

Zeitschrift: Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel

Herausgeber: Geobotanisches Institut der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel

Band: 54 (1988)

Artikel: Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes : Folgerungen für den Naturschutz = Effects of short term fallow on an anthropogenous wetland site (Primulo-Schoenetum ferruginei) : conclusions for nature conse...

Autor: Bosshard, Andreas / Andres, Franziska / Stromeyer, Susanna

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-377746>

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: 10.01.2026

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

Ber.Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 54 (1988), 181-220

**Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das
Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes -
Folgerungen für den Naturschutz**

Effects of short term fallow on an anthropogenous wetland
site (*Primulo - Schoenetum ferruginei*) -
conclusions for nature conservation

von

Andreas BOSSHARD, Franziska ANDRES, Susanna STROMEYER und
Thomas WOHLGEMUTH

INHALT

| | |
|--|-----|
| 1. Einleitung und Problemstellung | 182 |
| 2. Untersuchungsgebiet und Versuchsanordnung | 185 |
| 3. Oekologische Erhebungen | 187 |
| 4. Synthese und Schlussfolgerungen | 213 |
| Zusammenfassung - Summary | 218 |
| Literatur | 218 |

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die vorliegende Veröffentlichung stellt einen Teil der naturwissenschaftlichen Ergebnisse vor, welche aus einer Diplomarbeit am Geobotanischen Institut hervorgegangen sind. Diese entstand von Herbst 1985 bis Herbst 1987 unter Leitung von Prof. Dr. F. Klötzli als Gruppenarbeit im Rahmen eines projektorientierten Studiums (POST) an der ETH*. Das Thema steht im Zusammenhang mit den langjährigen Streuwiesenuntersuchungen am Institut, in denen zahlreiche Beiträge zur dauerhaften Erhaltung von Streuwiesen erarbeitet wurden. Sie waren hauptsächlich auf die pflanzenökologischen Aspekte ausgerichtet. Wir betrachteten es als Chance einer Gruppenarbeit, hier verschiedene ökologische Gesichtspunkte gleichzeitig untersuchen zu können. So stand bereits zu Beginn des Projektes fest, dass die vier Gruppenmitglieder sich schwergewichtsmässig auf die vier Bereiche Boden und Mikroflora sowie Vegetation und Fauna aufteilten. Auf die Verknüpfung der Einzelresultate sollte dabei besonderes Gewicht gelegt werden.

1.1. PROBLEMSTELLUNG

Die Landwirtschaft hat heute an der Nutzung und damit Pflege von Streuwiesen vielerorts kein Interesse mehr. Zahlreiche Gebiete, welche bisher einer Melioration entgangen sind, drohen deshalb brachzufallen. Es stellte sich die Frage, was mit solchen Flächen geschehen soll. Ihr natürlicher Reichtum an Pflanzen- und Tierarten sowie der starke Rückgang dieser Floren- und Faunenelemente als Folge der massiven Riedwiesenentwässerungen der letzten 50 Jahre lenkte die Aufmerksamkeit der Naturschützer und Ökologen auf diese Ökosysteme. Damit entstand eine Diskussion nicht nur darüber, welche Daseinsberechtigung und Bedeutung diesen überhaupt zukomme, sondern vor allem auch über die Frage, wie solche Biotope, die ihre Existenz ganz der traditionellen Bewirtschaftung verdanken, unter den heutigen Gegebenheiten am sinnvollsten zu erhalten seien.

* Neben den uns von allen Seiten zuteil gewordenen Hilfeleistungen und Anregungen möchten wir besonders Herrn Prof. Dr. F. Klötzli und den uns betreuenden Assistenten Dr. Regula Müller, Martin Schneebeli und Karin Marti für ihren Einsatz danken.

Wir streifen damit ein ebenso zentrales wie schwierig beantwortbares Kernproblem des Naturschutzes, nämlich seine Zielvorstellungen und Beurteilungsmassstäbe. Es kann hier nicht der Ort sein, uns näher mit diesem Problem auseinanderzusetzen. Wir verweisen dazu auf den geisteswissenschaftlichen Teil unserer Diplomarbeit, deren Manuskript (ANDRES et al. 1987) sich in der Bibliothek des Geobotanischen Institutes, Stiftung Rübel, Zürich, befindet. Es muss genügend festzustellen, dass beim Biotopschutz der Artenvielfalt und der Erhaltung seltener oder gefährdeter Arten besondere Bedeutung beigemessen wird. Obschon sich brachgefallene und damit vom Menschen nicht mehr direkt beeinflusste Lebensräume zu einem "naturnäheren" Zustande hin entwickeln, stellt sich im allgemeinen mit einer Verbrachung eine Trivialisierung und Verarmung zumindest der Flora ein. Vor allem die empfindlicheren und deshalb oft selteneren und besonders schützenswerten Pflanzen gehen unter dem Filz der sich über Jahre ablagernden Streumassen und später unter den aufkommenden Holzpflanzen und der sich einstellenden Nährstoffzunahme zugrunde. In den meisten Fällen wird deshalb vom Gesichtspunkte des Pflanzenschutzes eine möglichst regelmässige Mahd empfohlen, um solche unerwünschten Entwicklungen in der Vegetation zu verhindern. Auf der anderen Seite bieten aber gerade waldfreie Gebiete ohne menschliche Nutzungseingriffe zahlreichen Tierarten, die durch die zunehmende Intensivierung in der Bewirtschaftung des Offenlandes gelitten haben, oft einen letzten Lebensraum. So konnten baumfreie Brachestadien vom faunistischen Gesichtspunkt aus oft als besonders wertvoll erkannt werden.

Vor dem Hintergrund dieser Situation standen bei unserer Arbeit folgende Fragen im Zentrum:

1. Welches sind die Auswirkungen einer kurzfristigen Verbrachung auf die Kleintierwelt im Vergleich zu den Einflüssen auf die Vegetation? Die Diskussion der Ergebnisse soll ein Abwägen zwischen der Förderung der Flora bzw. der Kleintierwelt von Streuwiesen ermöglichen und in der Folge einen Pflegeplan erstellen helfen, welcher die Ansprüche beider Gruppen berücksichtigt.
2. Wie wirkt sich die liegengebliebene Streu auf das Mikroklima, den Wasserhaushalt und den Nährstoffkreislauf bezüglich Vegetation, Boden, Mikroorganismen und Fauna aus? Verändern sich dadurch die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens? Wann und wo treten langfristig wirksame Veränderungen durch eine Verbrachung auf?

Ausgehend vom Boden, insbesondere von der Nährstoffproblematik sowie den mikroklimatischen Verhältnissen, sollen die brachebedingten Veränderungen in der Vegetation und Fauna dargestellt werden. In Fig. 1 werden die Beziehungen

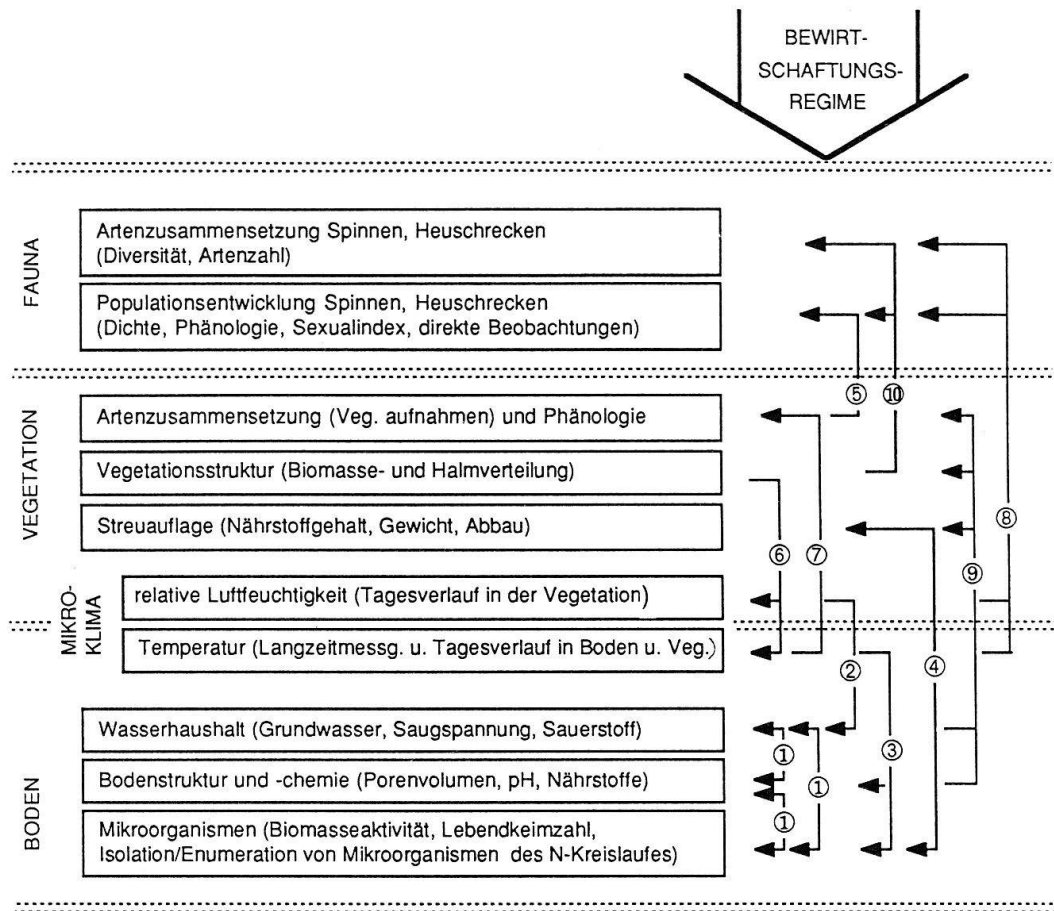


Fig. 1. Organisationsschema der Untersuchungen

Organisation scheme of the investigations

Klammern: die in unserer Arbeit untersuchten Aspekte

Pfeile: mit der Bewirtschaftung zusammenhängende Wirkungsbeziehungen, die in der Arbeit diskutiert werden.

- 1 Komplexe Wechselwirkungen
- 2 Bodenwasser-Verdunstung
- 3 Reaktionsgeschwindigkeit
- 4 Ernährungsgrundlage bzw. Abbau
- 5 Edaphische Wachstumsbedingungen
- 6 Sonnen- und Windeinwirkungen
- 7 Mikroklimatische Wachstumsbedingungen
- 8 Abiotische Lebensbedingungen
- 9 Nahrungsverhältnisse
- 10 Netzbaumöglichkeiten für Spinnen, Raumwiderstand, Überwinterungsmöglichkeiten, Fluchttort bei Überschwemmungen

zwischen Boden, Vegetation und Fauna, welche von der ökologischen Situation der kurzfristigen Verbrachung bzw. des Schnittes beeinflusst werden, in Zusammenhang gebracht.

Auf die Untersuchungsmethodik kann im Rahmen dieser Veröffentlichung jeweils nur kurz hingewiesen werden (ausführliche Angaben s. ANDRES et al. 1987).

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET UND VERSUCHSANORDNUNG

Das Untersuchungsgelände befindet sich auf 436 m ü.M. im Nordostteil des ausgedehnten, versumpften Ufergürtels des Greifensees, an der Gemeindegrenze zwischen Greifensee und Schwerzenbach im Osten des schweizerischen Mittelandes (47°22' N, 8°40' E) (Fig. 2). Lokal ist es gekennzeichnet durch die Lage mitten in einem grossflächigen, weitgehend baum- und buschlosen Niedermoor, in unseren Flächen einem Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei typicum* und *caricetosum elatae*), das mit verschiedenen anderen Pflanzengesellschaften verzahnt ist. Vom Rand her breiten sich grössere Hochstaudenrieder in Richtung Kopfbinsenried aus. Im unteren Teil wird das Kopfbinsenried von einem Grosseggengried abgelöst. Gegen den See schliesst ein breiter Schilfgürtel an, gegen Nordosten ein kleiner Wald und Ackerland. Rund 100 m südöstlich unserer Flächen durchfliesst ein schilfgesäumter Bach das Ried.

Im Herbst 1985 war ein breiter Streifen entlang der Ortsgrenze nicht geschnitten worden. Als Versuchsflächen wurden je zwei hinsichtlich der Vegetation möglichst homogene Parzellen im brachen und geschnittenen Teil gewählt. Für die Boden- und Vegetationsuntersuchungen wurden separate Flächen am Rand dieser Parzellen abgesteckt und durch eine Querlinie in Vegetations- und Bodenflächen unterteilt (Fig. 2). Die für Faunenerhebungen abgetrennten Flächen wurden somit nicht betreten.

1986 waren die Flächen A und B geschnitten, C und D lagen in diesem Jahr erstmals brach. Im Herbst 1986 wurden die Flächen A und C geschnitten, während B und D unbewirtschaftet blieben (Tab. 1). Es wurde darauf geachtet, dass die Brachflächen nicht direkt an den Flächengrenzen, sondern in einem Abstand von mindestens 2-5 m geschnitten wurden, um die Interaktionen, die direkt an der Schnittgrenze stattfinden, von den Versuchsflächen fernzuhalten.

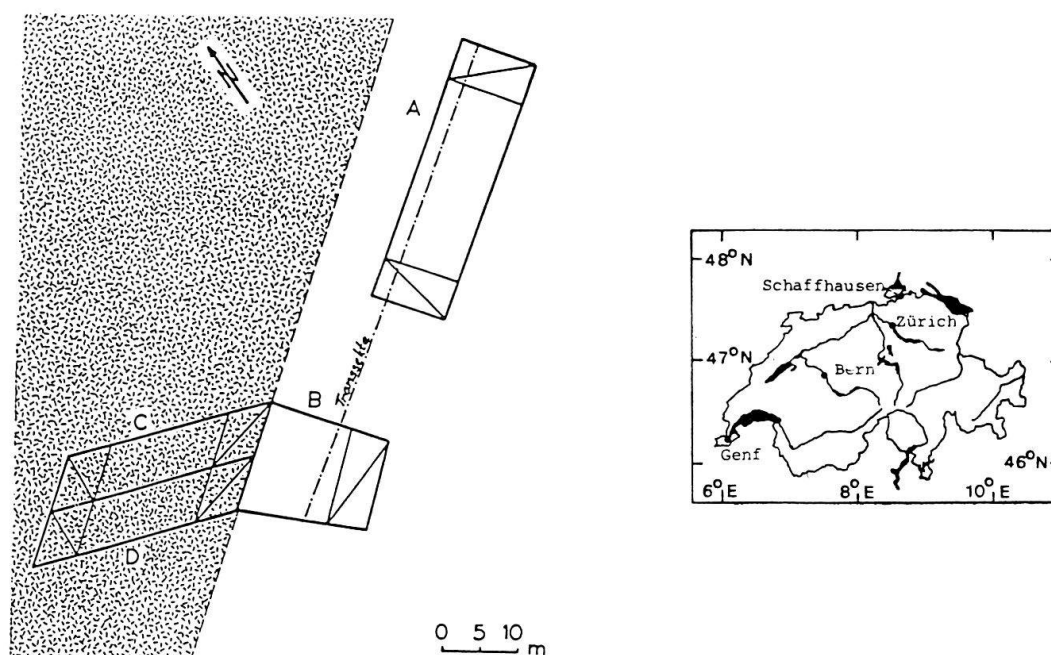


Fig. 2: Versuchsflächen 1986 - *Plots in 1986*

Die einjährig verbrachte Fläche ist mit einer Schraffur gekennzeichnet. Die Vegetations- und Bodenuntersuchungsflächen waren in Streifen am Rand der Versuchsflächen ausgeschieden. Die Mittelflächen blieben für faunistische Untersuchungen frei. Im Herbst 1986 wurde der obere Teil entlang der punktierten Linie bewirtschaftet, der untere Teil blieb brach.

Tab. 1. Übersicht über die Bewirtschaftung der Versuchsflächen 1986 und 1987.
Management in the investigation plots in 1986 and 1987.

| | 1986 | 1987 |
|----------|--------------|---|
| Fläche A | geschnitten | geschnitten |
| Fläche B | geschnitten | 1 Jahr brach |
| Fläche C | 1 Jahr brach | nach 1-jähriger Brache wiederbewirtschaftet |
| Fläche D | 1 Jahr brach | 2 Jahre brach |

3. ÖKOLOGISCHE ERHEBUNGEN

3.1. ERSTE BRACHEBEDINGTE VERÄNDERUNGEN IM BODEN UND IM MIKROKLIMA

3.1.1. Problemstellung

Die Veränderungen im Boden eines kurze Zeit brachgefallenen Kleinseggenriedes wurden bisher kaum untersucht. Die meiste Literatur über Brachflächen in Feuchtgebieten bezieht sich auf langjährige Verbrachung oder sogar auf Wiederbewaldung feuchter Standorte (KLÖTZLI 1969b, BRIEMLE 1980). Dabei lassen die Untersuchungen darauf schliessen, dass langzeitige Verbrachung eine Auteutrophierung des Bodens zur Folge hat (LEON 1968, PREISS 1982). Dieser hauptsächlich auf Stickstoff bezogene Nährstoffzuwachs im Boden kann auch durch Berechnungen von RUNGE (1965) und KLÖTZLI (1969b) für die als Endglied der Sukzession sich einstellenden Erlenbruchwälder erhärtet werden.

Temperaturunterschiede in Boden und Bodennähe als Folge einer unterschiedlich hohen Streudecke führen nach SCHIEFER (1981) und BEINHAUER (1978) zu niedrigeren Bodentemperaturen und damit auch zu Entwicklungsverspätungen der Vegetation in Bracheflächen.

Dass sich bei langfristigen Brachen starke Veränderungen einstellen, ist also bekannt. Welches sind nun aber die ersten, am deutlichsten in Erscheinung tretenden Veränderungen im Boden einer 1-2-jährigen Niedermoorbrache? Von dieser Fragestellung ausgehend wurde die Versuchsanordnung breit angelegt. Die Ergebnisse sollten dann u.a. eine Grundlage bilden für die Frage, ob die allfälligen Veränderungen reversibel sind.

3.1.2. Methoden

Auf folgende Messungen wurde besonderes Gewicht gelegt: Die Temperatur in und über dem Boden wurden langfristig (insgesamt 4 Perioden à je 6 Wochen) mit der Zuckerinversionsmethode nach STEUBING (1965) gemessen. Mittels Thermistoren (JANETSCHKE 1982) wurden Tagestemperaturverläufe in verschiedenen Bodentiefen an verschiedenen Stellen gemessen. Luftfeuchtigkeiten wurden am besten mit Piche-Evaporimetern (STEUBING 1965) erfasst.

Zur Untersuchung der Stickstoffumsetzung im Boden wurde der Inkubationsversuch (RUNGE 1971) angewendet. Die NO_3^- - und NH_4^+ -Bestimmungen erfolgten photometrisch. Des weiteren wurden pH, Carbonat-Gehalt, Phosphat- und

Kali-Gehalt (einmal) sowie Grundwasser und Saugspannung (regelmässig) bestimmt.

3.1.3. Ergebnisse

In Tab. 2 sind die wichtigsten Daten flächenweise zusammengefasst. Deutlich sind auf den ersten Blick die relativ nahe beieinanderliegenden Werte der Flächen, was auf homogene Bodenverhältnisse schliessen lässt.

Das Bodenprofil in allen Flächen ist einheitlich. Unter 10-45 cm mächtiger Torfschicht (ausser Fläche A, hier Anmoor) folgt relativ scharf abgegrenzt eine kalkhaltige Seekreideschicht. Ab einer Tiefe von 90-100 cm beginnt eine stark verdichtete Grundmoräne, die den eigentlichen Staukörper bildet.

Tab. 2. Zusammenstellung der wichtigsten bodenkundlichen Daten für die vier Versuchsflächen.

The most important soil data for the four investigation plots.

| | | Fläche A | | Fläche B | | Fläche C | | Fläche D | |
|------------------------------------|----------------------------|--------------|-------|-----------|-------|------------|-------|------------|-------|
| | | 1986 | 1987 | 1986 | 1987 | 1986 | 1987 | 1986 | 1987 |
| Schnittregime | | ges. | ges. | ges. | brach | brach | ges. | brach | brach |
| Oberster Horizont (cm) | | 30-45 Anmoor | | 35 Torf | | 15-35 Torf | | 10-30 Torf | |
| Dichte | in 5-25cm | 1.5 - 1.7 | | 1.5 - 1.6 | | 1.3 - 1.4 | | 1.3 - 1.5 | |
| pH | in 0-30cm | 6.7 - 7.0 | | 6.6 - 6.9 | | 6.8 - 7.6 | | 7.0 - 7.6 | |
| CaCO ₃ -Gehalt (in %TS) | | 0.6 - 1.3 | | 0.5 - 0.8 | | 0.5 - 20 | | 0.6 - 20 | |
| C/N-Verhältnis (5-15cm) | | 13.3 | | 15.0 | | 13.8 | | 13.1 | |
| N akk. | (2.6.-13.7.87, mg/100g TS) | | 0.18 | | 0.46 | | 0.43 | | -0.37 |
| Mitteltemp. im Sommer | 10cm | 24.9 | 23.1 | 21.9 | 23.6 | 21.7 | 22.7 | 21.5 | 21.0 |
| | 0cm | 25.1 | 23.2 | 21.3 | 22.5 | 20.2 | 22.7 | 18.0 | 18.5 |
| | -5cm | 18.2 | 20.9 | 18.1 | 19.8 | 17.3 | 20.4 | 16.9 | 17.8 |
| | -10cm | 17.5 | 19.8 | 17.6 | 18.8 | 16.9 | 19.6 | 16.2 | 17.4 |
| | -20cm | 17.4 | 18.9 | 17.4 | 17.7 | 16.5 | 18.5 | 15.9 | 16.4 |
| Verdunstung in mm | 50cm | | 25-72 | | 34-72 | | 32-72 | | 28-71 |
| | 20cm | | 21-57 | | 19-52 | | 22-49 | | 22-47 |
| | 10cm | | 17-33 | | 10-30 | | 15-38 | | 11-33 |
| | 5cm | | 12-24 | | 7-16 | | 10-29 | | 8-17 |

Die Grundwassermessungen ergaben relativ kleine Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen. Dennoch waren Flächen B, C und D allgemein wenig feuchter als Fläche A, wobei die Unterschiede hier maximal (bei niedrigen Grundwasserständen) 20 cm betrugen. Der Verlauf der Grundwasserganglinien aller Standorte war parallel. Das Grundwasserregime lässt sich mit dem eines *Orchio-Schoenetum nigricantis* (vgl. KLÖTZLI 1969a) vergleichen. Die Saugspannungsmessungen in verschiedenen Tiefen (20, 40, 60 cm) ergaben hauptsächlich ein Bild der Homogenität der Bodenmatrix.

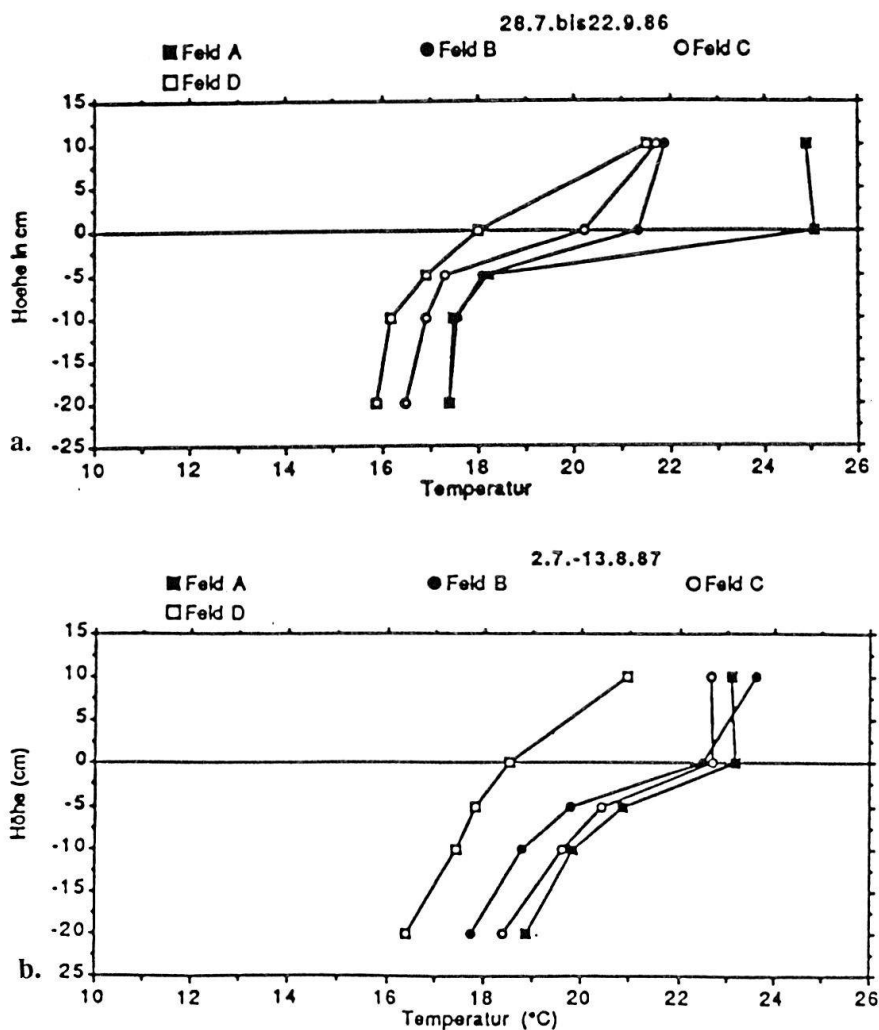


Fig. 3. Temperaturmittelwerte pro Fläche - *Means of temperature per plot*
a. 1986, 2. Periode. A, B = geschnitten, C, D = brach.
b. 1987, A, C = geschnitten, B = 1 Jahr brach, C = 2 Jahre brach

Die Messung der Langzeittemperaturen in und über dem Boden zeigten deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von Tiefe (bzw. Höhe) und Bewirtschaftungsart (vgl. Fig. 3). So waren die Temperaturen in den Tiefen 5-20 cm der brachen Flächen tiefer als in der gleichen Bodentiefe von geschnittenen Flächen. Während in brachen Flächen die Temperaturen von 10 cm Höhe über dem Boden gegen unten kontinuierlich abnahmen, herrschten auf den geschnittenen Flächen in Bodennähe z.T. höhere Mitteltemperaturen als in 10 cm Höhe. Markant war der

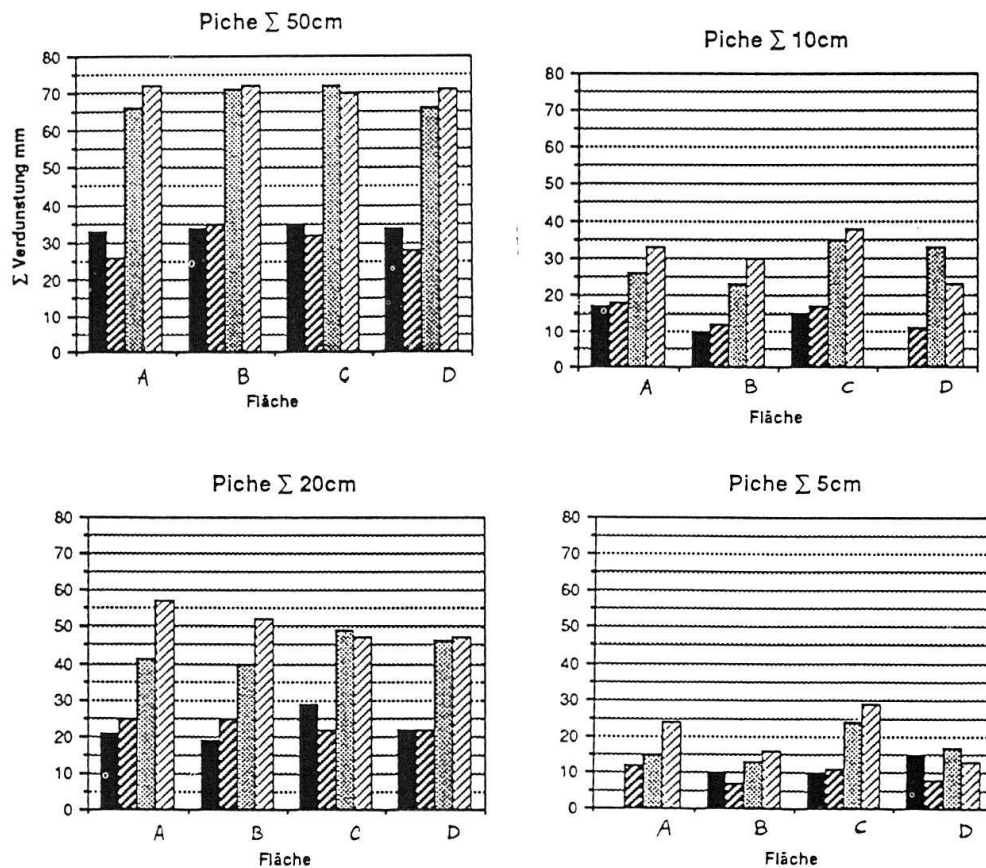


Fig. 4. Verdunstungssummen (mm) in vier verschiedenen Höhen in der Vegetation.
Total of evaporation (mm) in four different heights of the vegetation.

Mit einem Piche-Evaporimeter an zwei Strahlentagen ermittelte Werte. Flächen A und C geschnitten, B einjährig, C zweijährig brach.

Legende:

- in dichter Vegetation bzw.
 - ▨ in lockerer Vegetation am fast windfreien 7.7.1987 von 14.00 bis 21.00 ermittelt.
 - ▩ in dichter Vegetation bzw.
 - ▤ in lockerer Vegetation am stark windigen 11.7.1987 von 07.15 bis 20.15 ermittelt.
- Zwei fehlende Werte wegen Gerätedefekt.

Unterschied von Fläche D im zweiten Jahr ohne Schnitt. Die Bodentemperaturen waren hier signifikant tiefer als in allen anderen Flächen. Während die Bodentemperaturen von Fläche C im ersten Jahr sehr ähnlich wie diejenigen in Fläche D waren, glichen im zweiten Jahr vor allem die Bodentemperaturen von Fläche B denen von Fläche D, dies natürlich infolge des veränderten Schnittregimes. Vergleichbar mit diesen Resultaten waren auch die Feuchtigkeitswerte in geringer Höhe in brachen Flächen höher als in geschnittenen Flächen (Fig. 4).

Über die Messung von Tagestemperaturverläufen erhielten wir Auskunft über die Wärmedynamik in den verschiedenen Flächen. Die Messungen zeigten, dass die Streudecke in den brachen Flächen eine Stauwirkung auf die Bodenerwärmung hat (vgl. Fig. 5). In den brachen Flächen erschien das Mittagsmaximum der Temperaturen über dem Boden wesentlich später (1-2 Stunden) als in den geschnittenen Flächen. Dementsprechend war die Erwärmung des Bodens verzögert und weniger intensiv. Auffallend waren weiter die absoluten Temperaturunterschiede der Morgentemperaturen, die über dem Boden 4-5°C betrugen.

Die bodenchemischen Untersuchungen ergaben wenig Unterschiede. pH und Carbonatgehalt stiegen allgemein mit zunehmender Tiefe, d.h. mit zunehmendem Wirkungsbereich der Seekreide. Die Werte lagen für den pH zwischen 6.7 und 7.6, für den Carbonatgehalt zwischen 0.5% und über 20% des Trockengewichtes. Der C-Gehalt im obersten (Torf-)Horizont betrug ausser in Fläche A überall über 30%. Das C/N-Verhältnis bewegte sich in der Tiefe von 0-20 cm überall um Werte von 13 bis 15.

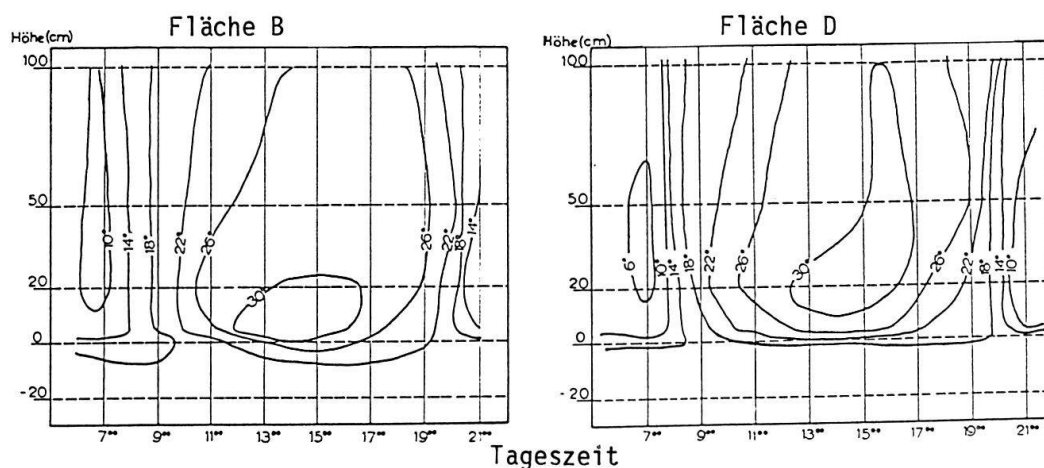


Fig. 5. Isothermendarstellung der Temperatur-Tagesverläufe 1986 - *Daily isotherms of temperature in 1986*

Verhältnisse an einem wolkenlosen Tag im Sommer
B geschnitten - *cut*, D brach - *fallow*

Wegen sehr schlechter Witterung konnte der N-Inkubationsversuch nur einmal, über eine 6-wöchige Periode, angelegt werden. Der Anteil an Ammonium war in allen Flächen sehr hoch, d.h. mehr als 90% der gesamten mineralischen Stickstoffmenge. Akkumuliert wurde dagegen in allen Flächen wenig bis gar nichts. Statistisch liessen sich die ohnehin minimalen Werte nicht unterscheiden.

Bei den P_2O_5 - und K_2O -Bestimmungen, die nur einmal durchgeführt wurden, fiel auf, dass die Werte in der obersten Bodenschicht (3-10 cm) in allen Flächen deutlich höher waren als in 10-15 cm Bodentiefe. Statistisch waren die verschiedenen Flächen nicht zu unterscheiden.

3.1.4. Diskussion

Die wesentlichste Veränderung, die der Boden schon bei einjähriger Brache nachweisbar erfährt, ist eine Erniedrigung der Bodentemperaturen gegenüber geschnittenen Flächen. Unsere Werte sind mit solchen von SCHIEFER (1981) vergleichbar, der mit Unterschieden von 2-5°C in den obersten 20 cm des Bodens gleichzeitig phänologische Verzögerungen der Vegetation bis 3 Wochen festgestellt hatte. Eine Wirkung der unterschiedlichen Temperatur auf die Mineralisation ist mindestens theoretisch denkbar (vgl. Kap. 3.2.1.). Keine Veränderungen infolge der unterschiedlichen Streudecke waren festzustellen beim Grundwasser, bei den pH- und Carbonatwerten, aber auch nicht bei den N-Akkumulationswerten. Eine Veränderung des C/N-Verhältnisses in der obersten Bodenschicht, wie sie PREISS (1982) bei 20-jährigen Niedermoorbrachen festgestellt hatte, blieben bei zweijähriger Brache aus.

Eine kurzfristige Brache hat somit hauptsächlich einen Einfluss auf den Wärmehaushalt des Bodens. Eine Veränderung der Nährstoffverhältnisse konnte durch unsere Messungen nicht belegt werden. Der Wärmehaushalt wurde eindeutig durch die aufliegende Streuschicht verändert.

3.2. EINFLUSS KURZZEITIGER VERBRACHUNG AUF DIE MIKROBIELEEN VORGÄNGE IM BODEN

3.2.1. Problemstellung

Zwischen der Mikroorganismenpopulation im Boden, den Bodeneigenschaften sowie der Pflanzenentwicklung bestehen zahlreiche Wechselwirkungen.

Langzeit-Einflüsse der Brache auf die mikrobielle Biomasseaktivität wurden

von GISI et al. (1979) durchgeführt. BROLL und SCHREIBER (1985) sowie BRIEMLE (1986) untersuchten kurz- und mittelfristige Auswirkungen unterschiedlicher, extensiver Bewirtschaftungsarten in Streuwiesen auf mikrobielle Funktionen. Wenn in kurzfristigen Brachen Nährstoffakkumulationen stattfinden, so unsere Hypothese, müssen diese zwangsläufig zu Veränderungen in der Mikroflora führen, da Mikroorganismen den Hauptanteil der Mineralisation von organischem Material leisten.

In langjährigen Brachen werden durch die aufgehäufte Streuschicht die Nährstoffkreisläufe im Oberboden, insbesondere von Stickstoff, Kalium und Phosphor gefördert (KLÖTZLI 1969, PREISS 1982). Zusätzlich sind Böden in der Brache stärker durchwurzelt, wodurch die Menge der leicht verwertbaren Pflanzenexudate in der Rhizosphäre erhöht ist (STÖCKLIN und GISI 1984). Eine gegenläufige Tendenz entsteht dadurch, dass die Streu aus alten Brachen wegen ihres hohen C/N-Verhältnisses für die Destruenten schlechter zugänglich ist.

Die unterschiedlich dicken Streuauflagen beeinflussen die Bodentemperatur, das Ausmass der Temperaturschwankungen im Oberboden und die Feuchtigkeitsverhältnisse stark (SCHIEFER 1981). Mikrobielle Umsetzungsprozesse sind temperatur- und feuchtigkeitsabhängig und reagieren sensibel auf Temperaturschwankungen (BROLL und SCHREIBER 1985).

Als weiteren Parameter, welcher die Mikroorganismenstruktur determiniert, stellten wir deshalb die Bodentemperaturen ins Zentrum des Interesses.

Für die mikrobiologischen Untersuchungen ergaben sich somit zwei Hauptfragen:

1. Wenn in kurzfristigen Brachen eine Nährstoffakkumulation stattfindet, wird diese auch in der Mikroorganismenzahl sichtbar?
2. Welchen Einfluss hat die Streuschicht durch mikroklimatische Veränderungen auf die mikrobielle Biomasseaktivität und die Organismenzahlen?

Die Beantwortung dieser Fragen gibt Hinweise auf den Abbau von organischem Material und die Nährstoffdynamik im Boden.

3.2.2. Ergebnisse

Nährstoffakkumulation

Stickstoffumsetzende Mikroorganismen (Denitrifikanten, Nitritoxidanten und Stickstoff-Fixierer) wurden auf Keimzahl und Aktivität hin untersucht. Es konnten, wie bei den Nährstoffen selber (vgl. Kap. 3.1.), keine Unterschiede für die vier Flächen festgestellt werden die auf die Nährstoffverfügbarkeit hätten zurückgeführt werden können.

Durchwurzelung

Ein Einflussfaktor der Bewirtschaftung auf die Mikroflora ergab sich durch die stärkere Durchwurzelung der Brachflächen. Der Zelluloseabbau und die maximale Biomasseaktivität in überfluteten Bodenschichten der Brachflächen stiegen höher als in den anaeroben Böden der geschnittenen Flächen. Das könnte auf die erhöhte Nährstoffnachlieferung leicht abbaubarer, stickstoffreicher Pflanzenexudate zurückzuführen sein. KRÖCKEL (1985) konnte nachweisen, dass durch optimale Nährstoffversorgung die limitierenden Grenzen für das Überleben der Organismen bei minimaler Sauerstoff- oder Wasserversorgung deutlich herabgesetzt werden können. In der Rhizosphäre herrschten in unseren Flächen die besten Nährstoffverhältnisse, so dass dort unter limitierenden Verhältnissen das Überleben der Organismen am längsten gewährleistet werden konnte. MARSCHNER (1985) postulierte allgemein, dass "auf Naturstandorten die Regulationsmechanismen in der Rhizosphäre einen entscheidenden Anteil für den Mineralstoffwechsel der Pflanzen und ihre Anpassung an bestimmte Standortfaktoren haben". Für Kulturpflanzen ist die Bedeutung dieser Mechanismen geringer, da die Standorteigenschaften den Bedürfnissen der Pflanzen angepasst und durch Dünger optimiert werden.

Die stärkere Durchwurzelung der Brachflächen brachte auch eine bessere Sauerstoffnachlieferung über die Wurzeln mit sich. Zur Sauerstoffversorgung atmender Zellen genügt ein O_2 -Partialdruck von unter einem Prozent (ARMER und BARTHOLOMEW 1951). Entscheidend ist das Diffusionsmedium, durch welches der Sauerstoff zur Zelle gelangt (FLÜHLER 1973). In unserem Fall wäre dies Wasser, so dass die Nachlieferung auf wenige Mikrometer um die Wurzeln beschränkt blieb. In dieser Zone war wahrscheinlich selbst Nitrifikation noch möglich.

Welchen Einfluss der Sauerstoffeintrag über die Wurzeln auf unsere Flächen gehabt hat, bleibt spekulativ. Einerseits deuten die Ergebnisse des Zelluloseabbaus und der Biomasseaktivität (FDA-Hydrolyse nach SCHNÜRER und ROSSWALL 1982; (s. auch Fig. 6 und 7) in nassen Perioden auf eine Beeinflussung hin, andererseits sind die Unterschiede zwischen den Brachflächen und den geschnittenen Flächen klein. Auch ist es mit solchen Pauschalmethoden unmöglich, die einzelnen Einflussparameter auseinander zu halten.

Bodentemperatur

Die unterschiedlichen Streuaufgedicken auf den brachen und den geschnittenen Flächen führten zu Temperaturunterschieden von mehreren Grad Celsius (vgl. Kap. 3.1.) zwischen den beiden Flächentypen. Diese Temperaturdifferen-

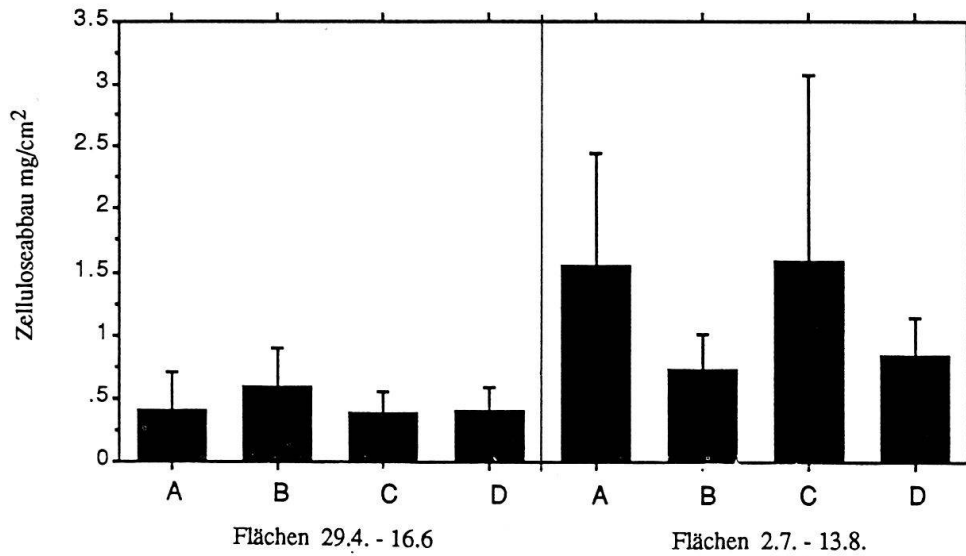


Fig. 6. Zelluloseabbau im Flächenvergleich - *Decomposition of cellulose*

Mittelwerte des Zelluloseabbaus der Flächen A - D für die beiden Versuchsperioden vom 29.4. bis 16.6.1987 (alle Flächen überflutet) und vom 2.7. bis 13.8.1987 (überwiegend trocken). Die Standardabweichungen sind mit vertikalen Strichen angegeben. Die Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen A und C (geschnitten) sowie B und D (brach) in der zweiten Vegetationsperiode sind signifikant ($\alpha=95\%$)

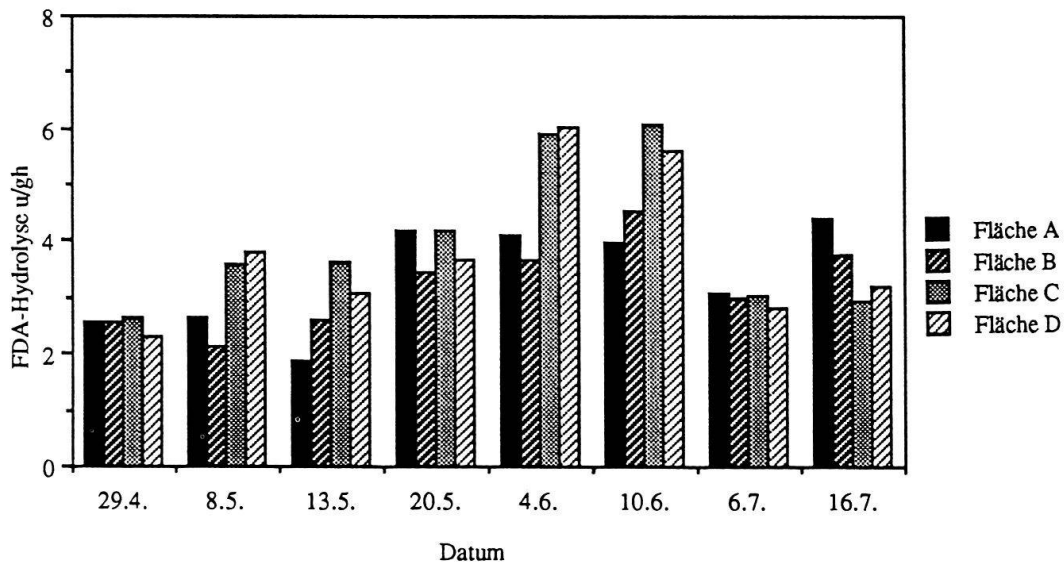


Fig. 7. Biomasseaktivität (FDA-Hydrolyse) 1987 - *Activity of the biomass 1987*

Es sind die Aktivitäten in der Tiefe 5-15 cm für alle vier Flächen dargestellt. Die Flächen A und C waren geschnitten.

zen mögen als gering erscheinen, sie hatten aber einen enormen Effekt auf den aeroben Abbau organischen Materials.

Sobald in der trockenen Periode vom 2.7. bis 13.8.1987 (Fig. 6) die aerobe Zellolytenpopulation aufkommen konnte, profitierte diese von den höheren Bodentemperaturen und noch mehr von den Temperaturschwankungen in den geschnittenen Flächen. Die Zellulose wurde um einen Faktor 2 schneller abgebaut als in den Brachflächen. Der Zelluloseabbau wurde nach der Methode von JÄGGI (in Vorb.; MÜHLEBACH 1986) ermittelt, bei der die Zellulosefilter während 6 Wochen in der Tiefe 5-14 cm inkubiert werden. Die Streudecke der Brachflächen verlangsamte die langfristige Bodenerwärmung; zusätzlich isolierte sie den Boden gegenüber den täglichen Temperaturschwankungen. Diese stimulieren die Mikroflora und deren Mineralisationstätigkeit stark (BROLL und SCHREIBER 1985).

Im Temperaturbereich um 20°C unter nicht sauerstofflimitierten Bedingungen waren die Auswirkungen der Bodentemperatur auf die Mikroflora höher als jene der Durchwurzelung. Dies ist erklärbar, da um 20°C viele kryo- und mesophile Mikroorganismen ihr Temperaturoptimum erreichen (GLINSKI und STEPNIEWSKI 1985); nach IMSHENETSKI (1967) erfährt der Zelluloseabbau zwischen 20-30°C maximale Werte. SCHNÜRER et al. (1986) postulierten, dass durch die Bearbeitung der Bodenproben und die kleinen Probenmengen, welche verarbeitet werden, überwiegend jener Teil der Mikroflora untersucht wird, der nicht aus der Wurzelumgebung stammt.

Es hielt sich nur ein Teil der Mikroorganismen in der Nähe der Wurzeln auf, so dass der Einfluss der Rhizosphäre auf einen kleinen Raum beschränkt blieb. Der Effekt der Bodenbelüftung und der Temperatur betrafen einen grösseren Teil des Bodens, bzw. die ganze Bodenschicht. Der kleinräumige Rhizosphäreneffekt ging deshalb zwischen den anderen Einflussparametern verloren.

3.2.3. Folgerungen

Im Abbau organischen Materials und im Nährstoffumsatz unterschieden sich unsere beiden Flächentypen kaum. Die temperaturbedingten Auswirkungen wurden deutlich sichtbar, während der Rhizosphäreneffekt nur im Frühjahr 1987 in der Biomasseaktivität hervortrat (Fig. 7). Der Temperatureffekt unter aeroben Bedingungen wird sich langfristig stärker auswirken, da aerobe Prozesse energetisch günstiger sind und deshalb schneller verlaufen (vgl. SCHLEGEL 1981). Zudem ergänzen sich die Parameter Durchlüftung und Temperatur: Innerhalb kurzer Zeit konnten in den Sommermonaten hohe Abbauleistungen beobachtet werden.

Der Vergleich von naturnahen Standorten, wie wir ihn durchgeführt haben, stösst schnell an seine Grenzen. Die Unterschiede zwischen den Flächen waren sehr klein, so dass nur die Langzeittemperaturunterschiede statistisch signifikant waren. Aufgrund des Arbeitsaufwandes der bodenmikrobiologischen Methoden konnten nur relativ geringe Probenzahlen verarbeitet werden. Je grösser die Probenzahl gewählt werden kann, desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit, statistisch gesicherte Unterschiede zu erhalten. Leider war uns neben dem Grundwasserstand nur ein eindeutig messbarer Parameter in die Hand gegeben, was in keinem Verhältnis zur Fülle der angreifenden Parameter steht. Die kausale Vorgehensweise scheint dem komplexen System Boden nur schlecht zu entsprechen.

3.3. EINFLUSS EINER KURZZEITIGEN BRACHE AUF DIE VEGETATION

3.3.1. Problemstellung

Die Veränderungen in der Vegetation während der Verbrachung lassen sich unter zwei wesentlichen Gesichtspunkten betrachten: Der Raumstruktur der Vegetation sowie der Pflanzenvitalität.

Die Veränderungen der Raumstruktur bilden die hauptsächliche Ursache für die veränderten Lebensbedingungen der Pflanzen und Tiere. Im Zentrum steht daher in diesem Teil der Arbeit der Versuch, die Entwicklung der Vegetationsstruktur zu dokumentieren, sowie anhand der Vitalität der Pflanzen die Auswirkungen der Brache auf das Artgefüge zu erfassen. Aufgrund der Resultate soll anschliessend der Wert kurzzeitiger Brache aus dem Blickwinkel des botanischen Naturschutzes betrachtet werden.

3.3.2. Methoden

Die **Vegetationsstruktur** wurde nach FLIERVOET (1984) erfasst: Auf verschiedenen Wuchshöhen einer bestimmten Fläche wurde die lebende Biomasse verschiedener Pflanzengruppen ermittelt. Zusätzlich wurden auf diesen Höhenstufen die Halme gezählt. Photographien des vertikalen Vegetationsaufbaus, welche in regelmässigen Abständen aufgenommen wurden, erleichterten die Interpretation der veränderten Struktur.

Zur Beurteilung der **Vitalität der Pflanzen** wurden einerseits phänologische

Methoden verwendet. Insbesondere die Blütenzahl/m², die Wuchshöhe und der Deckungsgrad erschienen uns diesbezüglich geeignete Parameter zu sein. Andererseits wurde auch versucht, Änderungen im Nährstoffhaushalt festzuhalten. Zu diesem Zweck wurde die Gesamtbiomasse zum Schnittzeitpunkt bezüglich Gesamtstickstoff (Kjeldahl-Förster Methode nach STEUBING 1965) und Gesamtphosphor (Methode nach Böhne, Groebble und Bittme nach LANFRANCHI 1983) untersucht und der Nährstoffrückzugsverlauf bei *Schoenus nigricans* gemessen (Methode nach KUHN et al. 1978).

3.3.3. Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur

Auf unseren Untersuchungsflächen wurde die Vegetationsstruktur mengenmäßig hauptsächlich durch die vier Arten *Schoenus nigricans*, *Molinia coerulea*, *Carex panicea* und *C. hostiana* und deren Streu bestimmt (Fig. 8). Auf der Bodenoberfläche dominierte der Anteil der Moose. Die Verteilung der Biomasse war in der Brache deutlich anders als auf den geschnittenen Flächen. Die durchschnittliche Biomasse betrug auf den geschnittenen Flächen 269 g/m², auf den Brachflächen 378 g/m². Auf den Brachflächen konnte somit 28.8% mehr Biomasse als auf den geschnittenen Flächen geerntet werden. Eine Ursache dieses Effektes ist die Ankurbelung des pflanzeninternen Nährstoffkreislaufes, welcher ein Faktor der Autotrophierung in Brachflächen ist. Einige Streuwiesenpflanzen sind dazu befähigt, im Herbst einen grossen Teil ihrer Nährstoffe zurückzuziehen. Fällt der Schnitt im August weg, kann dieser Prozess vollständig ablaufen. GANZERT und PFADENHAUER (1986) kommen zum Schluss, dass *Schoenus ferrugineus* 70% des Stickstoffs und 90% des Phosphors aus den oberen in die unteren Sprosstteile und in die Wurzel zurückziehen kann. Unsere Resultate zeigten den Nährstoffrückzug von *Schoenus nigricans* nur qualitativ. Der starke Zuwachs der Biomasse von *Schoenus nigricans* in den Brachflächen deutet jedoch auf ähnliche Werte wie für *Schoenus ferrugineus*. Auch *Molinia coerulea* zieht einen erheblichen Anteil ihrer Nährstoffe zurück: KUHN et al. (1978) berechneten bei *Molinia coerulea* einen Phosphor- und Stickstoffrückzugsanteil von 70-90%. Im Gegensatz zu *Schoenus nigricans* jedoch konnte diese Pflanze ihre Biomasse in den Brachen unserer Untersuchungsflächen nicht erhöhen. Die Gründe dafür werden in Kap. 3.3.4. diskutiert.

Neben der erhöhten Biomasse spielt die starke Anhäufung von abgestorbenem Pflanzenmaterial eine wesentliche Rolle für die veränderte Vegetationsstruktur auf Brachflächen von Kopfbinsenriedern. Auf die Vegetation wirken sich insbesondere die verminderte Helligkeit, die niedrigeren Temperaturen und der me-

chanische Widerstand der Streu aus. Die Pflanzen versuchen ihre Biomasse in die Höhe zu schieben, um die Dunkelheit unter der Streu zu überwinden. Dies ist neben dem Nährstoffrückzug einer der wichtigsten Ursachen für die veränderte Vitalität und damit Konkurrenzkräftigkeit der Pflanzen auf Brachflächen von Kopfbinsenriedern. Die Konkurrenzkräftigkeit der Arten in Brachen wird nach SCHIEFER (1981) vorwiegend durch ihre Lebensform bestimmt. Untersuchungen in Brachen von verschiedenen Pflanzengesellschaften, sowohl Feucht- als auch

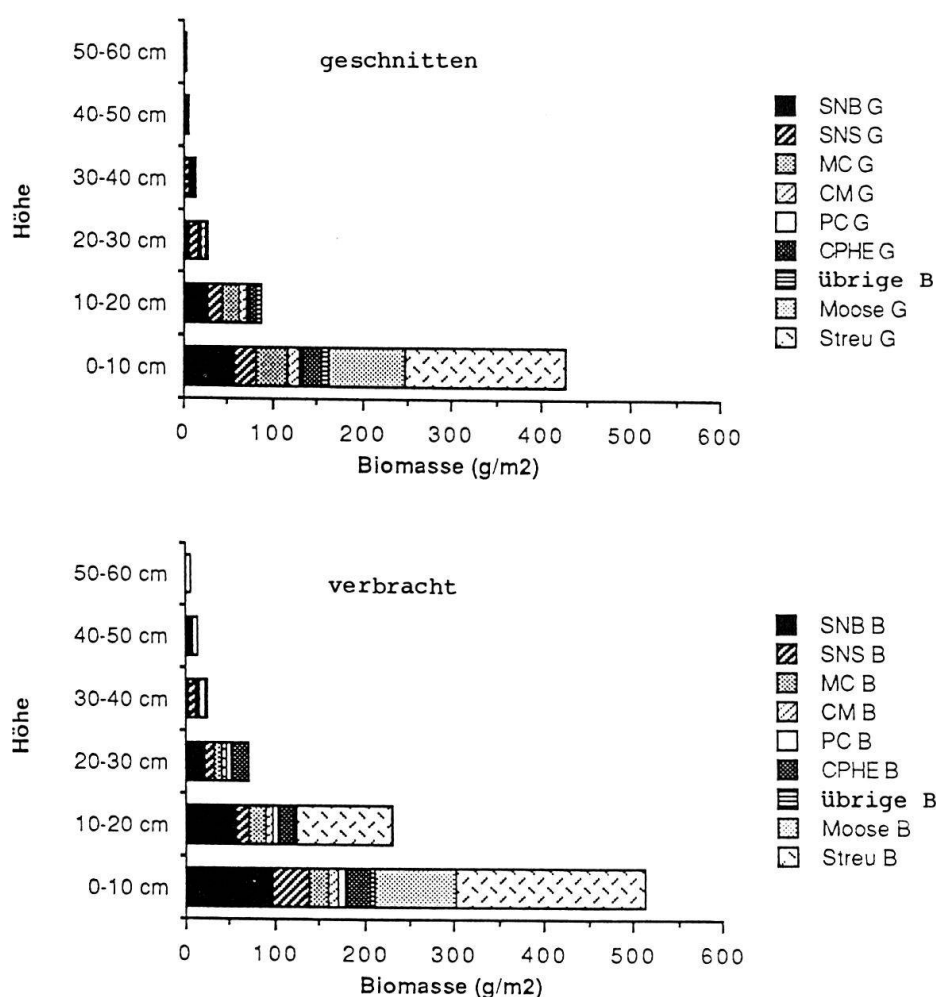


Fig. 8. Vertikale Biomassenverteilung der Phanerogamen, Kryptogamen und der Streu in den geschnittenen Flächen A, B. und in den verbrachten Flächen C, D.

Vertical biomass distribution of Phanerogams, Cryptogams and litter in the cut plots A, B, and in the fallow plots C, D.

G : geschnitten - cut, B : Brache - fallow, SNB : *Schoenus nigricans* - Blätter - leaves of *Schoenus nigricans*, SNS : *Schoenus nigricans* - Stengel - stems of *Schoenus nigricans*, MC : *Molinia coerulea*, CM : *Cladium mariscus*, PC : *Phragmites communis*, CPHE : *Carex panicea*, *C. hostiana*, *C. elata*.

Trockenwiesen, zeigten, dass allgemein Pflanzen mit unterirdischen Ausläufern und Rhizomen stark bevorteilt sind, während Hemikryptophyten, Rosetten- und Horstpflanzen abnehmen.

3.3.4. Veränderungen der Pflanzenartenzusammensetzung und –vitalität

Eine Artenverschiebung konnte in unseren Untersuchungen mittels Vegetationsaufnahmen nicht festgestellt werden. Um Veränderungen in kurzzeitigen Brachen festhalten zu können, sind phänologische Untersuchungen geeignet. So zeigte z.B. *Parnassia palustris* eine deutliche Tendenz zur Abnahme in den Brachflächen (Fig. 9). Dies bestätigen die Befunde von PFADENHAUER und MAAS (1987), nach denen die Populationsdichte von *Parnassia palustris* in regelmäßig gemähten Streuwiesen am höchsten ist. Auch *Molinia coerulea* reagierte auf die Streudecke empfindlich. Obwohl der Deckungsgrad der Blätter in den Brachen gleich blieb, waren die Blütentriebe erheblich reduziert. Die Zahl der Blütentriebe ist in den Brachflächen B und D mit 99% Wahrscheinlichkeit verschieden von den geschnittenen Flächen A und C (Fig. 10). Die Blätter dieser Pflanze sind weich und haben daher Mühe, die Streudecke zu überwinden. Dies führt zu einer Vitalitätseinbusse. Ähnlich reagierten die Orchideen, welche auf den verbrachten Flächen mit einer Verzögerung von etwa drei Wochen blühten. Ganz anders verhielt sich z.B. *Juncus subnodulosus*. Diese Pflanze besitzt im allgemeinen eine grosse Anpassungsfähigkeit in Riedwiesen und kann andere Gesellschaften vom trockeneren bis zum nasserem Flügel überlagern. Auffallend ist das dicke Rhizom der Knotenbinse, welches beim Zustandekommen von Beständen sicher eine entscheidende Rolle spielt (ZÜST 1970). Die Pflanze wird jedoch von Botanikern nicht besonders geschätzt, da sie viele farbenfrohe aber empfindliche Blütenpflanzen verdrängt. *Juncus subnodulosus* wuchs in den Brachflächen signifikant (mit einer Wahrscheinlichkeit von 99%) höher als in den geschnittenen Flächen (Fig. 11). Die durchschnittliche Wuchshöhe von *Juncus subnodulosus* ist auf den Brachflächen 15.2 cm grösser als auf den geschnittenen Flächen. Zudem erhöht sich die Wuchsdichte der Pflanze in der Brache beinahe um das Doppelte.

Die Verbrachung kam im ersten Jahr vor allem der Produktivität von *Schoenus nigricans*, *Juncus subnodulosus* und den beiden Seggen *Carex panicea* und *C. hostiana* zugute. *Schoenus nigricans*, *Phragmites communis* und *Juncus subnodulosus* haben durch die Streudecke zusätzliche Konkurrenzvorteile. Mit ihren spitzigen und kräftigen Trieben können sie die Streudecke mühelos durchdringen und darüber ihre Blüten ausbilden.

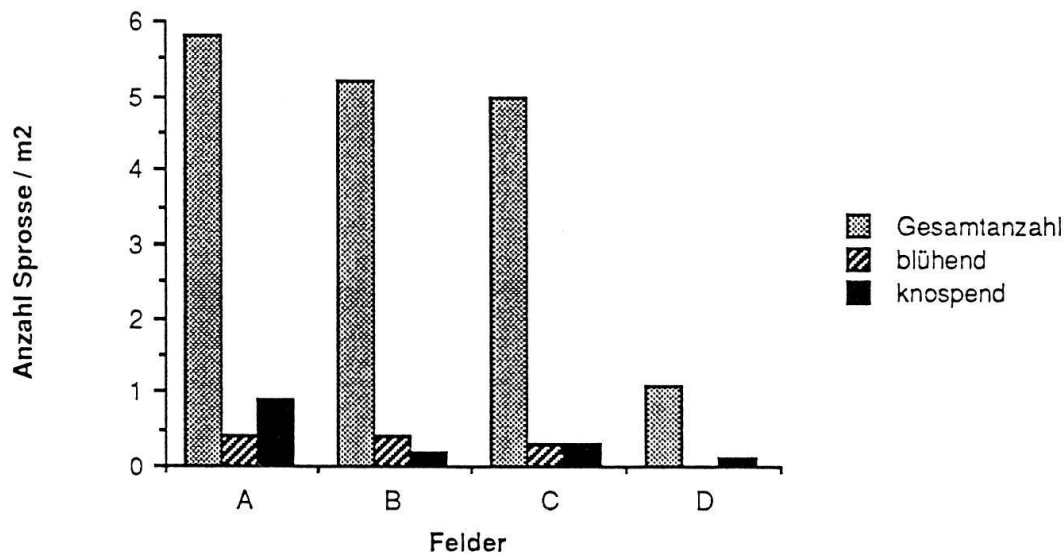


Fig. 9. Phänologie von *Parnassia palustris* - Phenology of *Parnassia palustris*
Gesamtspross-, Blüten- und Knospenanzahl pro m² von *Parnassia palustris* 1987 in
den Flächen A (regelmässig geschnitten), B (1986 geschnitten, 1987 brach), C (1986
brach, 1987 wieder geschnitten) und D (1986 und 1987 brach).

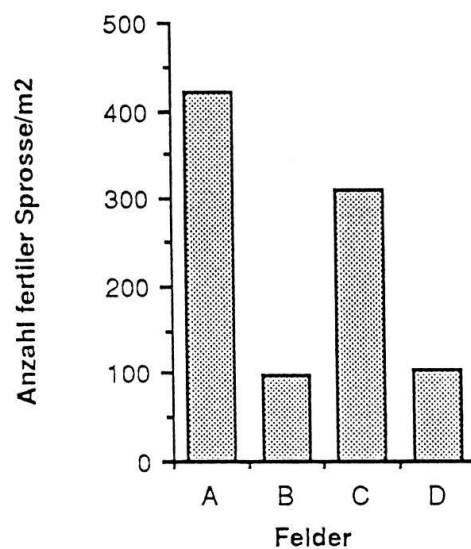


Fig. 10. Phänologie von *Molinia coerulea* - Phenology of *Molinia coerulea*
Anzahl fertiler Sprosse/m² (auf einen Deckungsgrad von 100% umgerechnet) von *Moli-
nia coerulea* 1987 auf den Flächen A (regelmässig geschnitten), B (1986 geschnitten,
1987 brach), C (1986 brach, 1987 wieder geschnitten) und D (1986 und 1987 brach).

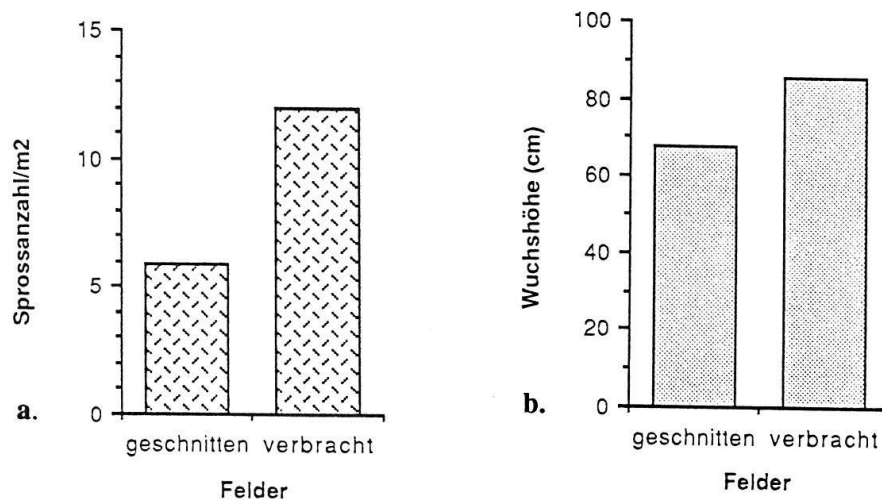


Fig. 11. Vitalität von *Juncus subnodulosus* - vitality of *Juncus subnodulosus*
a. Mittlere Sprosszahl 1987 - means of shoots in 1987
b. Mittelwerte der Wuchshöhe 1987 - means of height 1987

3.3.5. Folgerungen für den Naturschutz

Um Vor- und Nachteile einer kurzfristigen Brache auf die Lebensgemeinschaft Kopfbinsenried besser diskutieren zu können, sollen hier nochmals die wichtigsten Einflüsse einer Brachlegung auf die Vegetation zusammengestellt und vom botanisch-naturschützerischen Standpunkt aus beurteilt werden:

Positive Auswirkungen einer kurzfristigen Brache:

- Spätblüher wie z.B. *Gentiana pneumonanthe* können ungestört ihre Samen reifen lassen

Negative Auswirkungen einer kurzfristigen Brache:

- die vorjährigen Halme von *Phragmites communis*, *Schoenus nigricans*, *Juncus subnodulosus* und den beiden Seggen *Carex panicea* und *C. hostiana* zerfallen sehr langsam und verdichten die Vegetationsstruktur. Dies bewirkt folgendes:
 - zusätzlicher Nährstoffeintrag durch Auteutrophierung
 - Rhizompflanzen wie *Juncus subnodulosus* werden konkurrenzkräftiger
 - niedrigere Blattpflanzen werden in ihrer Vitalität beeinträchtigt. So nimmt die Dichte von *Parnassia palustris* ab, die Orchideen blühen verzögert.

Die **Reversibilität** dieser brachebedingten Veränderungen kann zur Zeit noch nicht eindeutig beurteilt werden. Die Fertilität von *Molinia coerulea* war in der wiederum geschnittenen Fläche gleich wie in der regelmässig geschnittenen Fläche. Dasselbe gilt für den Blühzeitpunkt der Orchideen. Insbesondere jedoch für die zwei "Problemarten" *Juncus subnodulosus* und *Phragmites communis*, welche Riedwiesen überlagern und stark verarmen lassen können, sind noch keine gesicherten Resultate vorhanden.

Eine längerdauernde Brache in Kopfbinsenriedern ist vom botanischen Standpunkt her sicher als ungünstig zu beurteilen ist. PREISS (1982) beobachtete in 10–15-jährigen Brachen eine starke Verarmung der Pflanzenwelt. Betroffen waren vor allem die konkurrenzschwachen, lichtliebenden Arten wie z.B. *Parnassia palustris* und *Polygala amarella*. Eine einjährige Brache bewirkt zwar noch keine Artverschiebung, zeigt jedoch bereits deutlich die unterschiedlichen Konkurrenzstärken der Pflanzenarten.

Da wir die Reversibilität von kurzfristigen Brachen noch nicht eindeutig beurteilen können, betrachten wir unkontrollierte Brachlegungen in botanisch sehr wertvollen Gebieten als problematisch. Vom botanischen Standpunkt aus ist ein regelmässiger Schnitt im Herbst sicher am günstigsten, sofern der Schnitt nicht jedes Jahr zu früh ausgeführt wird. Wenn jedoch der Boden im Herbst sehr nass ist, ist für die Pflanzenwelt eine kurzfristige Brachlegung sicher schonender als eine Bewirtschaftung mit schweren Maschinen.

3.4. KURZZEITIGE VERBRACHUNG UND KLEINTIERWELT

3.4.1. Problemstellung

Der tierökologische Teil beabsichtigt, die Reaktionen der Kleintierwelt auf eine kurzfristige Brache zu erfassen und einige erkennbare Tendenzen kausal mit der ökologischen Situation der Brache bzw. des üblichen Herbstschnittes in Verbindung zu bringen. Daraus sollen dann Folgerungen für die Eignung einer bestimmten Bewirtschaftung für gefährdete Arten und für artenreiche Tiergemeinschaften gezogen werden.

Da die Artenvielfalt der Fauna deren vollständige Erfassung verunmöglicht, hat man sich auf einzelne Tiergruppen zu beschränken. Brachebezogene oder die Intensität der Bewirtschaftung betreffende Fragestellungen wurden bereits an verschiedenen Wirbellosengruppen angegangen. Es handelte sich dabei aber immer um Vergleiche nach grösseren Bracheperioden oder bei krasserem Bewirt-

schaftungsunterschieden, und die Ergebnisse waren nicht selten widersprüchlich. Aus ökologischen wie praktischen Überlegungen haben wir uns für die Spinnen und Heuschrecken entschieden, weil sie mit angemessenem Aufwand zu untersuchen sind und in enger Beziehung zur ökologischen Situation einer Brache stehen.

3.4.2. Methodik

Als Parameter, anhand welcher die Reaktion der untersuchten Arthropoden als Tiergemeinschaft, Population oder Einzelindividuum beurteilt wurde, dienten vorwiegend Artenverteilungen, (Aktivitäts-)Dichten sowie verschiedene Aspekte der Phänologie. Sie wurden methodisch mittels Bodenfallen und Kescher sowie in geringerem Umfang mit Emergenzzelten und Direktbeobachtungen erfasst.

3.4.3. Allgemeine Beziehungen zwischen Brache und Kleintierwelt

Generell kann die Beziehung der Kleintierwelt zur Brache mit dem Modell in Fig. 12 zusammenfassend umrissen werden. Es lassen sich danach kurz-, mittel- und langfristige Auswirkungen einer Brache unterscheiden:

Unter kurzfristig wirksamen Veränderungen verstehen wir alle direkten Folgen des ausfallenden Schnittes. Sie werden bei Wiederaufnahme der Bewirtschaftung mit sofortiger Wirkung rückgängig gemacht. Von herausragender Bedeutung ist hier die **veränderte Vegetationsstruktur**, die vor allem im Winter augenfällig ist, sich durch die Streuschicht und die stehenbleibenden Stengel aber bis in die Vegetationsperiode hinein bemerkbar macht. Sie wirkt sich **direkt** auf die Raumstruktur aus, d.h. nach HEYDEMANN (1956) auf

- **Raumwiderstand** (visueller und mechanischer Schutz vor Feinden, verminderte Bewegungs- und damit Fangeffizienz jagender Räuber) und
- **Raumfülle** ("die Gesamtheit von der Tierwelt ausnutzbarer Flächen- oder Raumteile"), in unserem Zusammenhang von Bedeutung als Überwinterungsmöglichkeit in den stehengebliebenen Stengeln (TISCHLER 1973), vertikale Ausweichmöglichkeiten bei Überschwemmungen (in unseren Flächen bei Ameisen und Spinnen beobachtet) und Angebot räumlicher Nischen, d.h. beispielsweise Aufenthalts- und Netzbaumöglichkeiten in der Vegetationsschicht.

Zur **indirekten** Wirkung der Brache zu zählen sind:

- Ein verändertes **Mikroklima**, in dem die stehenbleibenden Pflanzenstengel

eine Dämpfung der Temperaturextreme, eine Erhöhung der relativen Feuchtigkeit, verminderte Einstrahlung, verminderten Windeinfluss und damit auch verminderte Evaporation (Kap. 3.1.) zur Folge haben.

- Das Wegfallen der **mechanischen Auswirkungen des Schnittes**, durch welchen Tiere in verschiedenen Entwicklungsstadien durch Raddruck und Tritt getötet oder mit der Streu weggeführt werden.

Mittelfristig wirksame Veränderungen sind dadurch gekennzeichnet, dass bei Wiederaufnahme der Bewirtschaftung reversible Nachwirkungen bestehen bleiben, die zeitlich auf einige Jahre beschränkt sind. In diese Kategorie ist besonders die brachebedingt **veränderte Phänologie und Wachstumsleistung** von Pflanzen zu zählen. Über das Nahrungsangebot für Blütenbesucher und Phytophagen sowie über eine leicht veränderte Vegetationsstruktur werden dadurch sowohl Primär- wie Sekundärkonsumenten beeinflusst.

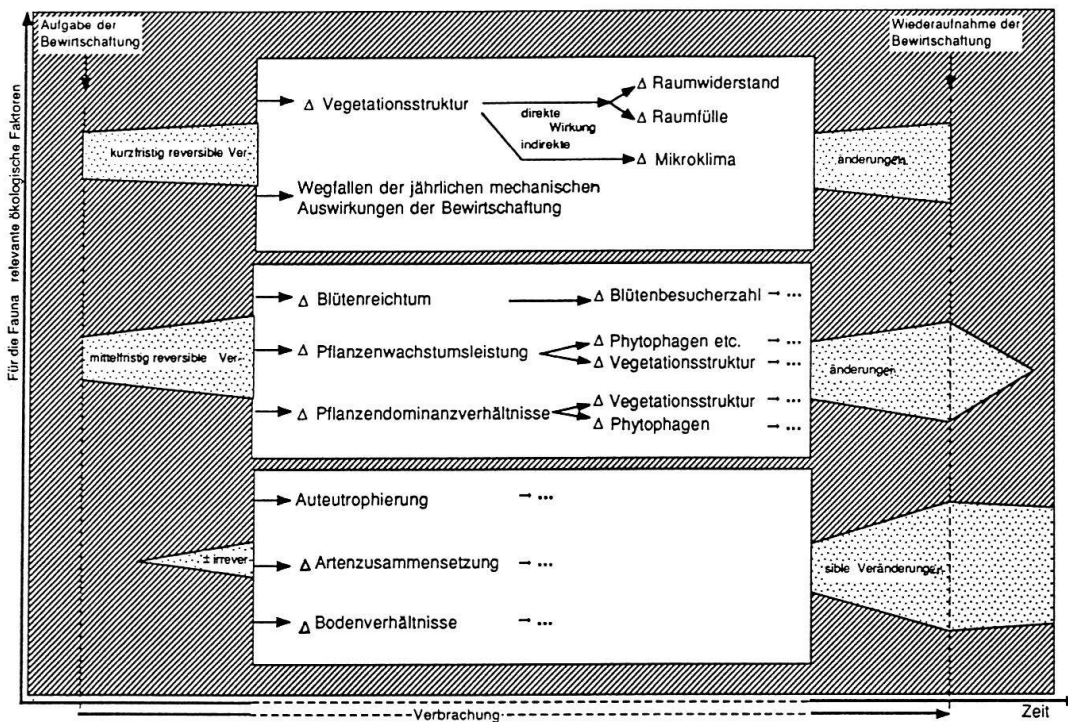


Fig. 12. Die Brachewirkungen auf die Kleintierwelt. (s. Text)

Effects of the fallow on the micro fauna (see text)

Lebensbedingungen unter der jährlichen herbstlichen Bewirtschaftung
verbruchsbedingt veränderte Lebensbedingungen

Langfristig wirksame Veränderungen schliesslich zeichnen sich durch mehr oder weniger irreversible brachebedingte Nachwirkungen aus. Deutliche Auteutrophierungserscheinungen und Verschiebungen in der Artenzusammensetzung von Pflanzen und Tieren sowie Veränderungen in den Bodenstruktur- und Bodenfeuchtigkeitsverhältnissen sind hier zu erwähnen. Die direkten und indirekten Einflüsse auf die Fauna sind vielfältig und markant.

Je länger die Verbrachungsperiode dauert, desto mehr nehmen die kurz- und mittelfristig reversiblen, vor allem aber die (mehr oder weniger) irreversiblen Veränderungen zu (Fig. 12). In unserem Falle kommen also vor allem kurz- und mittelfristige Bracheauswirkungen zur Geltung, d.h. vorwiegend durch die Vegetationsstruktur bedingte Veränderungen, auf die gerade Spinnen und Heuschrecken in empfindlicher und vielfältiger Weise ansprechen.

3.4.4. Ergebnisse

Da die Versuchsdauer kurz und die Fläche für eine kurzfristige Neubesiedlung durch Arten der untersuchten Wirbellosengruppen zu grossflächig und homogen war, liess sich (von einer Ausnahme abgesehen: die Kurzfühlerschrecke *Tetrix subulata* L. verschwand aus den Brachflächen), keine eindeutige Artenverschiebung zwischen den verschiedenen bewirtschafteten Flächen nachweisen. Die auf dem Untersuchungsgelände vorhandenen Arten sind einerseits offensichtlich an den langjährig regelmässig und grossflächig erfolgten Schnitt angepasst, sie sind aber andererseits nicht in dem Masse auf ihn angewiesen, dass ein kurzzeitiges Aussetzen der Mahd zum Verschwinden einzelner Arten geführt hätte. Es ist deshalb zu erwarten, dass sich erst nach langjähriger Zurverfügungstellung ungenutzter Flächen eine Spinnen- und Heuschreckengesellschaft einstellen könnte, welche auch Arten aufweist, die nur in der Brache eine Lebensbasis finden. Unsere Untersuchungen mussten deshalb von Dominanzverschiebungen innerhalb des bestehenden Artenspektrums ausgehen.

Von den 61 insgesamt festgestellten Spinnenarten lässt sich vor allem bei den meisten **Netzspinnen** eine eindeutige Reaktion auf ein kurzzeitiges Aussetzen der Mahd feststellen. Ihr Vorkommen steht, wie z.B. SCHÄFER (1978) nachwies, oft sehr eng mit einer bestimmten Lebensraumstruktur in Beziehung, indem die Zahl möglicher Netzbefestigungsstellen den limitierenden Faktor für die Populationsdichte darstellen kann. Die in den Versuchsflächen sehr zahlreich vertretene Streckerspinnne, *Tetragnatha extensa* (L.), bevorzugte für die Anlage ihrer zarten Netze die noch lockere einjährige gegenüber der zu dichten zweijährigen Brache wie gegenüber der durch den Schnitteingriff gestörten gemähten Parzelle.

Die Dichte der Schilfradnetzspinne, *Nuctenea cornuta* (Clerck), war eng mit dem Vorkommen von Schilfhalmen korreliert, besonders derjenigen, die über den Winter stehengeblieben waren und bereits im Frühling die nötigen Strukturen für den Netzbau zur Verfügung stellten. Ausserdem überwintert diese Art an oder in stehengebliebenen Stengeln in der Vegetation, wird also durch einen Schnitt im Herbst, wie die meisten Netzspinnen, (BENZ und NYFFELER 1980), auf doppelte Weise eingeschränkt.

Die Ergebnisse der Heuschrecken und Bodenspinnen machten demgegenüber vor allem deutlich, dass auch nah verwandte Arten und sogar verschiedene Stadien derselben Art auf die differierenden Lebensbedingungen der vier untersuchten Flächen oft sehr unterschiedlich und auf vielfältige Weise reagieren.

Besonders bei den Heuschrecken sind die Lebensansprüche der verschiedenen Stadien sehr verschieden. Unsere Untersuchung erfasste nur die beweglichen, die bei den meisten Arten die geschnittenen Flächen eindeutig bevorzugten (Fig. 13). Nach SÄNGER (1977) stehen diese in erster Linie über das Flucht- und Lokomotionsverhalten in einer Beziehung zum Raumwiderstand durch die Vegetation und damit zur Brache. Gute Springer, d.h. besonders die Kurzfühler-schrecken, die in unseren Flächen den weitaus grössten Individuenanteil ausmachten, werden durch ein Gewirr von Pflanzenstengeln in ihrer Bewegungsfähigkeit stark eingeschränkt. Sie sind besser an die lockere Struktur der geschnittenen Flächen angepasst, die eine Fortbewegung und Flucht durch kräftige Sprünge nicht behindert. Ausserdem finden sie hier auch bessere Temperaturverhältnisse vor.

Verschiedene dieser Arten legen im Herbst ihre Eier in Pflanzenstengel über dem Boden ab (z.B. die Grosse Goldschrecke, *Chrysochraon dispar* Germar). Wo im Herbst die Vegetation kurzgeschnitten ist, sind für sie die Eiablagemöglichkeiten zumindest stark eingeschränkt. Diese Arten bevorzugen also im Winter die brachen, im Sommer die geschnittenen Flächen. Bei *Tetrix subulata* erwähnt OSCHMANN (1973) ein ausgesprochenes Wanderverhalten innerhalb eines Biotops, indem die Imagines im Sommer vor allem trockenere, heisse Stellen aufsuchen, während sie als Larven verschlammte, nasse Senken bevorzugen. Ähnliches kann damit auch von anderen Arten unserer Flächen vermutet werden, und zwar weniger als eine Wanderung zwischen Larven- und Adultstadium, sondern während des früheren Larvenstadiums, indem die Eier sich in den Stengelstrukturen der Brache entwickeln, die Larven aber dann auswandern in den wärmeren und ihrer Fortbewegungsart besser angepassten bewirtschafteten Teil. Im Herbst findet dann offensichtlich wieder eine Rückwanderung statt. Bereits kurz nach dem partiellen Schnitt erschienen die gemähten Flächen wie ausgestorben, während

sich das Heuschreckenleben in den brachen Flecken konzentrierte.

Offensichtlich haben verschiedene Brachefaktoren auf die meisten Heuschreckenarten negative **und** positive Auswirkungen. Das Brachemodell in Fig. 12 zeigt aber, dass alle diese Faktoren zu den kurzfristig wirksamen Veränderungen zu zählen sind, d.h. dass sie nach Wiederaufnahme der Bewirtschaftung mit sofortiger Wirkung aufgehoben werden. Die Gewohnheit oder Fähigkeit zu kleinräumigen Migrationen könnte gerade den Heuschrecken erlauben, in kleinen Dimensionen verschieden bewirtschaftete Parzellen optimal auszunutzen, indem so jedem Entwicklungsstadium die geeigneten Bedingungen zur Verfügung stehen würden.

Die Brache wirkt sich nicht nur auf die verschiedenen Stadien und Arten unterschiedlich aus, ihr kommt ganz allgemein auch je nach Witterungsverhältnissen und anderen sich verändernden Umwelteinflüssen eine wechselnde Bedeutung für die Tierwelt zu. Bei Überschwemmungen im Frühling können die über das Wasser ragenden Halme der Brache für dieselben Arten als Rettungsmöglichkeiten dienen, für die unter "normalen" Frühjahrsbedingungen die Brache ungünstigere Lebensbedingungen bieten mag, weil sie z.B. zu niedrige Temperaturen aufweist. Dies konnte besonders bei einigen epigäischen Wolfsspinnen vermutet werden, die sich, im Gegensatz zu der unter normalen Bedingungen festgestellten Verteilung, während einer Überflutung deutlich zahlreicher in der Brache aufhielten als in den geschnittenen Flächen (z.B. *Pardosa pullata* [Clerck]) mit einer Dichte von 2,7 bzw. 1,1 Individuen/m²).

Ganz allgemein zeigen alle Bodenspinnenarten eine komplexe und enge Beziehung zu den drei bracheabhängigen Faktoren: relative Luftfeuchtigkeit, Temperatur und Raumwiderstand (Jagdbehinderung) (Fig. 14). Je nachdem, welche dieser teilweise gegenläufigen Faktoren auf den vier Untersuchungsflächen bei einer bestimmten Jahreszeit und einer bestimmten Witterung dominierten sowie bei einem Stadium einer bestimmten Art von besonderer Bedeutung waren, hatte die Brache eine andere Auswirkung. Als Beispiel sei die in Fig. 15a in ihrer Aktivitätsdichte dargestellte Art *Pirata latitans* (Blackw.) erwähnt, welche sich je nach Stadium recht unterschiedlich auf die vier Flächen verteilte. Wie diese Verteilung in der Zeit zustande kam, zeigt Fig. 15b: Zu fast jedem Erhebungszeitpunkt sieht das Aktivitätsdichtenverhältnis zwischen den vier Flächen unterschiedlich aus, und zwar in Abhängigkeit von Jahreszeit, Stadium und Flächenbedingungen.

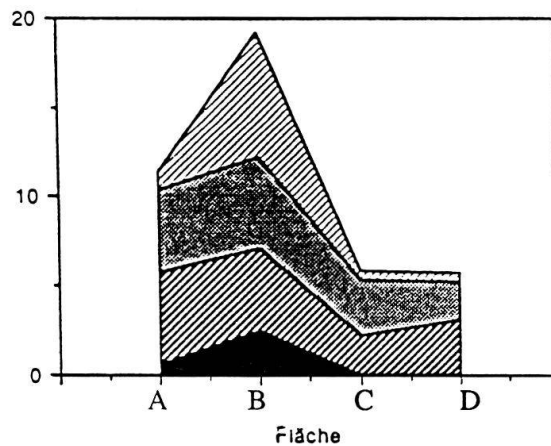


Fig. 13. Aktivitätsdichten der vier häufigsten Heuschreckenarten in Individuen pro Fläche und Falle. Ermittelt anhand der Bodenfallen 1986. Flächen A und B geschnitten, C und D brach.

Activities of the four most frequent grasshopper species (individuals/plot/trap)

- *Tetrax subulata* L.
- ▨ *Chorthippus montanus* Charp.
- ▩ *Chrysochraon dispar* Germar
- ▧ *Pteronemobius concolor* Fisch

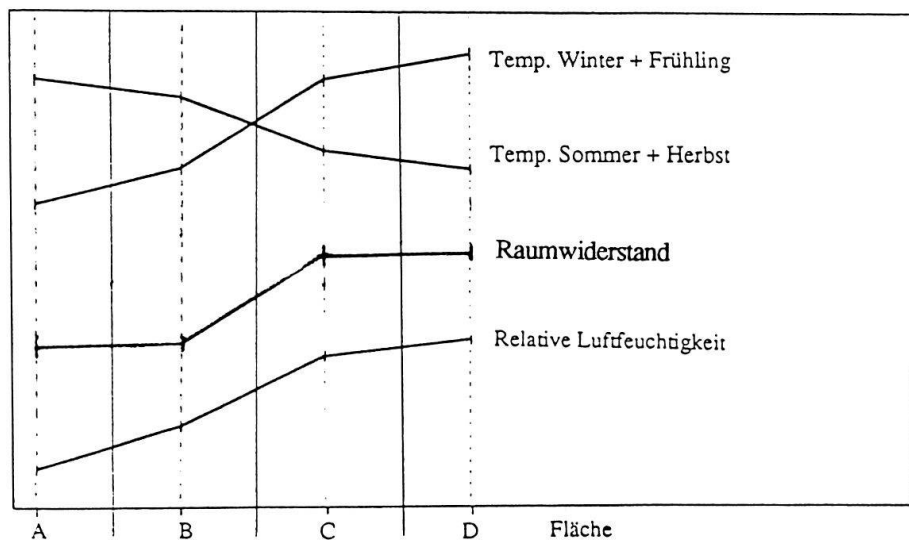


Fig. 14. Schematisierter "Verlauf" von vier Standortsfaktoren in den Flächen A-D im Jahre 1986.

"Course" of four ecological habitat factors in the plots A - D in 1986.

Flächen A und B geschnitten, C und D brach

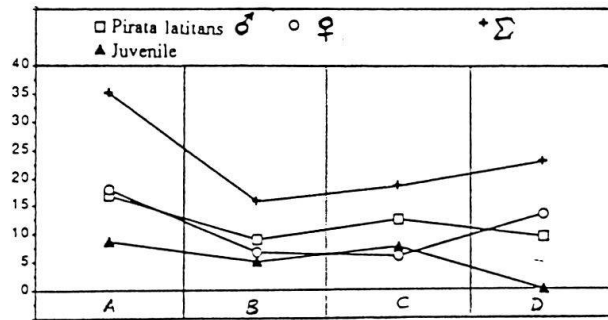


Fig. 15a. Summierte Aktivitätsdichten einer Wolfsspinnenart aus den Bodenfallenfängen 1986.

Activities of a Lycoid spider according to the species in the traps.

Ordinate: Individuen pro Falle und Fangperiode.

Abszisse: Flächen A bis D.

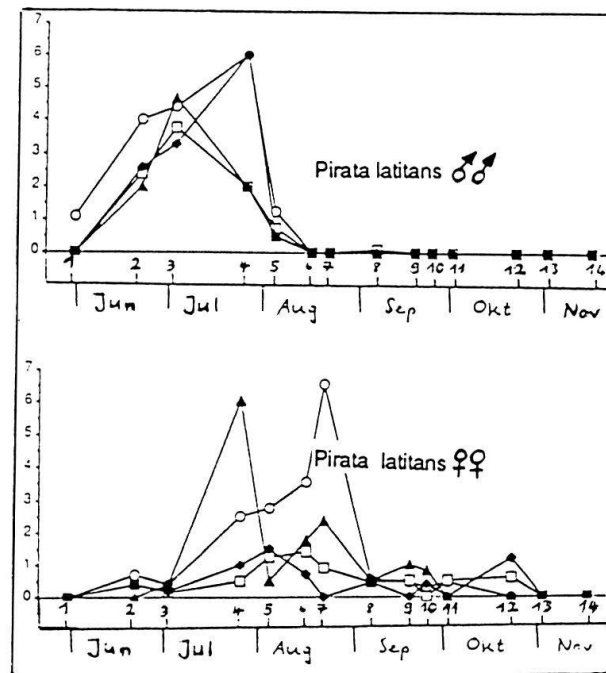


Fig. 15b. Phänologiekurven aus den Bodenfallenfängen 1986 für *Pirata latitans*

Curves of phenology according to the number of Pirata latitans caught in the traps.

Ordinate: Individuen pro Falle und Woche.

Abszisse: Fangperiode 1986 mit Angabe der Fallenleerungsnummern und des Monats.

○ Fläche A geschnitten

□ Fläche B geschnitten

◆ Fläche C brach

▲ Fläche D brach

3.4.5. Diskussion

Die dargestellten Ergebnisse erlauben die Feststellung, dass es weder für eine Tiergemeinschaft als ganze, aber oft ebensowenig für eine einzelne Art eine eindeutig optimale Pflege geben kann. Je nach Entwicklungsstadium eines Organismus und je nach der herrschenden Jahreszeit, der Witterung usw., kann sich ein Brachestadium **oder** eine gepflegte Parzelle als günstig für das Individuum bzw. die Art erweisen. Ein für die Tierwelt optimaler Lebensraum ist somit dann gegeben, wenn möglichst verschieden gepflegte Parzellen in möglichst enger Verzahnung als Mosaik ineinandergreifen.

Will man die Verbrachung gegenüber der Bewirtschaftung in ihrer Wirkung auf die Tierwelt bewerten, wird man zunächst in Betracht ziehen müssen, dass jede Pflegemassnahme prinzipiell einen Eingriff ins Naturgeschehen darstellt (Ost 1979, u.a.). In einer Umwelt, in der fast jeder Fleck unbewaldeten Landes mehr oder weniger intensiv in irgend einer Form genutzt wird, können ungestörte waldfreie Lebensräume wichtige Ausgleichsbiotope oder Rückzugsgebiete von Faunenelementen sein, welche gegenüber regelmässigen Eingriffen in ihren Lebensraum besonders empfindlich sind. So hat z.B. HÄNGGI (1987) vorgeschlagen, die Spinnen nicht nur wie üblich nach ihren Wärme-, Feuchtigkeits- und Lichtansprüchen zu charakterisieren, sondern auch nach ihrer Verträglichkeit gegenüber der Bewirtschaftungsintensität. Zahlreiche Wald(rand)arten, deren ökologische Verbreitung bisher nach den "klassischen" Ansprüchen an Feuchtigkeits-, Licht- und Temperaturverhältnisse erklärt wurde, seien heute wahrscheinlich vielmehr deshalb an solche Standorte gebunden, weil ihnen die Intensität der Bewirtschaftung des offenen Geländes kein Überleben an anderen Orten mehr ermögliche. Für viele Arten offener Gebiete, besonders für solche mit extremeren Ansprüchen, z.B. an Feuchtigkeitsverhältnisse, scheine es wichtig zu sein, einen möglichst ungestörten Lebensraum zu besitzen.

Nicht nur das immer seltener werdende Fehlen direkter menschlicher Eingriffe zeichnet Brachen ökologisch aus. Sie stellen ausserdem eine Sukzessions-Übergangsstufe dar zwischen relativ hemeroben (stärker durch menschliche Eingriffe geprägten) Biotopen zu Klimaxstadien. Den räumlichen Übergangsbiotopen (Ökotone, z.B. Waldrand) entsprechend bieten sie als zeitliche Übergangsbiotope sowohl der Tierwelt des vor- wie des nachfolgenden Sukzessionsstadiums geeignete Lebensbedingungen, können also gewissermassen von zwei verschiedenen Zoozönosen gleichzeitig belebt werden und sind entsprechend artenreich. So erwähnt z.B. ERHARDT (1985) für Schmetterlinge, dass sich die grösste Artenvielfalt in wenigjährigen Brachestadien einstellte.

So wie die Ökotope aber räumlich begrenzt bleiben, sind Sukzessions-Übergangsbiotope von zeitlicher Beschränkung, die sich durch keine Massnahme aufheben lässt. Die einzige Möglichkeit, sie über unbeschränkte Zeit zu erhalten, liegt darin, sie immer wieder neu entstehen zu lassen. Genau darin besteht das dynamische Prinzip der Rotationsbrache (s. Kap. 4), die jährlich wieder an anderen Orten solche kurzfristig artenreichen Übergangsstadien schafft und der Fauna damit kontinuierlich solche Lebensräume zur Verfügung stellt (vgl. Phasenmosaik im Urwald).

3.4.6. Folgerungen für den Naturschutz

Zusammenfassend machen wir die folgenden drei Feststellungen:

- Es gibt keine Pflege, die gleichzeitig allen Tierarten und allen Stadien derselben Art in optimaler Weise gerecht werden könnte. Jede grossflächig-einheitliche Bewirtschaftung muss deshalb eine Artenverarmung bei der Kleintierwelt zur Folge haben. Eine Diversifizierung in der Bewirtschaftung bedeutet für die Fauna eine Diversifizierung des Biotops. Spinnen beispielsweise können bereits auf sehr kleinen Flächen ihren Lebenszyklus abschliessen. Ihre Artenzahl lässt sich in einer gegebenen Fläche solange durch Diversifizierung vergrössern, wie deren Minimumareale nicht unterschritten werden.
- Die ständig gesteigerte Intensivierung der Landnutzung gefährdet zahlreiche Tierarten. Extensiv oder überhaupt nicht bewirtschaftete Offenlandflächen stellen für solche Arten einen wichtigen Stützpunkt dar, so dass Brachflächen diesbezüglich generell höher bewertet werden müssen als regelmässig bewirtschaftete.
- Für die Tierwelt am reichsten sind oft Sukzessions-Übergangsstadien, die in dynamischer Weise vorherigen und nachfolgenden Tiergemeinschaften Lebensraum bieten.

4. SYNTHESE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Optimale Bewirtschaftung im Hinblick auf die Vegetation und die Kleintierwelt

Welche Pflegemassnahmen können nun aus den Ergebnissen unserer Arbeit vorgeschlagen werden, damit eine Streuwiese als Lebensraum für einen möglichst grossen Reichtum an Pflanzen- **und** Tierarten dienen kann?

Über die botanisch optimale Pflege von Riedwiesen ist u.a. am Geobotanischen Institut ETH viel erarbeitet worden (vgl. z.B. die ausführliche Pflegeanleitung von EGLOFF 1984). Die Ansprüche der Tierwelt werden in heutigen Pflegekonzepten hingegen oft übergangen, wohl aus der impliziten Annahme heraus, einer reichen Pflanzenwelt entspreche auch eine reiche Tierwelt. Bis zu einem gewissen Grade trifft diese Ansicht zweifellos zu. In zahlreichen Arbeiten konnten deutliche Korrelationen zwischen Pflanzendiversität und Reichtum an Tierarten festgestellt werden. Wie wir gezeigt haben, besteht jedoch gerade zum ökologischen Faktor der Bewirtschaftung bei Tieren eine ganz andere Beziehung als bei Pflanzen.

Versucht man, den dargestellten, sich teilweise widersprechenden Lebensansprüchen der Pflanzen- und Tierwelt einer Riedwiese möglichst umfassend gerecht zu werden, bietet sich das Modell der **Rotationsbrache** als Lösungsmöglichkeit an. Mit Rotationsbrache ist eine Bewirtschaftungsform gemeint, die zyklisch immer eine gewisse Fläche brachstehen lässt.

Sie geht von den zwei erwähnten Vorstellungen aus, dass

- für die Pflanzen eine möglichst regelmässige Mahd optimal ist,
- für die Fauna das Nebeneinander von brachen und bewirtschafteten Flächen besonders wertvoll ist.

Als weitere Grundlage dient die unterschiedliche Beziehung von Pflanzen und Tieren zu Raum und Zeit: Tiere sind im Gegensatz zu den Pflanzen mobil. Sie können bis zu einem gewissen Grade den bevorzugten Lebensbedingungen nachwandern. Eine **räumlich** wechselnde, aber zeitlich kontinuierliche Verzahnung von geschnittenen und brachen Flächen ermöglicht auch Tierarten das Vorkommen, welche in regelmässig gemähten Flächen nicht überleben können und in unserer intensiv kultivierten Landschaft im allgemeinen besonders gefährdet sind. Die standortsgebundenen Pflanzen hingegen sind auf eine räumlich stationäre Kontinuität angewiesen. Sie sind dafür besser in der Lage, kurzfristig ungünstige Zustände ihres Lebensraumes (z.B. durch ein kurzzeitiges Brachfallen) **zeitlich** zu überdauern.

Wir haben in Kap. 3.4. ein Brachemodell vorgestellt, das zwischen kurz- und mittelfristig reversiblen sowie mehr oder weniger irreversiblen Veränderungen durch das Brachfallen unterscheidet. Eine langfristig gesicherte Erhaltung des Istzustandes wertvoller Standorte setzt voraus, dass keine irreversiblen Veränderungen auftreten. Eine Rotationsbrache wird diesem Ziel gerecht, indem

- sie mit dem jeweils nur ein Jahr dauernden Brachestadium noch nicht in den Bereich der mehr oder weniger irreversiblen Veränderungen gelangt (vgl. Fig. 12 in Kap. 3.4.),
- mittelfristig wirksame Veränderungen, die durch die Brache induziert werden, nach einer genügend langen Bewirtschaftungsperiode wieder abklingen können (Fig. 18),
- sie der Tierwelt kontinuierlich sowohl gemähte als auch ungemähte Strukturen zur Verfügung stellt (Fig. 16). Dabei ist eine möglichst enge Verzahnung der verschiedenen gepflegten Parzellen anzustreben, damit auch für weniger mobile Tiergruppen die nötigen Migrationen möglich sind. Die insgesamt brachgelassenen Flächen dürfen nicht zu klein sein, um die Minimumareale nicht zu unterschreiten, welche Kleintierpopulationen für ihr Überleben benötigen (mit Vorsicht zu übernehmende Angaben dazu in HEYDEMANN 1981).

Neben den praktischen Erfordernissen (Parzellengrenzen, Mähbreiten etc.), die von Fall zu Fall abgeklärt werden müssen, sind damit die ökologischen Kriterien festgelegt, welche die Richtlinien für eine naturschutzgerechte Ausführung der Rotationsbrache abgeben.

Zur Beurteilung dieser Kriterien stehen noch nicht viele ökologische Grundlagen zur Verfügung. Wir machen dennoch einen Vorschlag, der dem schon vorhandenen und in dieser Untersuchung teilweise erarbeiteten Wissen möglichst gerecht zu werden versucht.

Beispiel einer Rotationsbrache

Dank der Bereitschaft der AGU (Arbeitsgruppe Umwelt) in Greifensee wurde es uns ermöglicht, in unserem Untersuchungsgelände den Versuch einer Rotationsbrache zu installieren. Aus Fig. 16 und 17 ist die Lage der Rotationsbrache und das Schnittregime ersichtlich. Wir teilten eine 150 m breite Fläche in 15 Parzellen ein, deren jeweilige Länge 80 m, die Breite 10 m betrug. Da die Flächen mit Maschinen bewirtschaftet werden, ist mit dieser Breite die Pflege leichter durchzuführen. Die ökologisch günstigere Breite von 5 m wäre für die Praxis zu schmal gewesen.

Das Schnittregime wird auf den Flächen folgendermassen gehandhabt: Jede

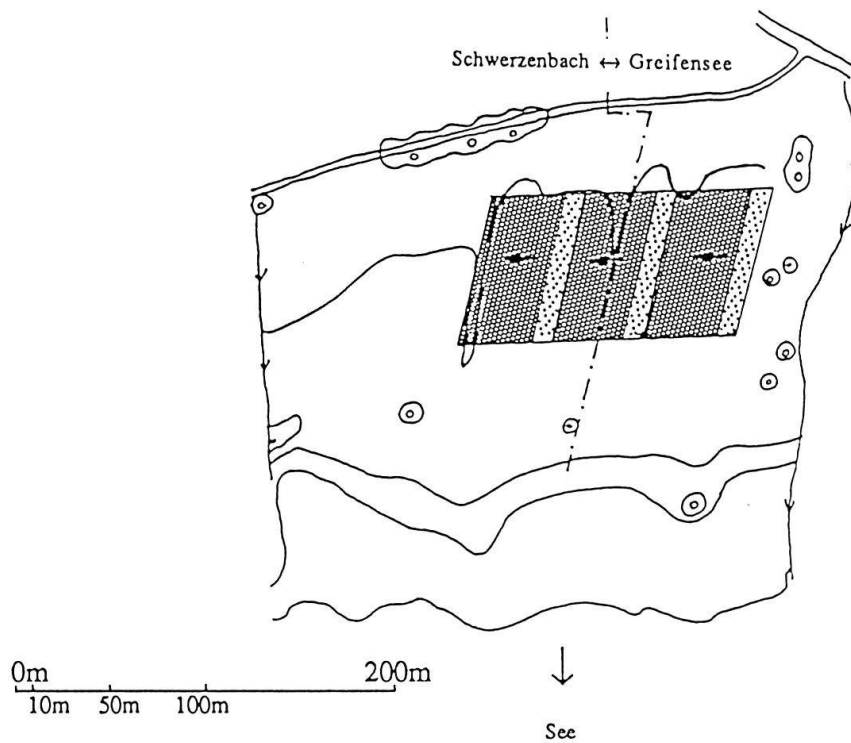


Fig. 16. Lage der Rotationsbrache im Untersuchungsgebiet.

Situation of the rotation fallow in the research area.

im Herbst 1987 verbrachte Parzellen - *fallow plots in fall 1987*

im Herbst 1987 geschnittene Parzellen - *plots cut in fall 1987*

Die Pfeile zeigen die Richtung an, in welcher die brachen Streifen von Jahr zu Jahr "weiterwandern".

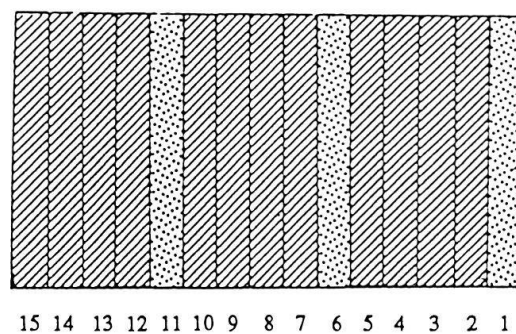


Fig. 17. Aufteilung der Rotationsbracheparzellen - *Distribution of rotation plots*

im Herbst 1987 verbrachte Parzelle - *fallow plots in fall 1987*

im Herbst 1987 geschnittene Parzellen - *plots cut in fall 1987*

Die Parzellen sind im Masstab 1:2000 dargestellt. Sie sind in Wirklichkeit nicht rechteckig, sondern haben die Form schiefwinkliger Parallelogramme (s. Fig. 16)

fünfte Parzelle wurde im dargestellten Jahr nicht geschnitten. Im darauffolgenden Jahr wird das Muster um 10 m nach links verschoben. Die vorherigen Brachparzellen werden damit wieder geschnitten, dafür fallen nun die benachbarten Parzellen brach. Auf diese Weise liegt eine einzelne Fläche lediglich jedes fünfte Jahr brach. Dieser Zyklus setzt die Gefährdung der empfindlichen Blütenpflanzen durch Brachewirkungen sehr stark herab, ermöglicht dafür eine Förderung bzw. das Überleben der auf die speziellen ökologischen Bedingungen in den Brachen angewiesenen Kleintiere. Sollte die Riedwiese wegen nasser Witterungsverhältnisse ein Jahr nicht geschnitten werden können, garantiert der Fünfjahreszyklus trotzdem die Erholung der kleinen, lichtempfindlichen Kräuter.

Die Rotationsbrache stellt eine Annäherung an die alten Bewirtschaftungsformen der Riedwiesen dar. Riedwiesen waren früher kleinflächig parzelliert, in unserem Gebiet wies die Parzellenbreite der einzelnen Besitzer oft nur wenige Meter auf. Jeder Landwirt bewirtschaftete seine Flächen ein wenig anders. Dadurch entstand ein auf alten Aufnahmen von Streuwiesen an den verschiedenen Farbtönen oft noch gut erkennbares Mosaik von leicht unterschiedlichen Lebensräumen, welche einer Vielfalt von Tier- und Pflanzenarten einen günstigen Lebensraum bot. Durch das Rotations-Schnittregime und die Flächengrösse nähern wir uns diesem ursprünglichen Mosaik.

Die Entwicklung des von uns angelegten Versuches soll in den nächsten Jahren weiter verfolgt werden. Es wird sich dann zeigen, ob die Rotationsbrache keine längerfristige Veränderung der Vegetation bewirkt und welche Entwicklungen in der Artenzusammensetzung der Kleintierwelt nach mehreren Jahren eintreten. Dadurch lässt sich besser beurteilen, inwieweit sich dieses Schnittregime bewährt und ob es in Naturschutzgebieten, die von Naturschutzorganisationen gepflegt werden, in grösserem Umfang praktiziert werden könnte.

Unser grossflächiges, hindernisfreies Ried ist sicherlich ein besonders geeigneter Fall, um eine Rotationsbrache mit geringem organisatorischem und praktischem Aufwand zu realisieren. Bereits vorhandene Erfahrungen in viel kleineren, verwinkelten Riedwiesen, die von einem Naturschutzverein gepflegt werden, haben aber gezeigt, dass auch unter ungünstigeren Voraussetzungen eine Rotationsbrache oft mit geringerem Aufwand als die ganzflächige Mahd praktikierbar ist. Allerdings ist es in solchen Fällen ratsam, von mathematisch exakten Schemata abzuweichen und flexiblere Lösungen zu suchen. Ein jährliches Aufzeichnen der gemähten Flächen, z.B. auf eine Karte 1:5000, erleichtert eine solche individuelle und den jährlichen Gegebenheiten gerecht werdende Planung sehr. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass in botanisch besonders hervorragenden Flächen innerhalb einer Riedwiese der jährliche Schnitt beibehalten wer-

den sollte, um eine mögliche Beeinträchtigung des Standortes auf jeden Fall zu verhindern, während demgegenüber in botanisch bereits verarmten Zonen u.U. auf einen Drei- oder gar Zweijahreszyklus mit einem entsprechend grösseren Anteil ungemähter Flächen umgestellt werden könnte. Gerade dort, wo Landwirte oder auch die Gemeinde die Bewirtschaftung übernehmen, könnten solche vereinfachten Konzepte eine gute Lösung darstellen.

Es ist also in der Naturschutzpraxis sicher sehr wesentlich, bei der Einführung der Rotationsbrache flexibel - d.h. den ökologischen Gegebenheiten, den Besitzerverhältnissen und Bewirtschaftungsmöglichkeiten entsprechend - die eigenen, aber ökologisch begründeten Wege zu finden.

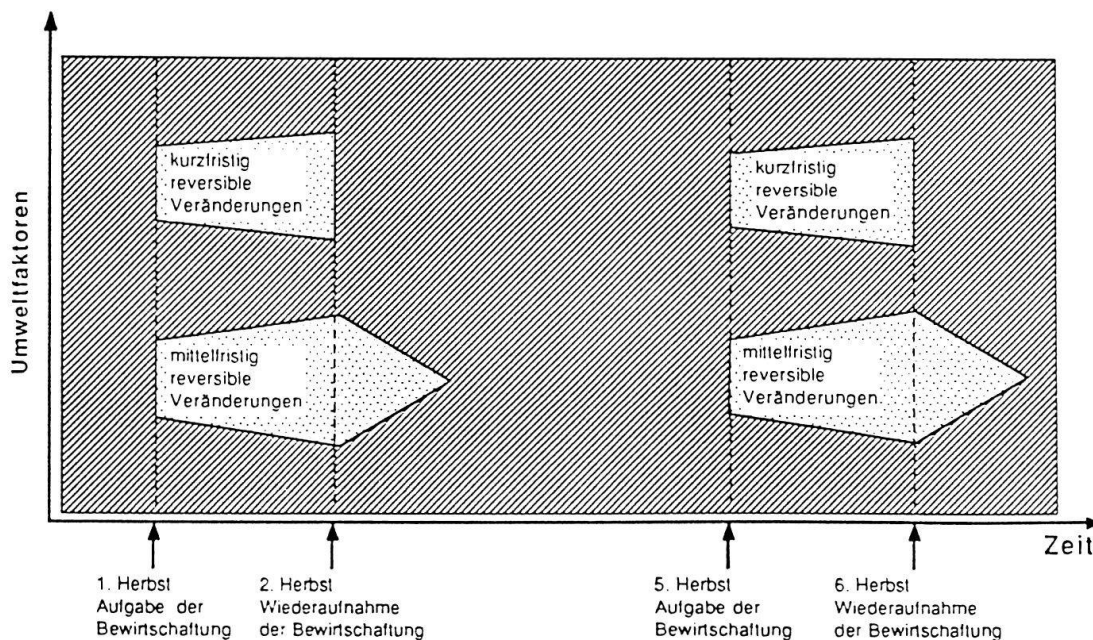


Fig. 18. Brachemodell als Grundlage der Rotationsbrache (Details s. Fig. 12 und Text).
Fallow model as base of the rotation fallow. (Details see Fig. 12 and text).

ZUSAMMENFASSUNG

Die Erhaltung anthropogener Biotope erfordert anhaltende Pflege. Jeder Pflegeeingriff bedeutet aber vor allem für gewisse Teile der Fauna auch eine mehr oder weniger starke Beeinträchtigung. Ziel der hier dargestellten Arbeit ist es, aus einer Oekosystemuntersuchung in einem *Primulo-Schoenetum* ein Konzept zu entwickeln, wie in einer anthropogenen Riedwiese die negativen Auswirkungen der Bewirtschaftung möglichst gering gehalten werden können. Es wurden daher vier vergleichbare Flächen permanent bewirtschaftet bzw. ein und zwei Jahre brach gelassen. Ausgehend von chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Bodenuntersuchungen sowie von mikroklimatischen Erhebungen wurden die unterschiedlichen brachebedingten Veränderungen in der Vegetation und der Kleintierwelt (Spinnen und Heuschrecken) über zwei Jahre verfolgt. Die Ergebnisse legten als Lösung der Pflegeproblematik eine Rotationsbrache (hier mit einem 5-jährigen Zyklus) nahe, die in vielen Fällen besonders ökologisch, aber auch bezüglich Pflegeaufwand einer ganzflächigen Mahd deutlich vorzuziehen ist.

SUMMARY

The conservation of anthropogenic biotops needs continuing management. Each management and protection does influence the fauna. The aim of this investigation in a *Primulo-Schoenetum* is to find a concept to diminish the negative effects of management in a anthropogenic marsh. Four comparable plots were permanently managed or left in fallow for one and two years. The different effect on vegetation and microfauna (spiders and grasshoppers) were observed during two years. The results showed that a rotation fallow is more effective than yearly cutting.

LITERATUR

- ANDRES F., BOSSHARD A., STROMEYER S., WOHLGEMUTH T., 1987: Der Einfluss einer kurzzeitigen Brache in einem anthropogenen Kleinseggenried auf Aspekte von Boden, Mikroflora, Vegetation und Fauna. Gedanken über den naturschützerisch optimalen Zustand. POST-Diplomarbeit Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 377 S. (Polykopie)
- ARMER F.M., BARTHOLOMEW W.V., 1951: Influence of oxygen concentration in soil air on nitrification. *Soil Sci.* 71, 215-219.
- BEINHAUER R., 1978: Brache und Wasserhaushalt. Kleinklimatische Veränderungen durch Brachflächen. *Schr.reihe Kurat.Wasser Kulturbauwes.* 34, 41-53.
- BENZ, G., NYFFELER M., 1980: Ecology of spiders in meadows near Zurich (Switzerland). 8. Int. Arachnologen-Kongress, Wien 1980. 121-125.
- BROLL G., SCHREIBER K. F., 1985: Die mikrobielle Aktivität von Brachflächen unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Landwirtsch.Forschung* 38, 28-34.
- BRIEMLE G., 1980: Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. *Diss.bot.* 57. 286 S.
- BRIEMLE G., 1986: Vergleich der Stickstoffmineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland. *Natur u.Landschaft* 61, 423-427.
- EGLOFF T., 1984: Richtlinien zur Bewirtschaftung und Pflege von Riedern und Mooren im Sinne des Naturschutzes. Schweiz. Bund für Naturschutz (SBN), Basel. 55 S.
- ERHARDT A., 1985: Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. Eine Feldstudie im Tavetsch (GR). Birkhäuser, Basel. 154 S.
- FLIERVOET L., 1984: Canopy structures of Dutch grasslands. *Diss.Univ.Nijmegen.* 256 S.
- FLÜHLER H., 1973: Sauerstoffdiffusion im Boden. *Mitt.EAFV* 49. 249 S.

- GANZERT C., PFADENHAUER J., 1986: Seasonal dynamics of shoot nutrients in *Schoenus ferrugineus* (Cyperaceae). Hol.Ecol. 9, 137-142.
- GISI U., FROSSARD P., OERTLI J., 1979: Bodenkundlicher Vergleich von Kultur- und Brachland im Schweizer Jura. Z.Pflanzenern.u.Bodenkunde 142, 639-654.
- GLINSKI J., STEPNIOWSKI W., 1985: Soil aeration and its role for plants. CRC Press, Florida. 225 S.
- HÄNGGI A., 1987: Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des grossen Mooses, Kanton Bern - 1. Faunistische Daten. Mitt.Schweiz.Entomol.Ges. 60 (1-2), 181-198.
- HEYDEMANN B., 1956: Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. Verh.Deutsch.Zool.Ges.Hamburg, 332-347.
- HEYDEMANN B., 1981: Wie gross müssen Flächen für den Arten- und Biotopschutz sein? Jb.Natursch.Landschaftspfl. 31, 21-51.
- IMSHENETSKY A. A., 1967: Decomposition of cellulose in the soil in the ecology of soil bacteria. Liverpool Univ. Press, Liverpool, 256-269.
- JANETSCHKE H. (Hrsg.), 1982: Ökologische Feldmethoden. Ulmer, Stuttgart. 175 S.
- KLÖTZLI F., 1969a: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Huber, Bern. 296 S.
- KLÖTZLI F., 1969b: Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmensdorf und des Katzenses. Ber.Geobot.Inst. ETH,Stiftung Rübel,Zürich 39, 56-123.
- KRÖCKEL L., 1985: Der Einfluss des Wasserpotentials auf mikrobielle Aktivitäten im Boden. Diss.Univ.Bayreuth. 118 S.
- KUHN U., LEUPI E., OBERHOLZER H.-R., TSCHÜTSCHER B., 1978: Naturwissenschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung von Naturschutz- und Erholungsgebieten. POST-Diplomarbeit Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 236 S. (Polykopie).
- LANFRANCHI M., 1983: Zur Methodik der Phosphoruntersuchung und zum Verhalten der Bodenphosphate einer Streuwiese unter dem Einfluss einer Phosphordüngung. Diplomarbeit Lab.Bodenkunde und Geobot.Inst. ETHZ. 81 S. (Polykopie).
- LEON R., 1968: Balance d'eau et d'azote dans les prairies à litière des alentours de Zurich. Veröff.Geobot.Inst. ETH,Stiftung Rübel,Zürich 41, 2-67.
- MARSCHNER H., 1985: Nährstoffdynamik in der Rhizosphäre. Ber.Deutsch.Bot.Ges. 98, 291-309.
- MÜHLEBACH I., 1986: Untersuchung über die Dynamik des Zelluloseabbaus im Boden. Semesterarbeit Institut für Pflanzenbau ETHZ. 48 S. (Polykopie).
- OSCHMANN M., 1973: Untersuchungen zu Biotopbindung der Orthopteren. Faunist.Abh. Staatl.Mus.Tierkunde Dresden 4 (21), 177-206.
- OST G., 1979: Auswirkungen der Mahd auf die Artenmannigfaltigkeit (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. Veröff.Natursch.u.Landschaftspfl.Baden-Württ. 49/50, 407-439.
- PFADENHAUER J., MAAS D., 1987: Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. Flora 179, 85-97.
- PREISS H., 1982: Vegetation und Nährstoffumsatz von Flachmoorbiotopen im Raum von Bad Tölz unter der Berücksichtigung der Auswirkung von Nutzungsänderungen. Diss. TU-München. 111 S.
- RUNGE M., 1965: Untersuchungen über Mineralstickstoffnachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. Flora 155, 353-386.
- RUNGE M., 1971: Investigation of the content and the production of mineral nitrogen in soils. In: ELLENBERG H. (Hrsg.), Integrated Experimental Ecology. Ecol.Stud. 2, 191-202.
- SÄNGER K., 1977: Beziehungen der Heuschrecken zur Raumstruktur. Zool.Jb.Syst. 104.
- SCHÄFER M., 1978: Some experiments on the regulation of population density in the spider *Floronia bucculenta*. Symp.Zool.Soc.London 42, 203-210.
- SCHIEFFER J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih.Veröff.Natursch.u.Landschaftspfl. Baden-Württ. 22. 325 S.

- SCHLEGEL H.G., 1981: Allgemeine Mikrobiologie. Thieme, Stuttgart. 559 S.
- SCHNÜRER J., ROSWALL T., 1982: Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. Appl.Environ.Microbiol. 43, 1256-1261.
- SCHNÜRER J., CLARHOLM M., ROSWALL T., 1986: Fungi, bacteria and protozoa in soil from four arable cropping systems. Biol.Fertil.Soils. 2, 119-126.
- STEUBING L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Methoden und Geräte zur Bestimmung wichtiger Standortsfaktoren. Parey, Berlin/Hamburg. 262 S.
- STÖCKLIN J., GISI U. 1984: Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen. In: Schreiber K.-F. (Hrsg.) (1985): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche geogr. Arb. 20. Schöningh, Paderborn. 101-110.
- TISCHLER W. , 1973: Über Strukturelemente im Ökosystem. Am Beispiel von Strukturteilen der Umbellifere *Angelica silvestris*. Biol.Zbl. 92, 337-355.
- ZÜST S., 1970: Oekologisch-soziologische Untersuchungen an Knotenbinsenwiesen. Diplomarbeit. Geobot. Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich. 53 S. (Polykopie).

Adresse der Autoren: Andreas BOSSHARD
 Franziska ANDRES
 Susanna STROMEYER
 Thomas WOHLGEMUTH

Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38
CH-8044 Zürich