann. Aber auch die Verflüchtigung bestimmter Wirkstoffe kann zu einer Belastung von Nichtzielflächen führen. Die zur Zeit vorliegenden Daten besitzen exemplarischen Charakter und sind für eine Modellbildung noch unzureichend. Aus der Literatur ist bekannt, dass die Vegetation auf der Behandlungsfläche und auf der Messfläche die Abdrift beeinflussen. In dem zur Zeit vorliegenden und im Rahmen der Zulassung verwendeten Datenmaterial sind diese Einflussgrößen (Stichworte: Filterwirkung des Bestandes, räumliche Verteilung der Abdriftsedimente in der Vegetation) jedoch nicht berücksichtigt worden. Beispielsweise können deshalb Ergebnisse zur Belastung von natürlichen Saumstrukturen mit Pflanzenbewuchs durch Pflanzenschutzmittelabdrift und bei gewachsenem Bestand noch nicht zufriedenstellend abgeleitet werden, so dass in der Regel von einer Überschätzung der Exposition ausgegangen werden muss.
- Die Analyse der Nachbarschaften zwischen Ackerland und Saumstrukturen, die in Deutschland eine Gesamtlänge von ca. 1,5 Mio. km ausmachen, verdeutlichte, dass aufgrund der enormen Heterogenität der Saumstrukturen im Hinblick auf deren Aufbau und die floristische Zusammensetzung keine Leitbilder für die Zusammensetzung von Biozönosen abgeleitet werden können.
- Anerkannt wurde weitgehend, dass Saumbiotope geschützt werden sollten, weil diese unbestritten zum Erhalt der Artendiversität beitragen. Diese Funktion erfüllen sie offenbar umso mehr, je größer ihr Anteil an der landwirtschaftlichen Fläche ist. Dieser Anteil wird umso bedeutender, je schmaler die einzelnen Saumstrukturen werden. Es bestand Übereinstimmung darüber, dass Saumbiotope vor allem durch mechanische Beeinträchtigung (z.B. Anpflügen, Überfahren) sowie durch den Eintrag von Düngemitteln gefährdet sind und dass der Verlust von Lebensräumen sowie die Einschränkung der Ausbreitung und Etablierung von Tier- und Pflanzenarten von größter Bedeutung sind.
- Es wurde erläutert, dass die Raum-Zeit-Struktur von Populationen in ökologischen Modellen als das Ergebnis zweier natürlicher gegenläufiger Prozesse beschrieben wird: dem lokalen Aussterben von Subpopulationen und Neu- bzw. Wiederbesiedlungsereignissen in geeigneten Habitaten. Folglich treten Artenverluste auf landschaftlicher Ebene dann ein, wenn sich beide Prozesse längerfristig nicht im Gleichgewicht befinden, d.h. auch unabhängig von der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unterliegt die Agrarlandschaft im Hinblick auf ihre Artenzusammensetzung einer Dynamik. Um so mehr muss bei der Betrachtung von möglichen Auswirkungen des landschaftlichen Gesamtgefüges betrachtet werden und eine Trennung von Naturschutz und Landwirtschaft vermieden werden. Dabei sind Zielvorgaben, die zu einer Uniformierung der Landschaften führen, zu vermeiden, und die Beachtung regionaler Aspekte als vorrangig zu betrachten. So können beispielsweise auch große Schläge von über 20 ha durchaus akzeptabel sein.

- Im Hinblick auf die möglichen Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln musste eingeräumt werden, dass bedeutende negative oder gar unvermeidbare Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Populationen in angrenzenden Biotopen nach dem derzeitigen Wissensstand nicht nachgewiesen werden konnten. Allerdings liegen geeignete Studien bisher nur sehr vereinzelt vor.
- Hinsichtlich der im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel erfolgenden Risikoabschätzung wurde unterstrichen, dass diese nicht als Prognose misszuverstehen ist, da weder die natürlichen räumlich-zeitlichen Verteilungen der Individuen einer Population noch die entsprechende Verteilung der Pflanzenschutzmittelsedimente durch Abdrift berücksichtigt werden können und folglich Eintrittswahrscheinlichkeiten nicht in die Risikoabschätzung eingehen können. Vielmehr handelt es sich um eine konservative Schätzung der Auswirkungen im schlimmsten anzunehmenden Fall. So beträgt bei Verwendung der 95%-Perzentile für die Abdrift die Wahrscheinlichkeit für eine Überschreitung der kritischen Umweltbelastung 5%, d.h. in einem von zwanzig Fällen kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Exposition mindestens der Schätzung entspricht. Dabei sind weitere Faktoren, die ebenfalls erfüllt sein müssen, noch nicht berücksichtigt. So verringert sich die Wahrscheinlichkeit für eine Überschreitung der kritischen Umweltbelastung beispielsweise auf unter 1 % bei Berücksichtigung der Windrichtung. Die Risikoabschätzung und etwaige Risikominderungsmaßnahmen besitzen daher zweifelsohne präventiven Charakter.
- Diesem Prinzip folgend werden Maßnahmen zum Schutz terrestrischer Nichtzielorganismen (Flora und Fauna), wie sie von der BBA zur Diskussion gestellt wurden, im Hinblick auf das Erreichen des Schutzzieles („*Erhaltung der Tier- und Pflanzenarten und des Wirkungsgefüges zwischen ihnen*“), als zielführend betrachtet. Maßnahmen, die die Bewirtschaftung der Nutzflächen einschränken (z.B. sog. Abstandsaufgaben), sollten in Form von Anwendungsbestimmungen jedoch nur in ökotoxikologisch eindeutigen Risikosituationen vorgesehen werden, um nicht Bestrebungen zur Neuanlage und Vernetzung ökologischer Ausgleichsflächen zu behindern. Bei der weiteren Ausarbeitung des Konzeptes durch die zuständigen Behörden muss insbesondere darauf Wert gelegt werden, dass eine zukünftige Regelung im Sinne eines integrativen Naturschutzes die konkurrierenden Landnutzungsinteressen zu einem sinnvollen Ausgleich bringt und sozial, ökonomisch und ökologisch vertretbar ist.
- Es wurde vorgeschlagen, einen Grundkonsens hinsichtlich der von der Landwirtschaft einzuhaltenden Mindeststandards anzustreben.

AUTORENVERZEICHNIS

B

Baier, B. 68

E

Enzian, S. 30

F

Forster, R. 7, 110
 Freier, B. 24, 35, 68

G

Gebauer, S. 79

H

Heimbach, U. 68

J

Jüttersonke, B. 41, 68

K

Kaul, P. 68, 79
 Klöppel, H. 95
 Kördel, W. 95
 Korneck, D. 48
 Kühne, S. 24
 Kühne, St. 35, 68

Kula, C. 12, 110
 Künast, C. 20

L

Link, M. 57

M

Moll, E. 79
 Müller, M. 95

N

Neukampf, R. 79

P

Plachter, H. 76
 Poehling, H.-M. 77
 Pretscher, P. 48

R

Rothert, H. 5

S

Schenke, D. 68
 Schulte, C. 15

W

Wehling, A. 12