

Zeitschrift: Mitteilungen / Naturforschende Gesellschaft des Kantons Solothurn
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft des Kantons Solothurn
Band: 39 (2002)

Artikel: Vom Krautsaum bis ins Kronendach : Erforschung und Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn
Autor: Flückiger, Peter F. / Bienz, Hans / Glünkin, Rolf
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-543327>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 14.04.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Vom Krautsaum bis ins Kronendach – Erforschung und Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn

von Peter F. Flückiger, Hans Bienz, Rolf Glünkin, Kurt Iseli und Peter Duelli

Adressen der Autoren

Dr. Peter F. Flückiger
Naturmuseum Olten
Kirchgasse 10
4600 Olten

Hans Bienz, Rolf Glünkin, Kurt Iseli
Amt für Raumplanung
Abteilung Natur und Landschaft
Werkhofstr. 59
4500 Solothurn

Prof. Dr. Peter Duelli
Eidgenössische
Forschungsanstalt WSL
Zürcherstr. 111
8903 Birmensdorf

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	11
2. Waldrandpflege im Rahmen des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft	12
2.1 Ausgangslage und Grundsätze	12
2.2 Auswahlkriterien für schutzwürdige Waldränder	12
2.3 Praktisches Vorgehen und Zielerreichung	12
2.3.1 Vorgehen beim Abschluss einer Vereinbarung	13
2.3.2 Durchführung von Unterhaltseingriffen	14
2.4 Erfahrungen	14
3. Vegetationskundliche Forschung	15
3.1 Zustand und Bewertung der Waldränder	15
3.2 Experimentelle Pflegeeingriffe	15
3.3 Botanische Vielfalt	17
3.4 Verbreitung von Pflanzensamen an Waldrändern	17
4. Faunistische Forschung	18
4.1 Projektbeschrieb	18
4.2 Faunistische Diversität	20
4.2.1 Diversität im Bodenbereich	20
4.2.2 Diversität im Wipfelbereich	21
4.2.3 Diversität des Waldrandes und anderer Habitattypen	21
4.3 Gruppenspezifische Habitatbindung an den Waldrand	22
4.3.1 Gliederfüsser (Arthropoda)	22
4.3.2 Wirbeltiere (Vertebrata)	24
4.4 Waldrandstruktur und Artenvielfalt	25
4.5 Waldrand als Überwinterungshabitat	26
5. Ökologische Konzepte zur Biodiversität in und an Waldrändern	28
6. Folgerungen für die Waldrand- und Waldpflege	29
7. Zusammenfassung	29
8. Dank	30
9. Literatur	31
10. Anhänge	35
Objektblatt (Vereinbarungsf formular)	36
Vereinbarungskarte zum Objektblatt	38
Angaben zu den Untersuchungsstandorten des faunistischen Waldrandprojektes	39

Vom Krautsaum bis ins Kronendach – Erforschung und Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn

1. Einleitung

Waldränder als Kontaktzone zwischen der offenen Kulturlandschaft und dem Wald weisen eine hohe organismische Diversität auf und üben als Elemente des Biotopverbundes (Trittsteinbiotope und linienhafte Korridore) sowie als ökologische Ausgleichsflächen wichtige landschaftsökologische Funktionen aus (BAUR et al., 1997; COCH, 1995; HARRIS, 1988; JEDICKE, 1994). Ihre grosse Bedeutung lässt sich auch aus ihrer grossen räumlichen Ausdehnung erahnen. Die Waldrandlänge beträgt im Kanton Solothurn schätzungsweise 1500 km (Kantonsforstamt, W. Jäggi); für das Schweizer Mittelland geben BROGGI & SCHLEGEL (1989) rund 40 000 km an. Als Optimalhabitate gelten stufig und buchtig aufgebaute Waldränder (Abb. 1), wie sie in unserer intensiv genutzten Kulturlandschaft allerdings kaum zu finden sind. Durch die heutige scharfe Trennung von land- und forstwirtschaftlicher Nutzung weisen die allermeisten Waldränder einen steilen Aufbau auf, haben nur schmale Krautsäume und Strauchgürtel und grenzen zudem oft an Flurwege oder Strassen. Waldränder besitzen deshalb ein grosses Aufwertungspotenzial und finden heute grosse naturschützerische Beachtung (VON BÜREN et al., 1995; COCH, 1995; HONDONG et al., 1993).

Die Initiative für die naturschützerische Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn geht auf den Biologen Dr. Urs Schwarz und den ehemaligen Kantonsobforster Willi Jäggi zurück. Sie haben schon früh erkannt und betont, dass Aufwertungsmassnahmen an Waldrändern generell eine grosse Rolle in der Lebensraumverbesserung spielen (JÄGGI, 1989; JÄGGI & ANGST, 1996). Ende der 1980er Jahre wurde im Staatswald Rotberg in Metzerlen eine erste Massnahme durchgeführt. Dieser Eingriff wurde eingehend begleitet und dokumentiert (JÄGGI, 1989). Die Erfahrungen sind später in das Teilprogramm Waldrand des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft des Kantons Solothurn (MJPNL, 1992) eingeflossen, das die rechtliche, fachliche und finanzielle Grundlage für die weiteren ökologischen Aufwertungs- und Schutzmassnahmen an Waldrändern bildete und noch heute gültig ist.

Die Vorreiterrolle des Kantons Solothurn im Waldrand-schutz war mit ein Grund dafür, dass in diesem Kanton eine Reihe von wissenschaftlichen Grundlagen-untersuchungen an Waldrändern durchgeführt wurden. Den Anfang machten vegetationskundliche Studien der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, welche die Beurteilung der Waldränder und die Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemassnahmen zum Gegenstand hatten. Es folgten zoologische Untersuchungen desselben Institutes, das im Rahmen eines Nationalfondsprojektes den Beitrag von Waldrandstrukturen zur regionalen Biodiversität erforschte. Das Geobotanische Institut der ETH Zürich schliesslich interessierte sich für die Samenverbreitung durch Vögel an Waldrändern und wie diese von umliegenden Landschaftsstrukturen beeinflusst wird.

Im vorliegenden Artikel werden die Aufwertungsmassnahmen der kantonalen Naturschutzbehörde und einige Forschungsergebnisse vorgestellt sowie Folgerungen für die Waldrand- und Waldpflege gezogen. Gleichzeitig soll gezeigt werden, dass Biodiversitätsstudien den Einsatz verschiedenster Methoden nötig machen und mit grossem Aufwand verbunden sind.

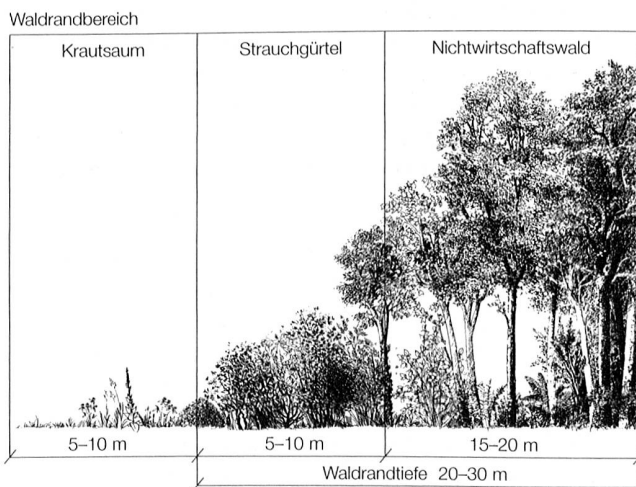


Abb. 1
Stratifizierung eines idealen Waldrandes, Definitionen nach KRÜSI & SCHÜTZ (1994) und KRÜSI et al. (1996a). (Abb. aus FLÜCKIGER & PELTIER, 1999)

2. Waldrandpflege im Rahmen des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft

2.1 Ausgangslage und Grundsätze

Wie einleitend erwähnt (Kap. 1), wurde Ende der 1980er Jahre im Staatswald Rotberg in Metzerlen eine erste Aufwertungsmassnahme an einem Waldrand durchgeführt (JÄGGI, 1989). Die dabei gemachten Erfahrungen sind später in das Teilprogramm Waldrand des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft des Kantons Solothurn (MJPNL, 1992) eingeflossen, das heute die Grundlage für die ökologischen Aufwertungs- und Schutzmassnahmen an Waldrändern bildet. Im Folgenden werden die Zielsetzung und der bisherige Verlauf dieses Projektes vorgestellt.

Nach einjähriger Vorarbeit der verwaltungsinternen und -externen Arbeitsgruppe Natur und Landschaft war 1992 die Vorlage für ein Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft zuhanden der Regierung fertiggestellt. Dieses Programm, mit einer Laufzeit von zehn Jahren, wurde mit Beschluss Nr. 185/92 vom 22.10.1992 vom Kantonsrat bewilligt und mit einem Verpflichtungskredit in zweistelliger Millionenhöhe ausgestattet, darunter rund Fr. 500 000.– für die Aufwertungs- und Schutzmassnahmen an Waldrändern. Das ursprünglich bis ins Jahr 2002 dauernde Mehrjahresprogramm wurde später um zwei Jahre bis 2004 erstreckt. Die Grundsätze für den Abschluss von freiwilligen Vereinbarungen für schutzwürdige Waldränder sind im Regierungsratsbeschluss Nr. 3392 vom 28.9.1993 und in dessen Anhang festgelegt.

Für das Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft sind fünf Grundsätze wegweisend:

- Naturnahe, regionstypische Lebensräume sollen grossflächig erhalten und aufgewertet werden.
- Freiwilligkeit für Bewirtschafter und Kanton.
- Einfache, fachlich abgestützte Bestimmungen für den Unterhalt und die Bewirtschaftung.
- Angemessene Abgeltung für besondere naturschützerische Leistungen.
- Einfache, nachvollziehbare Dokumentation der Entwicklung.

Das Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft sieht folgende Förderungsmassnahmen im Kulturland und Waldbereich vor:

- Ungedüngte Bewirtschaftung von Sömmerungsweiden.
- Ungedüngte Bewirtschaftung von Heumatten.
- Sachgemässer Unterhalt von Hecken und Bachufern mit angrenzendem ungedüngt bewirtschaftetem Wies- oder Weideland.
- Erhalten von Hochstamm-Obstbäumen in Schwerpunktgebieten.

- Motivieren für mehr einheimische Natur im Siedlungsraum.
- Bildung von Waldreservaten auf naturschützerisch besonders wertvollen oder typischen Waldflächen.
- Schaffen von stufigen und gebuchteten Waldrändern.

Das Längenziel für das Waldrandprogramm beträgt 10% der Waldrandlänge des Kantons Solothurn. Bei einer geschätzten Länge von 1500 Kilometern sind dies 150 Kilometer.

Mit dem Programm wird angestrebt, den Waldrand naturschützerisch aufzuwerten und auf dem Waldareal den «vorwachsenden» Waldrand nachzuahmen (Abb. 1). Ziel ist ein buchtiger, gestufter Waldrand mit Strauchgürtel, naturschützerisch wertvollen, Früchte tragenden Baumarten (Eichen, Kirschbäume etc.) und Pionierbaumarten.

2.2 Auswahlkriterien für schutzwürdige Waldränder

Folgende Kriterien sind für die Auswahl von geeigneten Waldrändern massgebend:

- Angrenzend muss eine Bewirtschaftungsvereinbarung über eine möglichst grossflächige ungedüngte Wiese oder Sömmerungsweide bestehen oder abgeschlossen werden können.
- Mindestlänge 200 Meter.
- Artenreiche, reich strukturierte, standorttypische Waldgesellschaft.
- Möglichst heute schon stufiger Aufbau.
- Südexposition, in zweiter Priorität auch andere Expositionen.
- Lage in der Regel in einem Vorranggebiet Natur und Landschaft.
- Möglichst weit entfernt von Strassen, besonders von solchen mit Belag.

2.3 Praktisches Vorgehen und Zielerreichung

Im Laufe des Jahres 1992 erstellten die Kreisförster und die Stadt-Oberförster ein Inventar der geeigneten Waldränder, unterteilt nach Privatwald und öffentlichem Wald. Diese Waldränder wurden auf Karten im Massstab 1:25 000 eingetragen. Diese Karten dienen als erste Grundlage für die Auswahl von geeigneten Waldrändern für das Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft. Die meisten Waldränder, welche auf den Karten als besonders geeignet aufgeführt sind, wurden anschliessend durch die Abteilung Natur und Landschaft des Kant. Amtes für Raumplanung besichtigt und nach Prioritäten eingeteilt.

Im Oktober 1993 wurde mit der Umsetzung des Mehrjahresprogramms Natur und Landschaft im Bereich Wald begonnen. Schon im Dezember 1993



Abb. 2-4

Südlicher Waldrandabschnitt im Spiessacher in Feldbrunnen-St. Niklaus im Juli 1995, dem Jahr des Vereinbarungsabschlusses (oben links). Gleicher Waldrand im Frühling 1997, ein Jahr nach dem ersten Eingriff. Bei diesem wurden auf einer Breite von etwa zehn Metern mit Ausnahme einzelner besonderer Baumarten wie Kirsche sämtliche Bäume gefällt. Traubenkirschen und Hasel wurden auf den Stock gesetzt und am äusseren Rand sämtliche Akazien und teilweise Traubenkirschen vollständig entfernt. Die Fichten im Waldesinnern wurden im folgenden Winter gefällt (oben rechts). Gleicher Waldrand im September 1999. Die Sträucher haben sich bereits stark entwickelt (links).

wurden die ersten vier Waldrandvereinbarungen mit einer Länge von 2000 Metern und einer Fläche von sechs Hektaren abgeschlossen. Seit 1993 konnten die Zahl der Vereinbarungen, die Waldrandlängen und die Gesamtfläche ständig gesteigert werden. Bis zum 31.12.2001 ist eine Länge von 81 Kilometern und eine Fläche von 284 Hektaren erreicht worden. Somit ist über die Hälfte des gesteckten Zieles des laufenden Programmes erreicht worden. Abb. 2-4 dokumentieren eine solche ökologische Aufwertung an einem Waldrand in Feldbrunnen-St. Niklaus (vgl. auch Anhang 2).

2.3.1 Vorgehen beim Abschluss einer Vereinbarung

Beim Abschluss einer Vereinbarung wird folgendermassen vorgegangen: Über den Forstdienst oder direkt durch die Abteilung Natur und Landschaft wird mit dem Eigentümer oder der Eigentümerin eines geeigneten Waldrandes Kontakt aufgenommen. Zeigt der angesprochene Eigentümer oder die Eigentümerin Interesse, mit dem Amt für Raumplanung eine Waldrandvereinbarung abzuschliessen, wird eine gemeinsame Begehung mit Eigentümer, Forstdienst und Abteilung Natur und Landschaft organisiert. An dieser Begehung werden das Vorgehen beim Unterhalt, die jährliche Abgeltung für die Fläche und der Ansatz pro Are für den Unterhalt festgelegt sowie die

Vereinbarungsbedingungen abgesprochen. Stimmt der Eigentümer oder die Eigentümerin zu und besteht im angrenzenden Kulturland eine Vereinbarung über eine Wiesen- oder Weidefläche oder kann eine solche abgeschlossen werden, wird die Vereinbarung verfasst und der Plan erstellt (vgl. Anhänge 1 und 2). Danach werden die Dokumente in zweifacher Ausführung von beiden Partnern unterzeichnet. Die Vereinbarung wird rückwirkend auf den 1. Januar des laufenden Jahres in Kraft gesetzt und dauert erstmals zehn Jahre. Erfolgt keine Kündigung, verlängert sie sich stillschweigend um weitere fünf Jahre.

Mit der Vereinbarung verpflichtet sich der Bewirtschafter dazu, den Waldrand auf der vereinbarten Länge und Breite (in der Regel 30 Meter) nach den Empfehlungen der Abteilung Natur und Landschaft zu unterhalten und zu bewirtschaften. Der Kanton verpflichtet sich, für diese Leistung eine angemessene Abgeltung für die Fläche und den Unterhalt zu zahlen. Für die Waldrandfläche erhält der Bewirtschafter eine Grundabgeltung für die Nutzungseinschränkung (weniger Holzproduktion im Waldrandbereich von zirka 30 Metern und Motivation zum Mitmachen). Für Arten- und Strukturvielfalt wird eine zusätzliche Abgeltung bis Fr. 600.-/Hektare und Jahr entrichtet. Dieser Zuschlag wird erhöht, wenn sich der Waldrand durch den richtigen Unterhalt verbessert. Für den Unterhalt wird je nach Bewirtschaftungsschwernissen eine angemessene Abgeltung von Fr. 20.- bis Fr. 80.-/Are und Eingriff entrichtet.

2.3.2 Durchführung von Unterhaltseingriffen

Vor einem Unterhaltseingriff wird der Waldrand durch die Abteilung Natur und Landschaft gemeinsam mit dem Forstdienst und dem Bewirtschafter begangen. Die zu fällenden Bäume und die Sträucher, die auf den Stock gesetzt werden müssen, werden angezeichnet und die Arbeit besprochen. Die Arbeiten müssen in der Vegetationsruhe (Oktober bis März) ausgeführt werden. Der Bewirtschafter meldet die ausgeführte Arbeit über den Revierförster an die Abteilung Natur und Landschaft. Diese veranlasst nach erfolgter Arbeitsabnahme die Auszahlung der Abgeltung für den Unterhalt.

Der *Erstunterhalt* wird nach folgenden Grundsätzen durchgeführt: Im Waldrandbereich, der in der Regel 30 Meter breit ist, soll die Waldrandlinie (Hochbestand) stufig und buchtig gestaltet werden. Um dieses Ziel zu erreichen, werden vor allem Bäume gefällt, damit der Hochwald nicht mehr bis an den äussersten Rand reicht. Ausnahmen sind einzelne, ökologisch wertvolle, Früchte tragende Bäume wie Eiche, Kirschbaum und Mehlbeere etc. und Pionierbaumarten wie Aspe und Weiden. Dadurch sollen die Sträucher, speziell die Dornensträucher und die langsam wachsenden Straucharten, gefördert werden. Es wird angestrebt, dass am Waldrand und in den Buchten eine artenreiche, gut strukturierte Strauchschicht entsteht. An den Krautsaum des Waldrandes muss eine ungedüngte Wiesen- oder Weidefläche angrenzen. Bei der Eingriffstärke wird auf die Erfahrungen des Försters bezüglich der Windgefährdung des jeweiligen Waldrandes Rücksicht genommen.

Die *Folgeeingriffe* müssen, je nach Entwicklung der Vegetation, schon nach wenigen Jahren einsetzen. Auf den wüchsigen Standorten entwickeln sich die Stockausschläge der Eschen und Ahorne viel schneller als die Sträucher. Sie beginnen nach kurzer Zeit die erwünschten Straucharten zu konkurrenzieren. Darum ist es wichtig, dass die Folgeeingriffe selektiv durchgeführt werden. Das heisst, dass vor allem die Stockausschläge der unerwünschten Baumarten und vorherrschenden, schnell wachsenden Straucharten (Hasel, Traubenkirsche) auf den Stock gesetzt werden. Dadurch werden die erwünschten, meist langsam wachsenden Straucharten gefördert. Das rechtzeitige Eingreifen hat einen direkten Einfluss auf die Kosten, weil das Entfernen von ein- bis zweijährigen Stockausschlägen bedeutend weniger aufwändig ist.

2.4 Erfahrungen

Erfahrungsgemäss sind Folgeeingriffe im Mittelland oder in tieferen Bereichen im Jura nach wenigen Jahren notwendig. Hingegen ist die Entwicklung in Südlagen und in höheren Regionen viel langsamer. In extremen Fällen ist es sogar so, dass sich in den stark aufgelichteten Waldrändern über mehrere Jahre eine Schlagflora entwickelt, die ebenfalls einen positiven

Einfluss auf den Lebensraum hat (Krautsaum artige Vegetation). Diese Schlagflora wird erst nach längerer Zeit durch Sträucher und Verjüngung abgelöst. Auf diesen Extremstandorten kann meist lange auf Folgeeingriffe verzichtet werden. Generell sind die Kosten für die Waldrandeingriffe höher als zu Beginn veranschlagt.

Die *Stärke der Eingriffe* führt immer wieder zu Diskussionen, die nicht mit der Windgefährdung von Waldrändern im Zusammenhang stehen. Einige Waldeigentümer und Förster haben Mühe, den als Waldrand ausgeschiedenen Teil nicht mehr als Wirtschaftswald, sondern als Waldfläche mit der Funktion Naturschutz zu betrachten. Aus diesem Grund besteht immer noch die Tendenz, dass zu schwach eingegriffen wird. Für die Entwicklung der gewünschten Vegetation braucht es aber viel Licht. Bei einer starken Auflichtung eines bisher fast geschlossenen Waldrandes setzt natürlicherweise auch die Verjüngung ein. Diese Verjüngung ist am Anfang erwünscht, da sie auch zu einem stufigen, dichten Waldrand beiträgt. Es ist aber wichtig, dass je nach Entwicklung rechtzeitig Folgeeingriffe vorgenommen werden.

Den «idealen» Waldrand (Abb. 1) zu erreichen, ist nach den Erfahrungen mit dem Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft nicht möglich. Ein solcher Waldrand entsteht nur dann, wenn der Wald ungehindert ins offene Land vorwachsen kann. In solchen Fällen ist der Waldrand von Natur aus buchtig und stufig mit einem sehr guten Strauchgürtel und mit einem vorgelagerten Krautsaum. Dies kann vor allem auf Sömmerungsweiden passieren, die nicht mehr laufend unterhalten werden. Das kann aber dazu führen, dass ganze Weideabschnitte verwalden und somit als wichtige Lebensräume verloren gehen. Dies zu verhindern ist eine der Bestrebungen mit den Vereinbarungen bezüglich Rindersömmerungsweiden. Abgesehen von den Weideflächen geht die Entwicklung eher in die entgegengesetzte Richtung. Am Waldrand stehen Bäume bis an den Rand, und der Landwirt nutzt die Fläche bis an den Waldrand und schneidet aus diesem Grund meist nur den Strauchgürtel zurück, und die Bäume bleiben stehen. Die Aufwertung des Waldrandes kann somit nur von der Waldgrenze nach innen erfolgen.

Das Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft wird pragmatisch verwirklicht. Die Erfahrungen werden laufend umgesetzt. Die einfache Erfolgskontrolle besteht aus regelmässigem Beobachten, Dokumentieren mit Fotos und Beschreiben, was gemacht worden ist und wie sich der Waldrand entwickelt. Die bisherigen Auswertungen zeigen, dass die Entwicklung in die gewünschte Richtung geht. Viele Fragen wie «Sollen einfach nur die Bäume im Waldrandbereich entfernt werden?» oder «Wie intensiv sollen die Folgeeingriffe erfolgen?» sind noch offen. Mit dem gewählten Vorgehen werden sie sukzessive beantwortet. Nach Ansicht der Projektverantwortlichen ist die rund achtjährige Erfahrung für eine abschliessende Beurteilung zu kurz; dazu dürften wie bei Hecken 15 bis 20 Jahre nötig sein.

3. Vegetationskundliche Forschung

3.1 Zustand und Bewertung der Waldränder

KRUG (1992) erfasste im Rahmen eines Projektes der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, den Zustand von 82 zufällig ausgewählten Waldrändern in fünf Gemeinden im Mittelland (Messen, Subingen), im Kettenjura (Matzendorf, Trimbach) und im Tafeljura (Hochwald) anhand des strukturellen Aufbaus, der botanischen Vielfalt sowie der angrenzenden Lebensräume und entwickelte einen Bewertungsschlüssel. Daraus leiteten KRÜSI & SCHÜTZ (1994) einen vereinfachten Schlüssel ab, der eine rasche und praktikable Beurteilung von Waldrändern ermöglicht. Dazu werden auf einer Waldrandlänge von 100 Metern neun Parameter erhoben (Tab. 1). Die mithilfe einer Zuordnungstabelle ermittelte Gesamtpunktzahl dient schliesslich zur vegetationskundlichen Bewertung der Waldränder.

Die Anwendung dieser Methode auf über 300 Waldränder in der Schweiz, darunter auch die oben erwähnten 82 aus dem Kanton Solothurn, zeigte, dass nur die wenigsten vegetationskundlich als «befriedigend» oder «gut» und sogar kein einziger als «sehr wertvoll» bezeichnet werden kann und die Solothurner Waldränder im Vergleich zu den übrigen schlechter abschneiden (Tab. 2; KRÜSI et al., 1996a und 1997). Der «typische» Waldrand in der Schweiz weist eine mittlere Tiefe von 3,4 Metern auf (Kt. SO: 2,6 Meter), hat einen vorgelagerten Krautsaum von 1,3 Meter Breite (Kt. SO:

0,9 Meter) und birgt in Strauchgürtel und Krautsaum pro 100 Laufmeter zwölf verholzte Pflanzenarten (Zahl in allen untersuchten Regionen praktisch identisch). Eine Übersicht über die physiognomische Ausprägung der Waldränder im Kanton Solothurn gibt Tab. 3.

Im Solothurner Jura sind die Waldränder am meisten durch intensive Beweidung, im Solothurner Mittelland durch intensive wirtschaftliche Nutzung gefährdet (KRUG, 1992). Waldränder in Südexposition, an wirtschaftlich unrentablen Lagen wie Böschungen und Bahntrassees oder an Abschnitten, welche weder durch Wege begrenzt noch durch angrenzende intensive Bewirtschaftung oder Beweidung tangiert sind, schnitten in der Bewertung besser ab als die übrigen Waldränder (KRUG, 1992). In ihrer Analyse kommen SCHÜTZ et al. (1993) zum Schluss, dass der ökologische Wert der erfassten Waldränder zwar geringer ist als im Allgemeinen angenommen wird (vgl. z.B. BROGGI & SCHLEGEL, 1989), dass aber mit relativ wenig Aufwand bei knapp der Hälfte der Waldränder ein ökologisch befriedigender bis guter Zustand erreicht werden könnte.

3.2 Experimentelle Pflegeeingriffe

Wie Vielfalt in den Waldrand gebracht werden kann, wurde mithilfe von Modellversuchen an drei Waldrändern in den Gemeinden Küttigkofen, Lostorf und Messen untersucht (KRUG, 1992; VENZIN, 1992; MARET, 1995). Dazu wurde die ursprüngliche Vegetation nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) protokolliert und die nach den Pflegeeingriffen einsetzende Vegetationsentwicklung nach derselben Methode verfolgt. Die Studien konzentrierten sich schliesslich aus praktischen Gründen auf die beiden Waldränder in Küttigkofen und Messen. Dort wurden im Winter 1992/93 an einem strukturell sehr schlechten und artenarmen Fichten-Stangenholz bzw. an einem typischen Mittelland-Waldrand (älterer Buchen-Mischwald) von etwas besserer Qualität kleinere Pflegeeingriffe durchgeführt. Diese brachten zwar mehr Licht auf den Waldboden, vergrösserten die räumliche Ausdehnung des Waldrandbereiches aber nicht markant. Am ersten Waldrand wurden auf einer Länge von 100 Metern und einer Tiefe von zehn Metern 81 Fichten und zwei Erlen mit einer Derbholzmasse von zirka 22 m³, am zweiten Waldrand auf einer gleich grossen Fläche zwölf Fichten, 14 Buchen, acht Eichen und zwei Hagebuchen mit einer Derbholzmasse von zirka 52 m³ entnommen (VENZIN, 1992). An beiden Orten blieb ein 50 Meter langer Vergleichsabschnitt unbehandelt. Die auf den Arbeiten von VENZIN (1992) und MARET (1995) beruhenden Ergebnisse sind in KRÜSI et al. (1996b und 1997) zusammenfassend dargestellt und interpretiert (Abb. 5).

Die Resultate zeigen, dass die Pflegeeingriffe am ökologisch als sehr schlecht taxierten Fichtenforst-Waldrand einen grösseren Einfluss auf den Deckungsgrad und die botanische Vielfalt ausübten als beim

Tab. 1
Bewertungskriterien für Waldränder nach der Methode von KRÜSI & SCHÜTZ (1994) mit Angabe der Werte, die nötig sind, um das Maximum von 60 Punkten zu erreichen. (Tab. nach KRÜSI et al., 1996a und 1997)

Beurteilungskriterium	Maximale Punktzahl (60 Punkte) wenn
Struktur (max. = 39 Punkte)	
Waldrandtiefe	≥ 15 m
Strauchgürteltiefe	≥ 7 m
Krautsaumtiefe	≥ 7 m
Strauchgürtellänge	> 75%
Krautsaumlänge	> 75%
Belaubungsdichte	> 75%
Botanische Vielfalt (max. = 21 Punkte)	
Anzahl Laubbaumarten in der Baumschicht	> 6
Anzahl verholzte Arten in der Strauch- und Krautschicht	> 20
Anzahl Dornstraucharten in der Strauch- und Krautschicht	> 5

Tab. 2

Ökologische Bewertung der Waldränder im Kanton Solothurn ($n = 82$) im Vergleich zur Nordostschweiz ($n = 134$), dem unteren Rhonetale ($n = 111$) und der Schweiz ($n = 327$). (Tab. nach KRÜSI et al., 1996a)

Beurteilung	Kanton Solothurn	Nordostschweiz	Unteres Rhonetale	Schweiz gewichtetes Mittel *)
sehr wertvoll	0%	0%	0%	0 %
gut	1%	0%	0,5%	0,6%
befriedigend	4%	18%	31%	13%
unbefriedigend	29%	47%	49%	39%
schlecht	35%	22%	15%	27%
Waldrand ± fehlend	31%	13%	4%	20%
Durchschnittliche Punktzahl				
Total (max. = 60)	24,2	30,6	34,2	28,1
Durchschnittliche Punktzahl				
Struktur (max. = 39)	13,8	19,6	22,6	17,3
Durchschnittliche Punktzahl				
Botanische Vielfalt (max. = 21)	10,4	11,0	11,6	10,8

*) Gewichtung: Solothurn = 1,0; Nordostschweiz (= AG, ZH, TG, SH, SG) = 1,0; Rhonetale = 0,25

Tab. 3

Vegetationsstruktur der 82 zufällig ausgewählten Waldränder im Kanton Solothurn (KRUG, 1992) und der im Rahmen des faunistischen Waldrandprojekts untersuchten Standorte gemäss Typologisierung nach SCHÜTZ et al. (1993). Waldsaum = Waldrandbereich mit 1–3 Straten (vgl. Abb. 1). (Tab. nach FLÜCKIGER, 1999)

Waldrandtyp	Kanton Solothurn (n = 82)	Faunistisches Projekt (n = 5)
A Waldsaum 3-teilig, wenige Meter bis 30 m tief	–	40% (n = 2)
B Waldsaum 2-teilig (ohne Waldmantel), Artenreichtum geringer als bei A	17% (n = 14)	40% (n = 2)
C Waldsaum 1-teilig, Strauchgürtel dicht-heckig	20% (n = 16)	–
D mit Krautsaum, Strauchgürtel nur rudimentär entwickelt, oft starke Belaubung durch Klebäste von Bäumen	33% (n = 27)	–
E Waldsaum fehlt, Hochwald grenzt direkt an das Kulturland	30% (n = 25)	20% (n = 1)

ökologisch besser bewerteten Buchen-Mischwald. Daraus folgern die Autoren, dass bei schlechten Waldrändern sich praktisch jeder Eingriff positiv auf die botanische Vielfalt auswirkt, bei durchschnittlich ausgebildeten Mittelland-Waldrändern ein einmaliger kleiner Eingriff diesbezüglich jedoch kaum Auswirkungen hat.

3.3 Botanische Vielfalt

Im Rahmen des im Kap. 4 vorgestellten faunistisch orientierten Waldrandprojekts interessierte auch die pflanzliche Vielfalt des Lebensraums Waldrand. Dazu wurden an den fünf betreffenden Waldrändern (Tab. 3, Anhang 3) im Juni 1994 und im Mai 1995 Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt. Diese erstreckten sich vom vorgelagerten Kulturland über den Waldrandbereich bis ins Waldesinnere. Die Resultate weisen den Krautsaum als die mit Abstand artenreichste Zone aus (Abb. 6; FLÜCKIGER, 1999).

Insgesamt wurden 162 Arten von Samenpflanzen (Spermatophyta) registriert. Die Krautsäume wiesen mit 42,3 ($\pm 14,9$) Arten weitaus die höchste pflanzliche Diversität auf. Sie betrug im Strauchgürtel und im Nichtwirtschaftswald immerhin noch 31,3 ($\pm 1,7$) bzw. 34,0 ($\pm 2,8$) Arten und fiel im Wirtschaftswald 1 m und Wirtschaftswald 11 m auf 18,4 ($\pm 10,2$) bzw. 20,4 ($\pm 11,3$) Arten. Mit 24,4 ($\pm 15,8$) Arten wies das Kulturland ebenfalls eine niedrige Diversität auf. Am stärksten schwankte die Artenzahl im Kulturland, was auf die dort unterschiedlichen Lebensraumtypen zurückzuführen ist. Grössere Schwankungen traten auch im Krautsaum, im Wirtschaftswald 1 m und im Wirtschafts-

wald 11 m auf, während die Artenzahl in Strauchgürtel und Nichtwirtschaftswald nur wenig differierte.

Das Maximum der pflanzlichen Diversität im Krautsaum entspricht den Befunden von DIERSCHKE (1974) in seiner Studie über Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortgefälle an Waldrändern. Den Artenreichtum im Saum erklärt er durch das gemeinsame Vorkommen von Freiland- und Waldpflanzen sowie das Hinzutreten spezifischer Saumpflanzen, was Artenverbindungen eigener Prägung ergibt.

3.4 Verbreitung von Pflanzensamen an Waldrändern

Eine Studie des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich befasste sich mit der Ökologie der Samenverbreitung an Waldrändern. Für Pflanzen mit fleischigen Früchten, die an Waldrändern häufig sind (ELLENBERG, 1996), ist die Samenverbreitung durch Singvögel wie Drosseln und Grasmücken von grosser Bedeutung (SNOW & SNOW, 1988). KOLLMANN & SCHNEIDER (1997) interessierten sich in diesem Zusammenhang dafür, wie die Waldrandstruktur und die umliegenden Landschaftsstrukturen das Ausmass der Samenverbreitung durch Vögel an Waldrändern beeinflusst. Dazu wurde zwischen Juni 1996 und Mai 1998 (J. KOLLMANN, pers. Mitteilung) an neun Waldrändern in Hägendorf, Rickenbach, Wangen und Lostorf (teilweise dieselben Waldränder wie beim faunistischen Waldrandprojekt, siehe Kap. 4.1) mit je 50 im Strauchgürtel verteilten Samenfallen der Samen-niedergang gemessen. Die Fallen bestanden aus Kesseln, die mit Abflussöffnungen für das Regenwasser und zum Schutz der Samen vor hungrigen

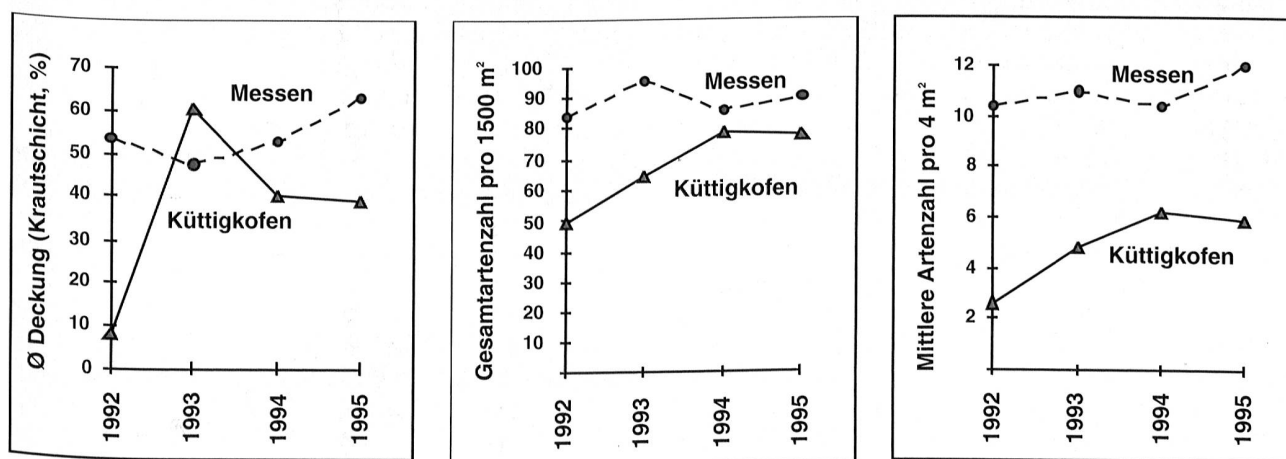


Abb. 5 Auswirkungen von im Winter 1992/93 durchgeführten Aufwertungsmassnahmen auf die Krautschicht in einem ursprünglich ökologisch sehr schlechten (Küttigkofen) und einem mittelmässigen (Messen) Waldrand im Kanton Solothurn (Küttigkofen: Bewertung im Jahre 1992: 12 von 60 Punkten; Prädikat: Waldrand \pm fehlend), Messen (Bewertung im Jahr 1992: 32 Punkte; Prädikat: unbefriedigend). Links: Entwicklung des mittleren Deckungsgrades pro 4 m² (n = 30). Mitte: Entwicklung der Gesamtartenzahl an Blütenpflanzen pro 1500 m². Rechts: Entwicklung der mittleren Artenzahl pro 4 m² (n = 30). Daten: MARET (1995). (Abb. nach KRÜSI et al., 1996b)

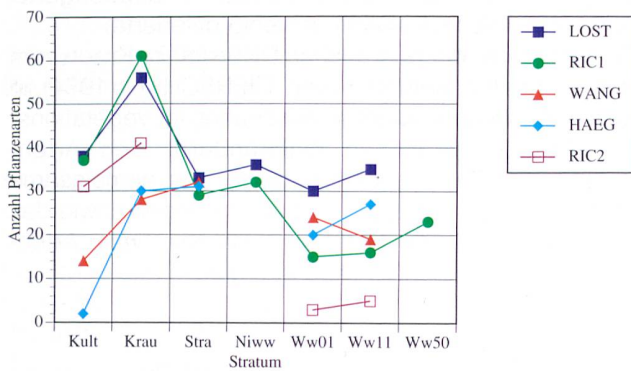


Abb. 6
Pflanzenvielfalt entlang der Transekte vom vorgelagerten Kulturland bis in das Waldesinnere. Insgesamt wurden 162 verschiedene Arten an Samenpflanzen gefunden. Ordinatebeschriftung: Kulturland (Kult), Krautsaum (Krau), Strauchgürtel (Stra), Nichtwirtschaftswald (Niww), Wirtschaftswald 1 m, 11 m bzw. 50 m hinter Waldrandbereich (Ww01, Ww11, Ww50). Legendenbeschriftung: siehe Anhang 3. (Abb. aus FLÜCKIGER, 1999)

Tieren mit einem Drahtgeflecht versehen waren. Die Artenzusammensetzung und die Waldrandstrukturen wurden im Gelände erfasst und die angrenzenden Landschaftsstrukturen in einem Radius von 200 Metern mithilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) analysiert.

Nach KOLLMANN & SCHNEIDER (1997) korrelierte der «vogelinduzierte Samenregen» positiv mit der Waldrandstruktur, ebenso mit der Waldrandlänge in einem Radius von etwa 100 Metern. Die Autoren folgern daraus, dass bei der Bewertung von Waldrändern die umliegende Landschaftsstruktur berücksichtigt werden sollte, weil diese einen relevanten Einfluss auf die Lebensgemeinschaft am Waldrand ausübt. Die Daten weisen auf ein beträchtliches Potenzial der Waldrandvegetation hin, sich nach Störungen zu erholen und die Artenvielfalt im Laufe der Zeit zu erhöhen, was durch eine spätere Studie von Waldrändern in den Kantonen Aargau, Zürich und Schaffhausen gestützt wird (KOLLMANN & SCHNEIDER, 1999). Die Schlussauswertung des Projekts im Kanton Solothurn steht noch aus.

4. Faunistische Forschung

4.1 Projektbeschreibung

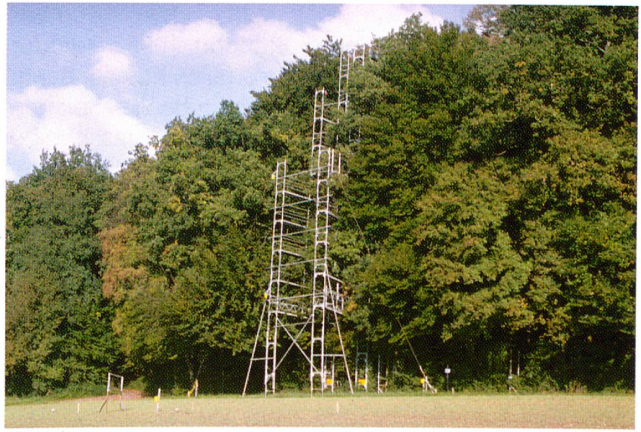
Im Zentrum eines vom Schweiz. Nationalfonds und der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, finanzierten Projekts stand die Frage, welchen Beitrag Waldrandökotonstrukturen zur regionalen Biodiversität leisten (Ökotope = Übergangsbereiche zwischen verschiedenen Vegetationsformen). Dazu wurden am Jurasüdfuss in der Region Olten, nach einer einjährigen Pilotphase, von 1994 bis 1997 fünf unterschiedlich strukturierte Waldränder und ein Vergleichsstandort im Waldesinnern untersucht (Anhang 3, Abb. 7 und 8, Tab. 3). Da die Biodiversität möglichst umfassend gemessen werden sollte, beschränkte sich die Studie nicht auf eine oder wenige systematische Gruppen, sondern erfasste mit unterschiedlichen Fang- und Sammelmethode (Abb. 9–14) sowohl Organismen des Epigaiens (auf dem Boden lebend), des Hypergaiens (über dem Boden lebend) und des Endogaiens (im Boden lebend) und betrachtete die Lebensräume Waldrand und Wald in ihrer Dreidimensionalität mit aufwändigen baulichen Installationen (Abb. 7 und 8).

Pro Waldrand wurde je ein horizontaler und vertikaler Fallentransekt gelegt. Die mithilfe von Baugerüsten errichteten Vertikaltransekte reichten an den Waldrändern vom Krautsaum entlang der Vegetationsgrenzfläche bis über die Baumwipfel (Abb. 7 und 8), am Vergleichsstandort im Waldesinnern vom Boden bis über das Wipfeldach in knapp 30 Meter Höhe. Die Horizontaltransekte erstreckten sich vom Kulturland bis in den Wirtschaftswald und umfassten je nach Waldrandaufbau die folgenden Bereiche: Kulturland (10 m vor Waldrand), Krautsaum, Strauchgürtel, Nichtwirtschaftswald, Wirtschaftswald 1 m (hinter Waldrandbereich) und Wirtschaftswald 11 m (hinter Waldrandbereich) (vgl. Abb. 1). Das Stratum Wirtschaftswald 50 m (hinter Waldrandbereich) entsprach der Vergleichsfläche im Waldesinnern.

Um die Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu gewährleisten, wurde mit standardisierten faunistischen Inventurmethode gearbeitet (Abb. 9–14; vgl. DUELLI et al., 1999). Die benutzten Fallen, je eine Fensterfalle und eine Gelbschale pro Höhenstufe sowie bei den Horizontaltransekten zusätzlich zwei Trichter-

Abb. 7–14

Stufiger Waldrand in Rickenbach (1. Reihe links); steiler Waldrand in Hägendorf (1. Reihe rechts); Fensterfalle, Gelbschale und Malaisefalle fangen Fluginsekten (2. Reihe links); Trichterfalle fängt Bodenbewohner (2. Reihe rechts); Klopfmethode zum Sammeln von auf Blättern und Ästen sitzenden Arthropoden (Gliederfüsser) (3. Reihe links); Baum-Photoeklektor fängt im Stammbereich (3. Reihe rechts); Entnahme von Berlese-Bodenproben im Winter (4. Reihe links); Extrahieren der in den Berlese-Bodenproben enthaltenen Arthropoden im Labor (4. Reihe rechts).



fallen pro Stratum, wurden von März bis November wöchentlich geleert (je nach Standort 1994 und/oder 1995). Das Fangprinzip der Fensterfallen besteht darin, dass Fluginsekten und am Faden driftende Spinnen beim Aufprall an eine vertikal gestellte Glasscheibe nach unten in wassergefüllte Tröge fallen. Gelbschalen dienen zum Fang von sich optisch orientierenden Blütenbesuchern, die im wassergefüllten Gefäss ertrinken. Trichterfallen sind im Boden eingegrabene Trichter, die in flüssigkeitgefüllte Flaschen münden. Damit werden bodenlebende Gliederfüsser (Arthropoden) gefangen. Im Rahmen von Begleituntersuchungen kamen zusätzlich auch andere Inventurmethode zum Einsatz (z. B. Abb. 11–14).

4.2 Faunistische Diversität

Die folgenden Ausführungen stützen sich wenn nicht anders angegeben auf die Arbeit von FLÜCKIGER (1999). Sie basiert auf insgesamt 1296 erfassten Arten und 159 217 Individuen von Gliederfüssern (Arthropoden) und belegt den besonderen Artenreichtum des Krautsaums und der Vegetationsgrenzfläche am Waldrand. Dies ist in Abb. 15 für den stufigen Waldrand in Rickenbach und den in derselben Gemeinde gelegenen Vergleichsstandort im Waldesinnern visualisiert. Die berücksichtigten Taxa sind aus Tab. 4 ersichtlich.

Mit ihrem Artenreichtum leisten Waldrandstrukturen einen grossen Beitrag an die regionale Biodiversität und können als eigentliche Zentren der Biodiversität bezeichnet werden (DUELLI et al., 2002; FLÜCKIGER, 1999; FLÜCKIGER & DUELLI, 1997). Es wurden auch Arten gefunden, die zuvor in der Schweiz noch nie nachgewiesen wurden. Es handelt sich dabei um 21 Arten von Pflanzenwespen (Symphyta) sowie um eine Spinnenart (Araneae) (FLÜCKIGER & PETER, 1998 bzw. HEER & FLÜCKIGER, 1995). Sechs dieser Pflanzenwespenarten und auch die Spinnenart konnten nur in der Wipfelregion der Bäume nachgewiesen werden. Im Laufe der noch immer andauernden aufwändigen Artbestimmungen durch Experten aus dem In- und Ausland ist mit weiteren Neufunden zu rechnen, was bei den Halmfliegen (Chloropidae) mit zwei Arten bereits der Fall ist (AGNES DELY-DRASKOVITS, unpubliziert).

4.2.1 Diversität im Bodenbereich

In den Horizontaltransekten wiesen die Krautsäume bei allen Waldrändern die grösste Artenvielfalt an Arthropoden (alle erfassten Taxa und Fallentypen zusammengefasst) auf (vgl. Abb. 15). Die am tiefsten im Wald gelegenen Fallenstandorte wiesen dagegen nur 29 bis 49% der Artenzahl der Krautsäume auf. Das vorgelagerte Kulturland erreichte stets die zweithöchste Artenzahl. Es erreichte rund doppelt so hohe Werte als die am tiefsten im Wald gelegenen Fallenstandorte.

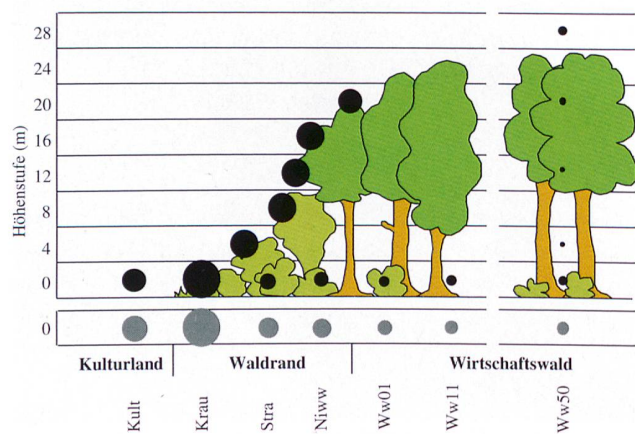


Abb. 15
Artenvielfalt der erfassten Arthropoden (Insekten und Spinnen) am stufigen Waldrand in Rickenbach und im Waldesinnern (vgl. Anhang 3). Schwarze Symbole: Fensterfallen- und Gelbschalenfänge (612 Arten, 10 206 Ind.); Graue Symbole: Trichterfallen-, Fensterfallen- und Gelbschalenfänge (555 Arten, 12 673 Ind.). Die Symbolgrössen repräsentieren die relativen Artenzahlen untereinander. Ordinatebeschriftung: Kulturland (Kult), Krautsaum (Krau), Strauchgürtel (Stra), Nichtwirtschaftswald (Niww), Wirtschaftswald 1 m, 11 m bzw. 50 m hinter Waldrandbereich (Ww01, Ww11, Ww50). (Abb. aus FLÜCKIGER, 1999)

Die Abnahme der Artenzahl von den Krautsäumen gegen das Waldesinnere verlief diskontinuierlich. In einem ersten Schritt fiel die Artenzahl rasch, danach nur noch geringfügig ab.

Die höchsten Individuenzahlen waren meist im Krautsaum zu verzeichnen, gefolgt vom Kulturland und den bewaldeten Bereichen. An den tiefsten im Waldesinnern gelegenen Fallenstandorten betrug die Individuenzahlen nur noch 21 bis 46% des Krautsaums. Am meisten Arten erreichten ihre höchste Häufigkeit (Abundanz) in den Krautsäumen. Das Kulturland lag mit einer Ausnahme wiederum an zweiter Stelle, während im Waldesinnern bedeutend weniger Arten in maximaler Individuenzahl auftraten.

Die erhöhte Artenvielfalt des unmittelbaren Waldrandes manifestierte sich auch in der so genannten α -Diversität. Sie bezieht sich auf den Artenreichtum in einem Habitat und ist sowohl von der Arten- wie der Individuenzahl abhängig. Der verwendete SHANNON-Index beschreibt den mittleren Grad der Ungewissheit, irgendeine bestimmte Art von der Gesamtzahl der Arten bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen (MÜHLENBERG, 1993). Die α -Diversität gipfelte fast ausnahmslos im Krautsaum. Beim Ausbildungsgrad der α -Diversität (Evenness) war meist eine Zunahme vom Kulturland zum Waldesinnern zu verzeichnen, was auf zunehmend ausgeglichene Häufigkeitsverteilungen hinweist.

Der Krautsaum und das Kulturland leisteten weitaus grössere Beiträge an die Gesamtartenzahl als die im

Wald gelegenen Straten. Rund zwei Drittel aller in einem Transekt nachgewiesenen Arthropoden kamen auch im Krautsaum vor. Im Kulturland waren es noch rund die Hälfte, während die Artenzahl im Strauchgürtel und den weiter im Wald gelegenen Straten jeweils nur noch ein Drittel bis ein Viertel betrug (vgl. Abb. 17).

Die Krautsäume wiesen mit einer Ausnahme auch den höchsten Anteil an exklusiven Arten auf. Damit sind Arten gemeint, die pro Transekt nur in einem Stratum gefunden wurden. In den vier dabei berücksichtigten Straten entfielen 48% der exklusiven Arten auf den Krautsaum, 34% auf das Kulturland, 10% auf den Strauchgürtel und nur gerade 8% auf den Wirtschaftswald (11 m hinter Waldrandbereich). Dies zeigt, dass Waldränder nicht nur Überschneidungszonen sind, wo die Vorkommen von Wald- und Feldarten zusammentreffen, sondern eigenständige Lebensräume mit einer Vielzahl von Arten, die weder im vorgelagerten Kulturland noch im angrenzenden Wald vorkommen. Sie bieten zudem auch Lebensraum für manche Arten der Roten Liste. Die Krautsäume und auch das Kulturland erwiesen sich nämlich diesbezüglich im Vergleich zu den im Wald gelegenen Straten als artenreicher.

Der hohe Artenreichtum des Waldrandes ist statistisch abgesichert. Zusätzlich wurde auch geprüft, ob dieser nicht einfach methodisch bedingt war. Registrierte Artenzahlen sind nämlich im Allgemeinen von der Zahl gefangener Individuen abhängig, und diese war wie oben beschrieben unterschiedlich. So genannte *Rarefaktionsberechnungen* (Arten-/Individuen-Kurven nach DUELLI et al., 1999), die auf Fangzahlen am Boden und in der Höhe basieren, ergaben, dass die Unterschiede bezüglich Artenzahl an den Waldrändern und im Waldesinnern nicht einfach Effekte der geringen Individuenzahlen im Wald sind, sondern auf tatsächlichen Unterschieden beruhen.

4.2.2 Diversität im Wipfelbereich

An den Waldrändern nahmen die Artenzahlen mit zunehmender Höhe über Boden ab. Auf Wipfelhöhe wurden noch 46 bis 80% der am Boden gefundenen Artenzahlen registriert (vgl. Abb. 15). Ein ganz anderer Verlauf war beim Vergleichstransekt im Waldesinnern zu beobachten. Dort war der Bereich über den Baumwipfeln am artenreichsten, gefolgt vom etwas artenärmeren Bodenbereich und den artenarmen Zwischenbereichen. Die Vertikaltransekte an den Waldrändern waren artenreicher als der Vergleichstransekt im Waldesinnern. Die statistische Absicherung ergibt, dass in den Krautsäumen mehr Arten als in den mittleren Bereichen und den Wipfelbereichen festgestellt wurden. Die mittleren Bereiche ihrerseits waren wiederum artenreicher als die Wipfelbereiche. Am Vergleichsstandort im Waldesinnern unterschieden sich die Artenzahlen am Boden, in mittlerer Höhe und über den Baumwipfeln nicht signifikant. Der mittlere

Höhenbereich an den Waldrändern war signifikant artenreicher als der mittlere und oberste Bereich im Waldesinnern. Im Wipfelbereich der Waldränder wurden zwar durchschnittlich deutlich mehr Arten gefunden als in jenem des Waldes, der Unterschied war jedoch nicht signifikant.

4.2.3 Diversität des Waldrandes und anderer Habitattypen

Die oben dargestellten Resultate zeigen, dass der Waldrand einen wesentlichen Beitrag an die regionale Biodiversität leistet. Diese wird in diesem Zusammenhang als die an einem Untersuchungsstandort in einem Transekt gemessene Artenzahl der erfassten Taxa definiert. Diese räumliche und begriffliche Einschränkung war unumgänglich, weil sich Biodiversität – welche sowohl die genetische, organismische und ökologische Diversität beinhaltet – in einer Region angesichts der enormen Fülle an Organismen und Lebensräumen niemals umfassend bestimmen lassen wird. Mit den Inventurdaten an den untersuchten Waldrändern konnten habitatspezifische Artenzahlen für das Waldesinnere, den Waldrandbereich und das vorgelagerte Kulturland ermittelt und verglichen werden, ein direkter Vergleich mit Literaturwerten für andere Habitate war jedoch nicht möglich, weil Artenzahlen nur dann vergleichbar sind, wenn sie auf derselben Methode und demselben Fangaufwand beruhen, was in der Praxis leider nie der Fall ist. Um die gemessene Artenvielfalt dennoch mit jener von anderen Lebensräumen vergleichen zu können, wurden Fangdaten ausgewertet, die im Rahmen des Projekts «Faunenaustausch zwischen naturnahen Biotopen und Intensivkulturen» (NFP 22, Buwal N+L; DUELLI et al., 1992; DUELLI & OBRIST, 1995; DUELLI & OBRIST, 1998) der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, im Limpachtal im Grenzgebiet zwischen den Kantonen Solothurn und Bern mit weitgehend identischen Fallen erhoben wurden. Die gesamten Grunddaten wurden dazu so aufbereitet, dass sie bezüglich Fallentyp, Fallenzahl, Expositionsdauer und saisonalem Ausschnitt übereinstimmten; daraus wurden schliesslich die Artenzahlen ermittelt, die in Abb. 16 dargestellt sind. Die Waldränder weisen im Vergleich zum Kulturland und dem Wald die höchsten Artenzahlen auf. Dieses Muster fand sich auch bei einer ähnlichen Auswertung für die Netzflügler (Neuroptera), Kamelhalsfliegen (Raphidioptera) und Schnabelhaften (Mecoptera), die an der Vegetationsgrenzfläche des Waldrandes in weitaus grösserer Artenzahl als im Kulturland und im Waldesinnern vorkamen (DUELLI et al., 2002).

Die Befunde stützen die Hypothese, dass der grosse Beitrag des Waldes zur regionalen Biodiversität in unseren Wirtschaftswäldern offenbar in erster Linie auf dem Vorhandensein von Randstrukturen basiert. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass die Mehrzahl der aufgrund von Expertenwissen als «Waldarten» typologisierten Arthropoden sich aufgrund der Fangdaten

des Waldrandprojektes als «Waldrandarten» oder «Ökotonarten» und nicht als «Innenwaldarten» erwiesen (FLÜCKIGER, 1999).

4.3 Gruppenspezifische Bindung an den Wandrand

4.3.1 Gliederfüsser (Arthropoda)

Die einzelnen Arthropodentaxa zeigten eine unterschiedlich starke Bindung an den Waldrand. Der Beitrag der Waldränder an die regionale Biodiversität war bei allen Arthropodengruppen höher als jener des Waldes.

Besonders deutlich war der Unterschied bei jenen Insekten, die zur Nahrungsaufnahme auf Pflanzen angewiesen sind und deshalb von der grossen pflanzlichen Diversität des Waldrandes (Abb. 6) profitierten. So kamen die Wanzen (Heteroptera), worunter sich viele von Pflanzensäften ernähren, vor allem im Kulturland und an der Vegetationsgrenzfläche des Waldrandes vor, während im Strauchgürtel und weiter im Waldesinnern vergleichsweise nur wenige Wanzen registriert wurden.

Ähnliches zeigte sich bei den *Prachtkäfern* (Buprestidae) und bei den *Bockkäfern* (Cerambycidae), deren Imagines (fertige, geschlechtsreife Insekten) Blüten besuchen. Beide Taxa wurden fast ausschliesslich im Offenland, d. h. im Kulturland und an der Vegetationsgrenzfläche des Waldrandes, gefunden. Obwohl diese xylobionten (holzlebenden) Käfer ihre Larvalentwicklung in Gehölzen durchlaufen, kamen sie im Wald selbst nur in geringen Dichten vor, was mit den Befunden von BARBALAT (1997) übereinstimmt, die Pracht- und Bockkäfer vor allem auf Waldlichtungen und an Waldrändern, dagegen kaum im Waldesinnern fanden.

Auch die mono- oder oligophag (eine oder mehrere Pflanzenarten fressend) von Kraut- oder Gehölzpflanzen lebenden *Rüsselkäfer* (Curculionidae) erreichten ihre höchsten Arten- und Individuenzahlen im Waldrandbereich.

Eine extrem starke Bindung an den unmittelbaren Waldrand zeigten die *Pflanzenwespen* (Symphyta), deren Larven fast stets Pflanzenfresser mit zuweilen sehr ausgeprägter Wirtsspezifität sind, während den Adulten vorzugsweise Pollen als Nahrung dienen. In Abb. 17 ist die Waldrandbindung der Pflanzenwespen dadurch dargestellt, indem die relativen Beiträge der

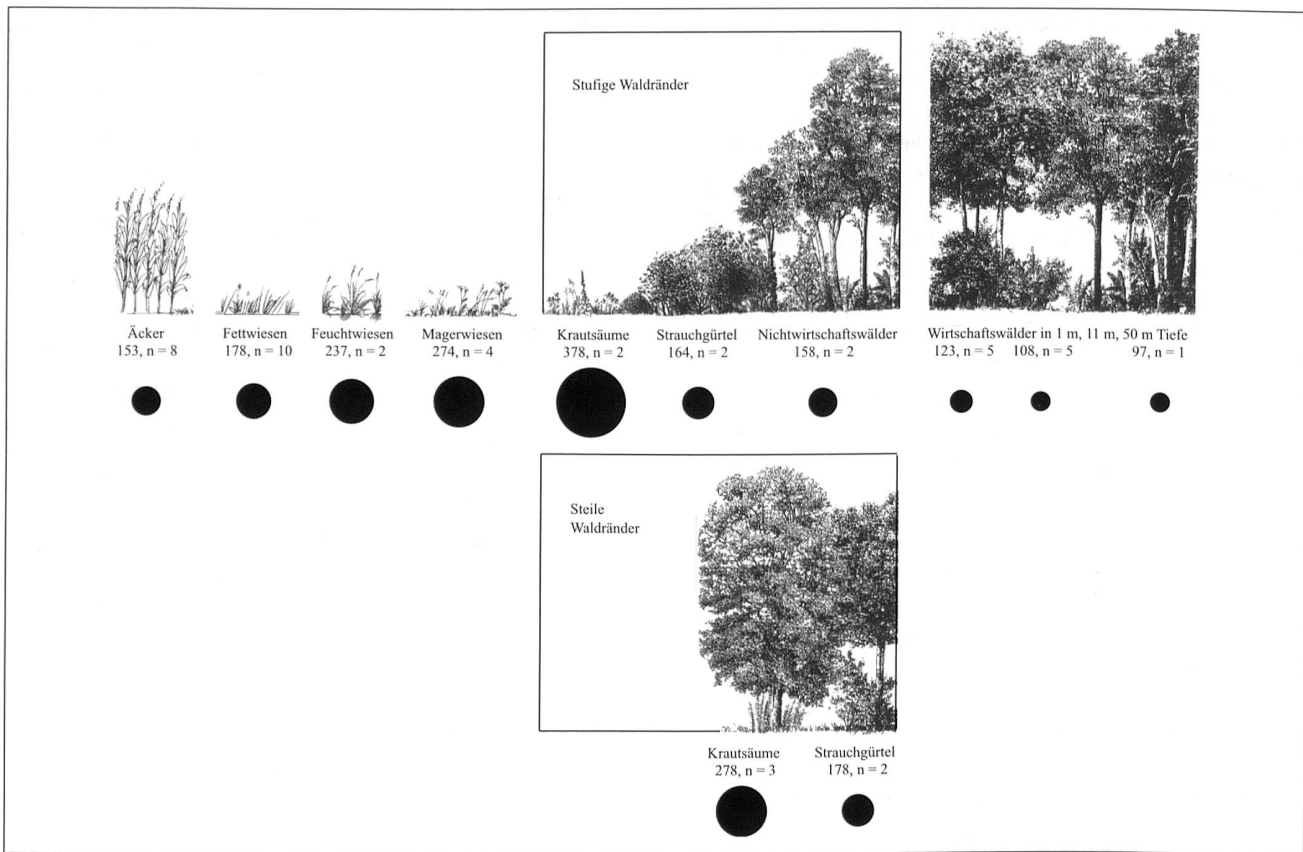


Abb. 16

Artenvielfalt verschiedener Habitate. Durchschnittliche Artenzahl von Arthropoden in verschiedenen Habitattypen bei identischem Fangaufwand, identischem saisonalem Ausschnitt und identischer standardisierter Inventurmethode. Die berücksichtigten Taxa sind: Spinnen (Araneae), Wanzen (Heteroptera), Laufkäfer (Carabidae), Prachtkäfer (Buprestidae), Bockkäfer (Cerambycidae), Pflanzenwespen (Symphyta), Bienen/Wespen/Ameisen (Aculeata), Schwebfliegen (Syrphidae). n = Anzahl berücksichtigter Habitate. (Abb. aus FLÜCKIGER, 1999)

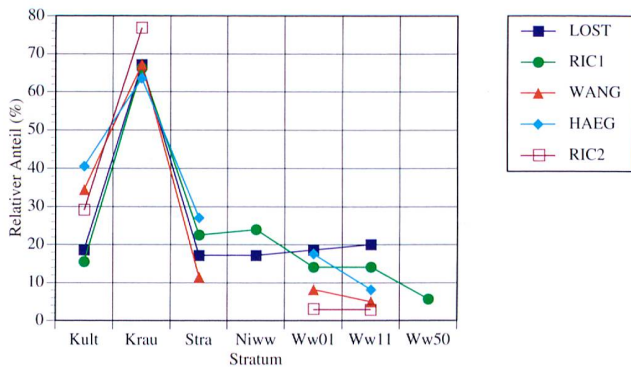


Abb. 17
Waldrandbindung der Pflanzenwespen (Symphyta). Relativer Anteil (%) der einzelnen Straten an der Gesamtartenzahl der Symphyta pro Horizontaltransekt. Ordinatebeschriftung: Kulturland (Kult), Krautsaum (Krau), Strauchgürtel (Stra), Nichtwirtschaftswald (Niww), Wirtschaftswald 1 m, 11 m bzw. 50 m hinter Waldrandbereich (Ww01, Ww11, Ww50). Legendenbeschriftung: Abkürzungen gemäss Anhang 3. (Abb. aus FLÜCKIGER, 1999)

einzelnen Straten gegen die Gesamtartenzahl pro Transekt aufgetragen sind. Die Werte betragen im Krautsaum 64 bis 77%, in den Kulturlandflächen 15 bis 41% und an allen Fallenstandorten im Wald 3 bis 27%. Durch das grössere Angebot an Wirtspflanzen, die Besonnung und die höhere Blütendichte dürften sowohl die Larven als auch die Imagines vieler Pflanzenwespen am Waldrand bessere Lebensbedingungen als im Waldesinnern vorfinden.

Eine ebenfalls starke Bindung an den Waldrand zeigten die *Bienen* und die *Wespen* (Aculeata ohne Formicidae). Auch bei dieser Gruppe dürfte die Nutzung des vielfältigen Blütenangebots ausschlaggebend sein, da sich darunter eine Vielzahl typischer Blütenbesucher (z. B. Bienen) befinden. Nicht zuletzt sind die diversen Nistmöglichkeiten an besonnten Stellen (HERMANN, 1996) und bei räuberischen und parasitoiden Arten die Vielzahl potenzieller Beutetiere für diese Bindung verantwortlich. SCHNEIDER (1996), die sich mit *Schlupfwespen* (Ichneumonidae) beschäftigte und dazu den stufigen Waldrand in Rickenbach und den Vergleichsstandort im Waldesinnern mithilfe von Fensterfallen und Malaisefallen (vgl. Abb. 7 und 9; SCHNEIDER & DUELLI, 1997) untersuchte, fand die meisten dieser parasitoiden Hautflügler ebenfalls am Vegetationsrand des Waldrandes, wenige dagegen auf der Magerwiese und im Innern des Hochwaldes. Ihre Studie deutet zudem darauf hin, dass die Larvalentwicklung der meisten Schlupfwespen am Waldrand stattfindet. Auf die funktionelle Bedeutung von Saum- und Mantelgesellschaften bei der Larvalentwicklung von Schlupfwespen (Waldrand als Lebensraum der Wirte von Schlupfwespen) und als Nahrungsquelle für deren Imagines (Reichtum an Doldengewächsen, Umbelliferae, und anderen Pflanzen) weist auch WILMANN (1980) hin.

Ein ähnliches Verbreitungsmuster wie bei den Bienen und Wespen zeigte sich bei den *Schwebfliegen* (Syrphidae). Sie kamen im Kulturland und im Wald in weitaus geringerer Zahl als am Waldrand vor. Auch STUKE (1996) fand bei der Inventarisierung eines grossen Waldgebietes, dass Waldränder und besonnte Waldinnenbereiche für die Schwebfliegen wichtig sind. Ihre Häufung entlang von Randstrukturen ist wie jene der anderen Blüten besuchenden Insektengruppen auf das reiche Blütenangebot zurückzuführen, weil Präsenz und Abundanz der Imagines – neben dem Angebot an geeigneten Larvalhabitaten – in entscheidender Weise von der Qualität und der Quantität des Blütenangebots bestimmt werden (SSYMAN, 1997). Die Diversität und Zusammensetzung der im Waldesinnern vorkommenden Schwebfliegen ist vom Bestandesalter abhängig; jüngere Bestände sind arten- und individuenreicher als ältere und weisen hohe Anteile an Arten aus anderen Habitaten auf (BANKOWSKA, 1994).

Auch die räuberischen *Spinnen* (Araneae) zeigten ein Diversitätsmaximum am Waldrand. Hier wies ebenfalls immer der Krautsaum die höchsten Werte auf. Der Unterschied zu den im Wald gelegenen Fallenstandorten war allerdings weniger stark ausgeprägt als bei den oben erwähnten Blütenbesuchern. Verschiedene Studien, die sich jedoch auf epigäische Spinnen beschränkten, fanden ebenfalls eine höhere Diversität an Waldrändern (BEDFORD & USHER, 1994; BLICK, 1991; DOWNIE et al., 1996; HEUBLEIN, 1983; LEGOWSKI et al., 1995). Mit den Fängen in den Vertikaltransekten der Solothurner Waldränder konnte nun erstmals gezeigt werden, dass die Vegetationsgrenzfläche am Waldrand insgesamt eine grössere Diversität aufweist als das Waldesinnere.

Die ebenfalls räuberischen *Laufkäfer* (Carabidae) wiesen im Offenland eine höhere Diversität auf als an den im Wald gelegenen Fallenstandorten. Eine Abnahme der Diversität vom Waldrand gegen das Waldesinnere fanden auch BÁLDI & KISBENEDEK (1994) in einer Trichterfallenuntersuchung eines Auenwaldes. Ihre unmittelbar am Waldrand gelegenen Fallenstandorte wiesen höhere Artenzahlen und Diversitätswerte auf als jene, die sich im Waldesinnern befanden. Auch eine Abnahme der Artenzahl im Waldesinnern und maximale Artenzahlen im Kulturland (Brachland) stellten LEGOWSKI et al. (1995) fest, während BEDFORD & USHER (1994) die höchste Artenvielfalt am Waldrand fanden. Minimale Abundanzen und Artenzahlen fanden HALME & NIEMELÄ (1993) in einem grossflächigen Nadelwald, maximale Werte dagegen im agro-urbanen Offenland. Die grössere Vielfalt der Laufkäfer an Offenlandstandorten ist damit zu erklären, dass diese Käferfamilie viele Feldarten und wenige Waldarten aufweist, was im Rahmen der Arbeit von FLÜCKIGER (1999) sowohl die durchgeführte Typologisierung aufgrund von Expertenwissen als auch die Typologisierung aufgrund der Fangdaten ergab. Die Vielfalt an Laufkäfern im Offenland führen HALME & NIEMELÄ (1993) auf die dort im Vergleich zum Wald höhere «biologische Produktivität» und die grössere kleinräumliche

Habitatdiversität zurück, die beide die Zahl der wirbellosen Herbivoren beeinflussen, die den Laufkäfern schliesslich als Nahrung dienen.

Im Offenland wurden auch die meisten *Ameisenarten* (Formicidae) festgestellt, als Waldarten wurden nur wenige typologisiert. Nicht ganz in dieses Bild passen die Befunde von LEGOWSKI et al. (1995), die am Waldrand (grass-mossy forest edge) gleich viele Ameisenarten wie an einem 20 Meter tief im Föhrenwald gelegenen Standort und an den weit im Offenland (Brachland) gelegenen Standorten die geringste Artenzahl feststellten.

Bei *Blattlaus fressenden Arthropoden* erwies sich das Waldesinnere als bedeutend artenärmer, jedoch nur teilweise individuenärmer als der Waldrand, wie GANDOLFI (1997) in ihrer Studie an den Untersuchungsstandorten in Rickenbach und Lostorf (Anhang 3) mittels Klopffproben (Abb. 11) feststellte.

Die Gründe für die ausgeprägte Bindung mancher Arthropoden an den Waldrand sind im Nebeneinander von unterschiedlichen Habitattypen und die dadurch auftretenden abiotischen und biotischen Randeffekte (edge effects) zu suchen. Sie finden auf kleinem Raum eine Vielzahl an Frasspflanzen (vgl. Abb. 6), Beutetieren, mikroklimatischen Bedingungen oder Versteckmöglichkeiten, die ihre Ansprüche während der Juvenilentwicklung oder als Imago zu decken vermögen.

4.3.2 Wirbeltiere (Vertebrata)

Im Vergleich zu den Arthropoden ist das Datenmaterial bezüglich Wirbeltieren spärlich. Es basiert auf dem Nachweis von Reptilien, die unter ausgelegten Blechen (fünf pro Stratum) bei wöchentlichen Kontrollen während des Sommerhalbjahres 1994 aufgefunden wurden. Die Methode beruht darauf, dass sich Deckung und/oder Wärme suchende Echsen und Schlangen unter diesen künstlichen Strukturen verkriechen (READING, 1996). Ferner fielen in Trichterfallen Beifänge von Reptilien und Kleinsäugetern an, die leider trotz vorbeugender Schutzmassnahmen in die Fallen gelangten.

Es wurden insgesamt vier *Reptilienarten* registriert. Unter den ausgelegten Bodenblechen konnten insgesamt 63 Nachweise von Blindschleichen (*Anguis fragilis*) sowie ein Nachweis einer Schlingnatter (*Coronella austriacus*) erbracht werden. Die Verteilung der Blindschleichen-Funde ist aus Abb. 18 ersichtlich. Weitaus am häufigsten wurde diese Art am stufig ausgebildeten Waldrand in Rickenbach festgestellt (RIC1, vgl. Anhang 3). An den steilen Waldrändern und am Vergleichsstandort im Waldesinnern wurde die Art entweder überhaupt nicht oder aber bedeutend weniger häufig nachgewiesen. Die Häufigkeitsverteilung aller Reptiliennachweise belegt die Bedeutung von besonnten Waldrändern und von extensiv bewirtschafteten Magerwiesen für das Vorkommen von Reptilien. Randbereiche zwischen verschiedenen Landschafts-

teilen oder Bewuchsformen dienen den poikilothermen (wechselwarmen) Reptilien als Besonnungsplätze, vor allem dann, wenn das Habitat durch hohe und beschattete Vegetation bedeckt wird (DUSEJ & BILLING, 1991). Stufig aufgebaute Waldränder erlauben eine optimale Besonnung des Krautsaums, was für die Wärme liebenden (thermophilen) Reptilien von entscheidender Bedeutung ist. Verläuft der Übergang vom Wald zum Offenland abrupt, so ist es wichtig, dass der Krautsaum nicht durch vorwachsene Äste stark beschattet wird. Die Ausbildung eines Hohltraufs wirkt sich diesbezüglich günstig aus, wie der Waldrand in Hägendorf zeigt. Waldränder mit weit vorladenden Ästen wie bei jenem in Wangen, wo keine Reptilien festgestellt werden konnten, kommen dagegen trotz Südexposition als Reptilienhabitate kaum infrage.

Bei den Kleinsäuger-Beifängen in den Trichterfallen handelte es sich vorwiegend um *Spitzmäuse* (Soricidae), die in drei Arten nachgewiesen wurden. Mit Ausnahme von Wangen und Hägendorf, den beiden steilen, an intensiv genutztes Kulturland angrenzenden Waldrändern, konnten an allen Untersuchungsstandorten Spitzmäuse festgestellt werden. Auffällig waren die fehlenden Nachweise im Kulturland und die Häufung der Nachweise im Krautsaum oder in dessen Nähe (Strauchgürtel, Wirtschaftswald 1 m hinter Waldrandbereich). Angesichts der geringen Fangzahlen konnten daraus jedoch kaum Schlüsse gezogen werden. Immerhin ist zu bedenken, dass das Nahrungsangebot an Arthropoden im Waldrandbereich gross ist (Kap. 4.2.1) und dort günstigere Deckungsverhältnisse herrschen als im Kulturland. Eine ausgesprochene Bindung an den Übergangsbereich von Wäldern zu Kahlschlagflächen – Waldränder ohne jegliche physiognomisch ersichtliche Ökotonstrukturen – fand HANSON (1994) für die Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*)

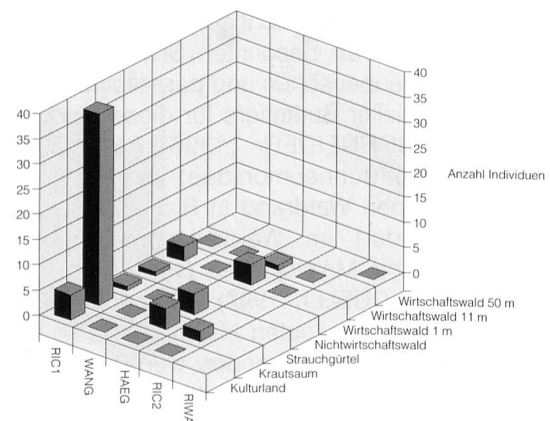


Abb. 18
Nachweise von Blindschleichen (*Anguis fragilis*) an einem stufigen Waldrand (RIC1), steilen Waldrändern (WANG, HAEG, RIC2) und einem Standort im Waldesinnern (RIWA; vgl. Anhang 3) durch wöchentliche Kontrollen unter je fünf ausgelegten Blechen pro Stratum zwischen 5.5. und 3.11.1994. (Abb. aus FLÜCKIGER & PELTIER, 1999)

und andere Säugetiere und erklärt dies bei der genannten Art damit, dass sie am Waldrand Schutz und auf den vorgelagerten, unbewaldeten Flächen Nahrung findet.

4.4 Waldrandstruktur und Artenvielfalt

Viele Publikationen weisen auf den ökologischen Wert von stufig aufgebauten, reich strukturierten Waldrändern hin und empfehlen die Umwandlung von steilen Waldrändern durch forstliche Pflegeeingriffe oder Anpflanzungen (z. B. COCH, 1995; GRUNWALD, 1997; HONDONG et al., 1993; KRÜSI et al., 1996b; KRÜSI et al., 1997; PANKIN & SPAHL, 1996; VON BÜREN et al., 1995; RICHERT & REIF, 1992). Allerdings fehlten Angaben darüber, welcher Gewinn an Biodiversität davon erwartet werden kann. Im Rahmen des faunistischen Waldrandprojektes im Kanton Solothurn wurde deshalb abgeklärt, wie die vegetationskundliche Bewertung der Waldränder mit der Artenvielfalt korreliert. Die Anzahl aller erfassten Arthropodenarten (Insekten- und Spinnenarten) korrelierte positiv mit der Waldrandqualität (FLÜCKIGER & DUELLI, 1997; FLÜCKIGER, 1999) (Tab. 4). Dies war auch gruppenspezifisch bei den Wanzen (Heteroptera), den Bienen

und den Wespen (Aculeata ohne Formicidae) und den Schwebfliegen (Syrphidae) der Fall. Bei den übrigen bestimmten sieben Tiergruppen konnte eine solche Beziehung nicht nachgewiesen werden. Gewisse Taxa zeigten aber trotz fehlender signifikanter Korrelation zwischen Artenzahl und Punktzahl an den beiden reich strukturierten Waldrändern deutlich höhere Artenzahlen. Die stufigen und damit reich strukturierten Waldränder wiesen durchschnittlich ein Drittel mehr Arthropodenarten auf als die steilen Waldränder. An den gleichen Waldrändern fand RENTSCH (1995) bei arboricolen (auf Bäumen lebenden), mit Baum-Photoelektoren (Vorrichtung zum Fang von Tieren an Baumstämmen, siehe Abb. 12) gefangenen Arthropoden eine positive Beziehung von Waldrandqualität und Artenvielfalt. DUELLI et al. (2002) ermittelten an den steilen Waldrändern im Vergleich zum Waldesinnern 24% mehr Arten von Netzflüglern (Neuroptera), Kamelhalsfliegen (Raphidioptera) und Schnabelhaften (Mecoptera), bei den reich strukturierten Waldrändern waren es sogar 60% mehr Arten. Auch aphidophage (Blattlaus fressende), mittels Klopfproben (Methode zum Sammeln von auf Zweigen und Blättern sitzenden Kleintieren, siehe Abb. 11) gesammelte Arthropoden waren an den stufigen Waldrändern artenreicher ver-

Tab. 4
Korrelation Waldrandbewertung/Artenzahl. Vergleich zwischen vegetationskundlicher Waldrandbewertung nach der Methode von KRÜSI & SCHÜTZ (1994) und der Anzahl festgestellter Arthropodenarten bei identischem Fangaufwand: Pro Horizontaltransekt je zwei Trichterfallen, eine Fensterfalle und eine Gelbschale im Krautsaum und dem 1. und 2. Stratum waldwärts, pro Vertikaltransekt je eine Fensterfalle und eine Gelbschale auf mittlerer Höhe sowie auf Baumwipfelhöhe. Die hochgestellten Ziffern hinter den Tiergruppennamen geben an, welche Fallentypen ausgewertet wurden: Ziffer 1 (alle), Ziffer 2 (Fensterfallen, Gelbschalen), Ziffer 3 (Trichterfallen). Der Spearman-Rangkorrelations-Test (r_s , $\alpha[1]$, 0,05, $n = 5$) bezieht sich auf die Bewertungen (Punktzahl) und die Artenzahlen. r_s = Korrelationskoeffizient, p = Irrtumswahrscheinlichkeit, n.s. = nicht signifikant. Für Abkürzungen der Standortangaben siehe Anhang 3. (Tab. nach FLÜCKIGER & DUELLI, 1997)

	LOST	RIC1	WANG	HAEG	RIC2	Spearman-Rangkorrelation: r_s
Vegetationskundliche Bewertung Bewertung (Punktzahl)	59	58	37	34	28	
Artenzahlen						
Arthropoden (alle erfassten Taxa)	670	611	459	528	449	0,900, $p = 0,05$
Spinnen ¹ (Araneae)	139	124	86	101	128	0,300, n.s.
Wanzen ¹ (Heteroptera)	104	95	72	76	41	0,900, $p = 0,05$
Laufkäfer ¹ (Carabidae)	49	49	65	52	41	0,154, n.s.
Prachtkäfer ² (Buprestidae)	7	10	5	9	7	0,103, n.s.
Bockkäfer ² (Cerambycidae)	24	14	12	17	10	0,700, n.s.
Rüsselkäfer ³ (Curculionidae)	20	16	18	21	24	-0,700, n.s.
Blattwespen ² (Symphyta)	83	88	58	70	67	0,600, n.s.
Bienen und Wespen ² (Aculeata ohne Formicidae)	160	145	85	119	79	0,900, $p = 0,05$
Ameisen ¹ (Formicidae)	33	30	23	26	28	0,600, n.s.
Schwebfliegen ² (Syrphidae)	51	40	35	37	24	0,900, $p = 0,05$

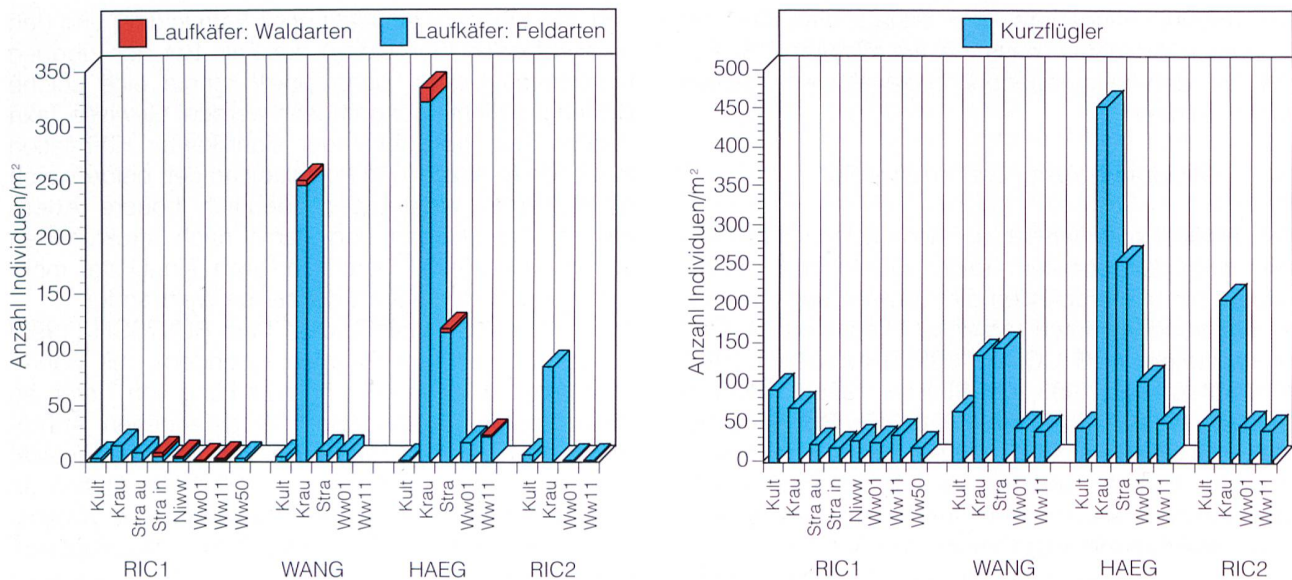


Abb. 19

Verteilung der Individuenzahlen von Laufkäfern (*Carabidae*) und Kurzflüglern (*Staphylinidae*) vom Kulturland (Kult), über den Waldrandbereich (Krautsaum, Strauchgürtel aussen und innen, Nichtwirtschaftswald) bis in den Wirtschaftswald (Ww) in unterschiedlicher Waldtiefe (1, 11 und 50 m hinter Waldrandbereich) aus Berlese-Bodenproben. Die Standortangaben sind dem Anhang 3 zu entnehmen. (Abb. umgezeichnet nach LIMAT & DUELLI, 2000)

treten als am steilen Fichtenwaldrand in Rickenbach (GANDOLFI, 1997). Nach FLÜCKIGER (1999) wirkt sich die Stufigkeit im Aufbau des Waldrandes günstig auf die Reptilienfauna aus (vgl. Kap. 4.3.2, Abb. 18). KOLLMANN & SCHNEIDER (1997) fanden in ihrem Projekt über die Verbreitung von Samen durch Vogelkot (vgl. Kap. 3.4) eine positive Korrelation von «vogelinduziertem Samenregen» und räumlicher Waldrandstruktur.

Alle diese Resultate bestätigen das grosse landschaftsökologische Aufwertungspotenzial von Gestaltungsmaßnahmen an strukturell unbefriedigenden Waldändern. Es ist allerdings klar, dass sich ein solcher Zuwachs an Biodiversität nach einer Umgestaltungsmassnahme nicht unverzüglich einstellt, sondern erst nach einer Phase der Entwicklung erreicht wird. Diese Phase beinhaltet die Ausbildung eines Blütensaums und einer reichen Strauchschicht, den Wuchs von Lichtbaumarten im Nichtwirtschaftswald sowie die Einwanderung von Organismen in den veränderten Lebensraum. Diesbezüglich ist das deutsche Projekt «Aufbau reich gegliederter Waldländer» (ACHTZIGER, 1995; ACHTZIGER et al., 1996; ACHTZIGER & RICHERT, 1997; AICHMÜLLER, 1991; KÖGEL et al., 1993; RICHERT, 1994; RICHERT, 1996) von höchstem Interesse. Es prüfte, wie gut die gezielte Neuschaffung bzw. Initiierung möglichst naturnaher Waldmäntel und Krautsäume möglich ist, und erarbeitete auf dieser Grundlage allgemein gültige Handlungsrichtlinien für die Waldrandgestaltungspraxis. Die Untersuchung der Besiedlungs- bzw. Sukzessionsdynamik ausgewählter Tiergemeinschaften und Nahrungssysteme in gestalte-

ten Testwaldändern und der Vergleich mit bestehenden Waldändern ergab, dass sich im Zeitraum von sechs Jahren eine Annäherung, jedoch keine Übereinstimmung entwickelt. Die Autoren kommen zum Schluss, dass eine exakte Kopie alter Waldländer nicht möglich ist, da alte Waldländer das Ergebnis einer langen Entwicklungsgeschichte sind und von Nutzungsformen geprägt wurden, die heute teilweise nicht mehr praktiziert werden (ACHTZIGER et al., 1996).

4.5 Waldrand als Überwinterungshabitat

Ökotope, die Übergangsbereiche zwischen zwei Habitaten, sind für die Überwinterung von Arthropoden von grosser Bedeutung. So unternehmen räuberische Nutzarthropoden saisonale Wanderungen zwischen dem landwirtschaftlich intensiv genutzten Kulturland und den benachbarten, naturnahen Grenzstrukturen (DENNIS et al., 1994; DESEO, 1958; DESENDER et al., 1981; DESENDER, 1982; KNAUER & TIMMERMANN, 1994; LYS & NENTWIG, 1994; PETERSEN, 1998; SOTHERTON, 1984; SOTHERTON, 1985). Dort finden die Tiere zum Überwintern günstigere Bedingungen bezüglich Vegetationsdeckung, Vegetationshöhe, Streuauflage, Temperaturbedingungen, Bodentiefe, Bodenfeuchte und Nahrungsangebot (DENNIS et al., 1994; THOMAS et al., 1992a; THOMAS et al., 1992b). Verschiedene Arbeiten haben auch gezeigt, dass Waldländer zur Überwinterung aufgesucht werden (ANDERSEN, 1997; WIEDEMEIER & DUELLI, 1993; WIEDEMEIER & DUELLI, 1996). Da über die Bedeu-

tung der unterschiedlichen Waldrandstraten als Überwinterungshabitate aber keine Kenntnisse vorlagen, galt die Forschung im Kanton Solothurn auch dieser Frage.

Dazu wurden im Winter entlang von Horizontaltransekten (vgl. Kap. 4.1) vom Kulturland bis in den Wirtschaftswald Boden- und Laubproben entnommen und die darin befindlichen Tiere im Labor in Berlese-Trichtern ausgetrieben (Abb. 13 und 14). Die Proben wurden dabei in mit Drahtgitter-Böden versehenen Gefässen ausgebreitet und mit einer Glühbirne bestrahlt. Die Wärme, die Trockenheit oder das Licht veranlassten die Tiere, durch das Gitter nach unten zu entweichen, wobei sie durch einen Trichter in ein mit Flüssigkeit gefülltes Fanggefäss fielen; für die Laubproben wurde ein modifiziertes System verwendet (LIMAT, 1997). Um die auf Bäumen und Sträuchern überwinternden Arthropoden zu erfassen, wurden entlang von Vertikaltransekten (vgl. Kap. 4.1) Klopfproben gesammelt (vgl. Abb. 11). Das Absaugen von Baumstämmen (auf 1,5 Meter über Boden) mit einem Generator betriebenen und mit einem Exhaustor-Aufsatz versehenen Staubsauger diente zur Erfassung der in Rindenspalten überwinternden Kleintiere.

Nach LIMAT (1997) und LIMAT & DUELLI (2000) zeigten im Winter die meisten der 22 untersuchten Arthropodengruppen (Ordnungen und Familien) ihre höchste Abundanz (Häufigkeit) in Krautsaum und Strauchgürtel jener Waldränder (Wangen und Hägendorf), die an landwirtschaftlich intensiv bewirtschaftete Flächen angrenzten. Besonders die Laufkäfer (Carabidae) und die Kurzflügler (Staphylinidae) zeigten dort ihre höchste Abundanz (Abb. 19) und

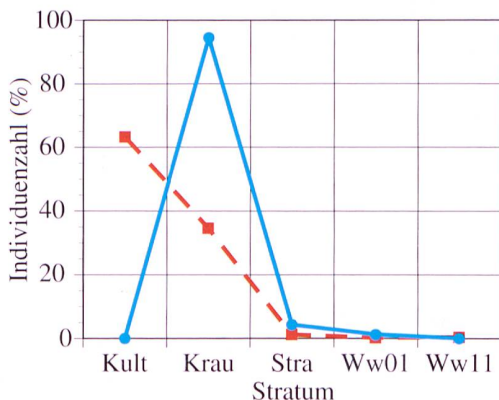


Abb. 20

Saisonale Verteilung der Individuenzahlen des Laufkäfers *Bembidion lampros* am Waldrand in Wangen (vgl. Anhang 3): Kulturland (Kult), Krautsaum (Krau), Strauchgürtel (Stra), Wirtschaftswald 1 bzw. 11 m hinter Waldrandbereich (Ww01, Ww11). Die Sommerdaten (rot) basieren auf Trichterfallen-, Fensterfallen- und Gelbschalenfängen ($n = 395$), die Winterdaten (blau) auf Berlese-Bodenproben ($n = 164$). Ähnliche Verteilungsmuster bei insgesamt zehn Laufkäferarten lassen darauf schliessen, dass die Tiere im Herbst vom Kulturland an den Waldrand migrierten, um dort zu überwinterern. (Abb. aus FLÜCKIGER, 1999)

Artenzahl, dies sowohl in den Laub- wie in den Bodenproben. In der Auswertung von FLÜCKIGER (1999), die auf Berlese-Bodenproben von drei Wintern basiert, erreichten die Artenzahlen der Laufkäfer in den betreffenden Krautsäumen das 3,6- bzw. 3,8fache, die Individuenzahlen das 36,3- bzw. 37,4fache der Kulturlandwerte. Es wird angenommen, dass diese Tiere im Herbst von den landwirtschaftlichen Intensivkulturen an den Waldrand wechselten, um dort im Krautsaum zu überwinteren. Dies impliziert die vorgenommene Typologisierung der Laufkäfer in Wald- und Feldarten (siehe Abb. 19) sowie auch die jahreszeitlich unterschiedlichen Häufigkeitsverteilungen von zehn Laufkäferarten. Sie erreichten im Sommer ihre grösste Häufigkeit im Kulturland, während sie dort im Winter entweder überhaupt nicht oder nur in geringer Anzahl nachweisbar waren (Abb. 20; FLÜCKIGER, 1999). Als weitaus wichtigstes Überwinterungshabitat erwies sich dabei der Krautsaum, während die anderen Waldrandökotonstrukturen, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle spielten. Im Gegensatz zum Sommer (vgl. Kap. 4.4, Tab. 4) konnte im Winter keine positive Korrelation von vegetationskundlicher Waldrandbewertung und Anzahl überwinternder Arthropodenarten nachgewiesen werden (LIMAT, 1997); die Individuenzahlen im Winter zeigten ebenfalls keine solche Korrelation. Im Winter ist vor allem die Nähe zu intensiv bewirtschafteten Kulturlandflächen entscheidend für die Abundanz und die Vielfalt der räuberischen Arthropoden im Waldrandbereich (LIMAT & DUELLI, 2000).

Ritzen im Stammbereich und an Ästen von Sträuchern und Bäumen scheinen zur Überwinterung von Arthropoden am Waldrand keine signifikante Bedeutung zu haben (LIMAT & DUELLI, 2000). Im Vergleich zu Klopfproben, die im vorangehenden Sommer an denselben Standorten von GANDOLFI (1997) durchgeführt wurden, liessen sich im Winter im Geäst der Bäume und Sträucher nur wenig Arthropoden (rund 2% der Sommerfänge) nachweisen, was auch für den Stammbereich zutrif. Dennoch ist die Bedeutung der Vegetation als Überwinterungshabitat nicht zu unterschätzen. Dies zeigen Befunde von GRÜEBLER (1997) in einem Eichen-Hagebuchen-Wald, wo er im Winter auf Eichen (*Quercus* sp.) mit Baum-Photoelektoren, Klebebändern und Rindenproben Arthropoden aus 17 Ordnungen und 88 Familien nachweisen konnte.

5. Ökologische Konzepte zur Biodiversität in und an Waldrändern

Die erzielten Forschungsergebnisse können zur Beantwortung allgemeiner waldpflegerischer Fragen herangezogen werden. Sollen im Wald möglichst einheitliche, geschlossene Bestände gefördert werden, die dem traditionellen vegetationskundlichen Bild der Klimaxgesellschaft von mitteleuropäischen Wäldern entsprechen (z. B. ELLENBERG, 1996)? Oder sind vielmehr heterogene Bestände zu fördern, die mosaikartig aus geschlossenen, aufgelockerten und offenen Flächen bestehen und somit viele Randstrukturen – auch im Innern der Wälder – aufweisen? Die folgenden Ausführungen, die darauf Antwort geben, sind der Arbeit von FLÜCKIGER (1999) entnommen. Die Tatsache, dass sich der Waldrand in seiner ganzen vertikalen Ausdehnung als besonders arten- und individuenreich erwiesen hat und die Mehrzahl der aufgrund von Expertenwissen als «Waldrandarten» typologisierten Arthropoden als «Waldrandarten» oder «Ökotonarten» zu betrachten sind (vgl. Kap. 4.2.3), weist ganz klar darauf hin, dass Randlinien reiche Wälder eine weitaus grössere Biodiversität aufweisen als einheitlich aufgebaute Bestände. Dies stimmt auch mit dem für das Kulturland formulierten Mosaikkonzept (DUELLI, 1992) überein, bei dem die Artenvielfalt im Gegensatz zu der Inseltheorie (MACARTHUR & WILSON, 1967) nicht mit der Anzahl Mosaiksteine (Inselgrösse), sondern mit der Anzahl Mosaiksteine und der Länge der Grenzlinien steigt. So profitieren von zunehmender Habitatvielfalt die Arten, die während ihres Lebens auf verschiedene Lebensräume angewiesen sind, während jenen Arten, die auf Grenzbereiche zwischen Biotopstrukturen spezialisiert sind, die zunehmende Habitatheterogenität und die damit verbundene Verlängerung an Randlinien zugute kommt (DUELLI, 1992). Wirtschaftswälder mit grossflächigen Beständen gleichen Alters, wie sie heute vielerorts das Landschaftsbild prägen, bieten deshalb keine optimalen Voraussetzungen für eine hohe Artenvielfalt. Dies stimmt auch mit der so genannten «intermediate disturbance-Hypothese» (CONNELL, 1978) überein, die voraussagt, dass die lokale Artenzahl ein Maximum erreicht bei mittlerer Störungs-(disturbance-)Häufigkeit, mittlerer disturbance-Stärke, mittlerem zeitlichem Abstand zum disturbance-Ereignis und mittlerer Ausdehnung des betroffenen Ökosystems. Dominanz mindernde Einflüsse auf die Waldvegetation sind biotische Prozesse wie der Zerfall von alten Bäumen, Beweidung, Insektenfrass, Krankheiten oder der Einfluss des Menschen, aber auch abiotische Vorgänge wie beispielsweise Waldbrände, Überschwemmungen, Schneedruck, Lawinen, Erdbewegungen oder Windwürfe. Die fördernde Wirkung von Windwürfen auf die Biodiversität zeigten beispielsweise WERMELINGER et al. (1995) in einer Studie in den Alpen, wo die Artenvielfalt der meisten untersuchten Tiergruppen auf Windwurfflächen deutlich grösser war als im intakten Bestand. Brandflächen werden von vielen spezialisierten Käferarten aufgesucht, um das

geschädigte Holz zu nutzen (SAMUELSSON et al., 1994). Die besseren Lichtbedingungen und die über das Feuer freigesetzten Nährstoffe fördern den Pflanzenwuchs, wovon in der Folge auch viele Tierarten profitieren (SCHERZINGER, 1996). Störungen in Waldökosystemen führen meist auch zu einer Vergrösserung des Totholzangebots. Totes Holz aber stellt für eine Vielzahl von Organismen eine entscheidende Habiatressource dar und wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt aus (HÖLLING, 2000; MÖLLER, 1994; SCHIEGG PASINELLI, 1999; SCHIEGG PASINELLI & SUTER, 2000; OKLAND et al., 1996).

Einen ganz entscheidenden Einfluss auf unsere Waldökosysteme und damit auch auf die regionale Biodiversität haben aber die anthropogenen Einflüsse. Ursprüngliche Landnutzungsformen des Menschen führten im Gegensatz zur modernen Land- und Forstwirtschaft zu einer heterogeneren Landschaft, in der die Grenze zwischen Offenland und Wald weitaus weniger deutlich ausgebildet war als heute. Das ökologisch relevante Resultat der alten Nutzungsweisen, von SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER (1997) im Gegensatz zur heutigen «Produktion» als «Austragsnutzung» bezeichnet, führte nach denselben Autoren zu Lebensräumen mit wenigen grossen Bäumen, mit hohem Lichteinfall und mit grosser struktureller Vielfalt. Auf diese Weise behinderte die Austragsnutzung die Entwicklung von artenarmen, durch Überschattung geprägten «Dominanzökosystemen». Es liegt daher auf der Hand, dass Waldbestände früher eine grössere Biodiversität aufwiesen als heute, was zum Beispiel bei Tagfaltern durch historische Vergleiche belegt werden konnte (SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER, 1997). Besonders bemerkenswert ist dabei der Befund, dass die Artenverluste im sich schliessenden Waldlebensraum nicht überwiegend Generalisten und Ubiquisten, sondern ökologisch anspruchsvolle Arten treffen.

Im Zusammenhang mit naturnaher Waldnutzung interessiert natürlich die Frage, wie denn eine vom Menschen unbeeinflusste Waldlandschaft aussehen würde. Diesbezüglich gehen die Meinungen weit auseinander, wie die Kontroverse über den Einfluss von heute ausgestorbenen, Pflanzen fressenden Grosssäugern (Megaherbivoren) wie *Palaeoloxodon antiquus* (Waldelefant) oder *Bos primigenius* (Aurochse) auf die Vegetationsdecke gezeigt hat. So monieren verschiedene Autoren (BUNZEL-DRÜKE et al., 1994; BUNZEL-DRÜKE et al., 1995; GEISER, 1992; MAY, 1993), dass bei der Rekonstruktion der prähistorischen Entwicklung der Landschaft die Einflüsse der Megaherbivoren nicht berücksichtigt wurden und sich Mitteleuropa ohne den Einfluss des Menschen nicht als mehr oder weniger geschlossenes Waldland (ZOLLER & HAAS, 1995), sondern als halboffene Weidenschaft präsentieren würde. Wie auch immer die potenzielle natürliche Vegetation aussehen mag, so lässt sich aus den Resultaten bezüglich der Typologisierung in Innenwald-, Waldrand- und Feldarten, den straten-spezifischen Verteilungen der Arten, Individuen und

Diversitätsindices (vgl. Kap. 3.3, 4.2, 4.3), den Befunden anderer Autoren und den Voraussagen von theoretischen Modellen (siehe oben) folgern, dass biotische und abiotische Prozesse, die den Wald auflockern und somit eine Verlängerung der Randlinien zur Folge haben, sich insgesamt positiv auf die Biodiversität auswirken werden. Diesem Umstand sollte bei der Formulierung von landschaftsökologischen und auch waldbaulichen Zielsetzungen Rechnung getragen werden.

6. Folgerungen für die Waldrand- und Waldpflege

Die im Kanton Solothurn durchgeführten Studien belegen eindrücklich die hohe landschaftsökologische Bedeutung von Waldrändern. Sie sind Zentren der floristischen und faunistischen Diversität sowie wichtiges Überwinterungsgebiet von räuberischen Arthropoden aus dem Kulturland (Kap. 3.3, 4.2 bzw. 4.5). Die vegetationskundliche Bewertung der Solothurner Waldränder mit einem standardisierten Verfahren, ein entsprechender Vergleich mit anderen Waldrändern in der Schweiz und die Erfahrungen aus experimentellen Pflegeeingriffen belegen das grosse Aufwertungspotenzial der Waldränder (Kap. 3.1, 3.2). Damit kann die Artenvielfalt in hohem Masse gefördert werden, wie dies die Vergleiche von unterschiedlich strukturierten Waldrändern implizieren (Kap. 4.4). Den im Rahmen des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft des Kantons Solothurn (MJPNL, 1992) stattfindenden Aufwertungsmassnahmen an Waldrändern (Kap. 2) kommt deshalb eine sehr grosse Bedeutung zu. Sie sollten auch in Zukunft, d. h. nach dem Programmabschluss im Jahre 2004, konsequent weitergeführt und dokumentiert werden.

Der Neuschaffung und Pflege von strukturreichen Waldrändern, sei es an Aussen- oder Innengrenzen des Waldes, ist hohe Priorität einzuräumen. Die Neuschaffung kann durch gezielte forstliche Eingriffe und/oder durch Neuanpflanzungen erreicht werden, die Pflege durch periodisches Zurückschneiden der vorwachsenden Bäume und Sträucher, durch Freistellen von Lichtbaumarten im Übergang zum Wirtschaftswald sowie durch Förderung von breiten, Blütenreichen Krautsäumen durch gelegentliche Mahd. Anweisungen für solche Massnahmen finden sich u. a. in ARTMANN-GRAF (1997); COCH (1995); GRUNWALD (1997); HONDONG et al. (1993); KRÜSI et al. (1996b); KRÜSI et al. (1997); PANKIN & SPAHL (1996); PIETZARKA & ROLOFF (1993a und 1993b); STINGL (2001); VON BÜREN et al. (1995); RICHERT & REIF (1992).

Die beim Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft des Kantons Solothurn (MJPNL, 1992) gemachten Erfahrungen und die sich daraus ergebenden Folgerungen für die Waldrandpflege sind in Kap. 2.3.2 und 2.4 dargestellt.

7. Zusammenfassung

Die *Vorreiterrolle des Kantons Solothurn im Waldrandschutz* war mit ein Grund dafür, dass in diesem Kanton eine Reihe von wissenschaftlichen Grundlagenuntersuchungen an Waldrändern durchgeführt wurden. Im vorliegenden Artikel werden die Aufwertungsmassnahmen der kantonalen Naturschutzbehörde und einige Forschungsergebnisse vorgestellt sowie Folgerungen für die Waldrand- und Waldpflege gezogen.

Das *Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft des Kantons Solothurn* mit einer Laufzeit von zehn Jahren wurde im Jahre 1992 vom Kantonsrat bewilligt und mit einem Verpflichtungskredit in zweistelliger Millionenhöhe ausgestattet, darunter rund Fr. 500 000.– für die Aufwertungs- und Schutzmassnahmen an Waldrändern. Das ursprünglich bis ins Jahr 2002 dauernde Mehrjahresprogramm wurde später um zwei Jahre bis 2004 erstreckt. Das auf freiwilligen Vereinbarungen zwischen Kanton und Bewirtschafter basierende Programm sieht unter anderem die Schaffung von stufigen und gebuchteten Waldrändern und die Bildung von Waldreservaten vor. In der vorliegenden Arbeit werden die Auswahlkriterien für schutzwürdige Waldränder, das Vorgehen beim Abschluss einer Vereinbarung, die Durchführung von Unterhaltseingriffen (Erstunterhalt und Folgeeingriffe) und die dabei gemachten Erfahrungen vorgestellt. Die ersten Vereinbarungen konnten im Jahre 1993 abgeschlossen werden. Seither konnten die Zahl der Vereinbarungen und die Waldrandlängen und die Fläche ständig gesteigert werden. Bis ins Jahr 2001 konnte mit einer Länge von 81 Kilometern und einer Fläche von 284 Hektaren über die Hälfte des gesteckten Zieles des laufenden Programmes erreicht werden. Den idealen Waldrand zu erreichen, ist nach den Erfahrungen mit dem Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft nicht möglich. Ein solcher Waldrand entsteht nur dann, wenn der Wald ungehindert ins offene Land vorwachsen kann. Dennoch geht die Entwicklung an den Waldrändern in die gewünschte Richtung. Nach Ansicht der Projektverantwortlichen ist die rund achtjährige Erfahrung für eine abschliessende Beurteilung zu kurz; dazu dürften wie bei Hecken 15 bis 20 Jahre nötig sein.

Vegetationskundliche Studien der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, an 82 zufallsmässig ausgewählten Waldrändern in fünf Gemeinden im Mittelland, im Kettenjura und im Tafeljura waren die Grundlage für die Entwicklung eines Bewertungsschlüssels für Waldränder. Dieser ermöglicht eine rasche und praktikable Beurteilung von Waldrändern aufgrund von neun Parametern, die den strukturellen Aufbau und die botanische Vielfalt an Gehölzpflanzen betreffen. Es zeigte sich, dass nur die wenigsten der untersuchten Waldränder ökologisch als «befriedigend» oder «gut» und sogar kein einziger als «sehr wertvoll» bezeichnet werden kann und diese Waldränder im Vergleich zu Waldrändern in der Nordostschweiz und im unteren Rhonetal sogar schlechter abschneiden. Mit relativ

wenig Aufwand könnte bei knapp der Hälfte der Waldränder ein ökologisch befriedigender bis guter Zustand erreicht werden. Aus experimentellen Pflegeeingriffen wird geschlossen, dass bei schlechten Waldrändern sich praktisch jeder Eingriff positiv auf die botanische Vielfalt auswirkt, bei durchschnittlich ausgebildeten Mittelland-Waldrändern ein einmaliger kleiner Eingriff diesbezüglich jedoch kaum Auswirkungen hat.

Eine Studie des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich widmete sich der Frage, wie die Waldrandstruktur und die umliegenden Landschaftsstrukturen das Ausmass der *Samenverbreitung durch Vögel an Waldrändern* beeinflussen. Dazu wurden an neun Waldrändern in der Region Olten der Samenniederengang mit Samenfallen gemessen, die Artenzusammensetzung und die Waldrandstrukturen im Gelände erfasst und die angrenzenden Landschaftsstrukturen mithilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) analysiert. Der «vogelinduzierte Samenregen» korrelierte positiv mit der Waldrandstruktur, ebenso mit der Waldrandlänge in etwa 100 Meter Radius. Die umliegende Landschaftsstruktur übt einen messbaren Einfluss auf die Lebensgemeinschaft am Waldrand aus. Dies weist auf ein beträchtliches Potenzial der Waldrandvegetation hin, sich nach Störungen zu erholen und die Artenvielfalt im Laufe der Zeit zu erhöhen. Im Zentrum eines vom Schweiz. Nationalfonds und der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, finanzierten Projekts stand die Frage, *welchen Beitrag Waldrandökotonstrukturen zur regionalen Diversität leisten*. Dazu wurden fünf unterschiedlich strukturierte Waldränder und ein Vergleichsstandort im Waldesinnern, alle am Jurasüdfuss in der Region Olten gelegen, mit standardisierten faunistischen Inventurmethode untersucht. Pro Waldrand wurde je ein horizontaler und vertikaler Fallentransekt gelegt. Die Horizontaltransekte erstreckten sich vom Kulturland bis in den Wirtschaftswald. Die mithilfe von Baugerüsten errichteten Vertikaltransekte reichten vom Boden bis über die Baumwipfel. Die Resultate der Hauptuntersuchung basieren auf insgesamt 1296 erfassten Arten und 159 217 Individuen von Insekten und Spinnen und belegen den besonderen Artenreichtum des Krautsaums und der Vegetationsgrenzfläche am Waldrand. Der besondere Artenreichtum des Waldrandes zeigte sich auch durch Vergleiche mit verschiedenen Habitattypen des Kulturlandes. Die Befunde stützen die Hypothese, dass der grosse Beitrag des Waldes zur regionalen Biodiversität in unseren Wirtschaftswäldern offenbar in erster Linie auf dem Vorhandensein von Randstrukturen basiert. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass die Mehrzahl der aufgrund von Expertenwissen als «Waldarten» typologisierten Arthropoden sich aufgrund der Fangdaten des Waldrandprojektes als «Waldrandarten» oder «Ökotonarten» und nicht als «Innenwaldarten» erwiesen. Die einzelnen Arthropodentaxa zeigten eine unterschiedlich starke Bindung an den Waldrand. Der Beitrag der Waldränder an die regionale Biodiversität war bei allen Arthropoden-

gruppen höher als jener des Waldes. Die Anzahl aller erfassten Arthropoden korreliert positiv mit der vegetationskundlichen Waldrandbewertung (Punktzahlen). Der um ein Drittel erhöhte Artenreichtum von strukturreichen Waldrändern impliziert das grosse landschaftsökologische Aufwertungspotenzial von Gestaltungsmaßnahmen an strukturell unbefriedigenden Waldrändern. Waldränder sind auch Überwinterungshabitats für landwirtschaftlich relevante, räuberische Arthropoden wie Laufkäfer und Kurzflügler. Als weitaus wichtigstes Überwinterungshabitats erwies sich der Krautsaum. Im Winter ist vor allem die Nähe zu intensiv bewirtschafteten Kulturlandflächen entscheidend für die Abundanz und die Vielfalt der räuberischen Arthropoden im Waldrandbereich.

Die erzielten Forschungsergebnisse, welche die hohe landschaftsökologische Bedeutung von Waldrändern eindrücklich belegen, werden zur Beantwortung allgemeiner waldpflegerischer Fragen herangezogen und unter Einbezug verschiedener Theorien (Inseltheorie, Mosaikkonzept, «intermediate disturbance-Hypothese», Megaherbivoren-Theorie) diskutiert. Demnach sollen in unseren Wirtschaftswäldern nicht einheitliche, geschlossene Bestände gefördert werden, die dem traditionellen vegetationskundlichen Bild der Klimaxgesellschaft von mitteleuropäischen Wäldern entsprechen. Es sind vielmehr heterogene Bestände zu fördern, die mosaikartig aus geschlossenen, aufgelockerten und offenen Flächen bestehen und somit viele Randstrukturen – auch im Innern der Wälder – aufweisen.

Die im Kanton Solothurn durchgeführten Studien belegen eindrücklich die grosse landschaftsökologische Bedeutung von Waldrändern. Der Schaffung von strukturreichen Waldrändern ist daher hohe Priorität einzuräumen. Genau dies wird im Kanton Solothurn im Rahmen des Mehrjahresprogrammes Natur und Landschaft in grossem Ausmass umgesetzt. Die Aufwertungsmaßnahmen sollten auch in Zukunft, d. h. nach dem Programmabschluss im Jahre 2004, konsequent weitergeführt und dokumentiert werden.

8. Dank

Wir danken Dr. Martin K. Obrist und Dr. Martin Schütz, beide Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Die Mehrkosten für den Farbdruck wurden durch das Kant. Amt für Raumplanung, Abt. Natur und Landschaft, Solothurn, finanziert.

9. Literatur

- Achtziger R. (1995): Die Struktur von Insektengemeinschaften an Gehölzen: Die Hemipteren-Fauna als Beispiel für die Biodiversität von Hecken- und Waldrandökosystemen. Bayreuther Forum Ökologie 20: 183 S.
- Achtziger R., Blick T., Geyer A., Richert E. (1996): Aufbau reich gegliederter Waldränder: Endbericht für den Zeitraum 1.7.1989–31.12.1995 an das Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Nr. N1-072(89)-89211-2/2). Universität Bayreuth, Lehrstühle Tierökologie I und Biogeographie, 541 S.
- Achtziger R., Richert E. (1997): Aufbau reich gegliederter Waldränder – Überlegungen zu Schutz und Entwicklung. Naturschutzforschung in Franken II. Materialien der Ökologischen Bildungsstätte Oberfranken (Hrsg.). – Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz. Materialien 1/97: 47–50.
- Aichmüller R. (1991): Aufbau reich gegliederter Waldränder. Allg. Forstzeitschr. (AFZ) 14: 707–708.
- Andersen A. (1997): Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col., Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and their boundaries. J. Appl. Ent. 121(2): 77–80.
- Artmann-Graf G. (1997): Der Waldrand als Lebensraum für Heuschrecken. Schweiz. Z. Forstwes. 148(7): 551–559.
- Baldi A., Kisbenedek T. (1994): Comparative Analysis of Edge Effect on Bird and Beetle Communities. Acta zool. hung. 40(1): 1–14.
- Bankowska R. (1994): Diversification of Syrphidae (Diptera) fauna in the canopy of Polish pine forests in relation to forest stand age and forest health zones. Fragm. faun. 36(24): 469–484.
- Barbalat S. (1997): Influence de l'exploitation et des structures forestières sur quatre familles de Coléoptères (Lucanidae, Scarabaeidae phytophages, Buprestidae et Cerambycidae) dans les Gorges de l'Areuse (Neuchâtel, Suisse). Doktorarbeit, Université de Neuchâtel.
- Baur B., Ewald K.C., Freyer B., Erhardt A. (1997): Ökologischer Ausgleich und Biodiversität: Grundlagen zur Beurteilung des Naturschutzwertes ausgewählter landwirtschaftlicher Nutzflächen. (Themenhefte Schwerpunktprogramm Umwelt). Birkhäuser, Basel.
- Bedford S.E., Usher M.B. (1994): Distribution of arthropods species across the margins of farm woodlands. Agricult. Ecosys. Environ. 48(3): 295–305.
- Blick T. (1991): Spinnen und Laufkäfer am Waldrand – ein Vergleich. DGaE Nachrichten 5: 42.
- Braun-Blanquet J. (1964): Pflanzensoziologie, 3. Aufl., Springer, Wien.
- Broggi M.F., Schlegel H. (1989): Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogrammes «Boden». Liebefeld-Bern.
- Bunzel-Drüke M., Drüke J., Vierhaus H. (1994): Quaternary Park: Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. info Arbeitsgemein. Biol. Umweltschutz/Soest 93/4-94/1: 4–38.
- Bunzel-Drüke M., Drüke J., Vierhaus H. (1995): Wald, Mensch und Megafauna: Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 4/95: 43–51.
- Coch T. (1995): Waldrandpflege: Grundlagen und Konzepte. Neumann, Radebeul.
- Connell J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302–1310.
- Dennis P., Thomas M.B., Sotherton N.W. (1994): Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. J. Appl. Ecol. 31: 361–370.
- Desender K. (1982): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. II. Hibernation of Carabidae in agroecosystems. Pedobiolog. 23: 295–303.
- Desender K., Maelfait J.P., D'Hulster M., Vanhercke L. (1981): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. I. Seasonal occurrence of Carabidae in the grassy edge of a pasture. Pedobiolog. 22: 379–384.
- Deseo K. (1958): Untersuchung der Makrofauna von Ruderalstellen am Winterende. Acta. Agronom. 8: 77–101.
- Dierschke H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. Scr. Geobot. 6: 1–246.
- Downie I.S., Coulson J.C., Butterfield E.L. (1996): Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. Ecography 19: 29–40.
- Duelli P. (1992): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. Verh. Ges. f. Ökologie 21: 379–384.
- Duelli P., Blank E., Frech M. (1992): The contribution of seminatural habitats to arthropod diversity in agricultural areas. In: Zombori L., Pergovits L. (eds): Proceedings of the Fourth European Congress of Entomology, Hungarian Natural History Museum, Budapest, Gödöllő, Hungary, 29–38.
- Duelli P., Obrist M. (1995): Comparing surface activity and flight of predatory arthropods in a 5 km transect. Acta Jutl. 70(2): 283–293.
- Duelli P., Obrist M.K. (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. Biodiv. Conserv. 7: 297–309.
- Duelli P., Obrist M.K., Flückiger P.F. (2002): Forest edges are biodiversity hotspots – also for Neuroptera – Acta zool. hung. 48 (Suppl. 2): 75–87.
- Duelli P., Obrist M.K., Schmatz D.R. (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. Agricult. Ecosys. Environ. 74: 33–64.
- Dusej G., Billing H. (1991): Die Reptilien des Kantons Aargau – Verbreitung, Ökologie und Schutz. Mitt. Aarg. Naturf. Ges. 33: 233–335.
- Ellenberg H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart.

- Flückiger P.F. (1999): Der Beitrag von Waldrandstrukturen zur regionalen Biodiversität. Dissertation Universität Basel.
- Flückiger P.F., Duelli P. (1997): Waldränder – Zentren der Biodiversität. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 119–123.
- Flückiger P.F., Peltier M. (1999): Die Reptilien des Kantons Solothurn: Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Mitt. Natf. Ges. Solothurn 38, 17–54.
- Flückiger P.F., Peter B. 1998: Erstnachweise für 21 Arten von Pflanzenwespen (Hymenoptera: Symphyta) in der Schweiz – Resultat einer systematischen faunistischen Inventur an Waldrändern im Solothurner Jura. Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 71, 423–437.
- Gandolfi M. (1997): Der Einfluss von Waldrandstrukturen auf die Abundanz und Vielfalt blattlausfressender Arthropoden. Diplomarbeit, Universität Zürich.
- Geiser R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandchaft. Laufener Seminarbeitr. 2/92: 22–34.
- Grüebler M. (1997): Arthropodenangebot auf Eichen (*Quercus* sp.) und dessen Nutzung durch rindenabsuchende Vögel im Winter. Diplomarbeit, Universität Zürich.
- Grunwald T. (1997): Untersuchungen zum Einfluss von Waldrandstrukturen auf die Avifauna. Vogel und Umwelt 9: 119–138.
- Halme E., Niemelä J. (1993): Carabid beetles in fragments of coniferous forest. Ann. Zool. Fenn. 30(1): 17–30.
- Hansson L. (1994): Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. Landsc. Ecol. 9(2): 105–115.
- Harris L.D. (1988): Edge effects and conservation of biotic diversity. Conserv. Biol. 2: 330–332.
- Heer X., Flückiger P.F. (1995): Erstnachweis von *Pseudomaro aenigmaticus* (Araneae: Linyphiidae) und weitere Funde von *Philodromus praedatus* (Araneae: Philodromidae) in der Schweiz. Arachnol. Mitt. 10: 25–27.
- Hermann M. (1996): Waldränder als Nisthabitat für Bienen (Hymenoptera, Apidae). Beitr. Hymenopt.-Tagung Stuttgart (1996): 26–27.
- Heublein D. (1983): Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökoton; ein Beitrag zum Thema «Randeffekt». Zool. Jb. Syst. 110: 473–519.
- Hölling D. (2000): Unterwuchs als wichtige Habitatqualität für xylobionte Käfer im Buchenwald. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. DCM Verlag, Meckenheim.
- Hondong H., Langner S., Coch T. (1993): Untersuchungen zum Naturschutz an Waldrändern, Bd. 2, Bristol-Schriftenreihe. Bristol-Stiftung, Zürich.
- Jäggi W. (1989): Der Waldrand in der Kulturlandschaft: Seine Aufwertung durch gezielte Eingriffe. Kantonsforstamt, September 1989: 5 S. (unveröffentlicht).
- Jäggi W., Angst C. (1996): Miteinander statt gegeneinander, Waldwirtschaft und Naturschutz im Kanton Solothurn. Wald und Holz 6/96: 8–11.
- Jedicke E. (1994): Biotopverbund – Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie, 2. Aufl., Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Knauer N., Timmermann D. (1994): Ausbreitung und Überwinterung von Laufkäfern (Carabidae, Col.) im Agrarökosystem. In: Christian-Albrechts-Universität zu Kiel I.f.W.u.L. (ed.) Integrierte Pflanzenproduktion II. Abschlussbericht zum Schwerpunktprogramm «Entwicklung eines integrierten Systems der Pflanzenproduktion unter Beachtung ökonomischer und ökologischer Aspekte des Pflanzenschutzes im Weizen», VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 74–92.
- Kögel K., Achtziger R., Blick T., Geyer A., Reif A., Richert E. (1993): Aufbau reich gegliederter Waldränder – ein E+E-Vorhaben. Natur Land. 68(7/8): 386–394.
- Kollmann J., Schneider B. (1997): Effects of landscape structure on seed dispersal of fleshy-fruited species along forest edges. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 63: 77–86.
- Kollmann J., Schneider B. (1999): Landscape structure and diversity of fleshy-fruited species at forest edges. Plant Ecology 144: 37–48.
- Krug K. (1992): Ökologische Bewertung von Waldrändern im Kanton Solothurn. Erstellen eines Bewertungsschlüssels und Beurteilung der aktuellen Situation im Kanton Solothurn. Diplomarbeit, ETH Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Krüsi B.O., Schütz M. (1994): Schlüssel zur ökologischen Bewertung von Waldrändern. Beilage Inf.bl. Forsch.bereich Landsch. WSL Nr. 20.
- Krüsi B.O., Schütz M., Tidow S. (1996a): Den Rand ins Zentrum rücken: Die ökologische Situation der Waldränder in der Schweiz. Ornith. 3/96: 27–30.
- Krüsi B.O., Schütz M., Tidow S. (1996b): Wie bringt man Vielfalt in den Waldrand. Inf.bl. Forsch.bereich Landsch. WSL 31, 3–6.
- Krüsi B.O., Schütz M., Tidow S. (1997): Waldränder in der Schweiz: Ökologischer Zustand, botanische Vielfalt und Aufwertungspotenzial. Schweiz. Wald. 4/97: 5–19.
- Legowski D., Mazur S., Smolenski M. (1995): A contribution to the knowledge of the predatorous epigeic arthropoda in an ecotonic field-forest zone. Ann. Warsaw Agricult. Univ. – SGGW, For. and Wood Technol. 46: 13–30.
- Limat M. (1997): Die Bedeutung von Ökoton-Strukturen an Waldrändern unterschiedlicher Stufigkeit für die Überwinterung von Arthropoden. Diplomarbeit, Universität Basel.
- Limat M., Duelli P. (2000): Die Bedeutung von Ökoton-Strukturen an Waldrändern für die Überwinterung von räuberischen Arthropoden. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 12: 323–326.

- Lys J.-A., Nentwig W. (1994): Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in a cereal field. *Pedobiologie* 38: 238–242.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maret C. (1995): Evaluation écologique des lisères dans le canton de Soleure et dans la vallée du Rhône. Diplomarbeit, ETH Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- May T. (1993): Beeinflussten Gröss-Säuger die Waldvegetation der pleistozänen Warmzeiten Mitteleuropas? *Natur u. Mus.* 123(6): 157–170.
- MJPNL (1992): Mehrjahresprogramm Natur und Landschaft des Kantons Solothurn (MJPNL), Vorlage für den Verpflichtungskredit. Arbeitsgruppe Natur und Landschaft, Juni 1992: 48 S. und Anhänge. Kantonsratbeschluss Nr. 185 vom 22.10.1992.
- Möller G. (1994): Alt- und Tothholzlebensräume: Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmassnahmen. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 28(1): 7–15.
- Mühlenberg M. (1993): *Freilandökologie*, 3. Aufl., Uni-Taschenbücher 595, Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Okland B., Bakke A., Hagvar S., Kvamme T. (1996): What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiv. Conserv.* 5: 75–100.
- Pankin B., Spahl H. (1996): *Lebensraum Waldrand: Schutz und Gestaltung*. Merkblätter Waldökologie Nr. 48. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg.
- Petersen M.K. (1998): Fecundity and juvenile survival of *Bembidion lampros* and *Tachyporus hypnorum*. *Entomologia Exp. Appl.* 87: 301–309.
- Pietzarka U., Roloff A. (1993a): Dynamische Waldrandgestaltung – Ein Modell zur Strukturverbesserung von Waldaussenrändern. *Natur Landsch.* 68(11): 555–560.
- Pietzarka U., Roloff A. (1993b): Waldrandgestaltung unter Berücksichtigung der natürlichen Vegetationsdynamik. *Forstarchiv.* 64: 107–113.
- Reading C.J. (1996): Evaluation of reptile survey methodologies: final report. Institut of Terrestrial Ecology (Natural Environment Research Station), Furzebrook Research Station, (May 1996), Nr. 200.
- Rentsch H. (1995): Diversität und Verteilung von arboricolen Arthropoden an Waldrändern verschiedener Stufigkeit. Diplomarbeit, Universität Basel.
- Richert E. (1994): Aufbau reich gegliederter Waldränder im westlichen Mittelfranken. *Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz. Materialien I*: 21–22.
- Richert E. (1996): Waldränder in Süddeutschland – Struktur, Dynamik und Bedeutung für den Naturschutz, vol 40. *Bayreuther Forum Ökologie*. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Bayreuth.
- Richert E., Reif A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaussensäume im südwestlichen Mittelfranken sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte der ANL (Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, D-Laufen/Salzach)* 16: 123–160.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. (1994): *Dying and dead trees*. Swedish Threatened Species Unit. Uppsala.
- Scherzinger W. (1996): *Naturschutz im Wald*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Schiegg Pasinelli K.G. (1999): Limiting factors of saproxylic insects – habitat relationships of an endangered ecological group. Dissertation, ETH Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Schiegg Pasinelli K.G., Suter W. (2000): *Lebensraum Totholz*. Merkblatt für die Praxis 33, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf: 6 S.
- Schiess H., Schiess-Bühler C. (1997): Dominanzminderung als ökologisches Prinzip: eine Neubewertung der ursprünglichen Waldnutzungen für den Arten- und Biotopschutz am Beispiel der Tagfalterfauna eines Auenwaldes in der Nordschweiz. *Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch.* 72(1): 3–127.
- Schneider K. (1996): Räumliche und zeitliche Dynamik der Schlupfwespen (Ichneumonidae) in einem stufigen Waldrand, mit einem generellen Vergleich der Fängigkeit von Malaise- und Fensterfallen. Diplomarbeit, Universität Basel.
- Schneider K., Duelli P. (1997): Fangeffizienz von Fenster- und Malaisefallen im Vergleich. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 11: 843–846.
- Schütz M., Krüsi B.O., Krug K. (1993): Bewertung und Aufwertung von Waldrändern. *Inf.bl. Forsch.bereich Landsch. WSL* 16, 1–2.
- Snow B., Snow D. (1988): *Birds and Berries*. Poyser, Calton.
- Sotherton N.W. (1984): The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Ann. Appl. Biol.* 105: 423–429.
- Sotherton N.W. (1985): The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering in field boundaries. *Ann. Appl. Biol.* 106: 17–21.
- Ssymank A. (1997): Habitatnutzung blütenbesuchender Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) im Landschaftsgefüge des Drachenfelder Ländchens und Ansätze zu einer integrativen Landschaftsbewertung. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 11: 73–78.
- Stingl B. (2001): Ökologische Aufwertung von Waldrändern in Rossau-Mettmenstetten (Zürich), Ist-Soll-Zustand, Massnahmenplanung und Monitoringkonzept. Diplomarbeit, ETH Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Stuke J.-H. (1996): Die Schwebfliegenfauna (Diptera: Syrphidae) des Waldgebietes «Hasbruch» (Niedersachsen). *Drosera* 2/96: 129–140.
- Thomas M.B., Mitchell H.J., Wratten S.D. (1992a): Abiotic and biotic factors influencing the winter distribution of predatory insects. *Oecologia* 89: 78–84.
- Thomas M.B., Sotherton N.W., Coombes D.S., Wratten

- S.D. (1992b): Habitat factors influencing the distribution of polyphagous predatory insects between field boundaries. *Ann. appl. Biol.* 120: 197–202.
- von Büren D., Diez C., Bader L., Budde A., Kaumann G. (1995): Waldrand – Artenreiches Grenzland. SBN-Merkblatt Nr. 14, Schweiz. Bund für Naturschutz, Basel.
- Venzin R. (1992): Ökologische Aufwertung von Waldrändern unter besonderer Berücksichtigung von rechtlichen, finanziellen und planerischen Aspekten. Diplomarbeit, ETH Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Wermelinger B., Duelli P., Obrist M., Odermatt O., Seifert M. (1995): Die Entwicklung der Fauna auf Windwurfflächen mit und ohne Holzräumung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 146: 913–928.
- Wiedemeier P., Duelli P. (1993): Bedeutung ökologischer Ausgleichsflächen für die Überwinterung von Arthropoden im Intensivkulturland. *Verh. Ges. f. Ökologie* 22: 263–267.
- Wiedemeier P., Duelli P. (1996): Ökologische Ausgleichsflächen für die Nützlingsförderung: Spinnen und räuberische Käfer im Intensivkulturland. Beilage zum Schlussbericht Buwal-Projekt «Ökologischer Ausgleich» Nr. 753-VA-1009/0. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf.
- Wilmanns O. (1980): Zur Bedeutung von Saum- und Mantelgesellschaften für Schlupfwespen. In: Wilmanns O., Tüxen R. (eds): *Epharmonie* (Rinteln, 9.4.–11.4.1979), J. Cramer, Vaduz, 329–351.
- Zoller H., Haas J.N. (1995): War Mitteleuropa ursprünglich eine halboffene Weidelandschaft oder von geschlossenen Wäldern bedeckt? *Schweiz. Z. Forstwes.* 146(5): 321–354.

10. Anhänge (siehe folgende Seiten)

Anhang 1

Objektblatt (Vereinbarungsformular). Die Vereinbarungen werden im Abschlussjahr durch den Regierungsrat Ende Jahr genehmigt. Die Daten werden in einer Datenbank erfasst und verwaltet. Die Flächenabgeltung wird dem Waldeigentümer jährlich ausbezahlt. Die Eingriffe werden vor Ort besprochen und in der Vegetationsruhe ausgeführt. Die Abgeltung für die Unterhaltseingriffe wird nach abgenommener Arbeit ausbezahlt.

Nr.

V E R E I N B A R U N G

zwischen dem

KANTON SOLOTHURN, vertreten durch das Amt für Raumplanung

und

Eigentümer von

Grundbuch:

(Bewirtschafter)

GB-Nr:

Flurname:

wird vereinbart:

1. Der Bewirtschafter des oben erwähnten Grundstückes verpflichtet sich, den im beigehefteten Plan 1 : 5000 ausgeschiedenen **Waldrand** mit einer Fläche von ha (Länge Meter) sachgerecht gemäss jeweiliger Begehung und Erläuterung zu unterhalten. Ziel ist die Erhaltung und Aufwertung des Waldrandes als Lebensraum für Pflanzen und Tiere.

2. Für den Unterhalt gelten folgende Grundsätze:

- Ausführung in Etappen, grundsätzlich zwischen Oktober und März (Vegetationsruhe);
- Anzeichnung durch den Revierförster, in Absprache mit dem Amt für Raumplanung;
- Einhaltung der SUVA-Vorschriften (bei Holzerarbeiten) durch den Bewirtschafter. Der Kanton übernimmt keine Haftung bei Unfällen;
- Meldung der ausgeführten Arbeit durch den Revierförster an das Amt für Raumplanung.

3. Die Unterhalts- und Flächenbeiträge betragen:

a: Unterhaltsbeitrag pro Eingriff total:

Fr. (Fr. /a)

Die Auszahlung durch das Amt für Raumplanung erfolgt nach abgenommener Arbeit.

b: Der gesamte jährliche Flächenbeitrag beträgt Fr. Nach den geltenden Ansätzen setzt er sich wie folgt zusammen:

Grundbeitrag für Nutzungseinschränkung	Fr.	Fr.
Arten- und Strukturvielfalt	Fr.	Fr.

Die Auszahlung durch das Amt für Raumplanung erfolgt Ende Jahr.

- Die Auszahlung des Kantonsanteiles entfällt, wenn die Fläche nicht vereinbarungsgemäss bewirtschaftet wird. Wird das Ziel der Vereinbarung durch den Bewirtschafter verunmöglicht, sind die geleisteten Beiträge dem Kanton zurückzuzahlen.
- Diese Vereinbarung tritt, unter dem Vorbehalt der Genehmigung durch den Regierungsrat, nach Unterzeichnung durch beide Parteien auf den 1. Januar 2001 (rückwirkend) in Kraft und dauert erstmals 10 Jahre. Wird die Vereinbarung nicht von einer Partei unter Einhaltung einer einjährigen Kündigungsfrist auf Ende der Vertragsdauer gekündigt, so verlängert sie sich automatisch um jeweils 5 Jahre.
- Die Budgetbeschlüsse des Kantonsrates bleiben vorbehalten.
- Spezielle Abmachungen:

Solothurn, den

Der Bewirtschafter:

Für das Amt für Raumplanung:

Kopie an:

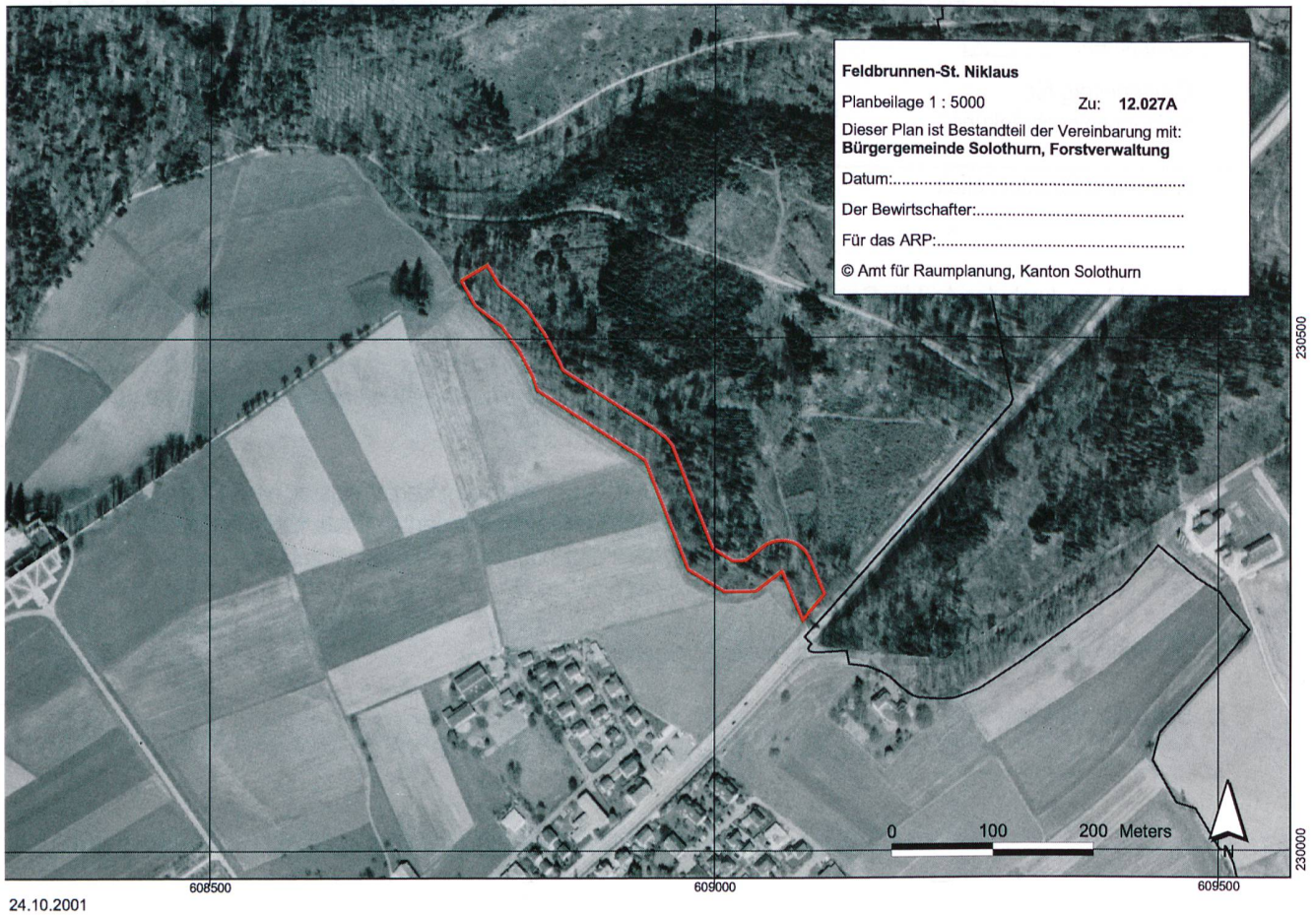
- Kreisforstamt
- Revierforstamt

Zur Kenntnis genommen
Für das Kreisforstamt:

Kreisförster

Anhang 2

Vereinbarungskarte zum Objektblatt. Zu jeder Vereinbarung gehört eine Karte (Ortho-Foto). Die Vereinbarungsf lächen werden in einem geografischen Informationssystem (GIS) erfasst und in einer Datenbank verwaltet. So steht ein umfassendes Informationssystem über sämtliche Vereinbarungsf lächen zur Verfügung. Die Aufwertungs- massnahmen an diesem Waldrand sind in Abb. 2-4 dokumentiert.



Anhang 3

Geografische und vegetationskundliche Angaben zu den Untersuchungsstandorten des Waldrandprojektes des Schweiz. Nationalfonds und der Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, vgl. Kap. 4.1 (Definition der Waldrandqualität nach KRÜSI & SCHÜTZ, 1994). (Tab. nach FLÜCKIGER & PETER, 1998; ergänzt)

Standort	LOST	RIC1	WANG	HAEG	RIC2	RIWA
Gemeinde	Lostorf	Rickenbach (SO)	Wangen bei Olten	Hägendorf	Rickenbach (SO)	Rickenbach (SO)
Koordinaten	635800/ 247900	631240/ 244200	633210/ 244530	629175/ 242225	631330/ 244415	631140/ 244490
Höhe ü. M.	540	560	470	460	590	620
Lebensraumtyp	stufiger Waldrand	stufiger Waldrand	steiler Waldrand	steiler Waldrand	steiler Waldrand	Wald
Waldrandqualität (Punktzahl)	sehr wertvoll 59 von 60	gut 58 von 60	unbefriedigend 37 von 60	unbefriedigend 34 von 60	schlecht 28 von 60	
Exposition	Südost	Ostsüdost	Südsüdost	Südsüdost	Südost	Süd
Waldtyp	unterholzreicher Föhrenwald	Buchenwald	artenreicher Laubmischwald	artenreicher Laubmischwald	Fichtenaufforstung	Buchenwald
Entwicklungsstufe, Bestandesalter	schwaches Baumholz, 80 Jahre	mittleres Baumholz, 80–100 Jahre	mittleres Baumholz, 100 Jahre	starkes Baumholz, bis 120 Jahre	Stangenholz 20 Jahre	mittleres Baumholz, 80–100
Kulturland	Magerwiese	Magerwiese	Fettwiese	Acker	Magerwiese	

