

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 124 (1995)

Artikel: Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen ("Mesobromion") auf dem Schaffhauser Randen = Phytosociological and ecological investigations and experimental management in mesobromion limestone grassl...

Autor: Keel, Andreas

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308988>

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: 23.12.2025

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

**Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und
Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen
(*Mesobromion*) auf dem Schaffhauser Randen**

*Phytosociological and Ecological Investigations and
Experimental Management in Mesobromion Limestone
Grassland on the Randen, a Jurassic Mountain
in Northern Switzerland*

Andreas KEEL

1995

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	5
1. Einleitung und Problemstellung	6
2. Untersuchungsgebiete und Grundlagen	12
2.1. Untersuchungsgebiete	12
2.1.1. Geographische Lage	12
2.1.2. Klima	12
2.1.3. Geologie	15
2.1.4. Boden	15
2.1.5. Biotopprägende Landschaftsveränderungen	16
2.1.6. Vegetation	17
2.2. Verbrachung, Mahd und Feuer	22
2.3. Bestehende Untersuchungen	24
3. Methoden und Versuchsanordnung	26
3.1. Erfassung des Vegetationskomplexes <i>Mesobromion</i>	26
3.1.1. Vegetationsaufnahmen	26
3.1.2. Vegetationstabellen	27
3.1.3. Arten-Areal-Kurven	28
3.1.4. Nomenklatur und kritische Arten	28
3.2. Bewirtschaftungsexperimente	32
3.2.1. Lage der Versuchsflächen	32
3.2.2. Bewirtschaftungseingriffe und Anordnung der Dauerflächen	32
3.2.3. Methoden der Vegetationserfassung	35
3.2.4. Bodenuntersuchungen	37
3.2.5. Biomassenerhebungen	38
3.2.6. Temperaturmessungen während des Abbrennvorganges	39
3.2.7. Aschenuntersuchungen	39
3.3. Erfassung der Gehölzentwicklung	40
4. Ergebnisse	42
4.1. Charakterisierung der Vegetationseinheiten der Halbtrockenwiesen des Randens und deren standörtliche Verhältnisse	42
4.1.1. Einheit I <i>Colchico-Mesobrometum</i>	45
4.1.2. Einheit II <i>Medicagini falcatae-Mesobrometum</i>	46
4.1.3. Einheit III <i>Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum</i>	48
4.1.4. Einheit IV <i>Seselio libanotidis-Mesobrometum</i>	49
4.1.5. Einheit V <i>Inulo conyzae-Mesobrometum</i>	50
4.2. Artenzahl-Flächen-Beziehungen	50
4.3. Der Einfluss von Bewirtschaftungsmassnahmen	56
4.3.1. Nährstoffe im Boden: Stickstoff	56
4.3.2. Biomassenbildung	61
4.3.3. Nährstoffe in der Biomasse	67
4.3.4. Feuertemperaturen	67
4.3.5. Aschenmengen und -nährstoffe	70
4.3.6. Nährstoffentzüge	73
4.3.7. pH	73
4.3.8. Kleinräumige Vegetationsstrukturen in brachliegenden, gemähten und abgebrannten Flächen ("Mikrostandorte")	74

4.3.9.	Ordination von Vegetationsaufnahmen von 1 m ² - Dauerflächen, Brach, Mahd, Brand, 1975-1979	90
4.4.	Die Einwanderungsdynamik von Gehölzpflanzen	95
5.	Diskussion	101
5.1.	Interpretation der Ergebnisse	101
5.1.1.	Veränderungen im <i>Mesobromion</i> von 1947 bis 1977	101
5.1.2.	Einflüsse der Bewirtschaftung auf den Standort	105
5.1.3.	Das Verhalten der Arten auf den untersuchten Flächen und die Reaktion auf Bewirtschaftungseinflüsse	112
5.2.	Artenreichtum der Mesobrometen	123
5.3.	Naturschutzwert der Vegetationseinheiten	125
5.4.	Pflegestrategien	130
	Zusammenfassung - Summary	132
	Literaturverzeichnis	137
	Anhang	
	Beilagen	144

VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand im wesentlichen in den Jahren 1975 bis 1979 am Geobotanischen Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürich. Die anschliessende Fertigstellung erfolgte neben meiner beruflichen Tätigkeit bei der Fachstelle Naturschutz des Amtes für Raumplanung, Kanton Zürich.

Allen, die mir bei der Durchführung der Arbeit geholfen haben, danke ich ganz herzlich. Ausserordentlicher Dank gebührt Herrn Prof. Dr. E. Landolt und Herrn Prof. Dr. F. Klötzli, unter deren Leitung die Arbeit entstand.

Zu besonderem Dank verpflichtet bin ich

- dem Kanton Schaffhausen sowie den Gemeinden Bargen und Merishausen für die Zustimmung, Versuchsflächen in Naturschutzobjekten einzurichten und Bewirtschaftungsexperimente (einschliesslich der Feueranwendung) durchzuführen,
- Herrn Alt-Stadtforstmeister R. Fehr, Schaffhausen, für seinen initiierenden Vorschlag, die lichten Waldformen und die Trockenstandorte zu untersuchen, und für seine Bereitschaft, dafür Flächen zur Verfügung zu stellen,
- den Lokalkennern des Randens, insbesondere Herrn H. Walter, Schaffhausen, für floristische Hinweise,
- Herrn Prof. Dr. A. Gigon für die Vermittlung der speziellen Kenntnisse über Ökosysteme und Magerwiesen,
- Herrn Prof. Dr. H. Zoller, Universität Basel, für das Überlassen seiner Vegetationsaufnahmen (1947/48) und für die gemeinsame *Mesobromion*-Exkursion auf dem Randen,
- Frau Dr. R. Dickenmann, Frau S. Dreyer, Frau A. Hegi, Frau M. Siegl, Frau D. Weber, Frau U. Wiedmer, Herrn R. Graf, Herrn E. Schäffer und Herrn H. Sigg für ihre tatkräftige Hilfe in Labor, Büro und Feld,
- Herrn PD Dr. O. Wildi, WSL Birmensdorf, für die Beratung bei der Anwendung seiner Computerprogramme bei der Vegetationsanalyse,
- Herrn F. Hirt, Leiter der Fachstelle Naturschutz, Amt für Raumplanung, Kanton Zürich, für seine Unterstützung, die vorliegende Arbeit fertigzustellen,
- Frau A. Sigwolf, Rapperswil, und Frau B. Steck, Forch, für die englischen Übersetzungen
- allen Kolleginnen und Kollegen für ihre Hilfsbereitschaft und Kameradschaft, die anregenden Gespräche und das Interesse an den Magerwiesen.

Grossen Dank schulde ich der Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich, die diese Arbeit ermöglichte.

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Der Mensch hat durch sein Wirken die Ökosysteme und die Landschaften, in denen er lebt, beeinflusst und in den vergangenen Jahrhunderten zunehmend und nachhaltig verändert.

Der Rückzug der Gletscher am Ende der letzten Eiszeit ermöglichte die Wiederbewaldung in Mittel- und Nordeuropa. Über verschiedene Sukzessionsfolgen entwickelte sich der Wald in den tieferen Lagen (wieder) zur dominierenden Pflanzendecke. Klimaschwankungen und die Ausbreitung der Arten veränderten die Zusammensetzung der Vegetation. Allgemein wird angenommen, dass die Menschen in den ersten Jahrtausenden nach der Eiszeit aufgrund der kleinen Populationsdichte einen geringen Einfluss auf Ausdehnung und Zusammensetzung des flächendominierenden Waldes ausübten. Im kaum vom Menschen beeinflussten geschlossenen Waldareal entstanden oder erhielten sich natürlicherweise Lücken (Felsen, Flussauen usw.), auf denen lichtbedürftige Arten der Kraut- und Strauchsicht gedeihen konnten. KNAPP (1970) zeigt Beispiele von offenen Flächen im Waldareal in der vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Naturlandschaft im nördlichen Nordamerika. Auch in Mitteleuropa dürften ähnliche gehölzarme Standorte und gehölzreduzierende Prozesse Bestandteile der natürlichen Waldökosysteme gewesen sein. Verschiedene Hypothesen betreffen Fragen zur Genese, Geschichte und Dynamik dieser offenen, gehölzarmen oder -freien Flächen als "Vorläufer" unserer heutigen Wiesen. GEISER (1983) postuliert, dass unter dem Einfluss von grossen pflanzenfressenden Wildtieren und nachfolgend von domestizierten Weidetieren sich örtlich immer steppenähnliche Vegetationsformen in Mitteleuropa erhalten konnten.

Im Gebiet des Schweizer Mittellandes entstand unter dem Einfluss der sich entwickelnden Landwirtschaft aus einer mehrheitlich geschlossenen, ursprünglichen Waldlandschaft zunehmend eine Kulturlandschaft mit einem sich immer wieder wandelnden Mosaik von Äckern, Wiesen, Siedlungen und Gehölzen. Die unabhängig vom Menschen existierenden Waldgesellschaften der Urwälder sind an den meisten Stellen durch sekundäre, anthropogene Pflanzenbestände ersetzt worden.

Ein wesentliches Element der menschengeschaffenen offenen Kulturlandschaft sind die Wiesen. Deren Entwicklung ist vor dem Hintergrund einer jahrhundertelangen Beweidung und Mahd zu sehen. Tier- und Pflanzenarten aus standörtlich ähnlichen gehölzarmen Ökosystemen der weit entfernten eu-

rasiatischen Steppen, des Mittelmeerraumes, der alpinen Regionen oder der erwähnten näher gelegenen waldfreien Standorte der Flussauen, Felsen, Bergrutschungen oder von lichten Wäldern wanderten in die "neuen" Wiesenstandorte ein oder entstanden koevolutiv neu als "Arten" oder als Ökotypen.

Die Kenntnis der zeitlichen Entwicklung vieler anthropogener Vegetationstypen einschliesslich der dynamischen genetischen Wechselbeziehungen zwischen primären und halbnatürlichen Vegetationseinheiten ist bislang nur unvollständig (POTT 1988). Es existieren einige punktuelle Kenntnisse über die floristische Zusammensetzung von früheren Wiesen, wobei über den zeitlichen Wandel und die Flächenausdehnung des Grünlandes der vergangenen Jahrhunderte wenig Wissen vorliegt. Nach POTT (1988) sind in Mitteleuropa ab ca. 4500 v. Chr. die Waldweide, die Triftweide und die Standweide Vorfächer der historisch später entstandenen Mähwiesen (vgl. auch ELLENBERG 1986). Diese entwickelten sich gemäss BEHRE (zit. in POTT 1988) bevorzugt in Flussauen-Niederungen aus gehölzarmen Weideflächen, zum Beispiel um etwa 600 v. Chr. im Bereich der Emsmündung. KNÖRZER (1975) belegt den Beginn der Wiesennutzung im deutschen Rheinland in der Römerzeit (1.-3. Jahrhundert) mit dem Vorkommen verschiedener Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* und der *Festuco-Brometea*. Im Schweizer Mittelland beweisen ebenfalls römerzeitliche Pflanzenfunde aus Oberwinterthur (JACQUAT 1986) aus dem 1. Jahrhundert n. Chr. das Vorhandensein von Fett- und Magerwiesenpflanzen. Gefunden wurden hier ca. 23 Arten, welche den Magerwiesen, und 16, welche den Fettwiesen zugeordnet werden können.

Vor dem Aufkommen grossflächig verteilbarer Düngemittel wie Mist, Jauche und schliesslich Mineraldünger hat sich die landwirtschaftliche Wiesenbewirtschaftung hofentfernter Standorte weitgehend auf die Ernte des Schnittgutes und die Beweidung beschränken müssen. Allfällige vorhandene Düngstoffe wurden vor allem auf die hofnahen Äcker gebracht. Durch den Nährstoffexport sank das Produktionspotential vieler Wiesen auf ein tieferes Niveau. Dies war die Voraussetzung für die Entstehung und das Fortbestehen der Magerrasen oder Magerwiesen, wie sie im folgenden genannt werden.

In gut erschlossenen, meliorierten Landwirtschaftsgebieten der mittleren und niedrigen Höhenlagen finden sich heute im Schweizer Mittelland nur noch spärliche Reste von Magerwiesen. Etwas weniger schnell verlief der Rückgang in sogenannten Grenzertragslagen, d.h. in abgelegenen, schlecht erschlossenen Gebieten, zum Beispiel an Steilhängen und/oder auf flach-

gründigen, durchlässigen, trockenen oder verdichteten, wechseltrockenen und kalkreichen Böden in niederschlagsarmen Gebieten.

An diesen Standorten sind die Bestände der anthropogenen Magerwiesen jedoch durch die gänzliche Aufgabe der Bewirtschaftung bedroht. Die sekundäre Sukzession bewirkt eine völlige Veränderung der Vegetationszusammensetzung. Das Aufkommen von Gehölzpflanzen leitet die Wiederentwicklung des Waldes ein.

Die Erhöhung der Produktivität der Wiesen war seit langem das Ziel einer verbesserten Landwirtschaft. Beispielsweise waren die Einführung neuer landwirtschaftlicher Methoden eines Kleinjogg Gujers (SIGG et al. 1985), das Einschwemmen von Nährstoffen durch Bachwasser (Wässerwiesen), das Einsäen von bestimmten Leguminosen wie *Medicago sativa* und *Onobrychis viciifolia* als bevorzugtes Futter (z.T. ackerbaulich seit der Mitte des 18. Jahrhunderts auf dem Randen kultiviert, KUMMER 1944) Schritte zu einer Optimierung der Nutzung. Die moderne Landwirtschaft mit dem steigenden und heute fast uneingeschränkten Einsatz von Düngstoffen und der fortschreitenden Mechanisierung war die wichtigste Ursache der Einleitung einer raschen Umwandlung von Magerwiesen in Fettwiesen.

Die Magerwiesen ausserhalb der Feuchtgebiete der kollinen und montanen Stufe des Schweizer Mittellandes gehören überwiegend zum Vegetationskomplex der Trespen-Halbtrockenwiesen, dem *Mesobromion*, mit Übergängen zu verwandten Einheiten. Diese zählen zu den artenreichsten Pflanzengesellschaften. KLEIN und KELLER (1982) nennen über 60 verschiedene Pflanzarten für 100 m². Bei eigenen Erhebungen konnten auf den artenreichsten Flächen 75 bis 80 verschiedene Blütenpflanzenarten auf 100 m² festgestellt werden. Von den ca. 1440 Arten der Schaffhauser Flora (Kanton Schaffhausen und Umgebung, Zusammenstellung und Abgrenzung gemäss ISLER-HÜBSCHER 1980) sind über 170 Arten ausschliesslich, weitere rund 220 Arten vorwiegend im *Mesobromion* und in den Übergängen zum *Arrhenatherion* und *Xerobromion* oder in den Sukzessionsfolgegesellschaften dieser Vegetationseinheiten zu finden. Zusammen beinhalten diese 390 Arten über einen Viertel des gesamten floristischen Potentials der Farn- und Blütenpflanzen des genannten Gebietes. Ähnliche Zahlen in der Grössenordnung von 17 bis 38% zitieren BROGGI und SCHLEGEL (1989) für Mitteleuropa, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Bayern.

Die Vielfalt der Tierarten entspricht jener der Pflanzen. Viele Schmetterlinge (SCHIESS-BÜHLER 1993), Wildbienen (MÜLLER 1991) und Heuschrecken (DEMARMELS 1978, BELLMANN 1985) sind beispielsweise auf Trespen-Halbtrock-

kenwiesen angewiesen oder sogar auf bestimmte Spezialstandorte innerhalb dieser Vegetationseinheiten spezialisiert. Unter den Wirbeltieren seien Rotrückenwürger und Zauneidechse genannt, Arten der "Roten Listen" (BRUDERER und THÖNEN 1977, HOTZ und BROGGI 1982), für welche Magerwiesen zu mindest wichtige Teillebensräume darstellen.

Die Trespen-Halbtrockenwiesen bilden somit zusammen mit anderen Vegetationseinheiten und Landschaftselementen wie Gebüschen, Steinhaufen, Einzelbäumen usw. ausserordentlich vielfältige Lebensräume und Landschaften. Zahlreiche Autoren (z.B. FREY ohne Jahrgang, KLEIN 1977, 1980, KLEIN und KELLER 1982, LANDOLT et. al. 1982, LANDOLT 1991, KIENZLE 1983, 1985, KNÖRZER 1985, ZOLLER und WAGNER 1986, BROGGI und SCHLEGEL 1989, THOMET et al. 1989, DICKENMANN und WINTER 1991, KEEL und WIEDMER 1991) beschreiben den Rückgang der Trespen-Halbtrockenwiesen und die Notwendigkeit der Durchführung von Schutzmassnahmen. Zu den früheren Gefährdungsursachen kommt seit einigen Jahren die Gefahr eines durch Emissionen verursachten Eintrages von Nährstoffen aus der Luft hinzu. Bereits sind jedoch nicht mehr nur die Arten der Magerwiesen gefährdet, sondern auch solche der früher artenreicheren Fettwiesen. ZOLLER et al. (1983) belegen den Rückgang einzelner Arten der Fettwiesen.

Während in den letzten Jahren der Rückgang der extensiv oder "naturnah" bewirtschafteten Kulturlandschaften und der Naturlandschaften immer rascher verlief, ist andererseits in vielen mittel- und westeuropäischen Ländern eine Überproduktion bestimmter landwirtschaftlicher Erzeugnisse festzustellen. Die Verwertung und staatliche Lenkung des Absatzes erfordern einen grossen finanziellen Aufwand. Auch aufgrund dieser Situation wird neben umstrittenen Flächenstillegungen gerade die extensive und umwelt- oder naturschutzgerechte Bewirtschaftung artenreicher Wiesen zunehmend finanziell gefördert. Neben der Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte erhält die Bewahrung biologischer, kulturhistorischer, landschaftlicher und ästhetischer Werte eine zunehmende Bedeutung in der bäuerlichen Tätigkeit und Kultur. Die Schweizerische Eidgenossenschaft (KLEIN und KELLER 1982) sowie verschiedene Kantone haben die rechtlichen Grundlagen für die Auszahlung von Bewirtschaftungsbeiträgen für die naturschutzgemässe Bewirtschaftung bestimmter Pflanzengesellschaften geschaffen. Zu den ersten Kantonen, die die Pflege und Erhaltung artenreicher Wiesen mit Beitragsregelungen förderten, gehörten Solothurn (BAU- UND LANDSCHAFTSDEPARTEMENT DES KANTONS SOLOTHURN 1987), Aargau und Schwyz. Die Erhaltung von Magerwiesen, deren Schutz und Pflege, aber auch die Wiederherstellung oder die Neuschaffung

(z.B. KLEIN 1980, WEGELIN 1984, AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1984) sind heute vorrangige Ziele des Naturschutzes (z.B. KUHN et al. 1992). KLÖTZLI (1981, 1991) erwähnt die Einheiten der *Festuco-Brometea* als Beispiele für die Neuschaffung von Mangelbiotopen. Für den Schutz, die Regeneration und Neuschaffung ist die ausreichende Kenntnis der *Mesobromion*-Einheiten, ihrer Beziehungen zum Standort und der Dynamik ihrer Populationen aufgrund natürlicher und anthropogener Einflüsse eine wichtige Grundlage.

Der Schaffhauser Randen mit den kalkreichen Böden, dem trockenwarmen Lokalklima, der geomorphologisch und kulturbedingt reichhaltig strukturierten Landschaft bietet dem Vorkommen der *Mesobromion*-Einheiten günstige Voraussetzungen (ZOLLER 1958). Noch sind in diesem Gebiet im Vergleich zum angrenzenden Mittelland einige grossflächige und floristisch reichhaltige Bestände vorhanden.

Der Ausführung der vorliegenden Arbeit lagen folgende Ziele zugrunde:

1. Schaffung eines gesamthaften Überblicks über die vorhandenen Einheiten des *Mesobromion* auf dem Randen rund drei Jahrzehnte nach der grundlegenden Erfassung durch ZOLLER (1954a und b):
 - Beschreibung und Begründung der Veränderungen in den Pflanzenbeständen
 - pflanzensoziologische Charakterisierung aufgrund der veränderten Bewirtschaftungsbedingungen, insbesondere unter Berücksichtigung der Verbrauchung
 - Bewertung der Vegetationseinheiten unter dem Gesichtspunkt des botanisch begründeten Naturschutzes
2. Erfassung der Variabilität der Vegetationszusammensetzung aufgrund der Bewirtschaftung an ausgewählten *Mesobromion*-Standorten
3. Erfassung der Auswirkungen von wiederaufgenommenen Pflegemassnahmen (Mahd oder Abbrennen) in längerer Zeit brachgelegenen *Mesobromion*-Beständen auf Versuchsflächen
4. Erfassung der kleinräumigen Vegetationsmuster der Pflanzenarten und deren Veränderungen aufgrund von Bewirtschaftungsänderungen.

Mit den vorgenommenen Untersuchungen wurde versucht, die Gesamtheit des Vegetationskomplexes *Mesobromion* des Gebietes Schaffhauser Randen möglichst umfassend darzustellen, einzelne Bereiche, d.h. Teilmengen davon mittels Versuchsflächen genauer zu beschreiben und schliesslich strukturell

auf einer noch detaillierteren Ebene kleinräumige Veränderungen im Grössenbereich der einzelnen Pflanzenindividuen aufzuzeigen.

Diese pflanzensoziologische Arbeit entstand im Rahmen des Forschungsprogrammes "Wirkungsmechanismen und Erhaltung von trockenen Grünland-Ökosystemen" des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rübel, Zürich. Weitere bereits ausgeführte Untersuchungen behandeln unter anderen zoologische, bodenkundliche, pflanzenphysiologische und ökologische Aspekte im selben geographischen und thematischen Bereich. Diese Arbeiten sind im Kapitel 2.3. zusammengestellt.

Die Hauptarbeiten der vorliegenden Untersuchungen wurden im Feld in den Jahren 1976 bis 1980 ausgeführt. In den nachfolgenden drei Jahren wurden einige Ergänzungen vorgenommen. Die Fertigstellung der Arbeit verzögerte sich aufgrund meiner starken beruflichen Belastung bei der Fachstelle Natur- schutz des Kantons Zürich. Andererseits war es aber auch möglich, Ergebnisse von neueren aut- und synökologischen Untersuchungen im Gebiet zu berücksichtigen.

In der vorliegenden Arbeit wird ausschliesslich der Begriff "Wiese" verwendet und das Wort "Rasen" weggelassen, obwohl in der Literatur die *Mesobromion*-Einheiten fast ausschliesslich als Magerrasen oder Halbtrockenrasen bezeichnet werden. In der Umgangssprache ist die "Wiese" als (landwirtschaftlich) genutztes Dauergrünland besser verankert und gebräuchlicher, während der "Rasen" eher den (gärtnerisch gestalteten) Vorgärten und Golfplätzen zugeordnet wird.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE UND GRUNDLAGEN

2.1. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

2.1.1. Geographische Lage

Der geologisch-geographisch festgelegte Untersuchungsraum befindet sich im nördlichsten Teil der Schweiz, im Kanton Schaffhausen, einige Kilometer nördlich der Stadt Schaffhausen. Er erstreckt sich über den zentralen Teil des Randens und den östlich angrenzenden Bereich des Reiats und umfasst eine Fläche von ca. 95 km². Die Lage des Untersuchungsraumes und der Versuchsgebiete ist aus der Landeskarte der Schweiz, Massstab 1:50'000, Blätter 205, Schaffhausen, und 206, Stein am Rhein, ersichtlich (Fig. 1).

Der Schaffhauser Randen bildet eine markante, vorwiegend aus Ablagerungen des Malm (vgl. Kapitel 2.1.3.) bestehende Erhebung, welche im Süden und Westen steil zum Rheintal und in die Ebene des Klettgaus abfällt, sich im Norden und Osten aber von der Umgebung landschaftlich weniger augenfällig abgrenzt. Die nördliche Begrenzung des Untersuchungsraumes bildet deshalb die Landesgrenze zum Land Baden-Württemberg (Deutschland), die östliche der hauptsächlich von tertiären Ablagerungen überdeckte Reiat, dessen Grenzbereich nördlich von Bargen und östlich von Merishausen in das Untersuchungsgebiet einbezogen wurde.

Als Teil des Tafeljuras weist der Schaffhauser Randen vor allem geologische und biogeographische Beziehungen zu den benachbarten Erhebungen östlich von Osterfingen und Wilchingen ("Südranden"), zum Hallauerberg ("Klettgauerberg") und zur nördlich angrenzenden Schwäbischen Alb in Deutschland auf.

2.1.2. Klima

Die klimatischen Verhältnisse des Randens werden anhand des Klimadiagrammes der Stadt Schaffhausen erläutert. Als Vergleich zur Situation des angrenzenden Schweizer Mittellandes dient das Klimadiagramm der Stadt Zürich (Fig. 2).

Die im Vergleich zum Schweizer Mittelland relativ geringen Niederschläge im ganzen Kanton Schaffhausen beruhen auf der Wind- und Regenschattenwirkung der Vogesen und des Schwarzwaldes. Höhere Lagen auf dem Ran-



Fig. 1. Der vegetationskundliche Untersuchungsraum und die Lage der Versuchsgebiete (Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 2. November 1993).

The region in which the vegetation study was carried out and the location of the study areas (Permission for reproduction by Bundesamt für Landestopographie, November 2, 1993).

den und Reiat erhalten zum Teil eine geringere mittlere Niederschlagsmenge pro Jahr als benachbarte tiefere Lagen: Lohn auf 635 m ü. M. weist 830 mm,

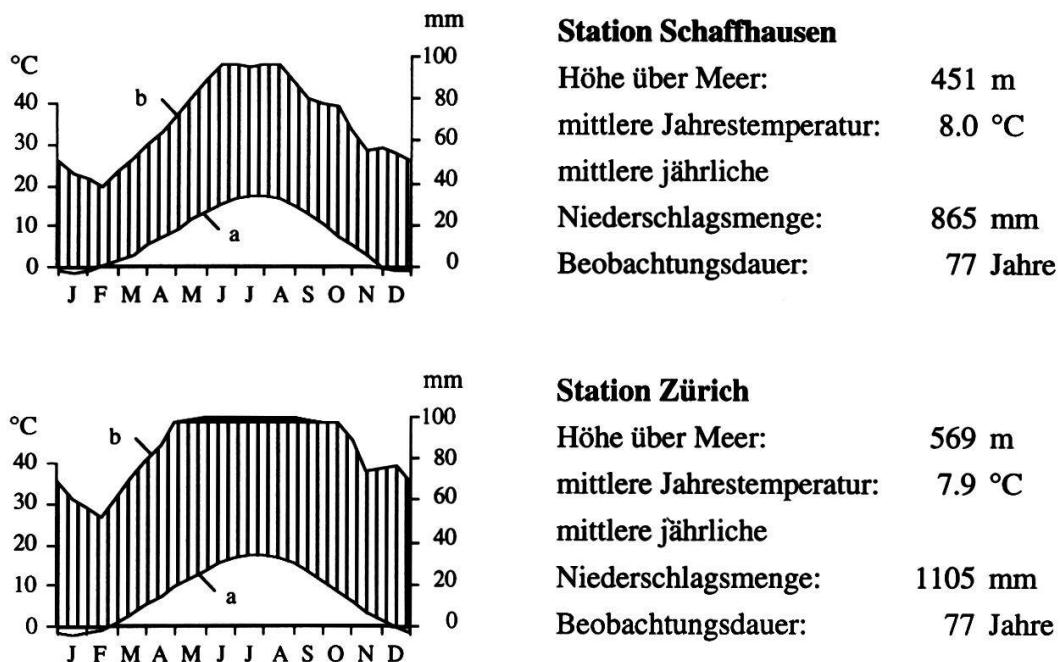


Fig. 2. Klimadiagramm der Stationen Stadt Schaffhausen und Stadt Zürich (WALTER und LIETH 1960-67, verändert).

Climate diagrams of the sites, Schaffhausen (city) and Zurich (city) (WALTER and LIETH 1960-67, changed).

a: mittlere Monatstemperaturen - *mean monthly temperature*, b: mittlere monatliche Niederschläge - *mean monthly precipitation*, Ordinate - *ordinate*: eine Einheit entspricht 10 °C oder 20 mm Niederschlag, Mengen über 100 mm Niederschlag sind auf 1/10 reduziert und schwarz dargestellt - *one division corresponds to 10 °C or 20 mm rain, rain quantities more than 100 mm are reduced to 1/10 and appear in bold face type.*

die Stadt Schaffhausen auf 451 m ü. M. hingegen 865 mm Niederschläge/Jahr auf. Die mittlere Julitemperatur entspricht derjenigen des Schweizer Mittellandes (15 °C bis 18 °C), die mittlere Januartemperatur des nördlichen Teils des Kantons Schaffhausen (-5 °C bis -2 °C) liegt unter der des südlichen Teils und des Mittellandes (-2 °C bis 0 °C).

Bereits KELHOFER (1915) erwähnt unter anderen weitere für das Untersuchungsgebiet wichtige klimatische Faktoren: Die Randenhöhen ragen im Winter oft über die Nebeldecke hinaus und erhalten deshalb mehr Insolation. Die Temperaturunterschiede werden dadurch verstärkt. Die Hochflächen sind den Winden stärker ausgesetzt. Die geringe Niederschlagsmenge im Winter und Frühling verzögert den Beginn der Vegetationszeit. Aus diesen Gründen ist das Klima des Randens kontinentaler geprägt als das des Schweizer Mittellandes.

2.1.3. Geologie

Das Untersuchungsgebiet liegt im Schaffhauser Tafeljura, dessen Schichten mit ca. 4 Grad leicht gegen Südosten fallen (HOFMANN 1981). Für die untersuchte Vegetation sind die in der Tabelle 1 zusammengestellten anstehenden Gesteinsschichten massgebend.

Geomorphologisch besonders prägend wirkten sich die Randverwerfungen und die verschiedenen Eintalungen aus, welche die Randentafel zergliedern und, vereinfacht dargestellt, eine Dreiteilung der Landschaft bewirken: Hochflächen, Steilhänge und Talsohlen.

Weitere Grundlagen und zahlreiche zusätzliche Literatur zur Geologie finden sich bei HOFMANN (1967, 1977, 1981), HOFMANN und HÜBSCHER (1977), HÜBSCHER (1962) und SCHREINER (1974).

2.1.4. Boden

Die Böden des untersuchten Vegetationskomplexes (JENKA 1978) weisen überwiegend einen hohen Kalkgehalt auf. Entsprechend dem unterschiedlichen Muttergestein lassen sich zwei hauptsächliche Bodentypen erkennen, welche einerseits Untertypen und Varianten, andererseits Übergänge ausbilden.

Auf lange Zeit ungestörten Standorten im Waldareal entstand auf Hartkalken (insbesondere auf den "Wohlgeschichteten Kalken" und den "Quaderkalken" sowie deren quartärgeologischen Umwandlungsprodukten, z.B. dem Gehän-

Tab. 1. Anstehende geologische Schichten im Bereich der untersuchten Vegetation.
The topmost geological strata in the surroundings of the investigated vegetation.

Jura-Malm:	- "Wohlgeschichtete Kalke", i ₆ , beta-Schichten Weissjura - "Mittlere Malmmergel", i _{7a} , Ataxioceratenschichten, gamma-Schichten Weissjura - "Quaderkalke", i _{7b} , Pseudomutabilisschichten, delta-Schichten Weissjura
Tertiär-Miozän:	- Obere Süßwassermolasse - Mergel der Juranagelfluh, m ₄
Quartär-Pleistozän/Holozän:	- Gehängeschutt, z.T. Kalksteingehängeschutt, vor allem im unteren Bereich der Steilhänge unterhalb der "Wohlgeschichteten Kalke"; z.T. lehmiger Gehängeschutt, vor allem über Dogger-Tonen und Impressa-Mergeln - Verwitterungs- und Gehängelehm, z.T. mehr oder weniger entkalkt

Tab. 2. Wichtigste unterschiedliche Eigenschaften zwischen Kalksteinrendzina und Pararendzina aus anstehendem Mergel.
Most important quality differences between limestone rendzina and pararendzina from topmost mar.

Kalksteinrendzina	Pararendzina aus anstehendem Mergel
oft tiefgründig	meist flachgründig
durchlässig, gut durchlüftet	verdichtet, oft schlecht durchlüftet
skelettreich	z.T. skelettarm
feinerdearm	feinerdereich

geschutt) eine Kalksteinrendzina. Auf den "Mittleren Malmmergeln", den "Mergeln der Jura Nagelfluh" und dem "Gehängelehm" hingegen bildete sich eine Pararendzina aus anstehendem Mergel.

Die wichtigsten unterschiedlichen Eigenschaften beruhen auf dem höheren Tongehalt des Mergels gegenüber den reinen Hartkalken (Tab. 2).

Die ackerbauliche Nutzung früherer Jahrhunderte verminderte den Humusgehalt der Böden beträchtlich. Im Extremfall wurden die Böden insbesondere an den Hängen durch die Bewirtschaftung bis in die Schichten des Muttergestein beeinflusst und langfristig stark degradiert (vgl. ZIMMERMANN 1974). Die nachfolgende Nutzung als Dauerwiesen förderte die Bodenbildung wieder; der Humusgehalt der Wiesenböden ist jedoch deutlich geringer als in Waldböden.

Auf weiterentwickelten Bodentypen (z.B. Braunerden) finden sich heute im Gebiet im allgemeinen kaum mehr Mesobrometen. Diese Standorte werden intensiv bewirtschaftet und tragen Fettwiesen und Äcker oder sind bewaldet.

2.1.5. Biotopprägende Landschaftsveränderungen

Ohne den Einfluss des Menschen wäre nahezu das gesamte Gebiet des Randens mit Ausnahme von Felsfluren und der wenigen Gewässer bewaldet. Das Ausmass an offenen Flächen (Lichtungen), vorübergehend entstanden durch Windwurf, Feuer, Erdrutsche usw., und deren Bedeutung für die Pflanzenarten, welche heute in den Mesobrometen vorkommen, sind schwierig zu beurteilen. ZOLLER (1954a und b) beschreibt ausführlich die Herkunft und die Standorte der Pflanzenarten der sekundären, d.h. anthropogen beeinflussten Vegetation der *Bromus erectus*-Wiesen.

ZIMMERMANN (1974) belegt eindrücklich, wie sehr sich in den vergangenen Jahrhunderten im Kanton Schaffhausen die landwirtschaftliche Nutzung veränderte und sich dadurch das Landschaftsbild wandelte. Folgende Ereignisse (vgl. auch STEINEMANN 1934, WIRTH 1918) hatten tiefgreifende Veränderungen der Feld-Wald-Verteilung und der Vegetation zur Folge:

7. bis 14. Jahrhundert

Ausgehend von den günstigen Orten wurde der Randen durch die Alemannen zunehmend besiedelt (Ausbauzeit). Grossflächige Rodungen führten zum so genannten ersten Waldminimum.

14. bis 16. Jahrhundert

Nach dem durch die Pest bewirkten Bevölkerungsrückgang erfolgte wieder eine Ausdehnung des Waldareals.

16. bis 18. Jahrhundert

Eine erneute grossflächige Rodungstätigkeit führte zum zweiten Waldminimum und zu einem ausgesprochenen Holzmangel.

Beginn 19. Jahrhundert bis Anfang 20. Jahrhundert

Verbrachungen, Aufforstungen und Wiederbewaldung vergrösserten das Waldareal wieder. Im Zeitraum der beiden Weltkriege wurden einige Waldflächen gerodet.

Die Bewirtschaftungsveränderungen der letzten Jahrhunderte waren für die Ausbreitung und die Artenzusammensetzung der Magerwiesen von entscheidender Bedeutung. Nach GROSSMANN (1922), KEHLHOFER (1936) und anderen Autoren wurden die fast waldfreien Randenhochflächen, aber auch zum Teil die Steilhänge als Äcker bewirtschaftet, bis die Nährstoffarmut und die nachlassende Ertragsfähigkeit des Bodens nurmehr eine Wiesennutzung oder die Begründung von Pionierwäldern zuließen.

2.1.6. Vegetation

Die natürlichen potentiellen Waldgesellschaften

ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) haben zahlreiche Waldassoziationen der natürlichen potentiellen Vegetation der Schweiz beschrieben. Verschiedene der Waldgesellschaften, welche im Untersuchungsgebiet vorkommen, hat KELLER (1972, 1975, 1979, 1985a und b) weiter aufgegliedert, wobei gegenüber

Tab. 3. Übersicht über die Waldgesellschaften, auf deren Standorten sich sekundär Mesobrometen entwickeln konnten (unterstrichen sind die wichtigsten Standorte).

Overview of forest community sites on which secondary Mesobromion grassland was able to develop (the most important sites are underlined).

Nr.	Waldgesellschaft nach ELLENBERG und KLÖTZLI (1972)
7	<i>Galio odorati-Fagetum typicum</i> (Typischer Waldmeister-Buchenwald)
8	<i>Milio-Fagetum</i> (Waldhirschen-Buchenwald)
9	<i>Pulmonario-Fagetum typicum</i> (Typischer Lungenkraut-Buchenwald)
<u>10</u>	<i>Pulmonario-Fagetum melittetosum</i> (Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt)
<u>11</u>	<i>Aro-Fagetum</i> (Aronstab-Buchenmischwald)
12	<i>Cardamino-Fagetum typicum</i> (Typischer Zahnwurz-Buchenwald)
13	<i>Cardamino-Fagetum tiliетosum</i> (Linden-Zahnwurz-Buchenwald)
<u>14</u>	<i>Carici albae-Fagetum typicum</i> (Typischer Weisseggen-Buchenwald)
<u>15</u>	<i>Carici albae-Fagetum caricetosum montanae</i> (Bergseggen-Buchenwald)
16	<i>Seslerio-Fagetum</i> (Blaugras-Buchenwald)
17	<i>Taxo-Fagetum</i> (Eiben-Buchenwald)
<u>35</u>	<i>Galio silvatici-Carpinetum</i> (Waldlabkraut-Hainbuchenmischwald)
38	<i>Arabidi turritae-Quercetum pubescens</i> (Turmkressen-Flaumeichenwald)
<u>39</u>	<i>Coronillo coronatae-Quercetum</i> (Kronwicken-Eichenmischwald)
41	<i>Lathyrо-Quercetum</i> (Platterbsen-Eichenmischwald)
61	<i>Molinio-Pinetum silvestris</i> (Pfeifengras-(Wald-)Föhrenwald)
<u>62</u>	<i>Cephalanthero-Pinetum silvestris</i> (Orchideen-(Wald-)Föhrenwald)
<u>64</u>	<i>Cytiso-Pinetum silvestris</i> (Geissklee-(Wald-)Föhrenwald)

ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) zum Teil eine etwas veränderte Systematik zur Anwendung kam.

Im Untersuchungsgebiet sind Mesobrometen sekundäre Vegetationstypen auf Standorten, welche ursprünglich von Waldgesellschaften aus den Ordnungen der Buchenwälder (*Fagetalia*) und Eichenmischwälder (*Quercetalia pubescenti-petraea*) bedeckt waren. Aufgrund der Standortsansprüche dürften dies während der maximalen Verbreitung der Mesobrometen theoretisch vor allem die in der Tabelle 3 aufgeführten Einheiten gemäss ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) gewesen sein, wobei der flächenmässige Schwerpunkt im Bereich der hervorgehobenen Waldgesellschaften (Nummern unterstrichen) liegt. Auf den übrigen Standorten entwickelten sich anthropogen vermutlich

Übergänge zum *Molinion* oder *Xerobromion* sowie weidegeprägte oder andere sekundäre Pflanzengesellschaften.

Das *Mesobromion*

Im Zentrum der vorliegenden Arbeit steht der Vegetationskomplex *Mesobromion*, die Trespen-Halbtrockenwiesen des Schaffhauser Randens.

BRAUN-BLANQUET und MOOR (1938) gliederten das *Mesobrometum erecti typicum* Scherrer (1925) in acht Subassoziationen. Geographisch und floristisch am nächsten kommen den Verhältnissen im Schaffhauser Randen folgende vier Subassoziationen dieser Einheit:

- Subass. *gentianetosum verna* K. Kuhn 1937, Schwäbische Alb
- *Tetragonolobus siliquosus-Equisetum maximum*-Subass. (Kuhn 1937) Br.-Bl. und Moor 1938, Schwäbische Alb
- *Chlora perfoliata-Tetragonolobus siliquosus*-Subass. (Quantin) Br.-Bl. und Moor 1938, Südjura
- *Carex humilis-Carlinea acaulis*-Subass. (Berger) Br.-Bl. und Moor 1938, Schwäbische Alb und Graubünden.

Zu bemerken ist dabei, dass sowohl *Chlora perfoliata* (Synonym für *Blackstonia perfoliata*) wie auch *Tetragonolobus siliquosus* gemäss ISLER-HÜBSCHER (1980) im Kanton Schaffhausen sehr selten anzutreffen sind.

BRAUN-BLANQUET und MOOR (1938) nennen für das Vorkommen des *Mesobrometum erecti typicum* folgende wesentliche Voraussetzungen:

- Trockenheit des Bodens (im feuchten Klima der Nordschweiz begünstigt durch Kalkunterlage)
- Kalkuntergrund
- Abwesenheit von Dünger
- Verhinderung der Sukzession (der Dauergesellschaft gegen den Klimaxwald) durch Mahd oder Beweidung.

Für den Randen beschreibt ZOLLER (1954b) drei auf das nordöstliche Gebiet beschränkte Assoziationen des *Mesobrometum* der "jurassisch-schwäbischen Fazies". Es sind dies (in Klammern die Bezeichnungen von ZOLLER):

1. *Seselio libanotidis-Mesobrometum*
(*Seselioto libanotidis-Mesobrometum*)
2. *Medicago falcatae-Mesobrometum* (zwei Subassoziationen)
(*Medicageto falcatae-Mesobrometum*)
3. *Thesio bavari-Mesobrometum*
(*Thesieto bavari-Mesobrometum*).

Tab. 4. Wichtige Standortseigenschaften der Vegetationseinheiten des *Mesobromion* nach ZOLLER (1954b). - *Important site conditions of the Mesobromion vegetation units according to ZOLLER (1954b).*

	<i>Sesilio libanotidis-Mesobrometum</i> , Hirschheil-Trespen-Halbtrockenwiese	<i>Medicago falcatae-Mesobrometum</i> , Sichelklee-Trespen-Halbtrockenwiese
1 Geologie	Hangschutt der wohlgeschichteten Kalke, beta-Schichten weißer Jura	widerstandsfähige Kalke mittlerer und oberer Malm
2 Böden (sekundär anthropogen)	kolluvialer Humuskarbonatboden, rendzinoid	Humuskarbonatboden, rendzinoid
3 Lage	Bänder entlang abgelegener, steiler Hänge	ebene Randen-Hochfläche
4 Meereshöhe	585-640 m ü. M.	700-920 m ü. M.
5 Neigung	15-40 Grad	0-10 Grad
6 Exposition	E-SSW	-
7 Nutzung des Standortes	früher teilweise beackert oder beweidet, danach kaum mehr regelmässig gemäht oder meist sich selber überlassen	bis ca. Mitte des 19. Jahrhunderts Standorte z.T. beackert, danach Wiesen regelmässig jährlich gemäht, zum grössten Teil ungedüngt
8 Mikroklima im Vergleich zum Mesoklima	trockener, wärmer, v.a. starke tägliche Erwärmung	entsprechend Mesoklima
9 Bemerkungen		<ul style="list-style-type: none"> - <i>Vicia tenuifolia</i>-Subassoziation: trockenere, nach Süden exponierte Standorte, flachgründige, skelettreiche Böden - <i>Hieracium cymosum</i>-Subassoziation: meidet nach Süden exponierte Lagen, tiefgründigere, teilweise oberflächlich entkalkte Böden, pH teilweise < 7

Zwei weiterverbreitete jurassische Assoziationen können auch im Randen vorkommen:

4. *Colchico-Mesobrometum*
(*Colchiceto-Mesobrometum*)

5. *Dauco-Salvio-Mesobrometum*
(*Dauceto-Salvieto-Mesobrometum*).

Die in der Tabelle 4 zusammengestellten Angaben nach ZOLLER (1954b) charakterisieren zusammenfassend die entsprechenden Standorte dieser Vegetationseinheiten.

Tab. 4. (Fortsetzung - *continued*)

	<i>Thesio bavari-Mesobrometum</i> , Bayrischer Bergflachs-Trespen- Halbtrockenwiese	<i>Colchico-Mesobrometum</i> , Herbstzeitlosen-Trespen-Halb- trockenwiese	<i>Dauco-Salvio-Mesobrometum</i> , Möhren-Salbei-Trespen-Halb- trockenwiese
1	Mergelschichten Malm, gamma- Schichten weisser Jura	Bachschnitt, in feuchten, heute wasserlosen Trockentälern	unterschiedlich, meist harte, wi- derstandsfähige Kalke
2	stark regressive Rendzina	z.T. Braunerde, meist tiefgrün- dig, teilweise oberflächlich ent- kalkt und pH < 7	wie vorherige Standorte
3	Randen-Hochfläche, entlang Waldrändern	in eingeschnittenen, engen, schattigen Tälern	unterschiedlich
4	700-800 m ü. M.	oberhalb 460 m ü. M.	bis 700 (900) m ü. M.
5	0 bis maximal 10 Grad	unterschiedlich	0-30 Grad
6	S-W-E	NW-NE	wie vorherige Standorte
7	wie <i>Medicago falcatae-Meso- brometum</i> , meist extensiver ge- mäht, teilweise sogar brachge- lassen	früher beweidet (aber vermut- lich nie beackert), regelmässig jährlich gemäht	regelmässig, jährliche Mahd
8	durch Waldrandlage wärmer und trockener	ausgeglichener, feuchter	wie vorherige Standorte
9		Die Eigenschaften gelten nur für das Randengebiet.	durch Düngung hervorgegangen aus ungedüngten Mesobrometen sehr trockener Standorte, im Randengebiet aus dem <i>Seselio libanotidis</i> - und dem <i>Medicago falcatae-Mesobrometum</i> oder direkt aus ehemaligem Acker- oder Rebland

Das *Stachyo-Brometum typicum* (KLÖTZLI 1969, vgl. auch Unterschiede zum *Colchico-Mesobrometum* der Alluvionen der Talböden) wurde im Randen nicht festgestellt. Die namengebende Art *Stachys officinalis* (Synonym für *Betonica officinalis*) ist zwar (selten) in lichten, trockenen Wäldern in Kuppenlagen anzutreffen, nicht jedoch in den angrenzenden Magerwiesen. Nahegelegene Vorkommen des *Stachyo-Brometum typicum* befinden sich entlang des Rheines, zum Beispiel in der Schaarenwiese, Kanton Thurgau (*Stachyo-
Brometum potentilletosum*, KLÖTZLI und SCHLÄFLI 1972) oder bei Lottstetten,

Baden-Württemberg (pers. Beobachtung). Mögliche ähnliche Standorte in den Randentälern sind seit langem intensiv bewirtschaftet.

Die verwandte Einheit des *Stachyo-Brometum equisetetosum* der Hanglagen (KLÖTZLI 1969), beispielsweise in der Boppeler Weid, Lägern, Kanton Zürich, findet keine Entsprechung im Randen.

Da in den vergangenen Jahrzehnten die Ausdehnung beweideter Magerwiesen auf dem Randen gering war, tritt das *Gentiano-Koelerietum* Knapp 42 ex Bornk. 60 (OBERDORFER 1977) der angrenzenden süddeutschen Kalkmagerwiesen und -weiden im Randen nicht in Erscheinung. Die in der vorliegenden Arbeit erfassten Bestände sind vergleichbar mit den von OBERDORFER aufgeführten 4. und 5. Assoziationen des *Mesobromion erecti* (Br.-Bl. et Moor 38) Knapp 42 ex Oberd. (50) 57: dem *Mesobrometum* Br.-Bl. ap. Scherr. 25 (*Onobrychido-Brometum* Th. Müller) sowie dem *Gentiano vernae-Brometum* Kuhn 37.

Die Sukzessionsstadien der Magerwiesen stehen pflanzensoziologisch in Beziehung zu den helio-thermophilen Saumgesellschaften (Klasse *Trifolio-Geranietae sanguinei* Th. Müller 61, OBERDORFER 1977, 1978). Auf dem Randen dürfte auf den trockenwarmen Standorten das *Geranio-Peucedanetum cervariae* (Kuhn 37) Th. Müller 61 (vgl. auch WITSCHEL 1980) des *Geranion sanguinei* R. Tx. ap. Th. Müller 61 und auf mittleren Standorten das *Trifolio-Agrimonietum eupatoriae* Th. Müller (61) 62 des *Trifolion medii* Th. Müller 61 den vorhandenen Saumgesellschaften am besten entsprechen.

2.2. VERBRACHUNG, MAHD UND FEUER

Die Einstellung der (erhaltenden) Nutzung von Magerwiesen führt zu verschiedenen Sukzessionsstadien. Mit Mahd oder Feuer kann, ausgehend von einem nicht zu weit fortgeschrittenen Brachestadium, ein früherer Zustand wieder erreicht oder angenähert werden (vgl. z.B. reclamation burning, GOLDAMMER 1978).

In pflanzensoziologischer und naturschützerischer Hinsicht ist es von Interesse, Abläufe im *Mesobromion* aufzuzeigen und zu vergleichen, welche sich durch die Verbrachung respektive die Rückführung mit Mahd oder Feuer ergeben. Mahd und Feuer können als Beispiele von kurzfristigen, periodischen

Ereignissen (steuerbare Eingriffe), Verbrauchung als Beispiel eines langdauernden Vorgangs im Faktorenkomplex betrachtet werden.

Mahd: Die erste Entstehung und Ausbreitung der anthropogenen Grünlandvegetation aus der Artengarnitur der primären Lebensräume wurde in den ersten Jahrtausenden vor allem durch die Beweidung bewirkt. Nach RÖSENER (1987) entwickelte sich eine eigentliche Wiesenkultur in Europa erst durch das regelmässige Mähen mit der Grassense im frühen Mittelalter.

Wie in vielen Gebieten Mitteleuropas wechselten in den letzten Jahrhunderten auch auf vielen Standorten des Randens Weide, Wiese und Äcker einander ab. Die schweizerische Anbaustatistik gibt für die Bezirke Reiat und Schaffhausen in den Jahren 1929 und 1934 ca. 2'800 ha Natur- und Dauerwiesen an (zit. in KUMMER 1937). KUMMER erwähnt, dass lediglich ca. 1% der futterbaulich genutzten Fläche als Weideland bewirtschaftet wurde. Im Unterschied zu den schwäbischen und jurassischen Kalk-Magerwiesen (vgl. auch Jurawiesen, THOMET 1981) verringerte sich die Beweidung im Randengebiet in der Mitte des 19. Jahrhunderts stark (BRONHOFER 1956). Die Randwiesen, auf ehemaligen Ackerflächen entstanden, waren für ein Jahrhundert die typischen Heuwiesen und bedeckten eine grosse Fläche. Noch 1954 kartierte BRONHOFER (1956) in Merishausen ca. 337 ha Magerwiesen (64% des ganzen Grünlandes und 20% der Gemeindefläche).

Feuer: Feuer beeinflusste und prägte zahlreiche Vegetationsformen auf der Erde während langer Zeit. Wesentlichen Einfluss nimmt es vor allem auf die Lebensräume des Graslandes und der lichten Wälder in trockenen Gebieten. Der Mensch nutzte bereits früh die Möglichkeiten des Feuers beispielsweise für die Jagd, zur Reduktion von Gehölzbeständen für Ackerbau, Weide und Wiese. Neben der eigentlichen Rodungstätigkeit mit Hilfe des Feuers wurde in einigen europäischen Ländern bis in die jüngste Vergangenheit die sogenannte Hackwaldwirtschaft betrieben. In so genutzten Niederwäldern wurde ein Teil der Äste verbrannt, und es wurden ackerbauliche Zwischenkulturen angelegt.

Die Wirkung des Feuers in Ökosystemen ist Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (vgl. z.B. Fire Ecology Review, KOMAREC 1973, 1976). Viele Ergebnisse über die kontrollierte Anwendung des Feuers wurden in den Tall Timbers Fire Ecology Conferences zusammengestellt. Eine Übersicht über die Kenntnisse der Auswirkungen des Feuers im Grünland, vor allem für den Zeitraum von 1947 bis 1968, publizierte DAUBENMIRE (1968).

In Mitteleuropa mehrten sich Ende der sechziger Jahre dieses Jahrhunderts die Versuche, die Vegetationsentwicklung von sogenannten Sozialbrachen (SCHERRER und SURBER 1978, SCHERRER et al. 1980) mit dem kontrollierten Brennen zu beeinflussen und schutzwürdige Biotope kostengünstig zu erhalten oder zu fördern. Beispiele sind die Publikationen von TÜXEN (1970), RIESS (1975, 1976, 1978), ZIMMERMANN (1975, 1979), MAKOWSKI (1978), SCHREIBER (1978) und SCHIEFER (1982, 1984).

Die eigenen Versuche mit dem kontrollierten Abbrennen von brachliegenden Magerwiesen im Randen begannen 1975 und wurden von KRÜSI (1977, 1981), MERZ (1986) und LANGENAUER (1991) in nahegelegenen Versuchsflächen erweitert und fortgesetzt.

Ausserhalb dieser festeingerichteten Versuchsflächen wurde Feuer als vegetationsbeeinflussender Faktor in der Landschaft in einem unterschiedlichen Ausmass angewandt. In der Gemeinde Merishausen (1757 ha) mit einem hohen Anteil von Brachflächen wurde beispielsweise zwischen 1975 und 1977 lediglich eine geflammte Stelle angetroffen. In der Gemeinde Bargen (827 ha) hingegen, die einen geringeren Anteil bracher Flächen aufweist, wurden 1975 ca. 4 km, 1976 ca. 6.3 km und 1977 ca. 0.6 km abgebrannte Feldraine mit einer Breite von ca. 1 bis 50 m (d.h. vor allem Saumbiotope) kartiert (pers. Beobachtung).

2.3. BESTEHENDE UNTERSUCHUNGEN

Auf dem Randen und in angrenzenden Gebieten sind insbesondere im Rahmen des Forschungsprogrammes "Wirkungsmechanismen und Erhaltung von trockenen Grünland-Ökosystemen" des Geobotanischen Institutes (z.T. in Zusammenarbeit mit anderen Abteilungen der ETH Zürich) folgende Untersuchungen durchgeführt worden:

- KEEL A., 1974: Orchideenreiche Waldstandorte. (Diplomarbeit)
- WINKLER L., 1977: Über den Einfluss der Beschattung auf die Zusammensetzung von Futterwiesen im Randengebiet. (Semesterarbeit)
- KRÜSI B., 1977: Schnittzeitpunkt und Artenreichtum. (Diplomarbeit)
- JENKA B., 1978: Zum Wasserhaushalt von Trockenwiesen bei Merishausen. (Diplomarbeit)
- KURMANN M., 1979: Ökologische Untersuchungen von Trespen-Halbtrockenrasen in der Nordschweiz, mit besonderer Berücksichtigung des Wurzelwerkes. (Diplomarbeit)
- BERNATH K. und LICHTENHAHN M., 1979: Wurzeluntersuchungen an drei verschiedenen Kulturen mit unterschiedlichen Artenzahlen bei Merishausen (SH). (Semesterarbeit)
- FRICKER P., 1979: Grünlandalter und Grünlandstrukturen. (Semesterarbeit)

- WEGELIN T., 1979: Sukzession auf offenen Böden im Schaffhauser Jura. (Diplomarbeit)
- KLEIN A., 1980: Die Vegetation an Nationalstrassenböschungen der Nordschweiz und ihre Eignung für den Naturschutz. (Dissertation)
- KRÜSI B., 1981: Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena - A study in limestone grassland in northern Switzerland. (Dissertation)
- MARTI R., 1981: Zum Wasserhaushalt der Düngewiesenpflanzen. (Diplomarbeit)
- SVLIVONI M., 1981: Bestandesdichte der Feldmaus (*Microtus arvalis* Pall.) in verschiedenen Ökosystemen bei Merishausen (SH). (Diplomarbeit)
- FORNALLAZ C., 1982: Veränderungen des Wasserhaushaltes von *Bromus erectus* Huds. und *Dactylis glomerata* L. im Verlaufe einer Vegetationsperiode unter feuchten und trockenen Bedingungen im Freiland. (Diplomarbeit)
- AGOSTI D., 1983: Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Ameisen (*Hymenoptera: Formicidae*) im Randen (Kanton Schaffhausen). (Diplomarbeit)
- LEUTERT A., 1983: Einfluss der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesenökosystemen. (Dissertation)
- WITTWER F., 1983: Untersuchungen der Wuchsform verschiedener Pflanzenarten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. (Diplomarbeit)
- WEGELIN T., 1984: Schaffung artenreicher Magerwiesen auf Strassenböschungen. Eignung von verschiedenem Saatgut für die Neuschaffung *Mesobrometum*-artiger Bestände. Eine Untersuchung in der Nordschweiz. (Dissertation)
- KUHN U., 1984: Bedeutung des Pflanzenwasserhaushaltes für Koexistenz und Artenreichtum von Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*). (Dissertation)
- RYSER P., 1984: Samenvorrat im Boden und Mikrostandorte für das Aufwachsen neuer Pflanzen in Wiesen des Randens bei Schaffhausen. (Diplomarbeit)
- MERZ B., 1986: Vegetationszusammensetzung von Trespen-Halbtrockenrasen nach 10jähriger Brache, Mahd- und Brandbewirtschaftung bei Merishausen (Kt. Schaffhausen). (Diplomarbeit)
- BRUNNER I., 1987: Pilzökologische Untersuchungen in Wiesen und Brachland in der Nordschweiz (Schaffhauser Jura). (Dissertation)
- VON GUNTEN B., 1987: Experimentelle Untersuchungen zu Mikroklima und Keimungsbedingungen in Trespen-Halbtrockenrasen (bei Merishausen). (Diplomarbeit)
- CERLETTI G., 1988: Experimentelle Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt in Trespen-Halbtrockenrasen (bei Merishausen). (Diplomarbeit)
- BLANKE M., 1989: Simulationsmodelle der Koexistenz von Pflanzenarten in Halbtrockenrasen. (Diplomarbeit)
- SCHÄPPI B., 1989: Kleinräumiger Bodenchemismus und die Verteilung ausgewählter Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. (Diplomarbeit)
- RYSER P., 1990: Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. (Dissertation)
- LANGENAUER R., 1991: Morphologische und ökologische Ursachen der Zu- und Abnahme charakteristischer Pflanzenarten in einem verschieden bewirtschafteten Trespen-Halbtrockenrasen bei Merishausen (SH). (Diplomarbeit)
- GASSER AHMAD C., 1992: Pflanzenartengarnitur und Bodenchemismus von Halbtrockenrasen nach 14jähriger Mahd-, Brache- und Brandbewirtschaftung bei Merishausen (SH). (Diplomarbeit)
- WEBER U., 1993: Regeneration von Trespen-Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern durch Entbuschung mit Hinweisen zur Heuschreckenfauna. (Diplomarbeit)
- MARTI R., 1993: Einfluss der Wurzelkonkurrenz auf die Koexistenz von seltenen mit häufigen Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. (Dissertation)

3. METHODEN UND VERSUCHSANORDNUNG

3.1. ERFASSUNG DES VEGETATIONSKOMPLEXES *MESOBROMION*

3.1.1. Vegetationsaufnahmen

Mit einer repräsentativen Auswahl von Vegetationsaufnahmeflächen ausserhalb festeingerichteter Versuchsflächen wurde angestrebt, das Spektrum des gesamten noch vorhandenen Vegetationskomplexes der Trespen-Halbtrockenwiesen mit den Übergängen zu den Fettwiesen, Mantel-, Saum- und Waldgesellschaften im Untersuchungsraum des Schaffhauser Randens zu erfassen. Dabei wurde versucht, auch an denselben oder nahegelegenen Stellen, die ZOLLER (1954b) in den Jahren 1947 und 1948 vegetationskundlich erfasst hatte, die Vegetation erneut aufzunehmen. Eine geographische Übersicht über die Lage der Vegetationsaufnahmeorte findet sich in der Beilage 1. Aufgenommen wurden physiognomisch möglichst homogen erscheinende Pflanzenbestände (BRAUN-BLANQUET 1964, HOFMANN 1969). In einzelnen Fällen, insbesondere in mosaikartig strukturierten und brachliegenden Gebieten, konnte dieses Kriterium jedoch nicht immer ganz erfüllt werden.

Die Vegetationsaufnahmeflächen wurden meist quadratisch oder dann rechteckig und nur in Einzelfällen in der Form rechtwinkliger Polygone abgegrenzt. Die Flächengrösse umfasste mit wenigen Ausnahmen 100 m².

Die Erhebung der Vegetationsaufnahmen erfolgte in den Vegetationsperioden der Jahre 1976 bis 1979 nach der von BRAUN-BLANQUET (1964) beschriebenen Methode der kombinierten Schätzung von Dominanz (Deckungswert) und Abundanz (Individuenzahl) für alle ersichtlichen Farn- und Blütenpflanzen sowie für die wichtigsten Moose mittels einer Skala mit sieben Symbolen (Tab. 5). Die Aufnahme der Moose ist bei dieser Flächengrösse methodenbedingt nicht vollständig, insbesondere kleine und geringmächtige Moosarten können fehlen.

Aus den von ELLENBERG (1956) beschriebenen Gründen wurde die Soziabilität nicht abgeschätzt und nicht aufgeführt.

Für rechnerische Auswertungen (z.B. Zeigerwertberechnungen von Aufnahmen) wurden die Deckungswerte transformiert.

Tab. 5. Skala mit Symbolen zur kombinierten Schätzung von Dominanz (Deckungswert) und Abundanz (Individuenzahl) nach BRAUN-BLANQUET (1964) und Gewichtung bei Transformation.

Scale with symbols for the combined estimation of dominance (cover) and abundance (number of individuals) according to BRAUN-BLANQUET (1964) and scale for numerical transformations.

Symbol	Dominanz/ Deckungswert		Abundanz/Individuenzahl	Gewichtung bei Transformation
r	bis 1%	und	sehr wenige Individuen	1.0
+	bis 1%	und	wenige Individuen	1.19
1	bis 5%	und/oder	zahlreiche Individuen	1.32
2	bis 25%	und/oder	sehr zahlreiche Individuen	1.5
3	25 bis 50%	und	beliebige Individuenzahl	1.63
4	50 bis 75%	und	beliebige Individuenzahl	1.68
5	75 bis 100%	und	beliebige Individuenzahl	1.73

Den Aufnahmen beigelegt wurden Standortsangaben wie Höhenlage, Neigung, Exposition, Geologie sowie Flächendeckungen und Wuchshöhen der Vegetationsschichten.

Die Nomenklatur bei den Farn- und Blütenpflanzen erfolgte nach HESS, LANDOLT und HIRZEL (1976-1980), diejenige der Moose nach BERTSCH (1966).

Ein "mittlerer" Zeigerwert einer Vegetationsaufnahme (Nährstoffzahl, Feuchtezahl, Naturschutzwert usw.) wurde nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{mittlerer Zeigerwert} = \frac{\text{Summe aller } A_i}{\text{Summe aller } tD_i}$$

wobei: $A_i = tD_i \cdot \text{Zeigerwert der Art } i$

$D_i = \text{Deckungswert (Dominanz/Abundanz) jeder Art}$

$t = \text{Transformationsfaktor gemäss Tabelle 5}$

3.1.2. Vegetationstabellen

Zur Herstellung der Vegetationstabelle wurde nach der von ELLENBERG (1956) beschriebenen Methode vorgegangen. Schritte der Tabellierung sowie Auswertungen entstanden mit den von WILDI und ORLOCI (1980) entwickelten und mit eigenen Computerprogrammen am Rechenzentrum der ETH Zürich. Die endgültige Einordnung der Arten und Aufnahmen erfolgte aufgrund

der eigenen Beurteilung. Die Aufnahmen von 1947/48 (ZOLLER 1954b) wurden den ähnlichsten der eigenen Aufnahmen zugeordnet und in einer separaten Tabelle dargestellt. In beiden Tabellen sind die gleichen Arten in derselben Reihenfolge aufgeführt. Aus diesem Grund können in der Tabelle mit den Aufnahmen von ZOLLER einzelne Arten mit Stetigkeit Null erscheinen.

3.1.3. Arten-Areal-Kurven

Zur Abschätzung der Artenzahl-Flächenbeziehung wurde Mitte bis Ende Mai 1977 am Südhang des Dostentales, Merishausen (Koordinaten 686.950/290.100 und Umgebung), die Vegetation in einem Mosaik bewirtschafteter und brachliegender Flächen aufgenommen. Beginnend mit 1 dm² wurde das Aufnahmefeld bis 100 m² erweitert, indem bei gleichbleibendem Nullpunkt die Seitenlängen etappenweise um 1 dm bis auf 10 dm und von da an schrittweise um 1 m bis auf 10 m verlängert wurden.

3.1.4. Nomenklatur und kritische Arten

Bei flächenmässigen Vegetationserhebungen zu einem bestimmten Zeitpunkt sind unter Umständen die für die eindeutige Artzuordnung notwendigen Merkmale nicht bei allen Individuen einer Art entwickelt oder ersichtlich. Nah verwandte Arten sind deshalb nicht immer eindeutig unterscheidbar. Verschiedene untersuchende Personen bestimmen dieselbe Art zum Teil unterschiedlich. Einige Artengruppen wurden früher systematisch anders gegliedert.

In den Tabellen 6 und 7 erfolgt eine Zusammenstellung der kritischen Arten in der vorliegenden Untersuchung. Beigefügt sind die Definitionen, welche Arten, Kleinarten oder Artengruppen unter dem verwendeten Taxon im nachfolgenden Text und in den Beilagen gemeint sind. Es werden somit im folgenden nur noch dann Spezifizierungen wie s.str. oder s.l. aufgeführt, wenn besondere Kennzeichnungen oder Abweichungen von diesen Begriffszuweisungen notwendig sind.

Tab. 6. Bemerkungen zu einzelnen Arten.
Remarks about individual species.

Bezeichnung der Art oder der Artengruppe	Definitionen und Bemerkungen
<i>Allium oleraceum</i>	in den untersuchten Flächen nur diese Art festgestellt, möglich wären vereinzelt auch andere Arten, insbesondere <i>A. vineale</i>
<i>Festuca rubra</i>	wurde nicht in Kleinarten, Varietäten usw. unterteilt
<i>Fragaria vesca</i>	im Gebiet ist (selten) auch <i>F. viridis</i> vorhanden, in den untersuchten Flächen wurde diese Art jedoch nicht festgestellt
<i>Ophrys sphegodes</i>	gemäss der Orchideenkartierung (REINHARD et al. 1991) kommt im Gebiet ausschliesslich (die Form) <i>O. araneola</i> Reichenb. vor
<i>Orchis maculata</i> (s.l.)	<i>Orchis fuchsii</i> wurde nicht unterschieden
<i>Poa angustifolia</i>	neben <i>P. pratensis</i> wurden schmalblättrige Formen generell als <i>P. angustifolia</i> bezeichnet, keine eindeutige Abgrenzung
<i>Potentilla heptaphylla</i>	nicht optimal entwickelte Individuen wurden eventuell (falschlicherweise) <i>P. verna</i> zugeordnet
<i>Rosa</i> spec.	junge Exemplare können in der Regel nicht sicher bestimmt werden
<i>Viola collina</i>	wurde nicht festgestellt, aber eventuell nicht erkannt

Tab. 7. Nahverwandte Arten von Artengruppen.
Closely related species of species groups.

Bezeichnung der Art oder der Artengruppe	Definitionen und Bemerkungen
<i>Achillea millefolium</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>A. millefolium</i> s.l. andere Vertreter dieser Gruppe wären gemäss ISLER-HÜBSCHER (1980) möglich (<i>A. collina</i> , <i>A. rosea-alba</i>), sind aber sehr selten und wurden in den untersuchten Flächen nicht festgestellt
<i>Anthyllis vulgaris</i>	der Artengruppe <i>A. vulneraria</i> s.l. <i>A. vulneraria</i> s.str. wurde nicht festgestellt, wäre aber im untersuchten Vegetationskomplex möglich
<i>Aquilegia atrata</i>	der Artengruppe <i>A. vulgaris</i> s.l. <i>A. vulgaris</i> s.str. wurde nicht sicher festgestellt, die Unterscheidung von <i>A. atrata</i> und <i>A. vulgaris</i> s.str. ist nicht immer deutlich, die Verbreitung müsste im Gebiet untersucht werden

Tab. 7. (Fortsetzung - continued)

Bezeichnung der Art oder der Artengruppe	Definitionen und Bemerkungen
<i>Carex contigua</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>C. contigua</i> s.l. Verwechslungen mit der folgenden Art sind nicht ganz ausgeschlossen
<i>Carex pairaei</i>	der Artengruppe <i>C. contigua</i> s.l. Verwechslungen mit der vorhergehenden Art sind nicht ganz ausgeschlossen
<i>Carlina simplex</i>	der Artengruppe <i>C. acaulis</i> s.l.
<i>Carlina vulgaris</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>C. vulgaris</i> s.l. <i>C. intermedia</i> (ISLER-HÜBSCHER 1980) und <i>C. stricta</i> wurden nicht festgestellt
<i>Centaurea jacea</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>C. jacea</i> s.l. neben <i>C. jacea</i> s.str. sind vermutlich auch einige <i>C. angustifolia</i> sowie einige nicht eindeutig bestimmmbare Formen einbezogen
<i>Centaurea scabiosa</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>C. scabiosa</i> s.l.
<i>Centaurea tenuifolia</i>	der Artengruppe <i>C. scabiosa</i> s.l. junge Exemplare dieser Artengruppe sind kaum unterscheidbar
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>Chrysanthemum leucanthemum</i> s.l. die häufigste Art dieser Gruppe im untersuchten Vegetationskomplex
<i>Chrysanthemum praecox</i>	der Artengruppe <i>Chrysanthemum leucanthemum</i> s.l. sehr selten auf vegetationsarmen, trockenen Böden
<i>Epipactis latifolia</i>	der Artengruppe <i>E. latifolia</i> "s.l." wurde, da oft in beschatteten Flächen nicht blühend, nicht weiter aufgeteilt, obwohl zumindest <i>E. muelleri</i> auch vorkommt
<i>Festuca duriuscula</i>	der Artengruppe <i>F. ovina</i> s.l.
<i>Festuca ovina</i>	der Artengruppe <i>F. ovina</i> s.l. wurde mit Ausnahme von <i>F. duriuscula</i> nicht weiter aufgeteilt
<i>Helianthemum ovatum</i>	der Artengruppe <i>H. nummularium</i> s.l. <i>H. nummularium</i> s.str. ist im Gebiet (sehr?) selten und wurde im untersuchten Bereich nicht festgestellt
<i>Hieracium bauhinii</i>	der Artengruppe <i>H. cymosum</i> s.l. in den untersuchten Flächen selten, junge Exemplare können mit <i>H. piloselloides</i> verwechselt werden
<i>Hieracium cymosum</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>H. cymosum</i> s.l.
<i>Hieracium piloselloides</i>	der Artengruppe <i>H. cymosum</i> s.l.
<i>Lathyrus heterophyllus</i>	der Artengruppe <i>L. silvester</i> s.l.

Tab. 7. (Fortsetzung - *continued*)

Bezeichnung der Art oder der Artengruppe	Definitionen und Bemerkungen
<i>Lotus corniculatus</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>L. corniculatus</i> s.l.
<i>Lotus pilosus</i>	der Artengruppe <i>L. corniculatus</i> s.l. ganz vereinzelt in sehr trockenen Flächen
<i>Luzula campestris</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>L. campestris</i> s.l.
<i>Medicago falcata</i>	der Artengruppe <i>M. sativa</i> s.l.
<i>Medicago sativa</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>M. sativa</i> s.l. eventuell inklusive einige nicht blühende <i>M. sativa</i> x <i>M. falcata</i>
<i>Onobrychis</i> (cf.) <i>arenaria</i> bzw. <i>Onobrychis</i> (cf.) <i>montana</i>	der Artengruppe <i>O. viciifolia</i> s.l. sofern nicht gut ausgebildet, schwierig bestimmbar, eventuell nicht richtig erkannt, Vorkommen und Artzugehörigkeit müssten genauer abgeklärt werden
<i>Onobrychis viciifolia</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>O. viciifolia</i> s.l. die häufigste Art der Gruppe
<i>Ononis repens</i>	der Artengruppe <i>O. spinosa</i> s.l.
<i>Ononis spinosa</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>O. spinosa</i> s.l. wurde nur selten festgestellt, eventuell Übergänge mit <i>O. repens</i>
<i>Primula veris</i> (s.l.)	umfasst neben <i>P. veris</i> s.str. auch <i>P. columnae</i> , vgl. auch nachfolgende Bemerkungen, WITTWER (1983)
<i>Senecio erucifolius</i>	der Artengruppe <i>S. jacobaea</i> s.l. junge Exemplare der Artengruppe sind schwierig unterscheidbar
<i>Senecio jacobaea</i> (s.str.)	der Artengruppe <i>S. jacobaea</i> s.l. junge Exemplare der Artengruppe sind schwierig unterscheidbar
<i>Thalictrum minus</i>	der Artengruppe <i>T. minus</i> s.l. <i>T. minus</i> s.str. und <i>T. saxatile</i> wurden nicht unterschieden
<i>Thymus froelichianus</i>	der Artengruppe <i>T. serpyllum</i> s.l. alle Formen mit behaarten Blättern wurden <i>T. froelichianus</i> zugeordnet
<i>Thymus pulegioides</i>	der Artengruppe <i>T. serpyllum</i> s.l. alle Formen mit "kahlen" Blättern wurden <i>T. pulegioides</i> zugeordnet
<i>Tragopogon minor</i>	der Artengruppe <i>T. pratensis</i> s.l. sehr selten, in ruderalen (Wiesen-)Flächen
<i>Tragopogon orientalis</i>	der Artengruppe <i>T. pratensis</i> s.l. <i>T. pratensis</i> s.str. wurde in den untersuchten Flächen nicht festgestellt

WITTWER (1983) hat gezeigt, dass im Grätental ausschliesslich *Primula columnae* vorkommt und *Primula veris* (s.str.) anscheinend fehlt. Andererseits ist davon auszugehen, dass auf den weniger trockenen Wiesen (z.B. in Barden) *Primula veris* s.str. vorhanden ist. Es wäre zu prüfen, wie sich die beiden Arten standörtlich und geographisch im Gebiet verhalten und ob sie Übergänge bilden. Um Unsicherheiten vorzubeugen, wurden alle Individuen dieser Artengruppe *Primula veris* s.l. zugeteilt.

3.2. BEWIRTSCHAFTUNGSEXPERIMENTE

3.2.1. Lage der Versuchsflächen

Die räumliche Verteilung und das Verhalten der Vegetation bei verschiedenen Bewirtschaftungseinflüssen wurden in zwei voneinander durch unterschiedliche Standortsbedingungen (Geologie, Meereshöhe, Insolation) getrennten Versuchsgebieten untersucht. Die genaue Lage der Versuchsgebiete ist aus den Planausschnitten in den Figuren 3 und 4 ersichtlich; die Standortsbedingungen sind in der Tabelle 8 zusammengefasst.

3.2.2. Bewirtschaftungseingriffe und Anordnung der Dauerflächen

Es wurden folgende Bewirtschaftungseingriffe vorgenommen:

1. jährlich einmalige Mahd, Schnitt im August, Entfernung des Schnittgutes als Heu
2. kontrolliertes Abbrennen der trockenen Streue im Frühjahr (Ende Februar bis Anfang April) ohne Zusatzenergie (ohne Propangas u.ä.)
3. mulchen, Schnitt im August, Belassen des Schnittgutes (nur eine Teilfläche, wird nachfolgend nur noch ausnahmsweise erwähnt)
4. brachlassen, weiterhin keine Bewirtschaftung.

In den Versuchsgebieten wurden Dauerflächen ausgeschieden, deren Teilflächen gemäss den in den Figuren 5 und 6 dargestellten Situationen bewirtschaftet wurden.

Innerhalb der Bewirtschaftungseinheiten der Dauerflächen wurden durch das Anbringen von Markierungen Erhebungsflächen fest eingerichtet. Diese bestanden aus 100 m²-, 1 m²- und 100 dm²/1 m²-Einheiten.

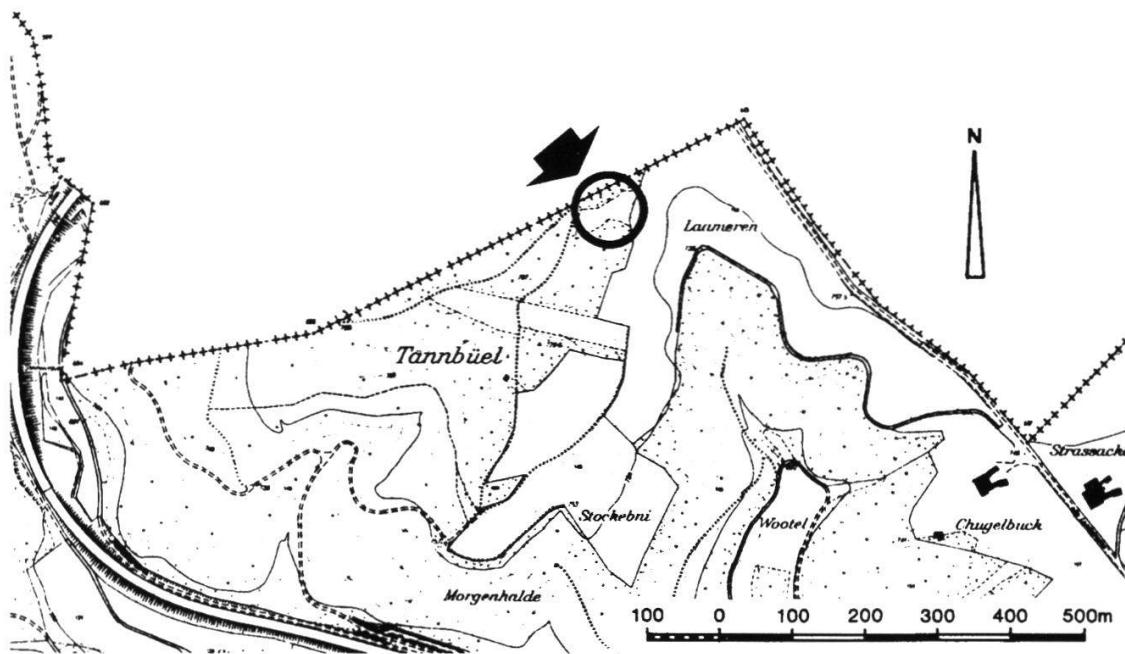


Fig. 3. Lage des Versuchsgebietes Borgen, Tannbüel.
Location of the study area, Borgen, Tannbüel.

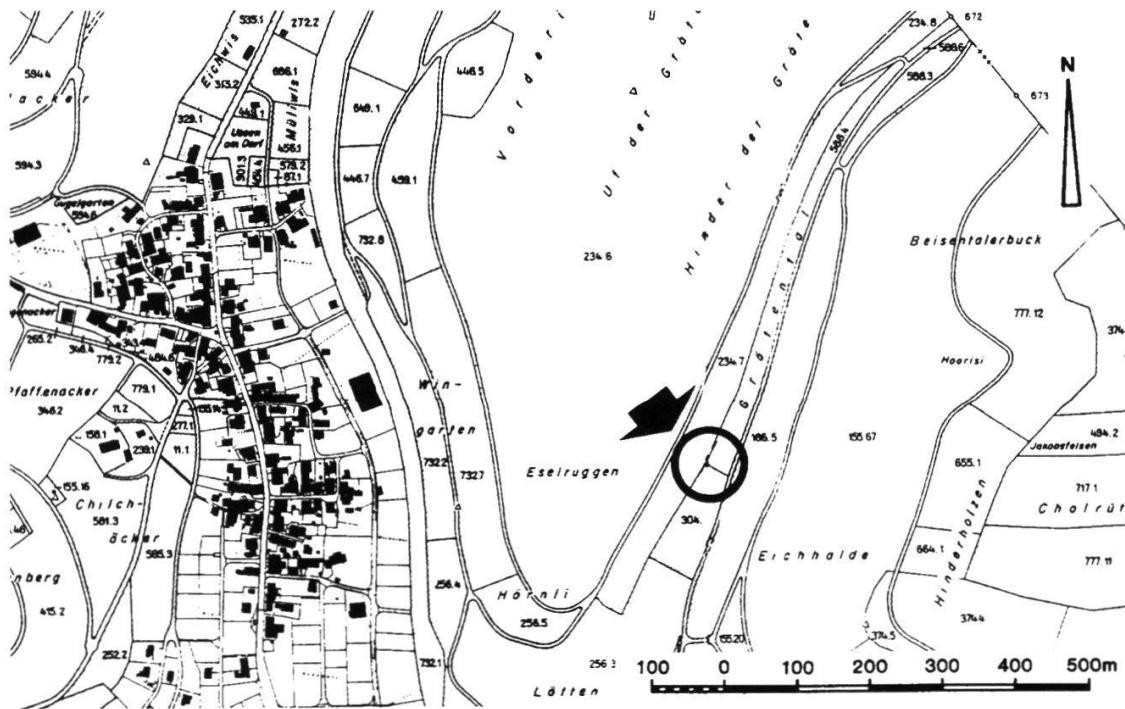


Fig. 4. Lage des Versuchsgebietes Merishausen, Grätental.
Location of the study area, Merishausen, Grätental.

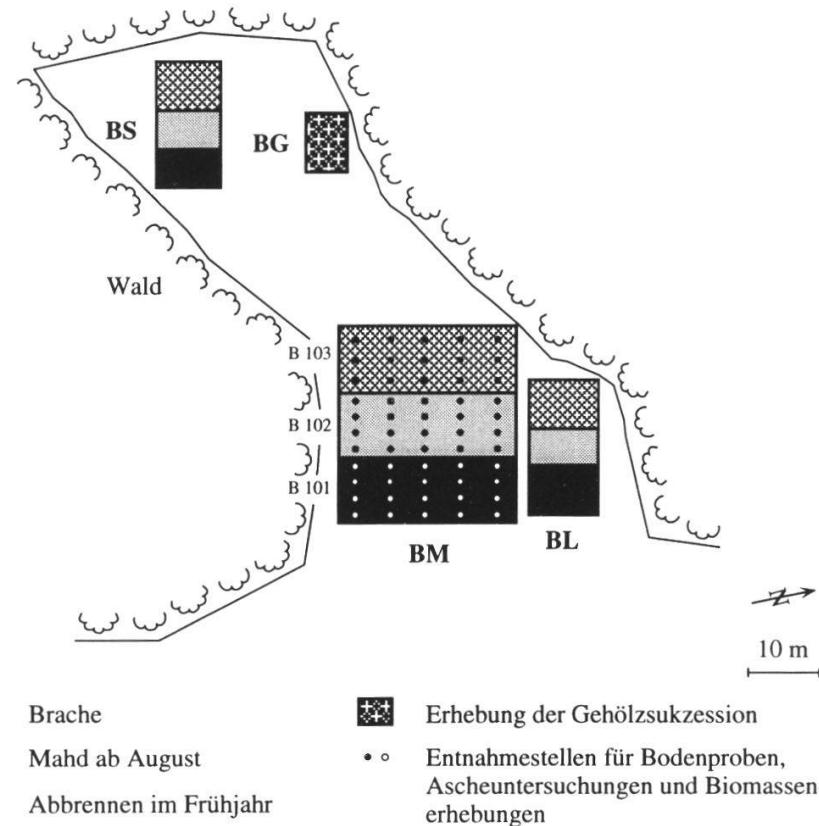


Fig. 5. Situation der Versuchsflächen BS, BL, BM, BG, Bargen, Tannbüel.
Location of the experimental plots, BS, BL, BM, BG, Bargen, Tannbüel.

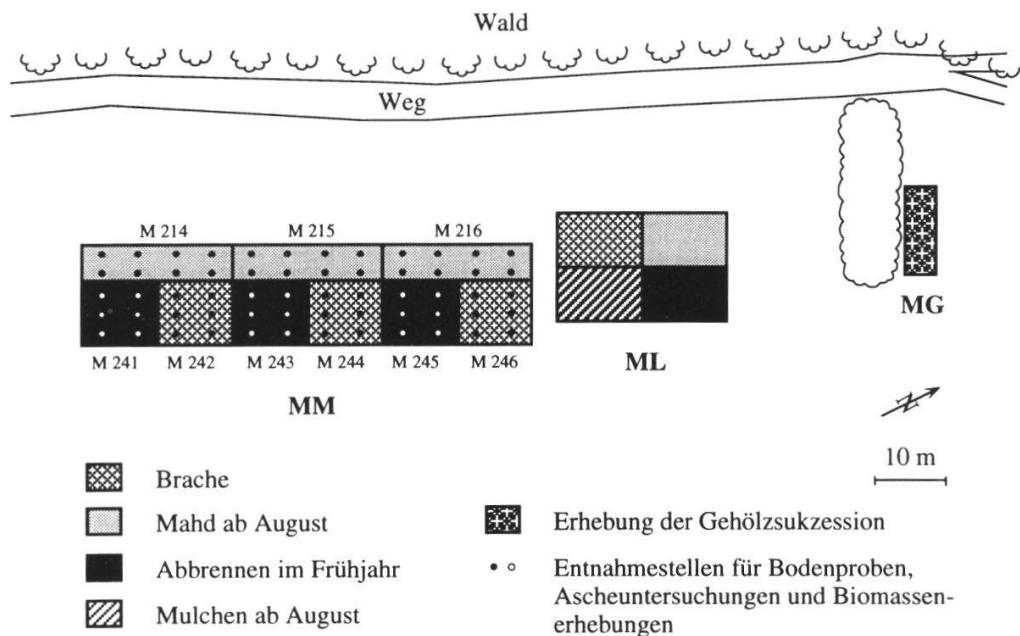


Fig. 6. Situation der Versuchsflächen ML, MM, MG, Merishausen, Grätental.
Location of the experimental plots, ML, MM, MG, Merishausen, Grätental.

Tab. 8. Standortsbedingungen der beiden Versuchsgebiete Bargen, Tannbüel, und Merishausen, Grätental.

Site conditions of the two study areas, Bargen, Tannbüel, and Merishausen, Grätental.

	Bargen, Tannbüel	Merishausen, Grätental
Koordinaten	685.900/295.175	688.350/290.550
Geologie	Obere Süßwassermolasse, mit fluvioterrestrischen kalkreichen Mergeln	"Wohlgeschichtete Kalke" (Weissjura beta), deren Abwitterung als Hangschutt z.T. die Impressa-Mergel (Weissjura alpha) überdeckt
Meereshöhe	770 m ü. M.	560 m ü. M.
Exposition	sanft nach Südwesten abfallender Hang	nach Südwesten abfallender Hang
Vegetation	<i>Mesobromion</i>	<i>Mesobromion</i>
Bewirtschaftungsgeschichte	seit ca. 1960 nicht mehr bewirtschaftet, vorher Wiese	innerhalb der Untersuchungsfläche seit einigen Jahrzehnten (1948/1955) Wiese nicht mehr bewirtschaftet
Umgebung	im oberen Bereich mit Beständen von Föhren, Wacholder und Fichten (<i>Brachypodio-Pinetum</i>) umschlossen, unten Fettwiesen angrenzend	im oberen Bereich von Seggen-Buchenwald (<i>Carici-Fagetum</i>) begrenzt, im unteren Bereich schliessen in der Talmulde Äcker, Kunst- und Fettwiesen an

3.2.3. Methoden der Vegetationserfassung

Vegetationsaufnahmen: Auf den festeingerichteten Erhebungsflächen innerhalb der Dauerflächen wurden in den Vegetationsperioden der Jahre 1976 bis 1979 Vegetationsaufnahmen nach der im Kapitel 3.1.1. beschriebenen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben.

Rastervegetationsaufnahmen: Die räumlichen Verbreitungsmuster einzelner Individuen bestimmter Arten wie *Primula veris* (vgl. auch Untersuchungen von TAMM 1972a und b) oder von Arten mit einem geringen Deckungswert können situationsgemäß in einem geeigneten Massstab graphisch dargestellt und zeitlich-räumliche Änderungen optimal erfasst werden. Diese Methode erfordert jedoch einen ausserordentlich grossen Aufwand. Dies gilt insbesondere für Arten mit zahlreichen feinen Einzeltrieben (z.B. *Poa angustifolia*) in einer dichten Vegetation. Einzelne Vegetationsaufnahmen von

grösseren Aufnahmeflächen (über 1 m²) erfordern vergleichsweise wenig Aufwand, ermöglichen jedoch kaum Rückschlüsse auf die kleinräumige Verteilung der Arten.

Mit sogenannten Rastervegetationsaufnahmen, d.h. der Erfassung der Vegetation auf sehr kleinen benachbarten Quadranten, wurde eine Kombination der massstäblichen und der halbquantitativen Erfassung versucht und dabei ein standardisiertes Verfahren angestrebt.

In 30 im Feld markierten Quadratmetern auf den drei unterschiedlichen Standortstypen BS, BL und ML (vgl. Fig. 5 und 6) wurde mittels eines in die Markierungen einsetzbaren Rahmens eine Einteilung von je 100 Quadratdezimetern geschaffen. Die Projektion der Schnittpunkte ermöglichte die Erfassung der Vegetationsstruktur, d.h. der Verteilung und Anordnung aller ersichtlichen Arten in jedem der Dauerquadrate in einer Auflösung von einem Quadratdezimeter.

Mit den 100 dm²/1 m²-Rasteraufnahmen wurde die Vegetationsstruktur der Wiesen während dreier Jahre (1975-1977) erfasst. Das erste Jahr diente der Ermittlung des "Ist-Zustandes", die folgenden Jahre der Erfassung der kurzfristigen Reaktion der Arten auf Mahd und Brand im Vergleich zu weiterhin brachliegenden Flächen. 1975 wurde bei der Aufnahme des unbeeinflussten Zustandes nur das Vorhandensein respektive das Fehlen jeder Art notiert, in den folgenden beiden Vegetationsperioden auch die Dominanz/Abundanz pro Quadratdezimeter abgeschätzt. Die Aufnahme erfolgte jeweils ab August.

Vegetationsaufnahmen zeigen ein methodenbeeinflusstes Abbild der Vegetation in einer methodenabhängigen Genauigkeit. Im vorliegenden Fall konnte die Nichterfassung einer bestimmten vorhandenen Art in einer Rastereinheit zum Zeitpunkt der Aufnahme bei der angewandten Rastermethode unter anderen auf folgenden Ursachen beruhen:

1. jahreszeitlich-, physiologisch- oder witterungsbedingt nur unterirdische Überdauerungsorgane, keine oberirdisch sichtbaren Pflanzenteile vorhanden
2. oberirdische Pflanzenteile durch Tierfrass o.ä. entfernt
3. Zuordnung zu benachbarter Rastereinheit
4. Nichterkennen oder falsche Bestimmung.

Im Vergleich zu grösserflächigen Standardaufnahmeflächen wirkt sich das "Fehlen" oder Übersehen eines Individuums einer Population in einem Feld des Rasters weniger auf den Informationsgehalt des gesamten Rasterfeldes aus. Zudem können die relativ wenigen Arten eines einzelnen Quadratdezi-

meters sehr genau untersucht und erfasst werden. Die Wahrscheinlichkeit des gänzlichen Übersehens einer Art auf dem gesamten Rasterfeld ist somit gering, die Darstellungsgenauigkeit der Vegetation, aber auch der Zeitaufwand ist hoch.

Ordination: In festeingerichteten Dauerquadraten mit einer Fläche von je 1 m² auf den Versuchsflächen BS, BL und ML wurde die Vegetation von 1975 bis 1979 nach BRAUN-BLANQUET (1964) aufgenommen und mit dem Programm ORDB (WILDI und ORLOCI 1980) ordiniert. Damit sollten das Ausmass und die Richtung der Vegetationsveränderung der einzelnen unterschiedlich bewirtschafteten (Teil-)Flächen in der zeitlichen Abfolge festgestellt werden.

3.2.4. Bodenuntersuchungen

Die Böden wurden auf Wasser-, Stickstoffgehalt und pH untersucht. Zur Kenntnis der Bodentypen im Gebiet sei auf die Arbeit von JENKA (1978) verwiesen.

Probenentnahme: Die Entnahme der Bodenproben erfolgte mittels eines Bohrzyinders (Probenstecher, Innendurchmesser 20 mm) in einer Tiefe von 1 bis 6 cm. In den meisten Fällen wurden die Proben in regelmässigen Abständen netzartig verteilt entnommen (Messpunkte, vgl. Fig. 5 und 6). Die Messungen wurden zu verschiedenen Zeitpunkten in einem Jahresverlauf wiederholt. Bei jeder Serie wurden die Einstichstellen um einen geringfügigen, festgelegten Abstand verschoben, um ungestörte Proben zu erhalten. Damit die Probenentnahme die Untersuchungsflächen nicht übermäßig beeinträchtigte, musste auf die Sammlung von Mischproben pro Messpunkt verzichtet werden. Die Messungen ergaben somit einen unmittelbaren Wert eines Einzelpunktes. Die Gesamtheit dieser Messpunkte zeigt die Verhältnisse der jeweiligen Messgrösse in der Versuchsfläche unter Einschluss aller möglicher Messfehler. Die Proben wurden unmittelbar nach dem Sammeln weiterverarbeitet. Die Entfernung der Steine aus den luftgetrockneten Böden erfolgte durch ein 2 mm-Sieb.

Wassergehalt: Die Bestimmung des Wassergehaltes mit der Waage erfolgte nach dem Sammeln von Bodenzyldern mit festgelegtem Volumen, dem Transport in gewogenen Plastiksäcken, dem Trocknen bei 105 °C und der

anschliessenden Abkühlung im Exsiccator. Die Messung des Wassergehaltes diente den nachfolgend aufgeführten Nährstoffbestimmungen.

Stickstoff: Der Stickstoff wurde in den pflanzenverfügbaren Formen Ammonium und Nitrat auf den Versuchsflächen BM, Bargen (60 Messpunkte), und MM, Merishausen (32 Messpunkte), erfasst. Bei BM wurde 1977/78 ein Jahresgang mit fünf Messungen, bei MM nur die Verhältnisse im Frühjahr 1978 erhoben. Die Bestimmungen erfolgten nach der Methode Kjeldahl-Foerster (STREUBING 1965, Ergänzungen gemäss BOLLER-ELMER 1977). Unmittelbar nach der Probenentnahme wurde der Momentangehalt an pflanzenverfügbarem Ammonium und Nitrat gemessen. Um das Ausmass der potentiellen Nachlieferung von Ammonium und Nitrat durch die Stickstoffmineralisation abschätzen zu können, wurden die Proben für sechs Wochen in der Feuchtkammer bei 25 °C und 95% Luftfeuchtigkeit aufbewahrt und anschliessend erneut der Ammonium- und Nitratgehalt bestimmt.

pH: Ein kleiner Teil jeder frischen Bodenprobe wurde mit destilliertem Wasser aufgeschlämmt und am folgenden Tag der pH-Wert mit einem Metron pH-Meter E 604 elektronisch gemessen.

3.2.5. Biomassenerhebungen

Probenentnahme: In den Flächen BM, Bargen, und MM, Merishausen, wurde 1978 die oberirdische Biomasse mit Stichproben von 215 respektive 397.61 cm² Grösse im Frühling (Brandfläche BM vor dem Abbrennen, 21 Punkte) und Ende Sommer (Mahdzeitpunkt, Brach-, Mahd- und Brandflächen BM und MM, je 60 Punkte) bestimmt.

In den Mahdflächen von BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen, konnten die festeingerichteten Quadratmeter der Rastervegetationsaufnahmen benutzt werden, um die jährliche Schwankung der Biomassenproduktion zu erfassen.

Wassergehalt: Nach der Ernte wurden der Wassergehalt und der Trockenanteil der oberirdischen Biomasse nach dem Trocknen bei 105 °C und der Abkühlung im Exsiccator bestimmt. Die Messung diente den nachfolgend aufgeführten Nährstoffmessungen.

Stickstoff: Das Pflanzenmaterial der jeweiligen Proben wurde getrennt zerkleinert und in einer Kaffeemühle (BOLLER-ELMER 1977) zu Pulver gemahlen.

Anschliessend wurde der Gesamtstickstoffgehalt nach der Methode Kjeldahl-Foerster bestimmt (vgl. Kapitel 3.2.4.).

Phosphor: Vom selben Ausgangsmaterial wurde der Phosphorgehalt gemessen. Die luftgetrockneten Proben wurden während 30 Minuten in 0.5 n Natriumcarbonat-Lösung geschüttelt und anschliessend zentrifugiert. Nach der Zugabe von 5 n Schwefelsäure wurden die Proben auf 90 °C erhitzt und anschliessend mit einer Lösung aus Ammoniummolybdat, Kaliumantimonyltartrat und Ascorbinsäure versetzt. Nach 10 Minuten erfolgte die Bestimmung der Färbungsintensität bei 840 nm im Flammenspektrometer.

3.2.6. Temperaturmessungen während des Abbrennvorganges

Bestimmte Substanzen verändern bei Überschreiten einer spezifischen Temperaturschwelle ihre ursprüngliche Farbe und können so als Temperaturindikatoren verwendet werden (vgl. DAUBENMIRE 1968, WHITTAKER 1961). In den nachfolgend aufgeführten Versuchen wurden die Farben Thermocolor® der Firma W. Faber-Castell verwendet. Die Temperaturfarben mit Farbumschlägen bei 40, 65, 80, 95, 110, 145, 175, 220, 290, 340, 440, 560, 640 und 805 °C wurden linienförmig parallel in Längsrichtung auf streifenförmige Glitterplättchen aufgemalt und diese der Länge nach an den gewünschten Stellen im Gelände ausgesteckt. Eine Kerbe am Rand der Plättchen vermittelte den Bezugspunkt zur Bodenoberfläche. Nach dem Abbrennen der Streue konnte die Distanz des Umschlagpunktes der jeweiligen Temperaturmessfarbe zur Bodenoberfläche im und über dem Boden ausgemessen werden. Jede Temperaturmessfarbe auf den Plättchen wurde an 20 Stellen pro 100 m² in den Versuchsflächen in regelmässigen Abständen angebracht.

3.2.7. Ascheuntersuchungen

Probenentnahme: Anfänglich wurde versucht, die anfallenden Aschenmen gen probeweise auf Metallplättchen aufzufangen, welche vor dem Abbrennvorgang zwischen Streue und Bodenoberfläche geschoben wurden. Kleine Behälter lieferten jedoch eine zu geringe Aschenmenge, grössere beeinflussten den Abbrennvorgang. Aus diesem Grund wurde schliesslich ein Staubsauger eingesetzt, die notwendige elektrische Energie durch einen Benzingenerator erzeugt. Durch einen Hohlzylinder mit einer Grundfläche von 21.24 cm² wurde die Bodenoberfläche abgegrenzt und die Asche in Papiersäcken

aufgefangen. Aufgrund des leicht feuchten Untergrundes und des dosierten Luftstrahles konnte das Aufsaugen von mineralischen Bodenteilen gering gehalten werden. Der Verlust von Feinstaubpartikeln der Asche, die der Papier-sack nicht auffing, wurde vernachlässigt, ebenso die Rückstände von ange-brannten, aber noch an den Pflanzen verbliebenen Teilen. Die Proben wurden 1978 und 1980 in regelmässigen Abständen als Einzel- respektive Mischpro-ben (zehnfache Menge) von 10 Teilflächen pro Untersuchungspunkt (insge-samt 21) in der Fläche BM, Bargen, gesammelt und in Papiersäcken aufbe-wahrt.

Wassergehalt: Der Wassergehalt und der Trockenanteil der Aschenproben wurden nach dem Trocknen bei 105 °C und der Abkühlung im Exsiccator ge-messen. Die Messung des Wassergehaltes diente den nachfolgend aufgeföhrt-Nährstoffbestimmungen.

Stickstoff: Die Asche wurde zerkleinert und danach der Gesamtstickstoffge-halt nach der Methode Kjeldahl-Foerster (vgl. Kapitel 3.2.4.) bestimmt.

Phosphor: Von derselben Asche wurde der Gesamtphosphorgehalt ermittelt (vgl. Kapitel 3.2.5.).

Aschenrückstände: Die 1978 gesammelten Aschenproben wurden im Labor vollständig chemisch verascht, um den Anteil der im Feld nicht gänzlich verbrannten organischen Bestandteile in der Asche zu ermitteln. Von densel-ben Flächen wurde vorgängig auch der anorganische und der organische An-teil der Streue vor dem Abbrennen bestimmt.

3.3. ERFASSUNG DER GEHÖLZENTWICKLUNG

Die Dynamik (Sukzession) von unterschiedlichen Gehölzentwicklungen in brachliegenden Magerwiesen wurde auf Dauerflächen an zwei Standorten untersucht (vgl. Fig. 5 und 6):

Standort BG, Bargen, Tannbüel

Die brachliegende Wiesenfläche wird grösstenteils von Pionierwald um-geben, welcher zu über 90% aus Waldföhren (*Pinus silvestris*), Fichten (*Picea*

excelsa) und Wacholder (*Juniperus communis*) gebildet wird. Im untersten Bereich schliesst eine Fettwiese an.

Standort MG, Merishausen, Grätental

Die brachliegende Wiesenfläche liegt unterhalb eines Laubmischwaldes. Innerhalb der Wiese bestehen Lesesteinhaufen mit Längsausrichtung parallel zur Falllinie des Hanges. Diese weisen auf die frühere ackerbauliche Nutzung hin.

Der Zeitpunkt des Keimens oder der Beginn des Aufwachsens von Gehölzen und deren Höhenzuwachs wurden anhand der Jahrringe der Stamm- und Sprossquerschnitte ermittelt. Die Stämmchen der aufwachsenden Bäume und Sträucher wurden in den Versuchsflächen bodennah abgeschnitten und die Orte der Sprosse eingemessen. Die Holztriebe wurden in 10 cm lange Stücke geschnitten, die Stammscheiben angeschliffen, zum Teil mit verschiedenen Farbstoffen eingefärbt und die Jahrringe unter dem Binokular ausgezählt. Bei Föhren und Fichten konnten die oberen Sprosswirbel abgezählt und der Höhenzuwachs direkt ermittelt werden. Zur Kontrolle wurde, soweit möglich, die Anzahl der Sprosswirbel mit der Anzahl der Jahrringe verglichen.

4. ERGEBNISSE

4.1. CHARAKTERISIERUNG DER VEGETATIONSEINHEITEN DER HALBTROCKENWIESEN DES RANDENS UND DEREN STANDÖRTLICHE VERHÄLTNISSE

Die 195 eigenen Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes mit insgesamt ca. 300 verschiedenen Arten sind in der Vegetationstabelle "Mesobromion Randen" zusammengefasst und in Anlehnung an ZOLLER (1954b) in fünf Einheiten und weitere Untereinheiten gegliedert. Die Tabellen mit den Vegetationsaufnahmen und Vegetationseinheiten, den Stetigkeiten und den Standortsangaben befinden sich in der Beilage.

Der untersuchte Vegetationskomplex wird durch Artengruppen in die verschiedenen Einheiten gegliedert. Die Vegetationseinheiten sind mit römischen Zahlen, Buchstaben und den Bezeichnungen versehen. Die soziologischen Artengruppen, welche für die Differenzierung und Klassifikation verwendet wurden, sind mit einer Kurzbezeichnung (Buchstabe und arabische Zahl) und einer namengebenden Kennart beschrieben. In den Vegetationstabellen sind die Kurzbezeichnungen den jeweiligen namengebenden Arten vorangestellt.

Die Ökogramme der Vegetationseinheiten sind in zwei Figuren dargestellt. Die Figur 7 enthält die errechneten mittleren Feuchtigkeits- und Nährstoffzahlen (LANDOLT 1977) und die Höhenverteilung der Aufnahmen, die Figur 8 die Exposition und die Neigung. Brach-, Mahd- und Waldflächen sind mit unterschiedlichen Symbolen bezeichnet.

Die Gesamtheit des Vegetationskomplexes (vgl. Beilage 3, Vegetationstabelle 1976/77 mit den angegebenen Artengruppen) wird weitgehend durch die gemeinsame Basis der Artengruppen A1 bis A4 charakterisiert.

Die Artengruppe A1 mit *Chrysanthemum leucanthemum* umfasst hochstete Wiesenarten mit einem breiten standörtlichen Spektrum. Die Arten können an frischen bis trockenen, nährstoffreichen bis -armen Standorten vorkommen. Einige Arten dieser Gruppe sind deshalb auch in den artenreicheren, eher trockenen Ausbildungen des *Arrhenatheretum* zu finden. Die Deckungswerte und Stetigkeiten der meisten dieser Arten nehmen in brachliegenden Beständen ab.

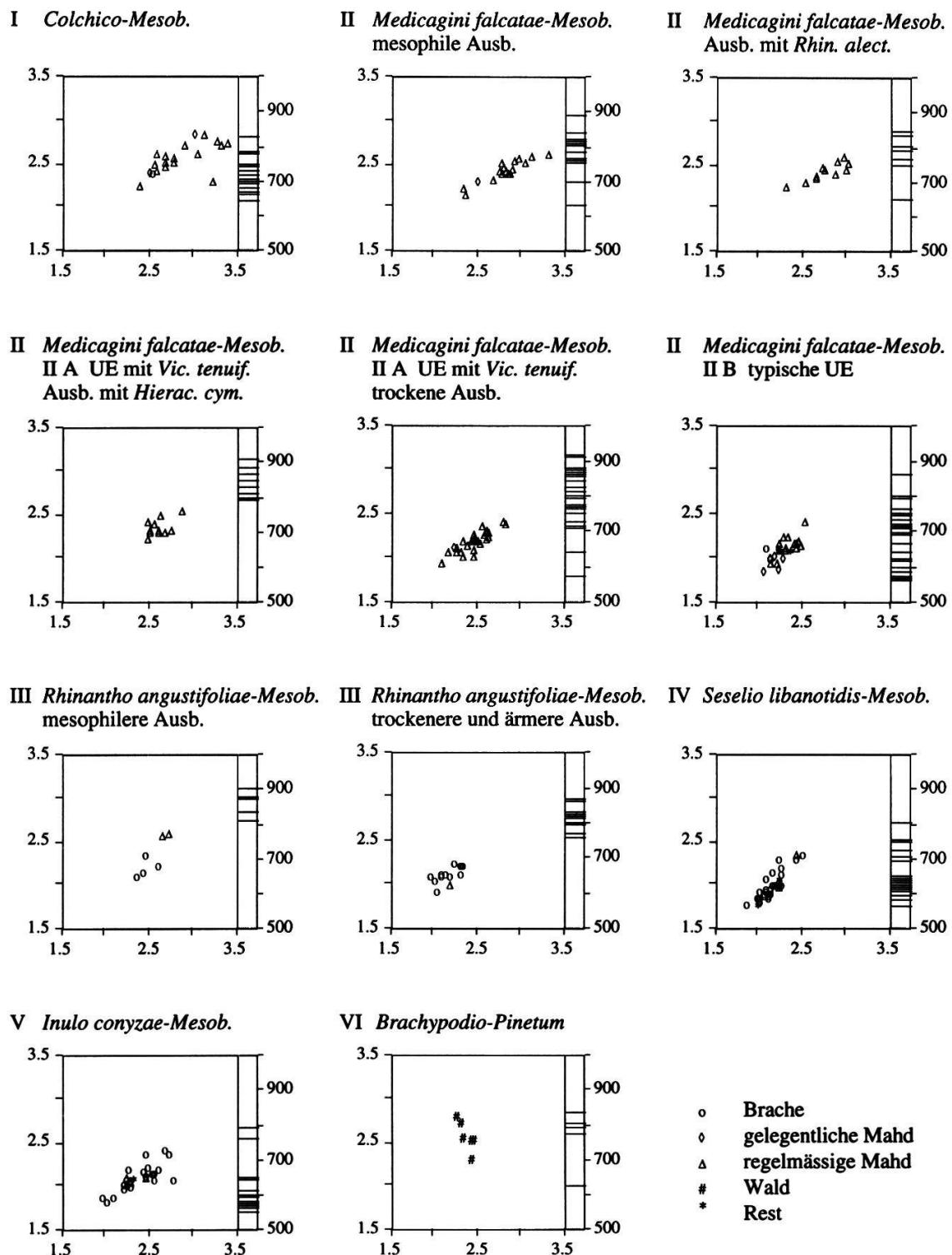
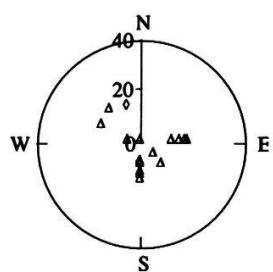


Fig. 7. Ökogramme der Vegetationsaufnahmen *Mesobromion* Randen 1976/77 für die Vegetationseinheiten I bis VI mit Untereinheiten (UE).

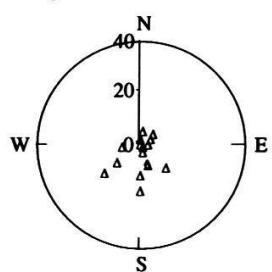
Ecograms of the relevés, Mesobromion Randen 1976/77, for the vegetation units I to VI with sub-units (UE).

Abszisse - abscissa: Nährstoffzahl - nutrient value, Ordinate links - ordinate left: Feuchtezahl - humidity, Strichdiagramm rechts - line diagram right: Meereshöhe - altitude.

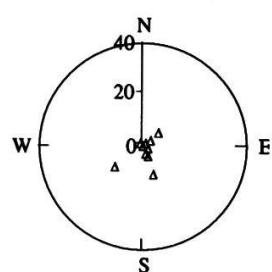
I *Colchico-Mesob.*



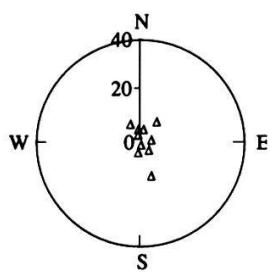
II *Medicagini falcatae-Mesob.*
mesophile Ausb.



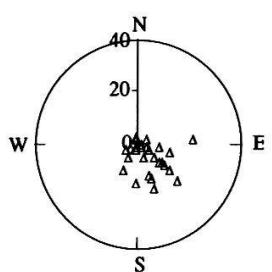
II *Medicagini falcatae-Mesob.*
Ausb. mit Rhin. alect.



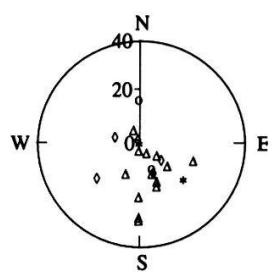
II *Medicagini falcatae-Mesob.*
II A UE mit *Vic. tenuif.*
Ausb. mit *Hierac. cym.*



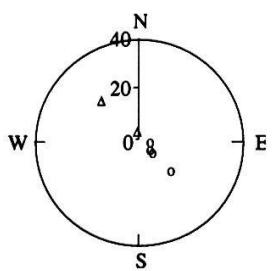
II *Medicagini falcatae-Mesob.*
II A UE mit *Vic. tenuif.*
trockene Ausb.



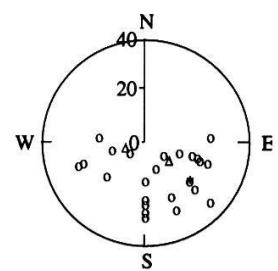
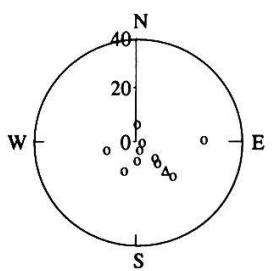
II *Medicagini falcatae-Mesob.*
II B typische UE



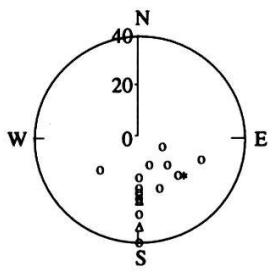
III *Rhinantho angustifoliae-Mesob.*
mesophilere Ausb.



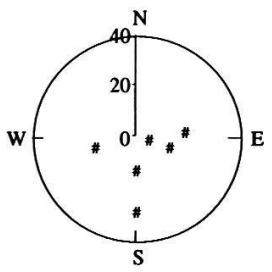
III *Rhinantho angustifoliae-Mesob.*
trockenere und ärmere Ausb.



V *Inulo conyzae-Mesob.*



VI *Brachypodio-Pinetum*



- Brache
- ◊ gelegentliche Mahd
- △ regelmässige Mahd
- # Wald
- * Rest

Fig. 8. Ökogramme der Vegetationsaufnahmen *Mesobromion* Randen 1976/77 für die Vegetationseinheiten I bis VI mit Untereinheiten (UE).

Ecograms of the relevés, Mesobromion Randen 1976/77, for the vegetation units I to VI with sub-units (UE).

Neigungswinkel (0° : horizontal, 45° : Neigung 1:1) und Hauptexposition der Aufnahme-fläche - angle of inclination (0° : horizontal, 45° : inclination 1:1) and main exposition of the recorded area.

Die Artengruppe A2 mit *Bromus erectus* weist ebenfalls ein breites Spektrum auf. Sie hat ihr Schwergewicht vor allem auf weniger gut mit Wasser und/oder Nährstoff versorgten Standorten. Die standörtlichen Unterschiede zur Gruppe A1 sind noch nicht gross. Meist ist die Stetigkeit der Arten geringer. Die Artengruppe A3 mit *Hippocrepis comosa* zeigt zunehmende Trockenheit und extensive Bewirtschaftung (nährstoffarme, wenig oft gemähte Flächen) an, ist aber noch weit verbreitet.

Auf noch ausgeprägter trockene Standorte weist die Artengruppe A4 mit *Hieracium pilosella* hin.

Die Arten der Gruppen A3 und A4 sind in den mesophilen Einheiten des untersuchten Gebietes mit einer geringeren Stetigkeit vorhanden.

4.1.1. Einheit I *Colchico-Mesobrometum*

Von allen Vegetationseinheiten des *Mesobromion* findet sich diese Einheit auf den am besten mit Wasser versorgten Böden. Auf dem verhältnismässig trockenen Rändern ist sie deshalb fast ausschliesslich an boden- und luftfeuchten Nordhängen oder in tief eingeschnittenen Tälern zu finden. An nasen Stellen finden sich Übergänge zum *Caricetum davallianae*.

I A *Colchico-Mesobrometum*, typische Untereinheit

Zur kennzeichnenden Artenkombination gehört die *Colchicum autumnale*-Gruppe C1. Hinzu kommen die Arten der *Ranunculus friesianus*-Gruppe C2. Diese Arten weisen ihre Hauptverbreitung an sich in den Fettwiesen auf. Im Gegensatz zu anderen Fettwiesenarten im *Mesobromion*-Komplex sind sie in höherer Stetigkeit und Deckung fast ausschliesslich auf diese und die folgende Einheit (I B) beschränkt.

I B *Colchico-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Trollius europaeus*

Von der typischen Ausbildung lässt sich diese zweite Untereinheit abtrennen, welche Schattenlagen, insbesondere schattige Waldränder und Bachufer, besiedelt oder sich aus der typischen Untereinheit auf brachliegenden Flächen entwickeln kann.

Die kennzeichnenden Arten gehören zur *Trollius europaeus*-Gruppe C3.

Dazu können folgende im Gebiet seltene und meist nur noch in schmalen Säumen vorkommende und deshalb in der Vegetationstabelle unterrepräsent-

tierte Arten gefügt werden: *Astrantia major*, *Cirsium salisburgense*, *Aconitum vulparia* s.l. und *Geranium silvaticum*.

Die Untereinheit I B enthält einige (z.T. montane) Hochstaudenarten und leitet somit zu den Hochstaudengesellschaften mesophiler, wechseltrockener bis feuchter Standorte über. Viele der Hochstaudenarten reagieren empfindlich auf einen (frühen) Schnitt.

Die Wiederbewaldung verläuft auf diesen Standorten rascher als auf jenen der folgenden Vegetationseinheiten. Die Streue wird durch Schneedruck, die ausreichende Feuchtigkeit und die relativ ausgeglichenen Temperaturen schnell abgebaut. Das Fehlen eines Streuefilzes ermöglicht die Keimung und das Wachstum zahlreicher Holzpflanzen. Zusammen mit der durch Düngung schnellen Umwandlung in Fettwiesen bewirkte die Brachlegung das fast vollständige Verschwinden dieser beiden Einheiten im Randen (Ausnahme z.B. Naturschutzgebiet Galliwies, Bargen).

4.1.2. Einheit II *Medicagini falcatae-Mesobrometum*

Das *Medicagini falcatae-Mesobrometum* findet sich im Randen vor allem auf wenig geneigten Flächen, zum Teil aber auch auf schwach nach Norden bis ca. 20° nach Süden abfallenden Hängen. Fast alle durch Vegetationsaufnahmen erfassten Flächen dieser Einheit wurden bewirtschaftet, d.h. ein- bis zweimal jährlich gemäht und teilweise auch schwach gedüngt (vgl. Untereinheiten).

Die mesophilen Arten der Gruppe C3 fallen nun vollständig, diejenigen von C1 und C2 fast vollständig weg. Die Gruppen Sch1 und Sch2 charakterisieren das *Medicagini falcatae-Mesobrometum* unter Einschluss der Einheit I. Beide enthalten Arten, welche eine regelmässige Bewirtschaftung - in der Regel mindestens einen Heuschnitt jährlich - der Standorte anzeigen. Die Gruppe Sch1 wird von Arten der mässig mit Nährstoff versorgten Standorte gebildet, welche auf die nahe soziologische Verwandtschaft mit dem *Arrhenatheretum* hinweisen. Auf trockenen, nährstoffarmen Standorten fallen diese Arten zunehmend aus. Die Gruppe Sch2 umfasst die Arten der mittleren Standorte, sofern durch die jährliche Mahd Vegetationslücken und offene Bodenstellen entstehen. Sehr trockene, brachliegende, sehr nährstoffarme Standorte werden fast vollständig gemieden.

Das *Medicagini falcatae-Mesobrometum* kann durch die folgenden Artengruppen (insbesondere M1) zusätzlich definiert und weiter gegliedert werden:

II A *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*

Charakterisiert wird diese Einheit durch die *Vicia tenuifolia*-Gruppe M1, welche diesen Vegetationstyp sowohl gegen das feuchtere *Colchico-Mesobrometum* wie auch gegen die trockeneren Einheiten abgrenzt.

Von dieser Untereinheit können im Gebiet folgende Varianten angetroffen werden:

- mesophile Ausbildung II A1

Charakterisiert wird die Ausbildung durch die relativ starke Vertretung von Arten des *Arrhenatheretum* und allgemein von Gräsern wie *Arrhenatherum elatius*, *Helictotrichon pubescens*, *Bromus erectus* sowie von *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata* und das Fehlen von *Brachypodium pinnatum* sowie von zahlreichen weiteren schnittempfindlichen, magerkeits- und trockenheitszeigenden Arten. Die Standorte sind in der Regel zweimal jährlich gemäht und leicht gedüngt. Vor allem die periodische Austrocknung und die bisher beschränkten Düngergaben verhinderten die gänzliche Umwandlung in ein *Arrhenatheretum*. Diese Einheit steht dem *Dauco-Salvio-Mesobrometum* am nächsten. Da jedoch sowohl *Daucus carota* wie *Salvia pratensis* in nahezu sämtlichen übrigen Einheiten ebenfalls vorkommen, wird diese Bezeichnung nachfolgend nicht verwendet.

- Ausbildung mit *Rhinanthus alectorolophus* II A2

Diese Ausbildung entspricht weitgehend der vorangegangenen und leitet mit *Rhinanthus alectorolophus* zur folgenden Einheit über. Als einjährige Art benötigt *Rhinanthus alectorolophus* (einige Art der "Gruppe" M2) zur Bildung der Samen einen späten Schnitt. Diese Vegetationseinheit mit dem Aspekt des Behaarten Klappertopfes unterscheidet sich vermutlich ausschliesslich durch den späten Zeitpunkt des ersten Schnittes.

- Ausbildung mit *Hieracium cymosum* II A3

Rhinanthus alectorolophus (M2) sowie die Artengruppe M3 mit *Hieracium cymosum* kennzeichnen die Einheit gut. Es sind vor allem trockenheit- und magerkeitszeigende niedrige Arten (insbesondere auf flachgründigen Böden mit lückiger Bodenstruktur), welche sich in den beiden vorausgegangenen Einheiten mit einer dichten höheren Krautschicht nicht durchsetzen können und die den brachliegenden Beständen im Gebiet meist fehlen. (Al-

lerdings kommt *Hieracium cymosum* in sehr lichten, trockenen Wäldern auch vor.) Zusätzlich treten nun aber auch Arten auf, welche auf nährstoffarme Standorte angewiesen sind, aber auch in nicht gemähten Beständen gut gedeihen. Beispiele dafür sind *Potentilla verna* (ev. unter Einschluss von *P. heptaphylla*), einige Arten der Artengruppe B1 sowie *Carex ornithopoda* und *Pimpinella saxifraga* (Artengruppe B2).

Die Einheit II A3 ist im Gebiet bei den Vegetationsaufnahmeorten auf hoch gelegene Kuppenlagen (800-900 m ü. M.) beschränkt, meist auf schwach nach Norden oder nach Süden exponierten Flächen.

- trockene Ausbildung II A4

Die mesophilen Arten nehmen gegenüber der vorangehenden Einheit weiter ab, die magerkeits- und trockenheitszeigenden Arten der Gruppen B1, B2 und B4 sowie brachezeigende Arten nehmen zu. Es handelt sich meist um schwierig zu bewirtschaftende Flächen an Waldrändern, Waldwiesen usw.

II B *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, typische Untereinheit

Diese Untereinheit umfasst die trockensten, nährstoffärmsten, steilsten, heute noch jährlich oder zumindest gelegentlich bewirtschafteten Standorte der bisher genannten Vegetationstypen. Die Arten der Gruppe M1, welche die Subassoziation mit *Vicia tenuifolia* charakterisiert, treten nur noch sporadisch auf. Magerkeits- und trockenheitszeigende Arten der Gruppen B4 und B5 nehmen weiter zu. Die Standorte befinden sich meist innerhalb vielfältig strukturierter Vegetationsmosaike, entsprechend heterogen ist die Vegetationszusammensetzung der einzelnen Aufnahmen.

4.1.3. Einheit III *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum*

Das *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* findet sich auf extremen, ungedüngten, verdichteten, wechseltrockenen Mergelböden, meist in Waldrandnähe. Oft sind es lückige Wiesen, welche wie die folgenden Vegetationseinheiten heute kaum mehr bewirtschaftet werden.

Die Einheit wird charakterisiert durch die Arten der *Rhinanthus angustifolius*-Gruppe R1 und der *Gymnadenia conopea*-Gruppe R2. Die Gruppe R2 ist sowohl in der Einheit III als auch in der Einheit IV enthalten.

Galium verum (Gruppe M4) verbindet als typische wechseltrockenheitszeigende Art die Einheit III mit der Einheit II. Ein weiteres Kennzeichen für die Einheit III schliesslich ist die *Cephalanthera longifolia*-Gruppe W2, welche sonst vorwiegend auf die oft benachbarten Föhrenbestände beschränkt ist. Entsprechend den extremen Bedingungen und der lückigen Vegetationsstruktur weisen die charakterisierenden Arten im *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* meist nur geringe Deckungs- und Stetigkeitswerte auf. Die Einheit kommt dem *Thesieto bavari-Mesobrometum* von ZOLLER (1954b) am nächsten, wobei *Thesium bavarum* in den übrigen Aufnahmen (heute?) häufiger vorhanden ist.

Die Vegetationseinheit kann in eine stärker mesophile Ausbildung mit einem Anteil von Arten der Gruppe Sch1 und eine trockenere, nährstoffarme Ausbildung ohne diese Arten gegliedert werden. Die Unterschiede zeigen sich in den Ökogrammen.

4.1.4. Einheit IV *Seselio libanotidis-Mesobrometum*

Das *Seselio libanotidis-Mesobrometum* bedeckt durchlässige, trockene Kalkhangschuttböden, welche (meist) stark besonnt sind und ein Gefälle von mindestens 10 bis 40° aufweisen. Die Exposition reicht von Ost über Süd bis West. In Nordlage wurde es nicht (mehr) angetroffen.

Die kennzeichnende Artengruppe S1 mit *Seseli libanotis* definiert die Einheit. Die meisten dieser Arten sind als (Hoch-)Stauden trockener Standorte zu bezeichnen. Anstatt zum *Mesobromion* könnte die Einheit auch zum *Geranion sanguinei* R. Tx. apud Th. Müller 61 zugewiesen werden. Die Nutzung der Standorte erfolgte vor Jahrzehnten (ZOLLER 1954b) bereits unregelmässig und nicht jährlich. Dies ermöglichte ein Fortkommen von Arten, die sich einem (frühen) Schnitt nicht anpassen konnten. Innerhalb der durch Trockenheit bewirkten lückigen Vegetationsstruktur mit sich langsam und jahreszeitlich spät entwickelnden Pflanzen wirkt sich die Konkurrenz weniger aus als in mesophilen Einheiten (vgl. I A und I B).

Das Vorhandensein von "Mäh"-Wiesenarten der Gruppen A1, A2, A3 und A4 zeigt, dass aber selbst in jahrelang brachliegenden Beständen dieser Einheit einige Wiesen- und insbesondere die *Mesobromion*-Arten noch hochstet vorhanden sind, während sie im Gegensatz dazu in den waldrandbegleitenden Beständen des *Geranion sanguinei* an mehr oder weniger "stabilisierten" Grenzen zwischen Feld und Wald nur noch in geringem Masse in Erschei-

nung treten. Aus diesen Gründen erscheint die Zuteilung der Einheit zum *Mesobromion* gerechtfertigt.

4.1.5. Einheit V *Inulo conyzae-Mesobrometum*

Das *Inulo conyzae-Mesobrometum* befindet sich ebenfalls wie die vorherige Einheit an steilen, trockenen Hängen, in der Regel in tieferen Lagen, an den unteren Bereichen der Steilhänge. Hauptexposition ist Süd bis Ost.

Infolge der früheren Bewirtschaftung (v.a. Äcker, Rebberge) weisen die Standorte mehr Nährstoffe auf und wurden in der Folge als Wiesen häufiger gemäht, bevor sie in den vergangenen Jahrzehnten grösstenteils verbrachten. Die gräserreiche Krautschicht und die Streueschicht decken die Bodenoberfläche stärker ab, als dies bei Einheit IV der Fall ist. Dies begrenzt die Ausbreitung lichtbedürftiger Arten.

Die Artengruppe mit *Seseli libanotis* ist nur schwach vertreten. Charakterisiert wird die Einheit durch die Artengruppe Ic mit *Inula conyza*.

4.2. ARTENZAHL-FLÄCHEN-BEZIEHUNGEN

Die Struktur einer Vegetation bewirkt die Ausbildung unterschiedlicher Standortsverhältnisse und Nischen und beeinflusst somit wesentlich die Artenzusammensetzung in Dominanz und Abundanz. Die Bewirtschaftung modifiziert die Vegetationsstrukturen von Wiesen (periodisch) mehr oder weniger stark und beeinflusst die Reproduktion der Arten und damit deren Häufigkeit und Verteilung. Dies zeigt sich bei der Verbrachung von Mesobrometen. In der Figur 9 sind die Artenzahl-Flächen-Beziehungen (Arten-Areal-Kurven) gemähter Flächen und (junger) Brachestadien dargestellt. Die Artenzahlen der beiden Typen basieren auf den Mittelwerten aus je acht Vegetationsaufnahmen (Fig. 10) auf benachbarten Flächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung, aber sonst vergleichbaren Standortsbedingungen am Südhang des Dostentales in Merishausen.

Die gemittelte Artenzahl der gemähten Bestände im Dostental stieg im Bereich von 0 bis 1 m² schneller an und erreichte bei dieser Flächengrösse höhere Werte als diejenige von brachliegenden Beständen. Über 80 m² lagen die Artenzahlen bei den brachen Flächen höher.

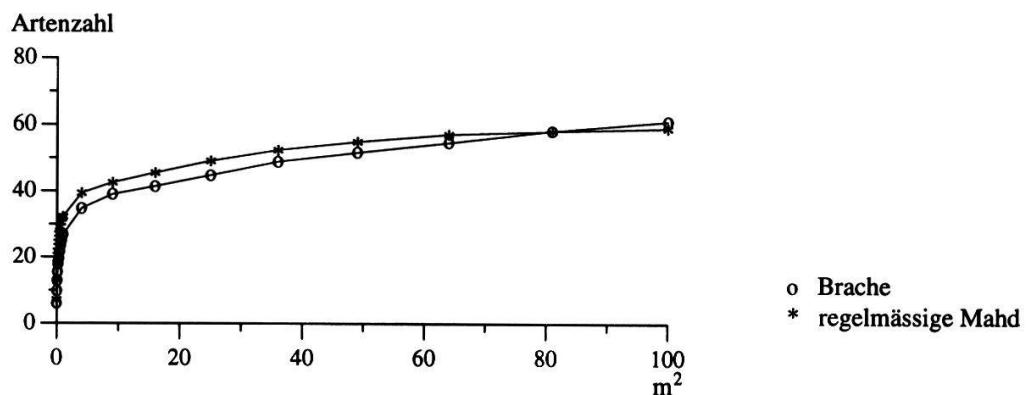


Fig. 9. Arten-Areal-Kurven für brachliegende und gemähte Flächen, Mittelwerte aus je acht Aufnahmen, Merishausen, Dostental.

Species-area curves for cut plots and plots without management, mean values of eight relevés each, Merishausen, Dostental.

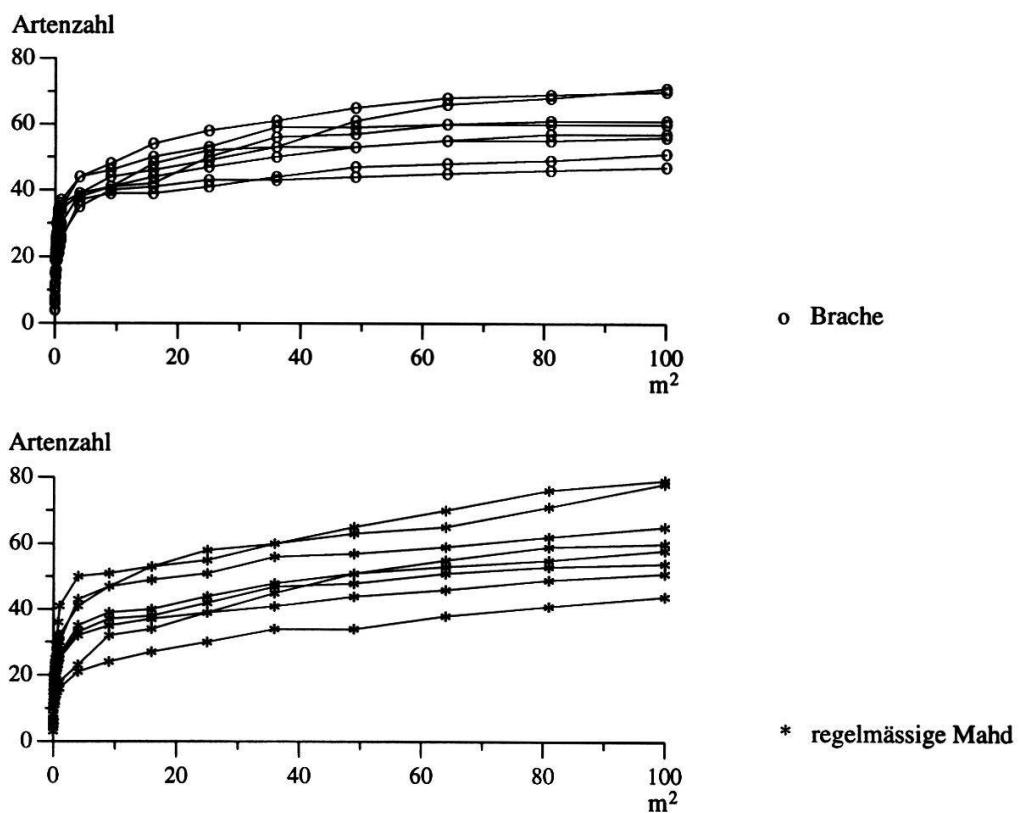


Fig. 10. Arten-Areal-Kurven für brachliegende und gemähte Flächen, Merishausen, Dostental.

Species-area curves for cut plots and plots without management, Merishausen, Dostental.

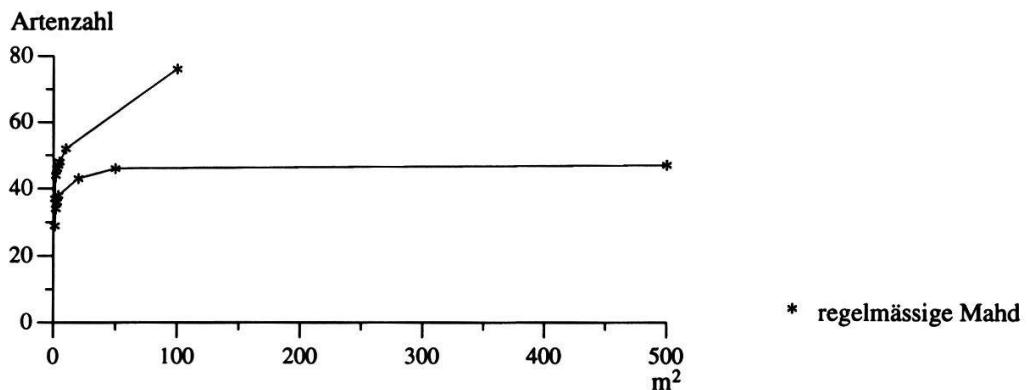


Fig. 11. Arten-Areal-Kurven für zwei Aufnahmen aus dem Untersuchungsraum von 1947/48 (ZOLLER 1954b).
Species-area curves for two relevés of the study region in 1947/48 (ZOLLER 1954b).

Von ZOLLER (1954b) liegen als Vergleich Arten-Areal-Kurven von zwei Aufnahmen des Untersuchungsgebietes von 1947/48 vor, von denen eine hohe Artenzahlen im Bereich von 1 bis 10 m² zeigt (Fig. 11). Allerdings fehlen weitere Angaben zu dieser sehr artenreichen Fläche.

Wird in einer vereinfachenden Annahme die "Cain & Castro"-Arten-Areal-Kurve (PRESTON 1960, 1962, KREBS 1985)

$$S = c A^z$$

wobei: S = Artenzahl

c = Konstante, abhängig von Organismengruppe und Grundfläche

A = Areal, nachfolgend in dm²

z = Konstante, Steigungsmass

verwendet, ergeben sich für die Ermittlung der Artenzahl folgende Näherungskurven:

$$\text{Dostental, Mahdflächen: } S = 11.645 \cdot A^{0.1901} \quad (1)$$

$$\text{Dostental, Brachflächen: } S = 8.024 \cdot A^{0.2272} \quad (2)$$

Bei 100 km² ergibt sich nach der Formel (2) eine Artenzahl von 1500, welche ungefähr der Gesamtzahl der Farn- und Blütenpflanzen der Flora des Kantons Schaffhausen entspricht (ISLER-HÜBSCHER 1980, ca. 1440 Arten).

Die Mahd ermöglicht auf kleinerer Fläche das Keimen und Aufwachsen von mehr Individuen und unterschiedlichen Arten (Lückenbildung durch die Bewirtschaftung) als auf Brachflächen und begrenzt die oberirdische Ausdeh-

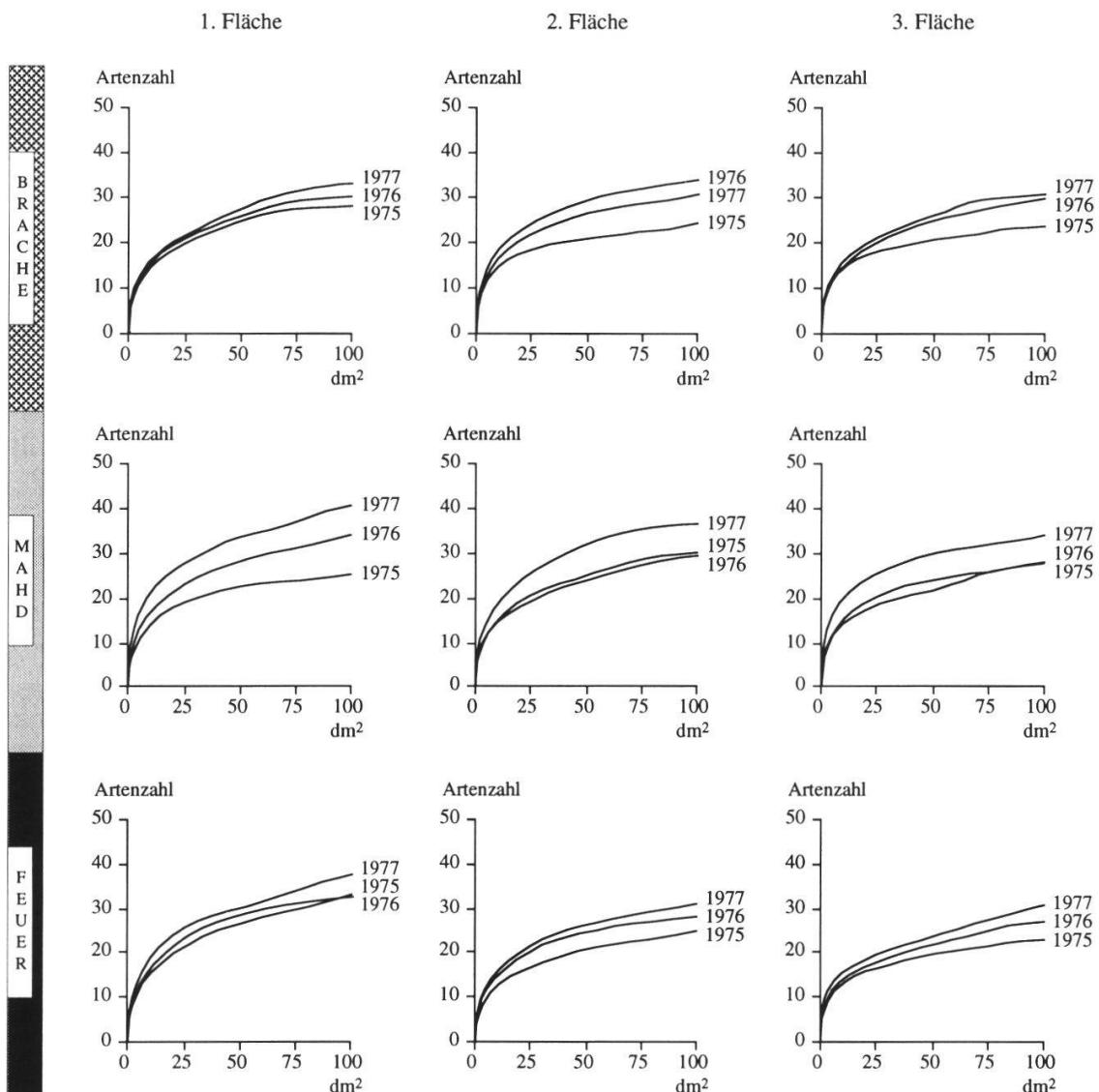


Fig. 12. Arten-Areal-Kurven für 9 100 dm²/1 m²-Dauerquadrate der Versuchsfläche BS, Bargen.

Species-area curves for 9 100 dm²/1 m²-permanent squares of the experimental plot BS, Bargen.

nung einer Pflanze. In den brachliegenden Beständen vermögen sich neben Holzpflanzen zusätzlich schnittempfindliche Arten durchzusetzen, welche durch die Mahd einen Biomassenverlust erleiden oder in der Reproduktion (späte Samenreifung) eingeschränkt und gegenüber den Arten der Mähwiesen nicht mehr konkurrenzfähig sind.

Die Vegetationstabelle enthält zahlreiche Arten, welche mit hohen Stetigkeits- und Deckungswerten in gemähten und nährstoffreichen Wiesen vorkommen, mit niedrigeren Stetigkeits- und Deckungswerten in brachliegenden

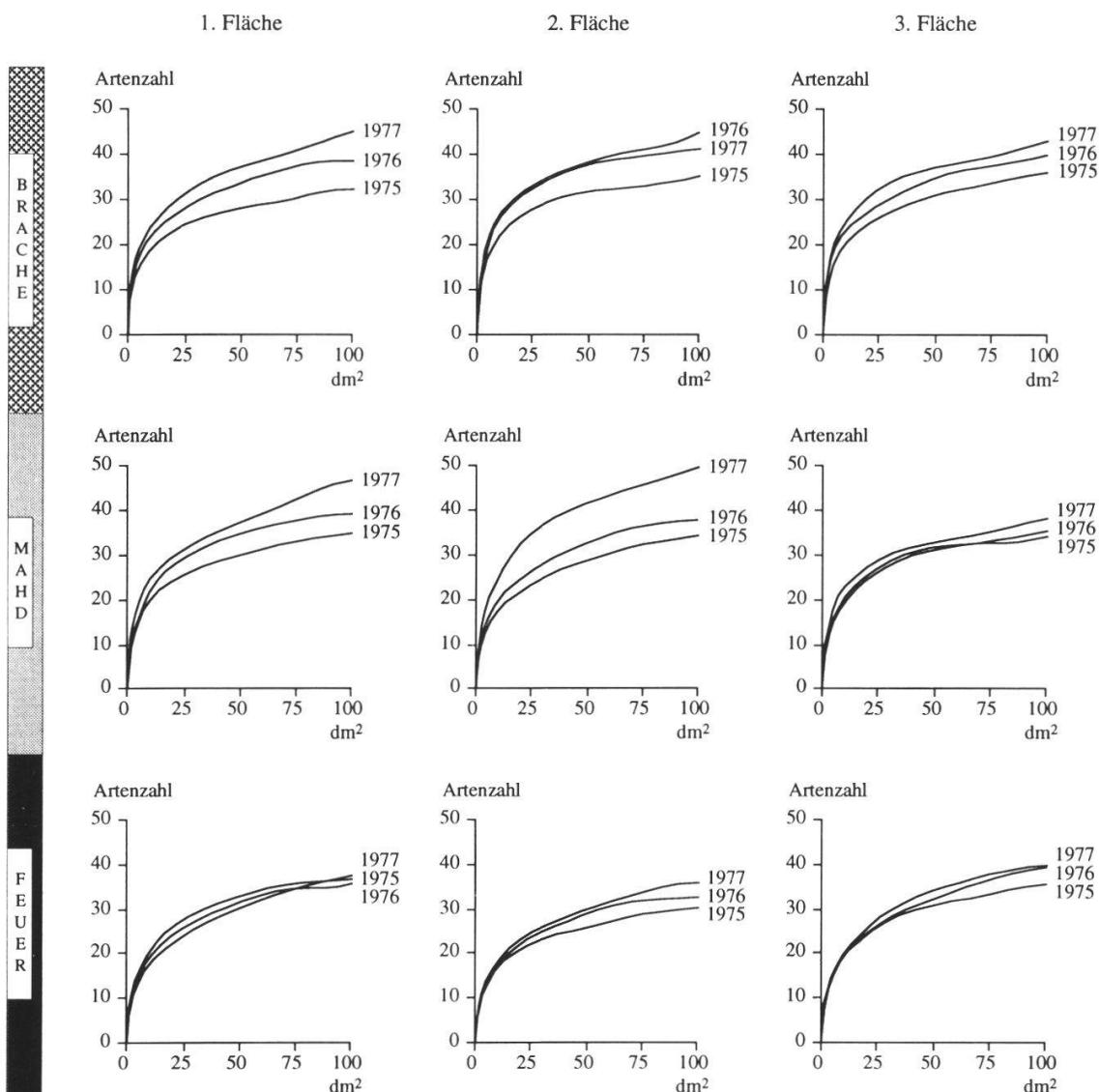


Fig. 13. Arten-Areal-Kurven für 9 100 dm²/1 m²-Dauerquadrate der Versuchsfläche BL, Bargen.

Species-area curves for 9 100 dm²/1 m²-permanent squares of the experimental plot BL, Bargen.

und nährstoffarmen Beständen jedoch ebenfalls auftreten. Unter der Voraussetzung, dass sich die Bestände nicht gerade durch Eutrophierung umwandeln, kann dies je nach Art unterschiedliche Ursachen aufweisen. *Taraxacum officinale* vermag durch die Produktion zahlreicher anemochorner Samen von den heute grossflächigen Fettwiesen praktisch alle Standorte des *Mesobromion*-Komplexes potentiell rasch zu erreichen. Nach erfolgter Keimung in klimatisch günstigen Perioden wird die Art an trockenen Standorten teilweise eliminiert; zumindest reproduziert sie sich auf nährstoffarmem Untergrund

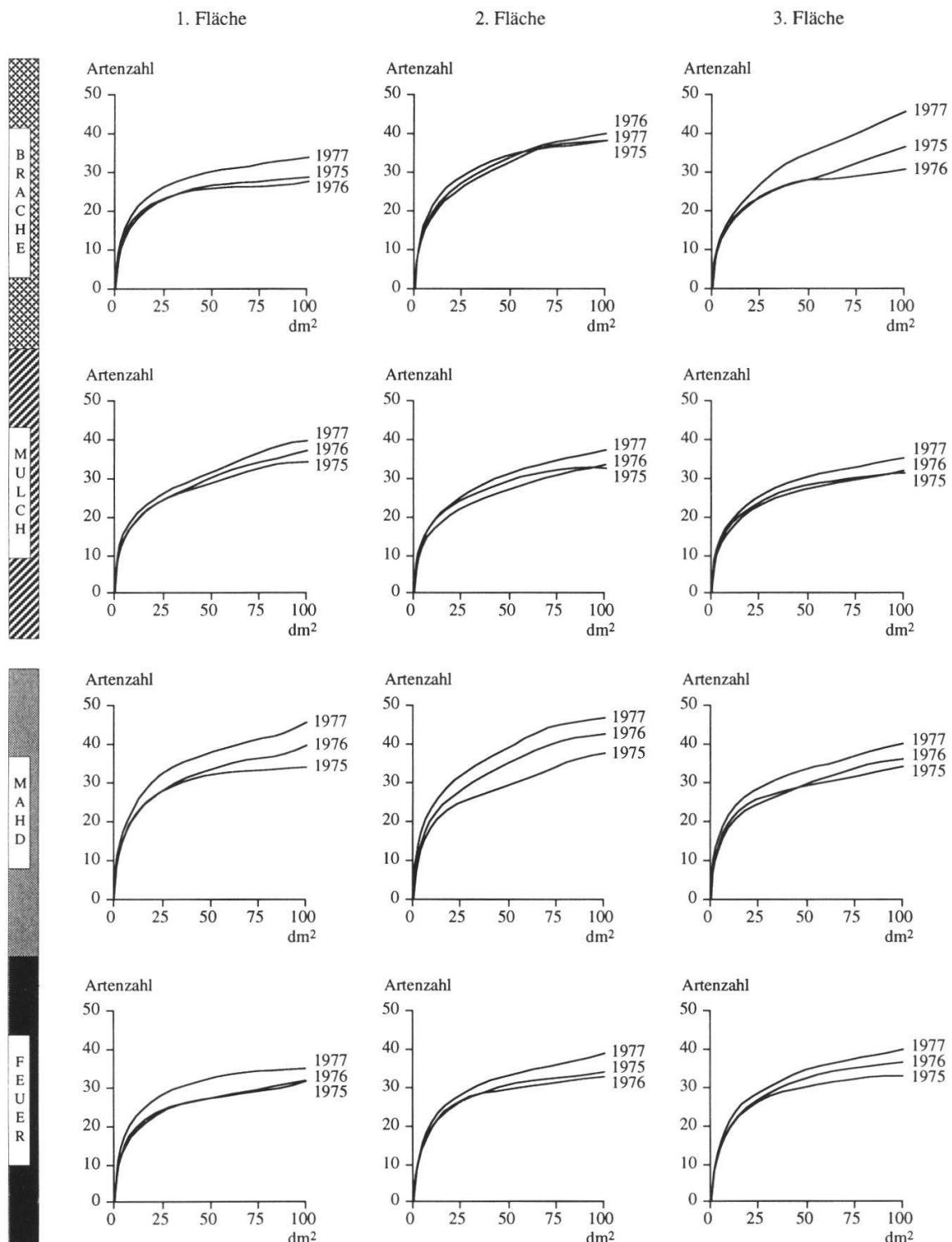


Fig. 14. Arten-Areal-Kurven für 12 100 dm²/1 m²-Dauerquadrate der Versuchsfläche ML, Merishausen.
Species-area curves for 12 100 dm²/1 m²-permanent squares of the experimental plot ML, Merishausen.

nicht in einem genügenden Mass. Andere Arten wie *Arrhenatherum elatius* oder *Dactylis glomerata* halten sich mit reduzierter Vitalität auch an extremen Standorten wie im *Seselio libanotidis-Mesobrometum*.

Die Figuren 12 bis 14 zeigen die Arten-Areal-Kurven der 30 100 dm²/1 m²-Dauerquadrate der drei Versuchsflächen BS und BL, Bargen, von ca. 1959/60 bis 1975 brach, sowie ML, Merishausen, vor ca. 1955/56 bis 1975 brach. Die Kurven geben die Anzahl Arten auf kleinen Flächen bis 1 m² relativ genau wieder.

Die maximale jährliche Schwankung während dreier Jahre bei den neun ab 1975 weiterhin brachliegenden Flächen lag bei 15 Arten (ML, Merishausen: 1976 30, 1977 45 Arten). Bei den übrigen Flächen lagen die Schwankungen erheblich darunter.

4.3. DER EINFLUSS VON BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Eine zusammengefasste Übersicht über die Messdaten der Nährstoffgehalte Stickstoff und Phosphor im Boden, in der Biomasse und in der Asche sowie der Biomassen- und Aschenmengen auf den unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen ist im Anhang 1 dargestellt. Angegeben sind die Dauerflächen und ihrer Bewirtschaftung, die Anzahl der Messwerte und die Mittelwerte mit der Standardabweichung.

4.3.1. Nährstoffe im Boden: Stickstoff

Allgemeine Standorts- und Methodenunterschiede: Die Menge des pflanzenverfügbaren Stickstoffes, vor allem in den Verbindungen Nitrat und Ammonium, schwankt entsprechend der Bildung (Stickstoffmineralisation, Eintrag durch Niederschläge usw.) und der Aufnahme durch die Pflanzen sowie dem Verlust aus dem System (Auswaschung, Ernte usw.). Der Stickstoff im Boden der Versuchsflächen BM und MM wurde in den pflanzenverfügbaren Formen Ammonium und Nitrat gemessen, nachdem nach mehr als ca. 15 Jahren "Brache" (BM ca. 1959/60 bis 1975, MM vor ca. 1955/56 bis 1975) die Mahdteilfläche vor der ersten Bodenprobenentnahme während zweier Jahre wieder gemäht und die Feuerteilfläche dreimal abgebrannt wurde. Bei der

Abschätzung des Stickstoffhaushaltes ist das Ausmass der Mineralisation und Stickstoffnachlieferung wichtiger als die momentanen Gehalte.

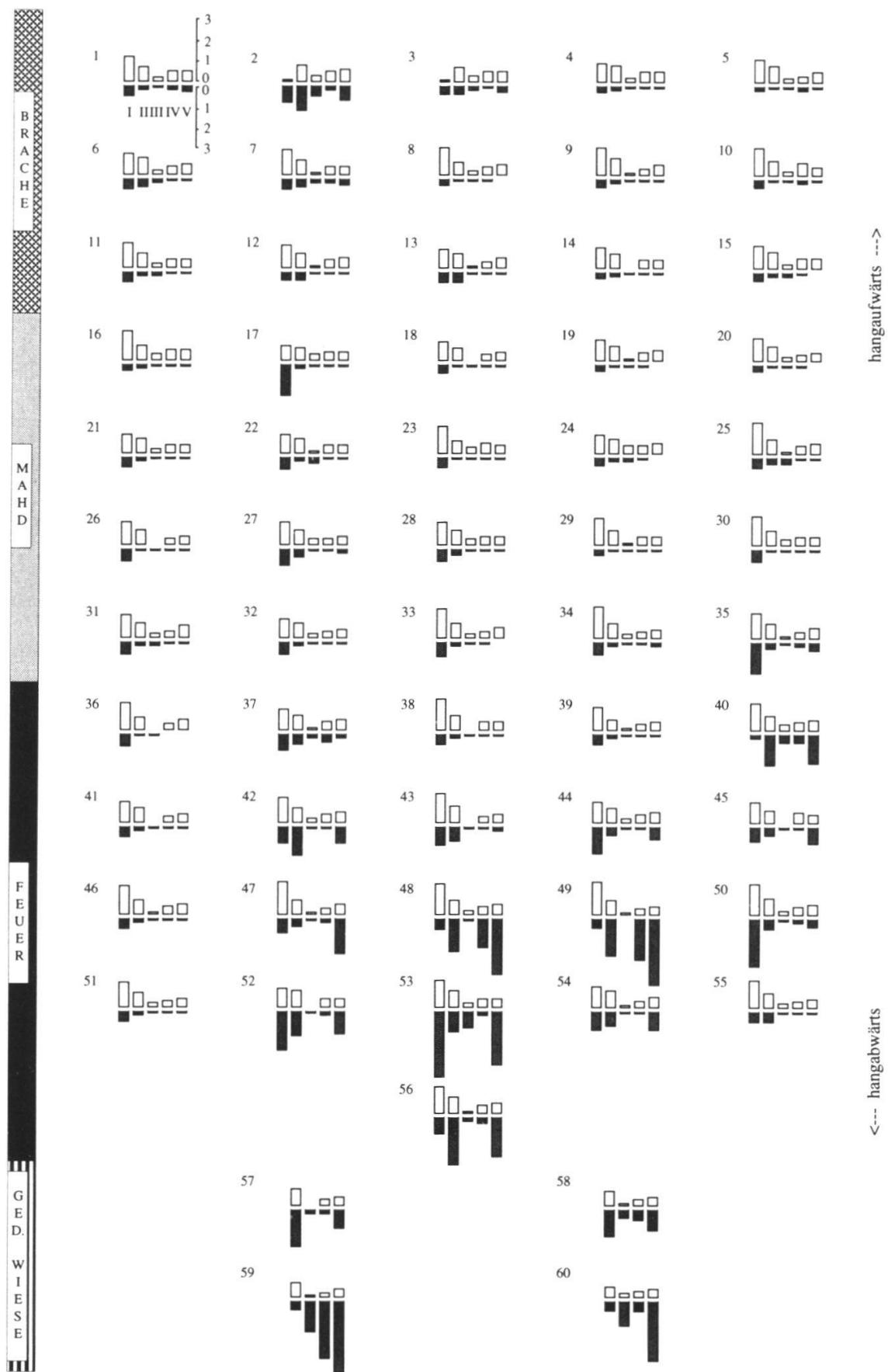
Die momentanen Nitratwerte waren in den Brach- und Mahdflächen der Versuchsfläche BM, Bargen, fast ausnahmslos kleiner als die momentanen Ammoniumwerte (Fig. 16). Umgekehrt waren die Verhältnisse in der Versuchsfläche MM, Merishausen (Fig. 17, eine Vergleichsmessung), wo die momentanen Nitratwerte diejenigen von Ammonium überstiegen. Dieses Verhältnis entspricht den Ergebnissen von GIGON (1968). Die Unterschiede beruhen vor allem auf den verschiedenen Bodentypen.

Erwartungsgemäss waren fast alle Werte während der Vegetationsperiode tiefer als im Winterhalbjahr. Es zeigten sich aber auch mikrostandörtliche Unterschiede: entweder als einzelne Punkte mit erhöhten Werten oder als Gradienten innerhalb der Untersuchungsfläche (siehe unten).

Eine Freilandexposition von Proben vom 3.7.1977, BM, Bargen, Brachfläche, als einmaliger Vergleich zur Feuchtkammerexposition ergab nach sechs Wochen folgende Mittelwerte der Stickstoffmineralisation: bei Freilandbedingungen 1.42 mg Ammonium-Stickstoff und 0.17 mg Nitrat-Stickstoff/100 g Boden, bei Feuchtkammerbedingungen 0.73 mg Ammonium-Stickstoff und 0.32 mg Nitrat-Stickstoff/100 g Boden. Im Freiland ergibt sich somit eine methodenbedingt stärkere Mineralisation mit einem höheren Anteil Ammonium als in der Feuchtkammer.

Potentiell pflanzenverfügbarer Stickstoff: Das Potential des untersuchten Bodens für die Bereitstellung von pflanzenverfügbaren Stickstoffverbindungen wurde aus denjenigen Ammonium- und Nitratmengen ermittelt, welche sich durch die Stickstoffmineralisation unter standardisierten Bedingungen bei Exposition während sechs Wochen in der Feuchtkammer ansammelten (GIGON 1968).

Die Figur 15 gibt die Verhältnisse für die Versuchsfläche BM, Bargen, zu mehreren Zeitpunkten in einem Jahresverlauf 1977/78 wieder (Brache, Mahd, Feuer, Versuchsanordnung vgl. Fig. 5). In der räumlichen Verteilung zeigten sich mikrostandörtlich unterschiedliche Messwerte, insbesondere des Nitratgehaltes. Hangabwärts, in der abgebrannten Fläche und dort vor allem in Muldenlagen fanden sich erhöhte Werte. Innerhalb dieser Gradienten überwog hangaufwärts, d.h. im etwas magereren Bereich, der Anteil an Ammonium denjenigen an Nitrat, während hangabwärts der Nitratanteil insbesondere in der abgebrannten Fläche zunahm und im Übergang zur unten anschliessenden leicht gedüngten Dauerwiese schliesslich überwog.



Eine Beeinflussung der gemessenen Werte durch die Mahd während des Bewirtschaftungsversuches war jedoch nicht festzustellen. Allerdings fehlten in der Mahdfläche hohe Werte weitgehend. Die Schwankungen bei den einzelnen Messpunkten in der Mahd- und der Brachfläche waren mit einzelnen Ausnahmen relativ gering.

Momentane Stickstoffwerte: Erwartungsgemäss schwankten die momentanen Stickstoffwerte von Ammonium und Nitrat in einem höheren Mass (Fig. 16). Während des Jahresverlaufes auf der Versuchsfläche BM waren die momentanen Nitratwerte zumeist sehr gering. Leicht erhöhte Werte zeigten sich auch im bereits erwähnten unteren Bereich bei der Brandfläche sowie in der Nähe der unten angrenzenden Dauerwiese.

Grössere Schwankungen erfuhren die Ammoniumwerte. Im Sommer und Herbst waren sie sehr gering. Im Frühjahr 1977 traten bei der Brandfläche nach dem Abbrennen deutlich höhere Werte auf und zudem auch an Stellen, welche nicht schon durch höhere Werte des Potentials der Stickstoffakkumulation gekennzeichnet waren. Im Frühjahr 1978 ergaben sich über die gesamte Fläche unabhängig von der vorgängigen Bewirtschaftung einzelne sehr hohe Ammoniumwerte.

Fig. 15. (linke Seite) Potentiell verfügbarer Ammonium- und Nitrat-Stickstoff (Akkumulation nach sechs Wochen) an einzelnen Punkten in den brachen, gemähten und abgebrannten Teilflächen auf der Versuchsfläche BM, Bargen, zu mehreren Zeitpunkten im Jahresverlauf.

Potentially available amount of nitrogen in the form of ammonia and nitrate (after six weeks accumulation) at various points in the subdivisions of the experimental plot BM, Bargen. The amount of nitrogen was determined several times during the course of the year in the fallow, cut, and burnt subdivisions.

Abszisse - abscissa: Zeitpunkt der Bodenprobenentnahme - soil sampling dates

I 26.4.1977 <- Feuer - fire: 24.2.1977

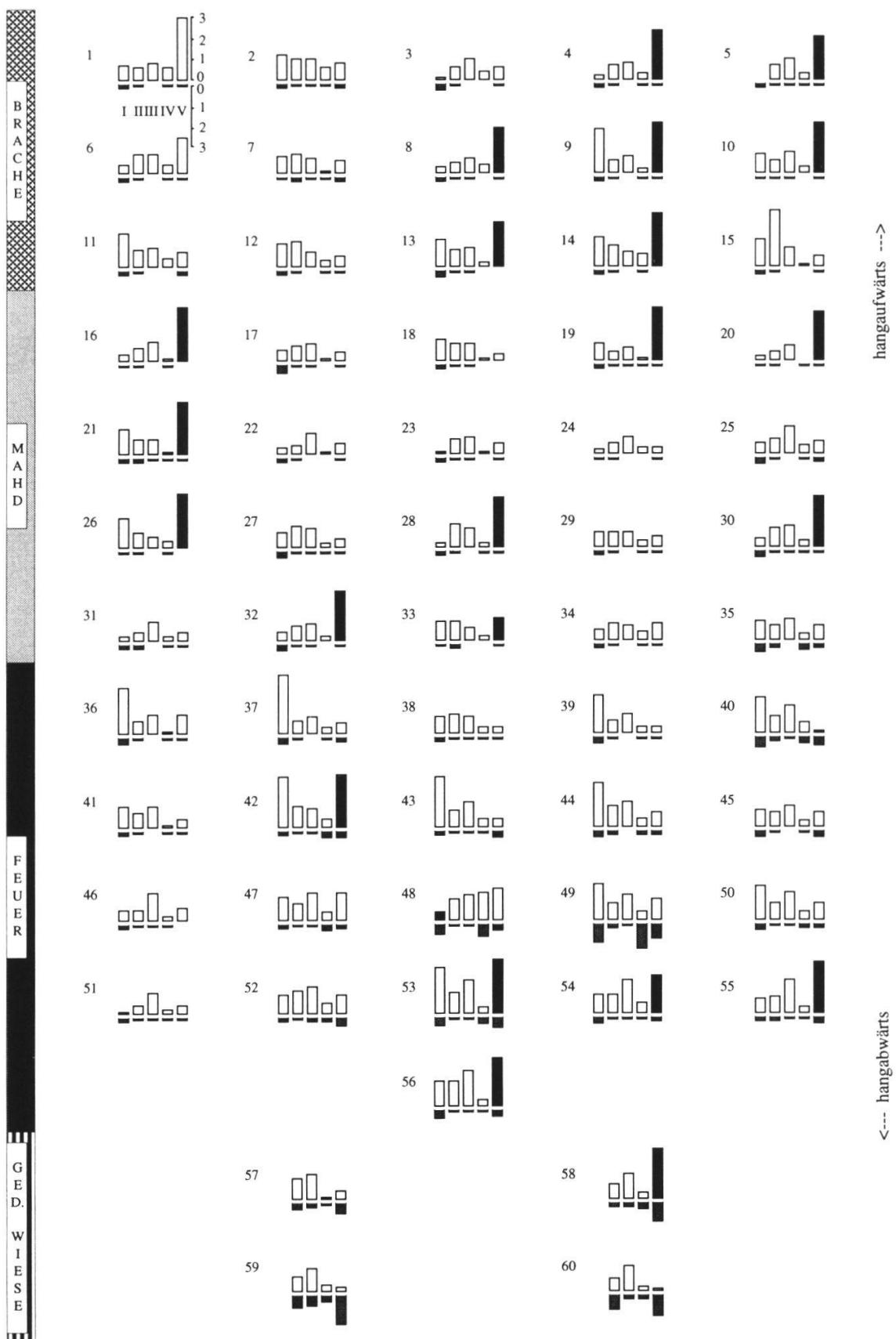
II 3.7.1977

III 22.8.1977 <- Mahd - cut: 5.9.1977

IV 23.11.1977 <- Feuer - fire: 29.3.1978

V 10.5.1978

Ordinate - ordinate: □ = mg Ammonium-Stickstoff/100 g Boden - *mg ammonia-nitrogen/100 g soil*, ■ = mg Nitrat-Stickstoff/100 g Boden - *mg nitrate-nitrogen/100 g soil*, ■ = Achse um den Faktor 10 gestaucht: zehnfache Menge - *axis compressed by the factor 10: ten times the amount indicated*. 1-60: Ort der Bodenprobenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - *sites where soil samples were taken in the experimental area (half-schematic)*.



In der Figur 17 sind als Vergleich zur Situation der Versuchsfläche BM die momentanen Stickstoffwerte der Fläche MM, Merishausen, dargestellt. Einzelne höhere Werte bei einigen Stellen der Versuchsfläche zeigten leicht stickstoffreichere Verhältnisse an. Ein Einfluss der Bewirtschaftung während der Versuchsdauer durch Mahd oder Feuer war aus diesen Werten nicht ersichtlich.

4.3.2. Biomassenbildung

Die Figur 18 zeigt die Menge der durch Schnitt geernteten oberirdischen Biomasse (ab 0.5-1 cm oberhalb der Bodenoberfläche) an den drei Standorten BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen, in den Dauerquadraten der Mahdflächen in den Jahren 1975 bis 1979. Die Menge der Biomasse für jeden festeingerichteten Viertel-Quadratmeter von jedem der drei Dauerquadrate in den drei Versuchsflächen ist gesondert dargestellt.

Die grössten Mengen organischer Substanz wurden bei vielen Messpunkten im ersten Jahr festgestellt, nachdem die Bestände jahrelang brachgelegen waren und eine Anhäufung der Streue erfolgen konnte. Die Streueauflage erreichte (nach der ersten Mahd) im folgenden Jahr im Mittel eine verringerte, aber bei einzelnen Punkten wieder eine ähnlich grosse Menge. Die Beseitigung der Streue ermöglichte den Pflanzen durch die erhöhte Lichteinstrahlung ein besseres Wachstum und eine bessere Besiedlung der entstandenen

Fig. 16. (linke Seite) Momentan verfügbarer Ammonium- und Nitrat-Stickstoff an einzelnen Punkten in den brachen, gemähten und abgebrannten Teilflächen auf der Versuchsfläche BM, Bargen, zu mehreren Zeitpunkten im Jahresverlauf.

Momentary available amount of nitrogen in the form of ammonia and nitrate at various points in the subdivisions of the experimental plot BM, Bargen. The amount of nitrogen was determined several times during the course of the year in the fallow, cut, and burnt subdivisions.

Abszisse - abscissa: Zeitpunkt der Bodenprobenentnahme - soil sampling dates

I 26.4.1977 <- Feuer - fire: 24.2.1977

II 3.7.1977

III 22.8.1977 <- Mahd - cut: 5.9.1977

IV 23.11.1977 <- Feuer - fire: 29.3.1978

V 10.5.1978

Ordinate - ordinate: □ = mg Ammonium-Stickstoff/100 g Boden - *mg ammonia-nitrogen/100 g soil*, ■ = mg Nitrat-Stickstoff/100 g Boden - *mg nitrate-nitrogen/100 g soil*, ■ = Achse um den Faktor 10 gestaucht: zehnfache Menge - *axis compressed by the factor 10: ten times the amount indicated*. 1-60: Ort der Bodenprobenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - *sites where soil samples were taken in the experimental area (half-schematic)*.

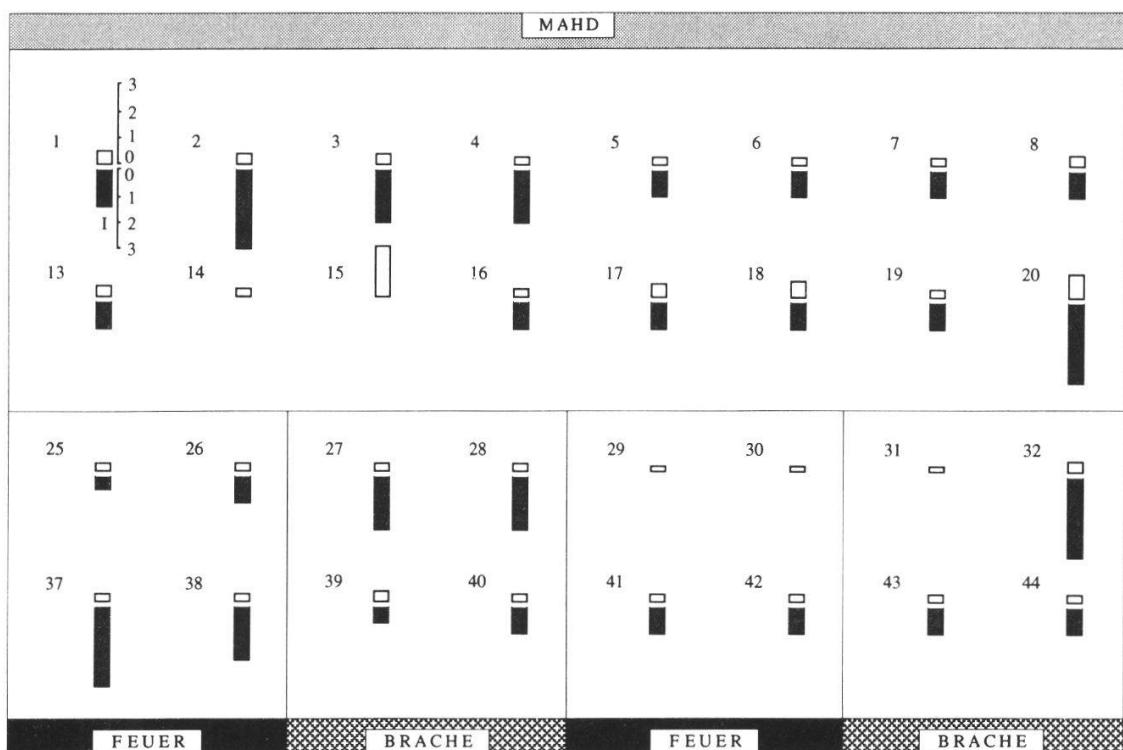


Fig. 17. Momentan verfügbarer Ammonium- und Nitrat-Stickstoff an einzelnen Punkten in den brachen, gemähten und abgebrannten Teilflächen auf der Versuchsfläche MM, Merishausen, am 26.4.1978.

Momentary available amount of nitrogen in the form of ammonia and nitrate at various points in the subdivisions of the experimental plot MM, Merishausen, on April 26, 1978. The amount of nitrogen was determined in the fallow, cut, and burnt subdivisions.

Abszisse - abscissa: Zeitpunkt der Bodenprobenentnahme - soil sampling dates, I = 26.4.1978. Ordinate - ordinate: □ = mg Ammonium-Stickstoff/100 g Boden - mg ammonia-nitrogen/100 g soil, ■ = mg Nitrat-Stickstoff/100 g Boden - mg nitrate-nitrogen/100 g soil, ■■ = Achse um den Faktor 10 gestaucht: zehnfache Menge - axis compressed by the factor 10: ten times the amount indicated. 1-44: Ort der Bodenprobenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - sites where soil samples were taken in the experimental area (half-schematic).

Lücken. Dadurch konnte der erste gemessene Wert von 1975 insbesondere in einem für die lokale Lage mikroklimatisch günstigen Jahr sogar übertrffen werden. Dies war insbesondere bei BS 1976 und bei ML 1977 der Fall.

Grundsätzlich kann Mahd ohne Düngung auf früher gedüngten Wiesen einen Ertragsrückgang bewirken. Dieser Vorgang wird als Ausmagerung oder (ungenau) auch Aushagerung bezeichnet. Aufgrund der Untersuchungen von SCHIEFER (1984) ist der Ertragsrückgang nicht unbegrenzt. Die Produktion der Phytomasse pendelt sich auf einem für den Standort typischen Niveau ein. Dieses Verhalten dürfte auch bei der Wiederaufnahme der Bewirtschaf-

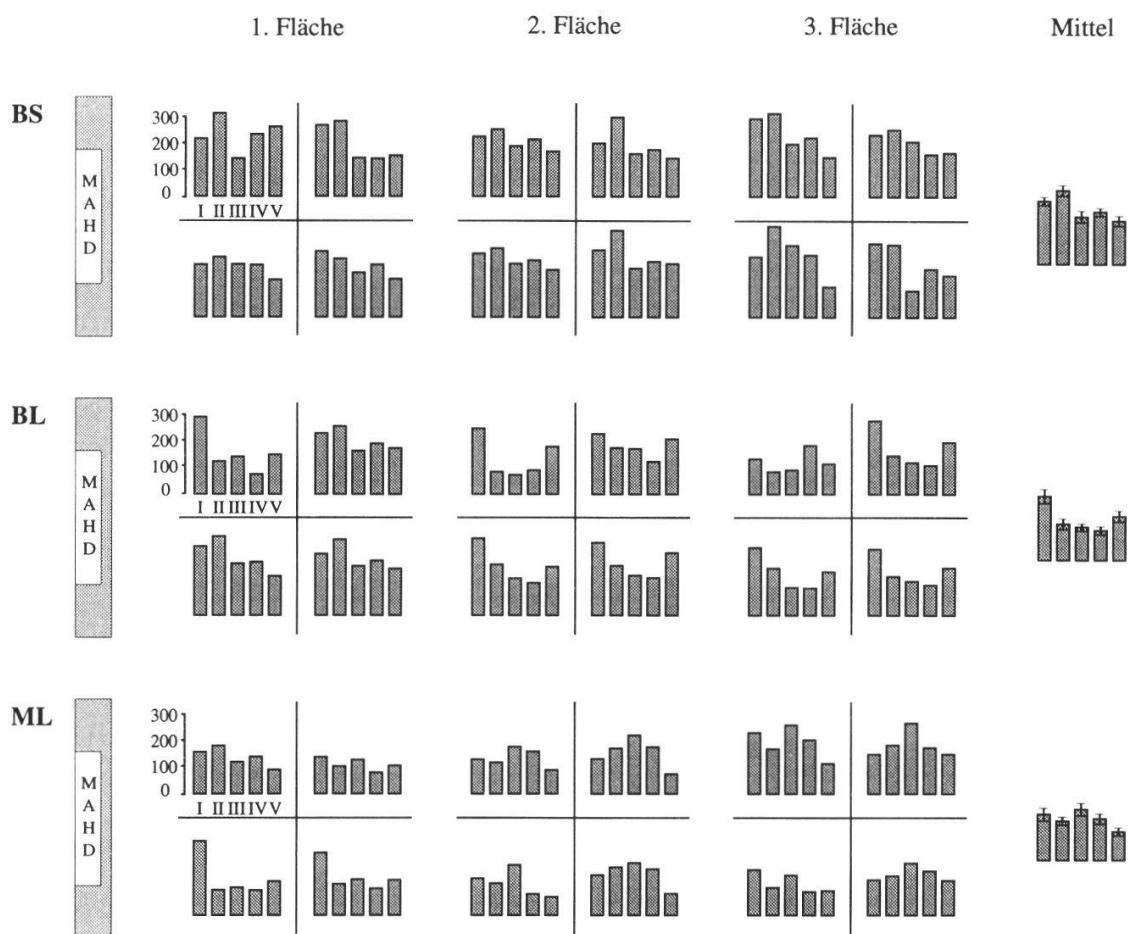


Fig. 18. Menge der durch Schnitt geernteten oberirdischen Biomasse auf den drei gemähten Teilflächen der Versuchsflächen BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen, mit je drei Dauerquadraten zu 1 m^2 (welche zudem in $1/4 \text{ m}^2$ aufgeteilt waren) in den Jahren 1975 bis 1979.

Amount of surface biomass harvested on the three cut subdivisions of the experimental plots, BS, BL, Bargen, and ML, Merishausen, with three permanent squares of 1 m^2 each (which were further divided into $1/4 \text{ m}^2$) in the years 1975 to 1979.

links - left: Einzelwerte der $1/4 \text{ m}^2$ - individual values of the $1/4 \text{ m}^2$, rechts - right: Mittelwerte über drei m^2 mit Standardabweichung - mean values of three m^2 with standard deviations. Abszisse - abscissa: Zeitpunkt der Probenentnahme - sampling dates, I = 24.10.1975, II = 13.8.1976, III = 5.9.1977, IV = 18.9.1978, V = 31.8.1979. Ordinate - ordinate: ■ = g Trockensubstanz/ m^2 · g dry weight biomass/ m^2 .

tung brachgelegener (auteutrophierter) Magerwiesen eintreten. Grundsätzlich nahmen denn auch die Biomassenmengen durch die Mahd auf den drei Standorten BS, BL und ML in den folgenden Jahren ab. Werden in einer vereinfachenden Annäherung alle Werte dieser drei Standorte gemittelt, ergibt sich innerhalb der gemessenen fünf Jahre eine Abnahme von ca. $17.7 \text{ g TS}/\text{m}^2 \cdot \text{Jahr}$.

Innerhalb der drei 1 m²-Teilflächen jeder Versuchsfläche eines Standortes waren die Schwankungen grösstenteils gleichgerichtet. Bemerkenswerterweise verliefen jedoch die Schwankungen bei den drei Standorten in den untersuchten Jahren nicht synchron.

Der höchste mittlere Wert bei den drei Standorten BS, BL und ML von 280.6 gTS/m² wurde bei BS 1976 ermittelt, d.h. nach einer Vegetationsperiode, welche durch den trockensten Sommer der untersuchten Periode gekennzeichnet war! Dieser Standort wird gegenüber den anderen am stärksten beschattet und von der Trockenheit deshalb nicht so stark betroffen. Der niedrigste mittlere Wert von 108.0 gTS/m² wurde bei ML 1979 gemessen. Alle Werte lagen somit unter 350 gTS/m², jener Grösse, die SCHIEFER (1984) beim Vergleich verschiedenster ausmagernder Wiesenstandorte in Baden-Württemberg als Schwelle zwischen Fett- und Magerwiese postulierte.

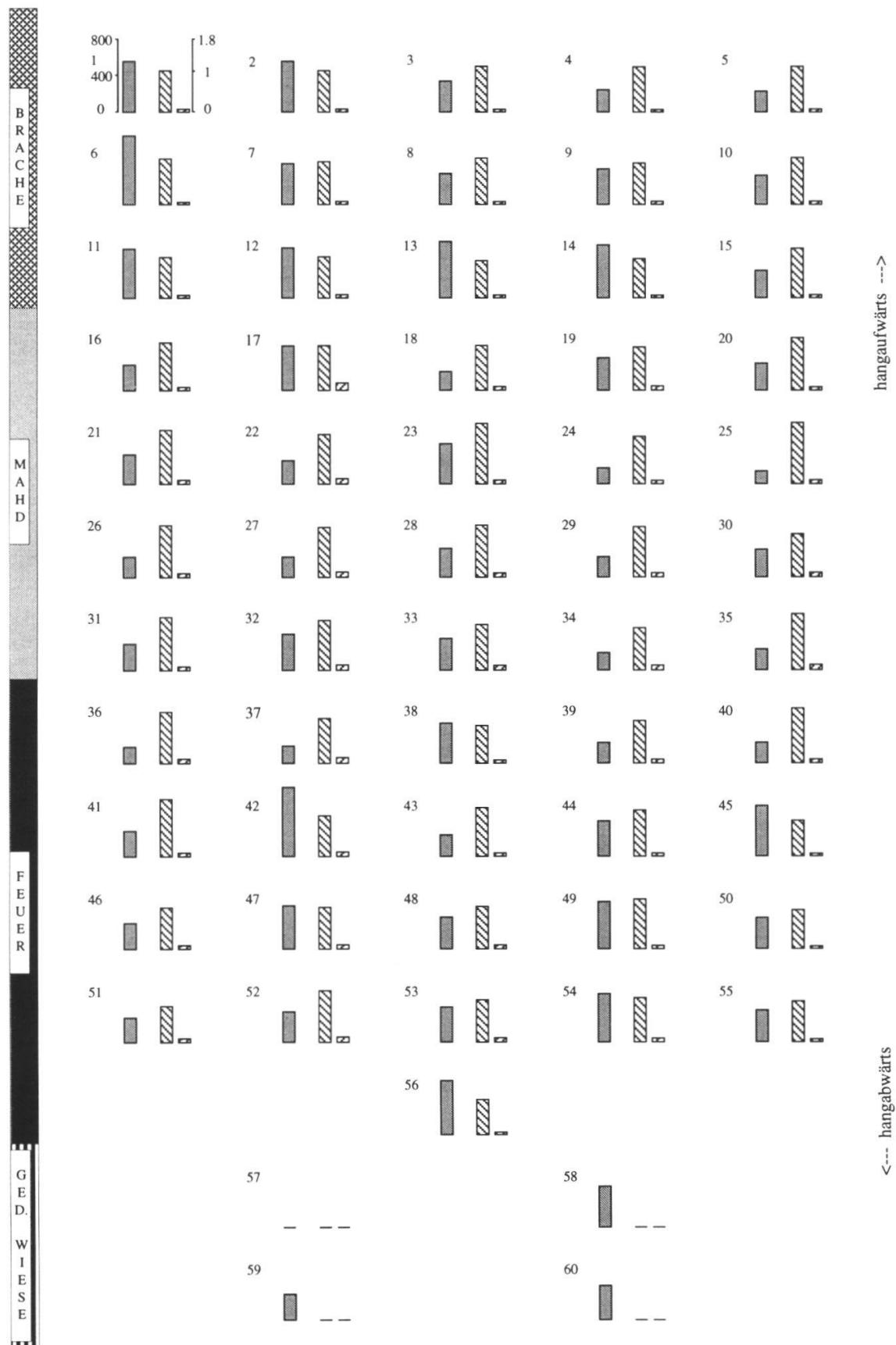
Ein Vergleich der oberirdischen Biomasse nach drei Jahren Mahd- respektive Brandeinfluss gegenüber der Brachfläche zeigte auf der Versuchsfläche BM, Bargen, im Spätsommer 1978 folgende Werte (Fig. 19) : In der Brachfläche fand sich die grösste Masse, im Mittel 451.7 gTS/m² (100%), gefolgt von der Brandfläche mit 379.4 gTS/m² (84%) und der Mahdfläche mit 286.9 gTS/m² (64%).

Die gleichartigen Erhebungen auf der Versuchsfläche MM, Merishausen, zeigten gleichgerichtete Verhältnisse bei noch ausgeprägterer Tendenz auf (Fig. 20): Brachfläche 313.8 gTS/m² (100%), Brandfläche 230.3 gTS/m² (73%) und Mahdfläche 126.7 gTS/m² (40%).

Fig. 19. (rechte Seite) Biomasse mit Stickstoff- und Phosphoranteil an einzelnen Punkten in den brachen, gemähten und abgebrannten Teilflächen auf der Versuchsfläche BM, Bargen, am 22.8.1978 (Punkte 16-35) respektive 25.9.1978 (restliche Punkte).

Biomass with percentage of nitrogen and phosphorus at various points in the subdivisions of the experimental plot BM, Bargen, on August 22, 1978 (points 16-35) and September 25, 1978, respectively (remaining points). The biomass was determined in the fallow, cut, and burnt subdivisions.

Ordinate links - *ordinate left*: ■ = g Trockensubstanz/m² - g dry weight biomass/m², Ordinate rechts - *ordinate right*: ▨ = Gewichtsprozent Stickstoff in Biomasse - percentage by weight of nitrogen in biomass, ▨ = Gewichtsprozent Phosphor in Biomasse - percentage by weight of phosphorus in biomass, — = fehlende oder falsche Messung - missing or incorrect measurement. 1-60: Ort der Probenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - *sample sites in the experimental area (half-schematic)*.



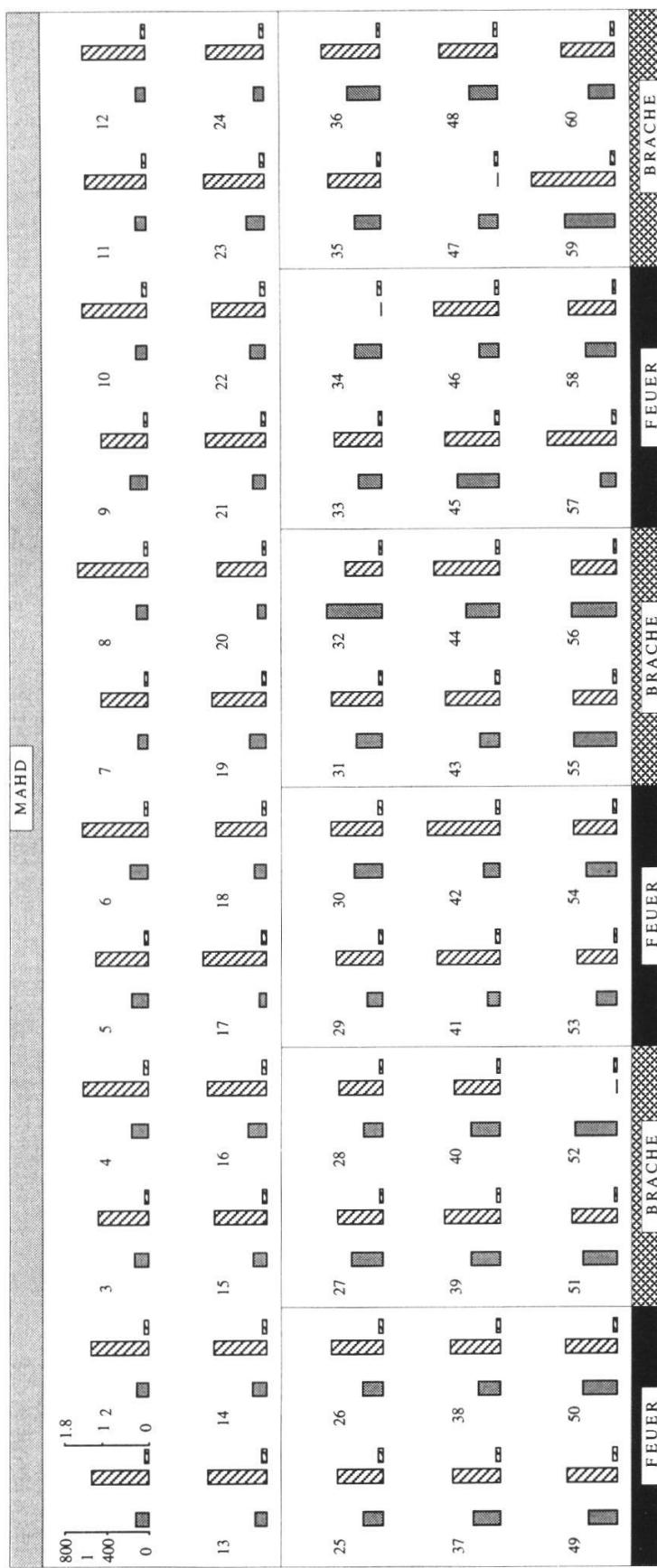


Fig. 20. Biomasse mit Stickstoff- und Phosphoranteil an einzelnen Punkten in den brachen, gemähten und abgebrannten Teilflächen auf der Versuchsfläche MM, Merishausen, am 18.8.78.
Biomass with percentage of nitrogen and phosphorus at various points in the subdivisions of the experimental plot MM, Merishausen, on August 18, 1978. The biomass was determined in the fallow, cut, and burnt subdivisions.

Ordinate links - *ordinate left:* ■ = g Trockensubstanz/m² - g dry weight biomass/m², Ordinate rechts - *ordinate right:* ▨ = Gewichtsprozent Stickstoff in Biomasse - percentage by weight of nitrogen in biomass, ▨▨ = Gewichtsprozent Phosphor in Biomasse - percentage by weight of phosphorus in biomass, — = fehlende oder falsche Messung - missing or incorrect measurement. 1-60: Ort der Probenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - sample sites in the experimental area (half-schematic).

4.3.3. Nährstoffe in der Biomasse

Die Werte bei den einzelnen Messpunkten sind für die Versuchsfläche BM, Bargen, in der Figur 19 und für die Versuchsfläche MM, Merishausen, in der Figur 20 dargestellt. Nachfolgend werden nur die Mittelwerte aufgeführt.

Stickstoff: In den Ende Sommer 1978 erhobenen Trockensubstanzmengen der geernteten oberirdischen Biomassen liessen sich bei BM in der Brachfläche 1.07 %N (Gewichtsprozent an Stickstoff), in der Brandfläche 1.09 %N und in der Mahdfläche 1.24 %N feststellen. Die analogen Erhebungen bei MM ergaben folgende gleichgerichtete Werte: 1.12 %N (Brachfläche), 1.13 %N (Brandfläche) und 1.22 %N (Mahdfläche).

Eine Beeinflussung der Stickstoffgehalte in den Sammelproben der Streueme, induziert durch die im Versuch ausgeführte unterschiedliche Bewirtschaftung, konnte (bei Berücksichtigung des Lebend- und Totanteils in der Biomasse) nicht gesichert nachgewiesen werden. Hingegen zeigte eine Analyse der Stickstoffgehalte in den beiden wichtigsten Grasarten *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* auf den drei unterschiedlich bewirtschafteten Teilflächen von BM unterschiedliche mittlere Werte. *Brachypodium pinnatum* wies als jahreszeitlich sich später entwickelnde Art im Spätsommer den höheren Stickstoffgehalt auf. In der Brachfläche waren es 1.81 %N, in der Mahdfläche 1.80 %N. Deutlich geringer war der Wert auf der Brandfläche: 1.68 %N. *Bromus erectus* hingegen zeigte den höchsten Wert auf der Mahdfläche mit 1.74 %N, während auf der Brachfläche 1.49 %N und auf der Brandfläche 1.42 %N ermittelt wurden.

Phosphor: Ende Sommer 1978 liessen sich bei BM in der Brachfläche 0.07 %P (Gewichtsprozent an Phosphor), in der Brandfläche 0.09 %P und in der Mahdfläche 0.11 %P in der Trockensubstanz der geernteten Biomasse feststellen. Bei MM waren es in der Brachfläche 0.07 %P, in der Brand- respektive Mahdfläche gegenüber BM etwas geringere Werte von 0.08 %P respektive 0.09 %P.

4.3.4. Feuertemperaturen

Die Variationsbreite der Feuertemperaturen während der Abbrennvorgänge, d.h. die Variation der mikrostandörtlich wirksamen maximalen Temperatu-

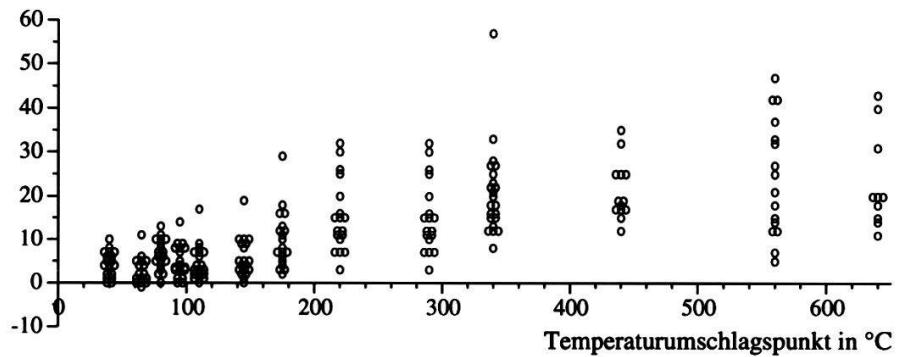
ren, ist in der Figur 21 dargestellt. Die Grafik zeigt die Verhältnisse des kontrollierten Abbrennens am 12.3.1978 auf den drei Teilflächen M 241, M 243 und M 245 der Versuchsfläche MM in Merishausen. Neben der maximal erreichten Temperatur in Abhängigkeit von der Höhe über respektive von der Tiefe unter der Bodenoberfläche sind einige für den Abbrennvorgang wichtige Parameter wie Feuerrichtung und -geschwindigkeit, Feuertyp, Windschwindigkeit, Streuemenge, Streuefeuchte und Lufttemperatur angegeben (vgl. DAUBENMIRE 1968, ZIMMERMANN 1979 und zahlreiche weitere).

Die Darstellung zeigt folgende Ergebnisse: Auf gleicher Höhe an verschiedenen Punkten wurden unterschiedlich hohe Maximaltemperaturen erreicht. Innerhalb der Vegetation entstand ein Temperaturmuster, die einzelnen Pflanzenindividuen konnten von unterschiedlich hohen Temperaturen betroffen werden. Die dargestellten Punktschwärme vermitteln ein Modell der maximalen Temperaturen summiert über den gesamten Abbrennvorgang. Die drei Versuchsflächen zeigten zudem die starke Abhängigkeit der Feuertemperaturen von der Streuemenge. Die Fläche M 241 mit der grössten Streuemenge (183.6 gTS/m^2) entwickelte die höchsten Temperaturen. Unmittelbar auf Bodenniveau waren bei den Messpunkten Temperaturen bis 145°C feststellbar, während bei M 243 nur 110°C erreicht wurden und bei M 245 schliesslich gar keine Erwärmung angezeigt wurde. Mit zunehmender Höhe - soweit noch im Feuerbereich - nahmen die mittlere maximale Temperatur und auch die Varianzbreite sehr rasch zu und wieder ab. In 10 mm Höhe wurden beispielsweise folgende Höchstwerte der Temperatur abgelesen: M 241 290°C , M 243 290°C , M 245 110°C . In 11 mm Höhe erreichte die Temperatur bei M 241 bereits 640°C . An einzelnen Stellen am "Rand" des Temperaturprofils ergaben sich durch Nachglühen ausserordentlich hohe Werte. Im Boden waren nur vereinzelt und nur in ganz geringer Tiefe von wenigen Millimetern Erwärmungen feststellbar.

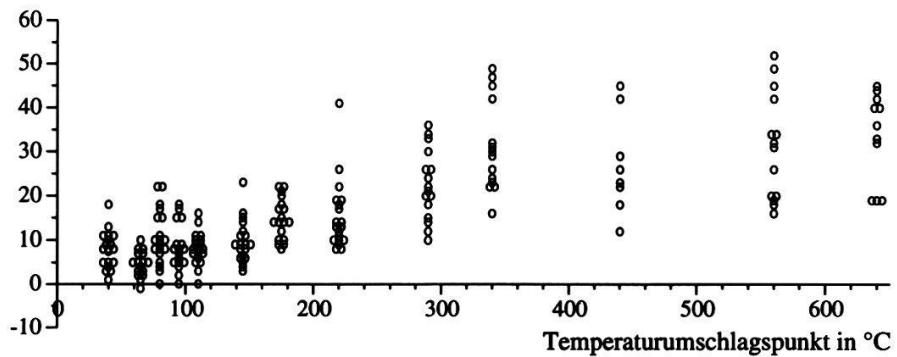
ZIMMERMANN (1979) gibt für seine Untersuchungsflächen in 10 mm Höhe niedrigere Werte von $120-130^\circ\text{C}$ an. In 50 mm Höhe wurden bei ZIMMERMANN jedoch Temperaturen zwischen 600 und 800°C erreicht.

Bei M 241 und M 243 wurde der höchste Wert von 640°C in der Höhe von 11 bis 43 mm beziehungsweise 19 bis 45 mm gemessen. Die unterschiedlichen Temperaturgefälle (Steigungswinkel Temperatur/Höhe über Boden) beruhten auf der unterschiedlichen Streuestruktur (Schneedruck, Arten usw.) sowie den verschiedenen physikalischen Aussenfaktoren.

M 241 mm über der Bodenoberfläche



M 243 mm über der Bodenoberfläche



M 245 mm über der Bodenoberfläche

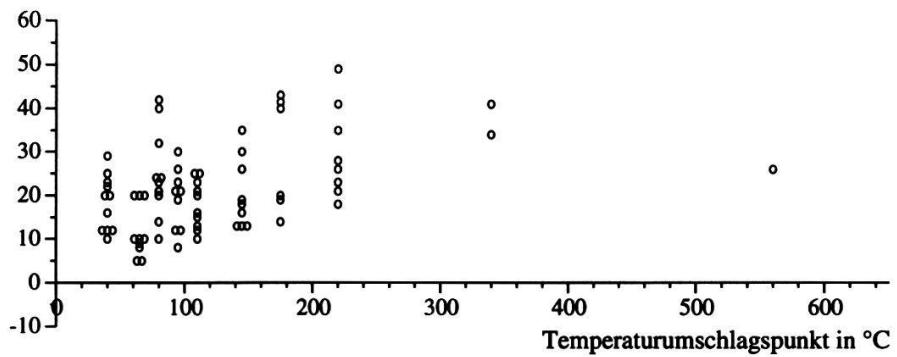


Fig. 21. Temperaturprofile mit den Umschlagspunkten während des kontrollierten Ab-brennens auf der Versuchsfläche MM, Teilflächen M 241, M 243 und M 245, Merishausen, am 12.3.1978.

Profiles with temperature turning points during the controlled burning on the experimental plot MM, subdivisions M 241, M 243, and M 245, Merishausen, on March 12, 1978.

M 241: Dauer - duration: 11.09-11.30 h, 10 m · 10 m, Streuemenge - dry weight litter quantity: 183.6 gTS/m², Gewichtsanteil der TS - percentage by weight of dry weight biomass: 75-78%, Lufttemperatur - air temperature: 13-14.5 °C, Gegenwindfeuer, hangabwärts - headwind fire, downhill, Windgeschwindigkeit - wind velocity: 3.6-5.0 km/h, Feuergeschwindigkeit - fire velocity: 1.04-1.11 cm/s.

M 243: Dauer - duration: 13.09-13.25 h, 10 m · 10 m, Streuemenge - dry weight litter quantity: 138.3 gTS/m², Gewichtsanteil der TS - percentage by weight of dry weight biomass: 74-78%, Lufttemperatur - air temperature: 17 °C, Gegenwindfeuer, hangabwärts - headwind fire, downhill, Windgeschwindigkeit - wind velocity: 4.4-4.8 km/h, Feuergeschwindigkeit - fire velocity: 0.79-1.11 cm/s.

M 245: Dauer - duration: 14.36-15.10 h, 10 m · 10 m, Streuemenge - dry weight litter quantity: 109.7 gTS/m², Gewichtsanteil der TS - percentage by weight of dry weight biomass: 71 (- 87)%, Lufttemperatur - air temperature: 16 °C, Mitwindfeuer, parallel zur Falllinie - fire in the wind direction, parallel to the vertical line, Windgeschwindigkeit - wind velocity: 1.7-2.4 km/h, Feuergeschwindigkeit - fire velocity: 0.5 cm/s.

Die geringe Streuemenge von 109.7 gTS/m² bei M 245 (Anteil Feuchtigkeit im Feld ca. 13-19%, Trockensubstanzanteil ca. 71-87%) stellte eine Grenze dar, eine Fläche ohne Zusatzenergie überhaupt abbrennen zu können. Deshalb musste auf dieser Fläche auch in anderen Jahren ein Mitwindfeuer entfacht werden. Dies war ein zusätzlicher Grund für die tiefen Temperaturen im Bodenbereich der Fläche M 245.

Die drei Temperaturprofilmuster zeigen die unterschiedlichen Einwirkungen des Abbrennvorganges einerseits in der maximal absolut erreichten Temperatur und andererseits in den mikrostandörtlich unterschiedlichen Erhöhungen der Temperatur. Diese Tatsache spiegelte sich wider, wenn die Vegetation nach dem Abbrennvorgang untersucht wurde. Unverbrannte Streuereste und überlebende Pflanzenteile zeigten "kalte" Feuer an, homogen abgebrannte, schwarze Flächen hingegen "mittlere" und weisse Aschenrückstände "heisse" Feuer.

4.3.5. Aschenmengen und -nährstoffe

Die Werte bei den einzelnen Messpunkten für die Versuchsfläche BM, Bargen, in den Jahren 1978 und 1980 sind in der Figur 22 dargestellt. Im nachfolgenden Text werden nur die Mittelwerte aufgeführt.

Die Aschenmengen, welche nach dem Abbrennen anfielen, betrugen bei BM am 1.3.1980 durchschnittlich 42.31 gTS/m² bei einer Streuemenge von durchschnittlich 144.52 gTS/m². Die Auflagemenge (Trockengewicht) reduzierte sich somit von der Streue zur Asche auf rund 30%.

Der Gehalt an Stickstoff in der Asche betrug durchschnittlich 1.10%, derjenige von Phosphor 0.33%, während die Streue einen Stickstoffwert von 0.94% und einen Phosphorwert von 0.07% aufwies. Das Abbrennen reduzierte somit den Stickstoffgehalt der Streue von 1.35 g/m² auf ca. einen Drittelp, d.h. 0.46 g/m² in der Asche. Beim Phosphoranteil ergab sich durch das Abbrennen keine direkte Reduktion. Der Phosphor blieb auf der Fläche in der Asche enthalten. Die scheinbare Zunahme von 0.10 g/m² auf 0.14 g/m² beruhte auf der kleinräumig inhomogenen DichteVerteilung der Biomasse und der Asche sowie den schwierig und nur indirekt erfassbaren Werten.

Die Messungen auf derselben Fläche am 15.3.1978 ergaben folgende Werte: 1.34 %N und 0.33 %P in der Asche.

Dieselben Größenordnungen waren auch bei MM, Merishausen (M 241/M 245), festzustellen: 10.3.1978 1.37 %N und 0.23 %P sowie am 1.3.1980 1.42 %N und 0.42 %P in der Asche.

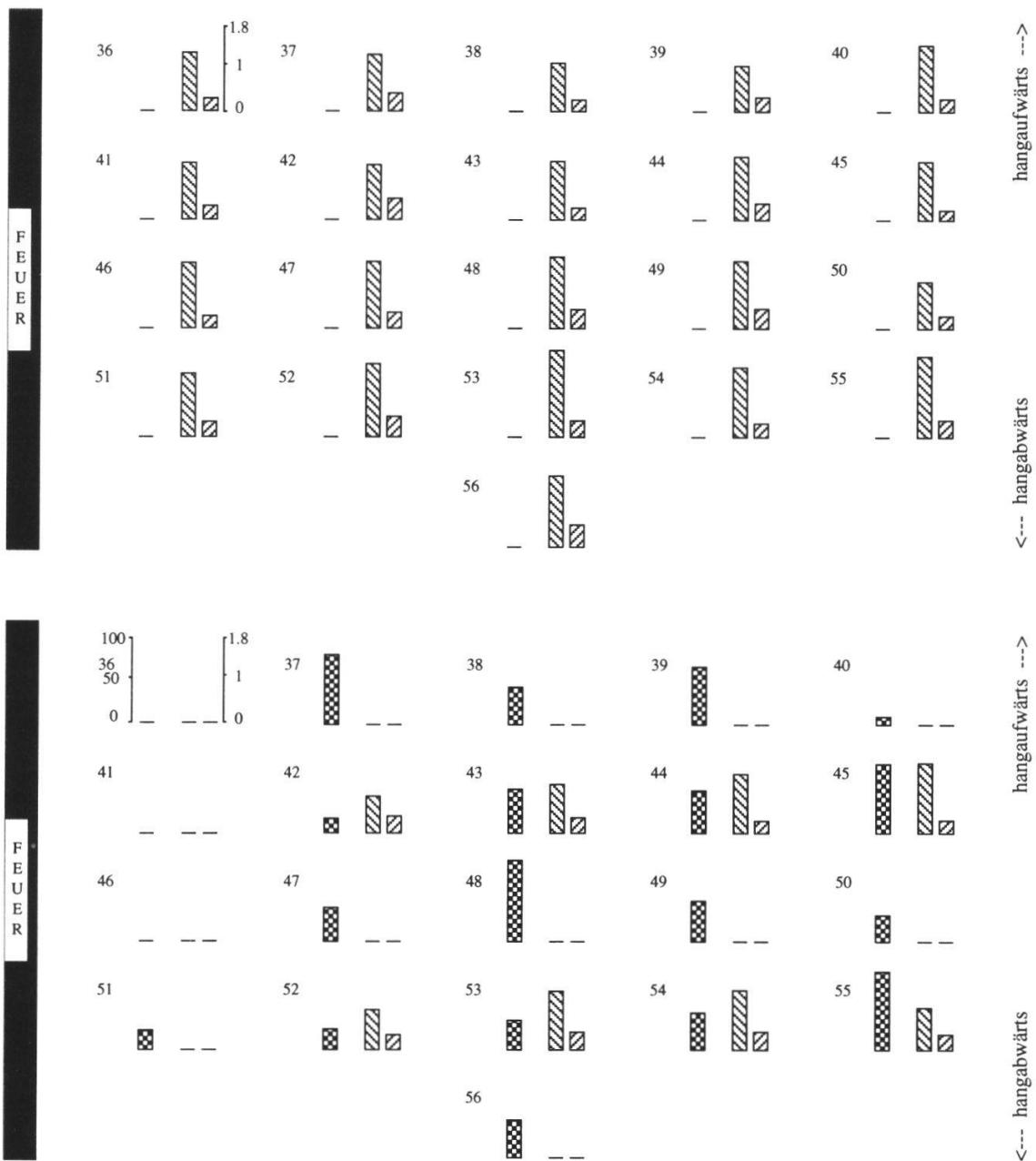


Fig. 22. Aschenmenge, Stickstoff- und Phosphoranteil in der Asche an einzelnen Punkten in der abgebrannten Teilfläche auf der Versuchsfläche BM, Bargen, am 15.3.1978 (oben) respektive am 1.3.1980 (unten).

Quantity of ashes and percentage of nitrogen and phosphorus in the ashes at various points on the burnt subdivision of the experimental plot BM, Bargen, on March 15, 1978 (top) and on March 1, 1980 (bottom), respectively.

Ordinate links - ordinate left: $\blacksquare = \text{g Trockensubstanz Asche}/\text{m}^2 - \text{g dry weight ashes}/\text{m}^2$,
 Ordinate rechts - ordinate right: $\blacksquare = \text{Gewichtsprozent Stickstoff in Asche} - \text{percentage by weight of nitrogen in the ashes}$, $\blacksquare = \text{Gewichtsprozent Phosphor in Asche} - \text{percentage by weight of phosphorus in the ashes}$, $—$ = fehlende oder falsche Messung - missing or incorrect measurement. 36-56: Ort der Probenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - sample sites in the experimental area (half-schematic).

Eine vollständige chemische Veraschung im Labor der im Feld gesammelten Aschenproben zeigt das Ausmass der Oxidation des Abbrennvorganges. Bei BM (Fig. 23) ergab sich am 15.3.1978 ein mittlerer unverbrennbarer anorganischer Restanteil von 43.4% des Gewichtes, bei MM am 10.3.1978 ein solcher von 54.2%, d.h. ca. die Hälfte der Asche bestand aus noch nicht vollständig verbranntem Material. Es ist zu beachten, dass angebrannte festsitzende Stengel- und Blattreste bei der Aschenerhebung nicht erfasst wurden. Bei der Veraschung der Streue derselben Standorte ergab sich bei BM ein Restanteil von 10.3% des Gewichtes, bei MM ein solcher von 7.2%.

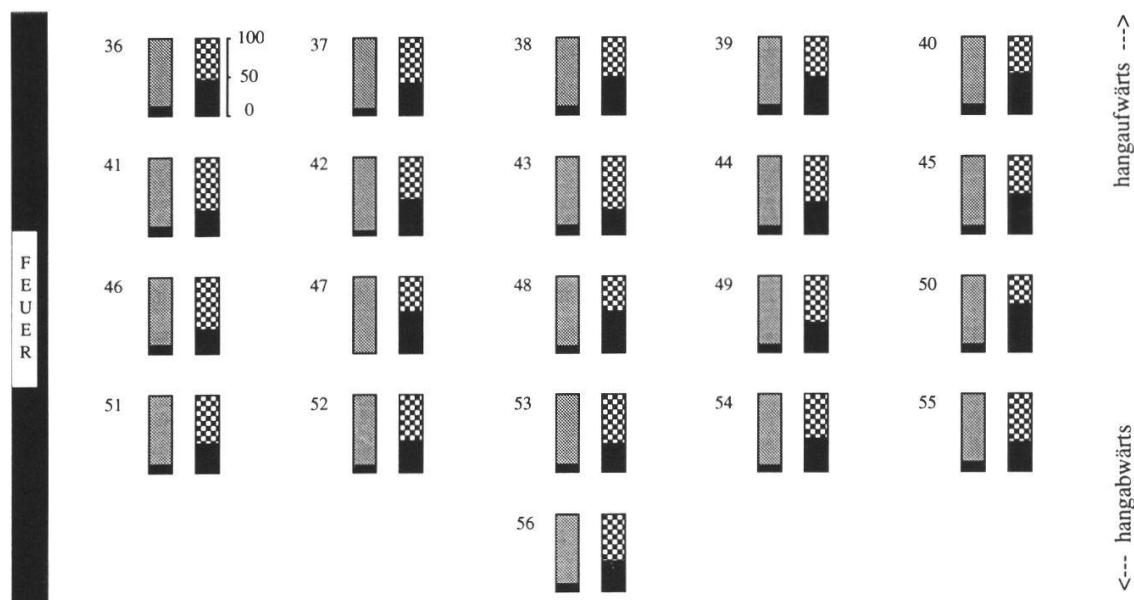


Fig. 23. Anorganische und organische Anteile in Streue und Asche an einzelnen Punkten in der abgebrannten Teilfläche auf der Versuchsfläche BM, Borgen, am 15.3.1978 (chemische Veraschung).

Anorganic and organic parts of litter and ashes at various points on the burnt subdivision of the experimental plot BM, Borgen, on March 15, 1978 (chemical incineration).

Ordinate - ordinate: ■ = Gewichtsprozent des anorganischen Anteils in der Streue (links) respektive in der Asche (rechts) - percentage by weight of the anorganic parts of litter (left) and of ashes, respectively (right), ▨ = Gewichtsprozent des organischen Anteils in der Streue - percentage by weight of the organic parts of litter, ▨▨ = Gewichtsprozent des organischen Anteils in der Asche - percentage by weight of the organic parts of ashes. 36-56: Ort der Probenentnahme in der Versuchsfläche (halbschematisch) - sample sites in the experimental area (half-schematic).

4.3.6. Nährstoffentzüge

Durch die Mahd im Spätsommer konnte an den untersuchten Standorten ein Nährstoffentzug von ca. 1.54-3.55 gN/m² und 0.12-0.37 gP/m² festgestellt werden. Demgegenüber resultierte beim Abbrennen der Streue im Frühjahr ein direkter Stickstoffexport in die Atmosphäre von ca. 0.88 (-1.53) g/m², während der Phosphor in der Asche weitgehend auf dem Standort verblieb (Fig. 24).

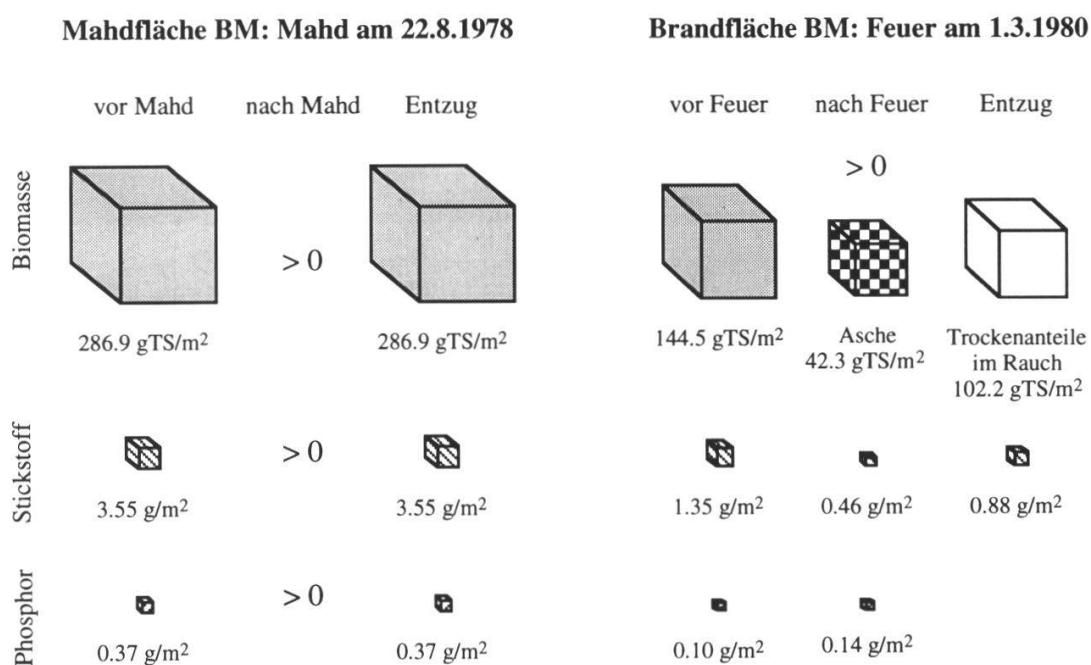


Fig. 24. Vergleich der Nährstoffentzüge durch Mahd im Spätsommer und Abrennen im Spätwinter. Schematisches Modellbeispiel für die Fläche BM. Mittelwerte über alle Probenentnahmen am jeweiligen Datum.

Comparision of withdrawal of nutrients by means of cutting in late summer and burning in late winter. Example of a schematic model for the experimental plot BM. Mean values of all samples on the respective date.

4.3.7. pH

Eine Änderung des pH-Wertes auf den Versuchsflächen in der Bodentiefe von 1-6 cm durch die Bewirtschaftung konnte (auch auf den Brandflächen) nicht festgestellt werden. Beispielsweise betrug der pH-Wert am 26.4.1977 bei allen Untersuchungspunkten BM (Brache, Mahd, Feuer) 7.8-7.9, am 3.7.1977 7.9-8.0.

4.3.8. Kleinräumige Vegetationsstrukturen in brachliegenden, gemähten und abgebrannten Flächen ("Mikrostandorte")

In der Tabelle 9 sind die Arten der Versuchsflächen BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen, aufgeführt, deren Dichten in allen oder einzelnen Untersuchungsflächen eine Interpretation ihrer Reaktion bei unterschiedlichen Bewirtschaftungseingriffen erlauben. Für einige dieser Arten sind ihre räumlichen Verteilungsmuster im Anhang 2, 3 und 4 dargestellt. Die Verteilungsmuster der übrigen Arten dieser Gruppe sind in der vorliegenden Arbeit nicht abgebildet, da die Darstellungen einen zu grossen Umfang einnehmen würden.

Die folgenden Arten waren Bestandteile der untersuchten Vegetation, belegten aber eine zu geringe Dichte für Aussagen in den drei Versuchsflächen BS, BL und ML im Untersuchungszeitraum und werden deshalb in diesem Kapitel nicht weiter behandelt:

<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Leontodon hispidus</i>
<i>Anthericum ramosum</i>	<i>Listera ovata</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Arabis hirsuta</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i>
<i>Carex contigua</i> und <i>Carex pairaei</i>	<i>Ononis spinosa</i>
<i>Carex humilis</i>	<i>Orchis militaris</i>
<i>Carlina vulgaris</i>	<i>Origanum vulgare</i>
<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Picea excelsa</i> (Krautschicht)
<i>Cladonia</i> sp.	<i>Picea excelsa</i> (Keimlinge)
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Pinus silvestris</i>
<i>Crataegus monogyna</i> (Krautschicht)	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Crataegus monogyna</i> (Keimlinge)	<i>Platanthera chlorantha</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>
<i>Epipactis latifolia</i>	<i>Salvia pratensis</i>
<i>Erigeron acer</i>	<i>Senecio erucifolius</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Stachys recta</i>
<i>Geranium sanguineum</i>	<i>Thesium bavarum</i>
<i>Hieracium bauhini</i>	<i>Tragopogon orientalis</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Trifolium campestre</i>
<i>Inula conyzia</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Juniperus communis</i> (Krautschicht)	<i>Trifolium repens</i>
<i>Lactuca perennis</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Lathyrus heterophyllus</i>	

Zur Charakterisierung der räumlichen Anordnung und des Verhaltens der Arten werden in den Tabellen und im Text folgende Begriffe verwendet:

- Verteilung: flächenmässige Anordnung der Pflanzen im Raster
 - **einzel**: Sprosse meist nur in einer oder wenigen Flächeneinheiten (1 dm^2)
 - **gruppiert**: Sprosse (Horste, Ausläufer) in benachbarten dm^2 , Klumpenverteilung
 - **homogen**: Verteilung der einzelnen Pflanzen oder der Gruppen gleichmässig auf dm^2 - und m^2 -Einheiten
 - **inhomogen**: einseitige Verteilung, Gebiete mit höherer Dichte
 - **gleichförmig**: regelmässige Abstände zwischen Individuen
 - **zufällig**: ungeordnete Verteilung, Abstände zwischen Individuen unregelmässig
- Verhalten:
 - **stabil**: im Verlauf der drei Jahre meist an denselben Orten verblieben
 - **instabil**: im Verlauf der drei Jahre oft an anderen Orten oder ausgeblieben
 - **Pionier**: kurzlebige Art, jährlich aus Samen oder Sporen erscheinend, meist Pionierarten
 - **ausdauernd**: mehrjährige bis langlebige Art
- Dichte: Prozentsatz aller dm^2 , in welchen die Art vorkam
- Verbreitung:
 - **Samen**
 - **Ausläufer** (inkl. Absenker usw.)
- Standort:
 - **opt.**: am optimalen Standort, meist häufig oder stabil
 - **sub.**: am suboptimalen Standort, meist selten oder nur vorübergehend
- Vegetationsstruktur

Homogenität der räumlichen Verteilung (Verteilungsmuster, Dichteverteilung): Die Beurteilung der Homogenität erfolgte 1975 auf allen von den durch die Versuche noch unbeeinflussten Flächen BS, BL und ML. Arten mit einer hohen Dichte (z.B. *Bromus erectus*, Anh. 3b) waren erwartungsgemäss im allgemeinen homogener auf der Fläche verteilt als Arten mit einer geringen Dichte. Es waren jedoch auch Arten vorhanden, welche mit geringer Dichte einzeln oder gruppenweise die Flächen einigermassen regelmässig verteilt, gleichförmig besiedelten (*Thymus froelichianus*, Anh. 4s).

Bei Versuchsfläche ML war eine grössere Anzahl Arten inhomogen verteilt als bei BS und BL. Dies kann durch die inhomogenere Bodenstruktur mit Hangschuttmaterial, bestehend aus durchmischten, aber unterschiedlich grossen Kalksteinen, und die frühere ackerbauliche Nutzung bei ML erklärt werden. Zwei typische Beispiele bei ML waren *Primula veris* (Anh. 4p) und *Fragaria vesca* (Anh. 4i), welche gruppenweise dicht, lokal aber beschränkt (inhomogen) vorkamen. Homogener war hingegen bei ML *Asperula cynanchica* mit einer Dichte von 41.3% verteilt (Anh. 4d). Bei BL und BS kann die höhere Anzahl von homogen verteilten Arten auf die gleichmässigere Bodenstruktur mit dichten Mergelschichten und die frühere einheitliche Wieserbewirtschaftung zurückgeführt werden. Aber auch hier waren inhomogen

Tab. 9. Übersicht über das Vorkommen und Verhalten der häufigeren Arten in den Versuchsflächen BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen. Begriffe zu Verteilung, Verhalten und Verbreitung vgl. Text.

Table of occurrence and behaviour of the more frequent species in the experimental plots BS, BL, Bargen, and ML, Merishausen. Explanations to distribution, behaviour, and spread: see text.

	Nr. der Fig. im Anhang			Art	Verteilung			
	BS	BL	ML		ein-zeln	grup-piert	homogen	inhomogen
1				4a <i>Achillea millefolium</i>	+			+
2				4b <i>Anthyllis vulgaris</i>	+			+
3				4c <i>Arrhenatherum elatius</i>	+	-> (+)		+
4		3a	4d	<i>Asperula cynanchica</i>	+		+	
5				<i>Aster amellus</i>		+		+
6				4e <i>Brachypodium pinnatum</i>		+	+ (opt.)	+ (sub.)
7	2a			4f <i>Briza media</i>	+	-> +	+	
8		3b		<i>Bromus erectus</i>	+	-> +	+	
9				<i>Buphthalmum salicifolium</i>	+	-> +	+	
10		3c		<i>Campanula rotundifolia</i>	+	-> +		+
11			4g	<i>Carex flacca</i>	+		+	
12				<i>Carex montana</i>		+		+
13				<i>Carex ornithopoda</i>	+		+	
14				<i>Carex verna</i>	+		+	
15			4h	<i>Centaurea jacea</i>		+		+
16				<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	+	-> +		+
17				<i>Dactylis glomerata</i>	+	-> +	+	
18				<i>Euphorbia verrucosa</i>		+		+
19				<i>Euphrasia rostkoviana</i>	+			+
20				<i>Festuca ovina</i>	+ (H)			+ (?)
21				<i>Fissidens taxifolius</i>	+			+
22		4i		<i>Fragaria vesca</i>		+		+
23		4j		<i>Galium album</i>	+	-> +	+	
24				<i>Gentiana ciliata</i>	+			+
25				<i>Gentiana germanica</i>	+			+
26				<i>Helictotrichon pratensis</i>	+	-> +		?
27				<i>Helictotrichon pubescens</i>	+	-> (+)	+	
28				<i>Hieracium pilosella</i>		+		+
29		4k		<i>Hippocrepis comosa</i>	+	-> +	+	- +
30				<i>Hylocomium splendens</i>			+ (opt.)	+ (sub.)
31				<i>Knautia arvensis</i>	+			+
32				<i>Koeleria pyramidata</i>	+	-> +	+	
33	2b		4l	<i>Lathyrus pratensis</i>	+	-> +	+	- +

Tab. 9. (Fortsetzung - *continued*)

	Verhalten (Änderung d. belegten Plätze)				Dichte 1975 in %			Verbrei- tung durch Aus- läuf. men	Anmerkungen
	stabil	in- stabili	aus- dau.	Pio- nieri	BS	BL	ML		
1	++		a		7.0	0.2	9.8	A (S)	
2		-		p	0	0.8	5.3	S	
3		?			0	0	5.2	A (S)	
4	+		a		0	0.6	41.3	A (S)	
5	+		a		0	0	5.9	S	
6		?	a		89.9	44.2	9.0	A	
7	+		a		2.1	30.0	25.2	(A) S	
8	+		a		25.1	65.1	28.1	S	
9	+		a		0	0	8.6	S	
10	++		a		1.3	4.4	21.3	S	
11	+		a		63.1	71.5	31.4	A (S)	
12	+		a		7.3	0.3	0	S	
13	+		a		0	0.1	0	A (S)	?
14	+		a		3.7	28.1	25.3	A (S)	
15	++		a		0	0.4	4.1	S	
16		-		p	2.0	21.3	1.3	S	
17	++		a		1.6	0	1.8	S	
18	++		a		0.8	0	0	(A?) S	
19		-		p	0	0	0	S	
20	+		a		30.7	55.5	60.3	S	
21		-		p	0	1.4	0		
22	++		a		0	0	2.7	A (S)	
23	++		a		0	0	17.8	A (S)	
24		--		p	0.4	0	0.1	S	Dichte 1976
					0.9	0	0		Dichte 1977
					0.8	0.6	0		
25		--		p	0	5.2	0	S	
26	+		a		3.4	3.1	0.3	S	Dichte 1976
					2.6	5.0	0.1		Dichte 1977
					1.8	3.5	0.4		
27		?			0	0	0.8	S	
28	++		a		0	0.2	0.4	A (S)	
29	+		a (?)		0.3	24.7	1.2	A S	
30	+		a		77.8	15.0	0		
31	+		a		1.7	1.9	5.7	S	
32	+		a (?)		1.4	7.4	1.0	S	
33		-	a		3.9	0	14.7	A (S)	Deck. ändert stark

Tab. 9. (Fortsetzung - *continued*)

	Nr. der Fig. im Anhang	BS BL ML	Art	Verteilung			
				ein- zeln	grup- piert	homo- gen	inho- mogen
34		4m	<i>Linum catharticum</i>	+	->	+	+
35			<i>Lophocolea bidentata</i>	+	->	+	+
36			<i>Lotus corniculatus</i>	+ (BL)	+(ML)	+ (BL)	+(ML)
37			<i>Mnium affine</i>			+	+
38			<i>Mnium undulatum</i>			+	+
39		4n	<i>Ononis repens</i>	+	->	+	?
40		4o	<i>Orobanche alsatica</i>				
41			<i>Picris hieracioides</i>	+		+	
42			<i>Pimpinella saxifraga</i>	+			+
43			<i>Plantago media</i>	+	->	+	
44			<i>Polygala amarella</i>	+			+
45			<i>Potentilla verna</i>	+		+	
46		4p	<i>Primula veris</i>			+	++
47			<i>Prunella grandiflora</i>	+	->	+	+ (opt.) + (sub.)
48			<i>Rhinanthus angustifolius</i>	+	->	(+)	(+)
49			<i>Rhytidiodelphus triquetrus</i>			+	+
50			<i>Rhytidium rugosum</i>			+ (opt.)	+ (sub.)
51			<i>Sanguisorba minor</i>	+		+	(+)
52		4q	<i>Satureja vulgaris</i>				
53			<i>Seseli libanotis</i>	+		+	
54			<i>Silene nutans</i>	(+)			?
55			<i>Taraxacum officinale</i>	+		+	
56		4r	<i>Teucrium chamaedrys</i>			+	+
57			<i>Thuidium abietinum</i>			+ (opt.)	+ (sub.)
58			<i>Thuidium tamariscifolium</i>	+	->	+	+
59		4s	<i>Thymus froelichianus</i>			+	
60			<i>Thymus pulegioides</i>	+	->	+	
61			<i>Trifolium medium</i>	+			+
62	2c		<i>Vicia cracca</i>	+			+?
63			<i>Viola hirta</i>	+	->	+	

verteilte Arten vorhanden. *Vicia cracca* (lange Ausläufer, stark schwankende Deckung), welche bei BS eine hohe Dichte von 15.6% aufwies, war im oberen Drittel der Versuchsfläche mit deutlich geringerer Dichte vorhanden als im restlichen Bereich (Anh. 2c). Umgekehrt beschränkte sich die Verbreitung von *Lathyrus pratensis* mit ganz geringen Ausnahmen auf den obersten Drittelpunkt (Anh. 2b). Ob dies auf einer interspezifischen Konkurrenz der beiden Ar-

Tab. 9. (Fortsetzung - *continued*)

	Verhalten (Änderung d. belegten Plätze)				Dichte 1975 in %			Verbrei- tung durch Aus- läuf. men	Anmerkungen
	stabil	in- stabil	aus- dau.	Pio- nier	BS	BL	ML		
34		-		p	0	23.0	2.6	S	
35	+	!			37.1	1.7	0		
36	+			a	0.1	29.6	7.3	A (S)	
37	+	!			20.6	0	0		
38	+	!			28.4	1.0	0		
39	+			a	0.2	0	2.0	A (S)	
40					0	0	0.4	S	
41		-		a (?)	0	0	3.4	S	?
42	+			a (?)	1.1	11.8	6.8	S	
43	+			a	1.4	1.4	0.5	S	
44		- (?)	?	p	0.1	3.9	0	S	
45	+			a	0.8	8.9	0	S	
46	++			a	0	0	8.8	S	
47	+			a	2.2	29.7	0	(A?) S	
48		-		p	0	1.3	0	S	
49	+	!		a	32.3	41.1	0		
50	+	!		a	0	10.2	96.3		
51	+			a (?)	11.2	11.4	27.9	S!	
52				a	0	0	2.0		
53	+			a*	0	0	31.4	S!	* bis Samenbildung
54	++			a	0	0	4.6	S	
55	+			a*	4.4	11.6	0.3	S	* aber suboptimal
56	++			a	0	0	4.6	S	
57	+(opt.)	-(sub.)			0	0	85.3		
58		- (?)			10.4	0.2	3.6		
59	++			a	0	0	6.0	A S	
60	+			a	1.3	18.4	37.3	A S	
61				a	1.0	7.1	0	A (S)	unterschiedl. Deck.
62	+			a	15.6	0	0	A (S)	
63	+			a	0	0.1	3.9	S	

ten, welche eine ähnliche Wuchsform aufweisen, oder auf anderen Ursachen beruhte, konnte nicht geprüft werden.

Die räumlichen Vektoren der Gradienten der inhomogenen Verteilung von verschiedenen Arten konnten in die gleiche Richtung weisen: Zum Beispiel besiedelten *Fragaria vesca* (Anh. 4i) und *Satureja vulgaris* (Anh. 4q) die gleiche Fläche. Die Vektoren konnten aber auch in entgegengesetzte Richtungen zeigen, indem die Arten sich (mehr oder weniger) ausschliessende

Flächen belegten: zum Beispiel *Arrhenatherum elatius* (Anh. 4c) und *Anthyllis vulgaris* (Anh. 4b).

Die Verteilungsvektoren können auf Gradienten von Standortsfaktoren hinweisen, welche im Bereich der Untersuchungsfläche einschliesslich der gesamten Umgebung liegen (z.B. Zunahme der Beschattung durch einen Wald), Unterschiede innerhalb der (Mikro-)Standorte belegen (z.B. früheres Vorkommen eines Ameisenhaufens, eines Gehölzes, Mauskolonien usw.) oder Ausbreitungs- oder Rückgangsvektoren anzeigen. Ein scheinbarer Gradient kann theoretisch als Artefakt der angewandten Methode entstehen, wenn eine (grössere) Gruppe durch die Versuchsanordnung zerschnitten wird.

Während innerhalb der Versuchsflächen BS und BL aufgrund der Rasteraufnahmen keine grossflächigen Standortsgradienten ersichtlich waren, zeigten bei ML die Verteilungsmuster einiger Arten einen gleichgerichteten Vektor auf, der - berücksichtigt man die Zeigerwerte (LANDOLT 1977) - auf eine (frühere?) unterschiedliche Verfügbarkeit an Nährstoffen hindeutete. Die Arten *Achillea millefolium* (Anh. 4a), *Arrhenatherum elatius* (Anh. 4c), *Centaurea jacea* (Anh. 4h) und *Lathyrus pratensis* (Anh. 4l) zeigten einen leicht erhöhten Nährstoffgehalt des Untergrundes in der linken Hälfte der Versuchsfläche an, während *Anthyllis vulgaris* (Anh. 4b), *Hippocrepis comosa* (Anh. 4k), *Ononis repens* (Anh. 4n) und *Primula veris* (Anh. 4p) auf eine geringere Nährstoffversorgung der rechten Hälfte der Versuchsfläche hinwiesen. Der selben Gradiententendenz folgten, wenn auch weniger ausgeprägt, die Arten *Aster amellus*, *Chrysanthemum leucanthemum* (nährstoffarm, zeitweise offener Boden) sowie *Poa angustifolia* und *Bromus erectus* (nährstoffreicher, dichtere Vegetation und Streue).

Unabhängig von diesem Gradienten waren bei ML folgende Arten (mit prozentualer Angabe der Gesamtdichte 1975):

<i>Asperula cynanchica</i>	41.3%	<i>Picris hieracioides</i>	3.4%
<i>Briza media</i>	25.2%	<i>Pimpinella saxifraga</i>	6.8%
<i>Campanula rotundifolia</i>	21.2%	<i>Rhytidium rugosum</i>	96.3%
<i>Carex flacca</i>	31.4%	<i>Sanguisorba minor</i>	27.9%
<i>Carex verna</i>	25.3%	<i>Seseli libanotis</i>	31.4%
<i>Dactylis glomerata</i>	1.8%	<i>Thuidium abietinum</i>	85.3%
<i>Festuca ovina</i>	60.3%	<i>Thymus froelichianus</i>	6.0%
<i>Galium album</i>	17.8%	<i>Thymus pulegioides</i>	37.3%
<i>Knautia arvensis</i>	5.7%	<i>Viola hirta</i>	3.9%
<i>Lotus corniculatus</i>	7.3%		

Diese Arten waren homogen, einzeln oder in Gruppen, in geringer bis hoher Dichte auf der Versuchsfläche verteilt. Für deren Dichte und Verteilungsmu-

ster dürften auf den untersuchten Standorten andere Faktoren wie Wasserversorgung, Temperatur, Ausbreitungsmechanismen, tierische Konsumenten usw. von grösserer Bedeutung gewesen sein.

Einen völlig eigenen Verbreitungsvektor wies *Brachypodium pinnatum* (Anh. 4e) auf. Eine Erklärung aufgrund eines Standortsfaktors konnte dafür nicht gefunden werden.

Das Verteilungsmuster und die Homogenität der Verbreitung sind nicht nur art-, sondern für dieselbe Art auch standortabhängig. Während *Asperula cynanchica* bei ML (Anh. 4d) regelmässig homogen verbreitet vorkam, stellte BL nur noch einen suboptimalen Lebensraum dar, wo die Art nur als Gruppe in einem Teilbereich der Versuchsfläche zu finden war (Anh. 3a).

Die Homogenität gilt als Kriterium für die Ausscheidung von vergleichbaren Untersuchungsflächen. Das Ausmass zeigt sich meist erst nach einer genauen Analyse. Die Homogenität der untersuchten Bestände setzt sich zusammen aus den Teilhomogenitäten der einzelnen Arten. Bei der Versuchsfläche ML zeigte eine Gruppe von Arten homogene, eine andere Gruppe inhomogene Verhältnisse. Die Homogenität sollte aus diesem Grund auf einen Standortsfaktor bezogen oder für eine oder mehrere Arten definiert werden.

Fluktuationen und Stabilität: Das Ausmass der Fluktuationen der Arten eines Bestandes ist aus der Variation der oberirdischen Biomassenanteile ersichtlich und kann als Summe der Beständigkeit des Vorkommens jeder einzelnen Art definiert werden. Es ist zu unterscheiden zwischen Arten, die lange immer wieder an denselben Wuchsstellen erscheinen und langfristig überdauern (*Primula veris*, Anh. 4p, vgl. auch Tamm 1972b), und solchen, die rasch immer wieder neue Stellen des Lebensraumes besiedeln.

Stabile Arten: Arten mit kurzen Ausläufern oder kurzem verzweigtem Rhizom wie *Asperula cynanchica* (Anh. 3a), *Briza media* (Anh. 2a und 4f), *Galium album* (Anh. 4j), *Hieracium pilosella*, *Ononis repens* (Anh. 4n) und *Teucrium chamaedrys* (Anh. 4r) blieben als Gruppen bestehen, veränderten jedoch ihre Lage und die Dichte. Selbst Arten, welche lange Ausläufer bilden können wie *Fragaria vesca* (Anh. 4i), *Brachypodium pinnatum* (Anh. 4e) und *Carex flacca* (Anh. 4g), blieben im beobachteten Zeitraum als Gruppe sehr konstant im selben Bereich des Mikrostandortes.

Je extremer der Standort, umso geringer erscheint die Möglichkeit der Individuen vieler Arten, in kurzer Zeit neue Wuchsorte zu besiedeln. Während *Lathyrus pratensis* auf der mesotrophen Fläche BS (Anh. 2b) stärker fluktuierte, war die Art bei der extremeren Fläche ML (Anh. 4l) konstanter.

Die Häufigkeit und der Deckungsgrad der mehrjährigen und ausdauernden Arten änderten sich in den drei Untersuchungsjahren in einem unterschiedlichen Ausmass. Für die Untersuchungsdauer 1975/1977 sind einige Beispiele für stark fluktuierende Arten der Tabelle 9 beigelegt. Erstaunlicherweise waren selbst nach dem überdurchschnittlich trockenen Sommer von 1976 in jeder gleichbewirtschafteten Teilfläche alle ausdauernden Arten (auch Moose) vorhanden. Dies zeigte eine hohe Toleranz der dominanten ausdauernden Arten gegen Trockenheit und eine hohe Stabilität der Vegetation.

Fluktuierende Arten: Im Gegensatz dazu schwankte die Häufigkeit vor allem der einjährigen sowie auch jene der kurzlebigen Arten beträchtlich. Der Verlauf der Witterung sowie Bewirtschaftungsänderungen induzierten bei diesen Arten stärkere Bestandesschwankungen. Teilweise fehlten Arten wie *Orobanche alsatica* (Anh. 4o) in der Versuchsfläche ML für ein Jahr ganz. Sehr stark schwankte der Bestand von *Linum catharticum* auf der trockenen Versuchsfläche ML, da diese Art zumindest zeitweise auf genügend Bodenfeuchtigkeit angewiesen ist. Während 1975 einige fruchtende Exemplare festzustellen waren, fielen diese für 1976 und 1977 fast vollständig aus (Anh. 4m). Erst 1977 erschienen wieder zahlreiche junge Exemplare mit den verlängerten Rosetten vor allem auf den nicht brachliegenden Versuchsflächen.

Bewirtschaftungseinflüsse: In der Tabelle 10 sind die Reaktionen einzelner Arten auf verschiedene Bewirtschaftungseinflüsse in einer vereinfachten Übersicht zusammengestellt.

1. Feuer

Die Auswirkungen des Feuers auf die Vegetationsstrukturen sind komplex. Die folgende Auflistung zeigt die Veränderung der Zusammensetzung der Vegetation und die Reaktion einzelner Arten nach ein- beziehungsweise zweimaliger Feuereinwirkung auf den Rasterflächen BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen (ohne Vergleich mit anderen Untersuchungsflächen).

Für die Beurteilung der Feuerwirkung auf die einzelnen Arten werden folgende Begriffe verwendet:

Feuereinwirkung: • schwache Feuereinwirkung, "kaltes" Feuer

• starke Feuereinwirkung, "heisses" Feuer

Auswirkung auf die jeweilige Art: • Änderung der Häufigkeit (Dichte)

• Änderung der Deckungswerte (Biomasse)

• Änderung der Bildung von Fruchtständen

Tab. 10. Vereinfachte Übersicht über die Reaktionen einzelner Arten auf verschiedene Bewirtschaftungseingriffe.

Simplified overview of reactions of individual species to different types of management.

++ = starke Förderung - *strongly enhanced*, **+** = schwache Förderung - *weakly enhanced*,
0 = geringe Beeinflussung - *little influence*, **-** = schwache Hemmung - *slightly reduced*, **--** = starke Hemmung - *strongly reduced*, **v** = Vernichtung - *destroyed*, **!** = unterschiedlich je nach Standort - *differing reactions depending on the site*.

Art	Feuer stark Änd. Häufig- keit	Feuer schwach Änderung der			Mahd Änderung der		
		Häufig- keit	Dek- kung	Bildung Frucht- stände	Häufig- keit	Dek- kung	Bildung Frucht- stände
<i>Achillea millefolium</i>		0	+			++	
<i>Anthyllis vulgaris</i>		++				++	
<i>Arrhenatherum elatius</i>		+				+	
<i>Asperula cynanchica</i>		0				0	
<i>Aster amellus</i>		+	+	+		-	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	++			++		-	++
<i>Briza media</i>	-	0				0	++
<i>Bromus erectus</i>	-	0		+		0	+
<i>Buphthalmum salicifolium</i>		0		+		0	+
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	0				+	
<i>Carex flacca</i>				--		-	--
<i>Carex montana</i>	--	0				-	
<i>Carex verna</i>		++				++	
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	--	-				!	
<i>Euphorbia verrucosa</i>		+				+	
<i>Festuca ovina</i>	--	-				0	
<i>Galium album</i>		0				0	
<i>Helictotrichon pubescens</i>	+	+				+	
<i>Hieracium pilosella</i>		0					
<i>Hippocrepis comosa</i>		+				++	
<i>Hylocomium splendens</i>	v	-				+	
<i>Knautia arvensis</i>		+				0	
<i>Koeleria pyramidata</i>						0	
<i>Linum catharticum</i>		--				+	
<i>Lophocolea bidentata</i>	--	-				0/-!	
<i>Lotus corniculatus</i>		+				+	
<i>Mnium affine</i>	--	!				++	
<i>Mnium undulatum</i>	v	--				--	
<i>Picris hieracioides</i>		0				0	
<i>Pimpinella saxifraga</i>		0				0	
<i>Plantago media</i>	-	0					
<i>Polygala amarella</i>	--	+				++	
<i>Potentilla verna</i>	-	0				0	
<i>Primula veris</i>						0	
<i>Prunella grandiflora</i>	0	0				0	
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	++	++				+	
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	v	--				++	

Tab. 10. (Fortsetzung - continued)

Art	Feuer stark Änd. Häufig- keit	Feuer schwach Änderung der			Mahd Änderung der		
		Häufig- keit	Dek- kung	Bildung Frucht- stände	Häufig- keit	Dek- kung	Bildung Frucht- stände
<i>Rhytidium rugosum</i>	v	-			++		
<i>Sanguisorba minor</i>		+			++		
<i>Scabiosa columbaria</i>		0					
<i>Scleropodium purum</i>	v	-			++/- !		
<i>Seseli libanotis</i>		0		-	0		+
<i>Silene nutans</i>		+			+/0		
<i>Taraxacum officinale</i>		+			+		
<i>Thuidium abietinum</i>		--			+		
<i>Thymus froelichianus</i>		0			0		
<i>Thymus pulegioides</i>		--			-		
<i>Trifolium medium</i>		++					
<i>Trisetum flavescens</i>	+				+		
<i>Vicia cracca</i>	0	0			0		
<i>Viola hirta</i>	0	+/0 !			+		

A) Neue Arten:

In keinem Fall sind Arten neu aufgetreten, welche zu Beginn der Untersuchung noch nicht vorhanden waren.

B1) Starke Förderung bei schwacher Feuereinwirkung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Anthyllis vulgaris*: Pionierart, durch Entfernung von Streue- und Moosschicht sowie einem grossen Teil der Krautschicht wurde offene Bodenfläche geschaffen, welche für das Keimen und Aufwachsen der lichtbedürftigen, stresstoleranten Art geeignet war. Als Rosette und wenigjährige Art durch stärkeres Feuer jedoch sehr gefährdet.
- *Carex verna*: Die bodennahen, kurzen, rosettenartigen Blätter am Ende der unterirdischen Ausläufer profitierten von der Reduktion der Streue-, Kraut- und Moosschicht, wurden jedoch z.T. selber leicht geschädigt.
- *Rhinanthus angustifolius*: Einjährige Art, deren Samen auf der offenen, schwarzen Bodenoberfläche optimal keimten (Keimlinge im Spätwinter aber noch nicht entwickelt) und auf dem durch Feuer geförderten *Brachypodium pinnatum*-Bestand parasitieren konnten.
- *Trifolium medium*: Unterirdische Ausläufer treibend, welche sich spät entwickeln und im Boden geschützt sind, keine Schädigung der arteigenen Biomasse.

B2) Starke Förderung bei schwacher Feuereinwirkung: Zunahme der Samenbildung:

- *Brachypodium pinnatum*: Unterirdische Ausläufer treibend, die arteigene Streue baute sich langsam ab und entwickelte bei Brand ein starkes Feuer, welches empfindliche Arten schädigen konnte, die arteigene, nur im Boden vorhandene Biomasse jedoch nicht

negativ beeinflusste. Allerdings entfiel bei Feuer der in brachliegenden Beständen auftretende Effekt, durch die (dichte) Streuschicht anderen Arten die Keimung zu erschweren. So entwickelte sich beispielsweise auf einigen Versuchsflächen *Rhinanthus angustifolius*, welcher *Brachypodium pinnatum* parasitierte und wieder schwächte, auf den abgebrannten Flächen umso stärker (s.o.).

B3) Starke Förderung bei starker Feuereinwirkung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Brachypodium pinnatum*: Gleiche Beobachtungen wie bei schwacher Feuereinwirkung.
- *Rhinanthus angustifolius*: Gleiche Beobachtungen wie bei schwacher Feuereinwirkung.

C1) Schwache Förderung bei schwacher Feuereinwirkung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Arrhenatherum elatius*: Unterirdisch ausdauernd mit kurzen Ausläufern, deshalb durch Feuer nicht geschädigt, in Magerwiesen unterdrückt, durch Brand wurden Konkurrenten gehemmt, profitierte als Art der Fettwiesen von Aschendüngung.
- *Aster amellus*: Blätter von Winter bis Frühjahr wenig entwickelt, brannten schlecht, grössere Gruppen blieben vom Feuer, zumindest im Zentrum, verschont.
- *Euphorbia verrucosa*: Mit unterirdischem Rhizom überdauernd, deshalb gut geschützt.
- *Helictotrichon pubescens*: Einzeln oder in kleinen Horsten, mit geringer Anzahl und Deckung im gesamten *Mesobromion*-Komplex, durch leichte Düngung jedoch gefördert. Blätter meist rosettenartig/horstähnlich kurz und bodennah und deshalb durch Reduktion der Streue- und Krautschicht begünstigt, kann jedoch auch dünne, verlängerte Blätter ausbilden, durch Feuer selbst gefährdet, kann sich vergleichsweise rasch entwickeln.
- *Hippocrepis comosa*: Entgegen den Erwartungen wurden die bodennahen Triebe der Art durch Feuer anscheinend nicht völlig geschädigt, was darauf hindeutet, dass die Zentren der Austriebe genügend geschützt waren. Die Reduktion der Streue- und Moosschicht bewirkte einen höheren Lichtgenuss für die Art.
- *Knautia arvensis*: Verzweigtes Rhizom, mit Blattrosetten, welche gegebenenfalls von der Reduktion der Streue- und Moosschicht profitierten (es war jedoch auch eine Zunahme in der Brachfläche festzustellen).
- *Lotus corniculatus*: Mit unterirdischem Rhizom anpassungsfähig und entstehende Lücken in der Vegetation ausfüllend.
- *Mnium affine*: Sofern abgebrannte Bodenoberfläche genügend (luft-)feucht und beschattet war, erfolgte rasche (Wieder-) Besiedlung (bei stärkerer Feuereinwirkung und/oder trockenen Standorten rascher Rückgang).
- *Polygala amarella*: Kleine Rosetten bildend, welche auch durch schwaches Feuer geschädigt werden konnten, z.T. überlebten und regenerierten diese und konnten dann infolge der Reduktion der Streue- und Moosschicht vom höheren Lichtgenuss profitieren. Bei stärkerem Feuer stark abnehmend.
- *Sanguisorba minor*: Das Zentrum insbesondere von grösseren Pflanzen wurde durch das dichte Blattwerk geschützt. Die äusseren Bereiche der Pflanzen wurden zerstört, vom grünen Zentrum folgte jedoch eine rasche Regeneration. Durch die Reduktion der Streue- und Moosschicht konnte sich die Pflanze rosettenartig ausbreiten und von dem grösseren Lichtgenuss profitieren.
- *Silene nutans*: Blätter brannten schlecht, meist grössere Gruppen bildend, deren Zentren vor dem Feuer besser geschützt waren.

- *Taraxacum officinale*: Die Reduktion der Streue- und Mooschicht und von Konkurrenten sowie die Düngung durch die Asche ermöglichen es einer grösseren Zahl der durch den Wind herbeigetragenen Samen, zu keimen und länger zu überdauern. Eine Blütenbildung wurde jedoch selbst in den Brandflächen nur selten beobachtet.
- *Viola hirta*: Meist mit wintergrünen Blättern und hochliegenden Erneuerungsknospen, entgegen den Erwartungen erfolgte jedoch auch in Brandflächen eine Zunahme der Häufigkeit. Die Art scheint von der stärkeren Einstrahlung im Frühjahr profitiert zu haben. Durch Feuer wurde jedoch oft die Blütenbildung stark beeinträchtigt.

C2) Schwache Förderung bei schwacher Feuereinwirkung: Zunahme der Dekkungswerte:

- *Aster amellus*: Geringe Zunahme der Deckung.

C3) Schwache Förderung bei schwacher Feuereinwirkung: Zunahme der Samenbildung:

- *Aster amellus*: Geringe Zunahme (?).
- *Bromus erectus*: Wie bei der Mahdfläche war unter dem Einfluss des Feuers eine Zunahme festzustellen. An einzelnen Standorten übertraf diese den Effekt in der Mahdfläche bei weitem.
- *Buphthalmum salicifolium*: Leichte Zunahme der Blütenstände.

C4) Schwache Förderung bei starker Feuereinwirkung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Helictotrichon pubescens*: s.o.
- *Trisetum flavescens*: Durch Düngung und genügenden Lichtgenuss erfolgte eine Förderung.

D1) Geringe Beeinflussung bei schwacher Feuereinwirkung: (vorläufig) gleichbleibende Häufigkeit:

- *Achillea millefolium*: Entwickelte unter günstigen Bedingungen (Nährstoffe, Wasser) eine höhere Biomasse, jedoch nicht so stark wie auf Mahdfläche.
- *Asperula cynanchica*, *Galium album*, *Prunella grandiflora*, *Vicia cracca*: Arten z.T. mit tiefliegenden Überdauerungsorganen und vom Feuer kaum geschädigt, anscheinend aber nicht gefördert.
- *Picris hieracioides*, *Pimpinella saxifraga*, *Seseli libanotis*: Tiefliegende Überdauerungsorgane, sich spät entwickelnd und von den positiven Effekten des Feuers (als grosse Pflanzen) wenig profitierend.
- *Briza media*, *Buphthalmum salicifolium*, *Campanula rotundifolia*, *Hieracium pilosella*, *Plantago media*, *Potentilla verna*, *Scabiosa columbaria*, *Viola hirta*: Arten mit Rosetten, die aber im Spätwinter noch nicht ausgebildet waren oder im Frühjahr nach dem Feuer wieder regeneriert wurden, oder Arten, deren Überdauerungsorgane geschützt sind.
- *Bromus erectus*, *Carex montana*: Horstbildend, Überdauerungsorgane bodennah, durch Brand am Rand oft geschädigt, sich teilweise wieder regenerierend.
- *Thymus froelichianus*: Entgegen den Erwartungen aufgrund der Wuchsform (vorläufig) wenig beeinflusst.

D2) Geringe Beeinflussung bei starker Feuereinwirkung: gleichbleibende Häufigkeit:

- *Campanula rotundifolia, Prunella grandiflora, Vicia cracca, Viola hirta*: s.o.

E1) Schwache Hemmung bei schwacher Feuereinwirkung: abnehmende Häufigkeit:

- *Chrysanthemum leucanthemum, Festuca ovina*: Schädigung der Rosetten, ev. Zerstörung der Keimlinge, Schädigung der Horste.
- *Hylocomium splendens, Lophocolea bidentata, Rhytidadelphus triquetrus, Scleropodium purum*: Zerstörung eines sehr grossen Anteils der Biomasse, so dass nur noch wenige Regenerationszentren vorhanden waren. Kurzfristige Änderung des pH, der Nährstoffe, der Temperatur- und Wasserverhältnisse in der für die Moose wichtigsten Schicht unmittelbar im Bereich der Bodenoberfläche.

E2) Schwache Hemmung bei schwacher Feuereinwirkung: abnehmende Bildung von Blütenständen:

- *Seseli libanotis*: Keine Erklärung.

E3) Schwache Hemmung bei starker Feuereinwirkung: abnehmende Häufigkeit:

- *Briza media, Bromus erectus, Plantago media, Potentilla verna*: Schädigung der Horste, Zerstörung der Blattrosetten.

F1) Starke Hemmung bei schwacher Feuereinwirkung: abnehmende Häufigkeit:

- *Thymus pulegioides*: Chamaephyt, durch Feuer geschädigt.
- *Linum catharticum*: Die überwinternden, grünen Blattrosetten wurden zerstört.
- *Mnium undulatum, Thuidium abietinum, Rhytidium rugosum*: Gleicher Einfluss wie bei der Gruppe mit *Hylocomium splendens*. *Mnium undulatum* ist auf bodenfeuchte Standorte angewiesen. *Thuidium abietinum* und *Rhytidium rugosum* finden sich vorwiegend auf trockenen Standorten. Auf diesen entwickelte das Feuer trotz geringerer Streuemasse höhere Temperaturen und eine stärkere Schädigung. Zudem bedurfte die Regeneration einer grösseren Zeitspanne.

F2) Starke Hemmung bei schwacher Feuereinwirkung: abnehmende Bildung von Blütenständen:

- *Carex flacca*: Während die Häufigkeit der Art meist konstant blieb, an einer Stelle sogar leicht zunahm, nahm die Zahl der Blütenstände ab. Die Art treibt früh im Jahr rosettenartige Blattsprosse aus Ausläufern, welche durch Feuer geschädigt wurden, insbesondere Schädigung der frühlreibenden Blütenstände.

F3) Starke Hemmung bei starker Feuereinwirkung: abnehmende Häufigkeit:

- *Carex montana, Chrysanthemum leucanthemum, Festuca ovina, Polygala amarella, Lophocolea bidentata, Mnium affine*: s.o.

G) Beseitigung bei starker Feuereinwirkung:

- *Hylocomium splendens, Mnium undulatum, Rhytidium rugosum, Rhytidadelphus triquetrus, Scleropodium purum*: Gänzlich verschwunden, gleiche Bemerkungen wie bei den obenstehenden Moosgruppen.

2. Mahd

Auf den Untersuchungsflächen BS, BL, Bargen, und ML, Merishausen, liessen sich nach Durchführung einer jährlichen Mahd Ende August folgende kurzfristigen Änderungen der Zusammensetzung der Vegetation und Reaktionen der einzelnen Arten feststellen:

A) Neue Arten:

In keinem Fall sind Arten neu aufgetreten, welche zu Beginn der Untersuchung noch nicht vorhanden waren.

B1) Starke Förderung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Anthyllis vulgaris, Chrysanthemum leucanthemum, Polygala amarella*: Pionierarten mit Rosettenblättern, durch Entfernung der Streue- und Krautschicht wurde eine offenere, teilweise mit Moosen bedeckte Bodenoberfläche geschaffen, welche für das Keimen und Aufwachsen der lichtbedürftigen Arten geeignet war. Durch die Mahd blieben die Rosetten und damit ein wichtiger Teil der oberirdischen Biomasse erhalten. Für *Chrysanthemum leucanthemum* war der Standort ML anscheinend zu extrem (trocken), so dass dort keine Ausbreitung der Art festgestellt wurde.
- *Hippocrepis comosa*: Bodennahe Triebe profitierten von stärkerem Lichtgenuss.
- *Sanguisorba minor*: Anfänglich rosettenartige, bodennahe Blätter, später dichtere und aufstrebende Blätter bildend, dadurch sehr anpassungsfähig und durch Mahd begünstigt, mit Ausnahme vom extremen Standort ML, wo keine Ausbreitung der Art festgestellt wurde.
- *Carex verna*: Die bodennahen, kurzen, rosettenartigen Blätter am Ende der unterirdischen Ausläufer profitierten von der Reduktion der Streue- und Krautschicht.
- *Mnium affine, Rhytidadelphus triquetrus, Scleropodium purum, Rhytidium rugosum*: Diese Moosarten konnten durch Mahd gefördert werden, *Mnium affine* und *Scleropodium purum* allerdings nur im mesophilen, beschatteten Bereich von BS. Während *Rhytidium rugosum* bei ML mit einer sehr hohen Dichte vorkam, welche durch die Mahd nicht verändert wurde, entwickelte sich bei den weniger optimalen Standortsbedingungen bei BL durch die Mahd eine Zunahme der Häufigkeit. Eine starke Zunahme war bei *Rhytidadelphus triquetrus* sowohl bei BS wie auch bei BL festzustellen.

B2) Starke Förderung: Zunahme der Biomasse:

- *Achillea millefolium*: Zunahme des Deckungsgrades im zweiten Bewirtschaftungsjahr bei BL, der höhere Lichtgenuss förderte die Art jedoch noch zuwenig, als dass eine Blütenbildung stattfinden konnte.

B3) Starke Förderung: Zunahme der Fruchtstandbildung:

- *Brachypodium pinnatum*: Späte Mahd konnte ähnlich wie Brand die Bildung von Blütenständen fördern, wobei die Menge (Anzahl/m²) von Jahr zu Jahr und auf den verschiedenen Standorten nicht gleichgerichtet schwankte. Trotz der Zunahme der Samenbildung ist (insbesondere langfristig) eine Abnahme der Häufigkeit (s.u.) zu erwarten. Bei dem für die Art weniger geeigneten Standort ML war die Blütenstandbildung durchwegs gering.
- *Briza media*: Die Bildung von Blütenständen nahm zu, während die Häufigkeit konstant blieb.

C1) Schwache Förderung: Zunahme der Häufigkeit:

- *Campanula rotundifolia, Taraxacum officinale, Viola hirta*: Obwohl die Arten auch in relativ dichten Mesobrometen unter einer Streueauflage überdauern konnten, bewirkte der erhöhte Lichtgenuss eine Förderung der rosettenbildenden Pflanzen.
- *Linum catharticum*: Meist sehr auf offenen Boden angewiesene Art mit kleinen, verlängerten Rosetten, durch Mahd sehr stark gefördert, jedoch bei den trockenen Standorten, insbesondere bei BL und ML, auf genügend Niederschläge angewiesen und deshalb Bestand stark schwankend (Anh. 4m).
- *Rhinanthus angustifolius*: Einjährige Art, deren Samen auf offenen Bodenstellen besser keimten und aufwuchsen, durch den relativ späten Schnitt vermochten die Samen auszureifen.
- *Arrhenatherum elatius, Helictotrichon pubescens, Trisetum flavescens (Taraxacum officinale)*: Arten mit Hauptverbreitung in den Fettwiesen, durch Mahd erfolgte erhöhter Lichtgenuss und eine leichte Förderung, für stärkere Förderung war jedoch das Nährstoffangebot zu gering.
- *Euphorbia verrucosa*: Optimale Entwicklung von einzelnen Exemplaren in Brachfläche, ev. bessere Keimungsbedingungen jedoch auf der Mahdfläche.
- *Lotus corniculatus*: Leichte Zunahme, vermutlich unabhängig von Mahd (Schwankung).
- *Hylocomium splendens*: Auf dem beschatteten Standort BS durch Mahd gefördert, wenn auch nicht so ausgeprägt wie z.B. *Rhytidadelphus triquetrus* (vgl. BL).

C2) Schwache Förderung : Zunahme der Fruchtstandbildung:

- *Buphthalmum salicifolium, Seseli libanotis*: Obwohl (oder weil?) die Blütenstände durch die Mahd beseitigt wurden, war im folgenden Jahr wieder eine Zunahme der Bildung von Blütenständen festzustellen.

D) Geringe Beeinflussung: gleichbleibende Häufigkeit:

- *Asperula cynanchica, Briza media, Bromus erectus, Buphthalmum salicifolium, Festuca ovina*, ev. *Galium album, Knautia arvensis*, ev. *Koeleria pyramidata, Lophocolea bidentata* (bei BS), *Picris hieracioides, Pimpinella saxifraga, Potentilla verna, Primula veris, Prunella grandiflora, Seseli libanotis, Silene nutans, Thymus froelichianus, Vicia cracca*: Für diese Arten entstanden durch die Mahd im beobachteten Zeitraum keine Vor- oder Nachteile.

E) Schwache Hemmung: abnehmende Häufigkeit:

- *Aster amellus, Brachypodium pinnatum, Carex flacca, Thymus pulegioides*: Der Verlust der Biomasse bewirkte eine Schwächung der Pflanzen, *Aster amellus* reagierte zudem mit einer geringeren Bildung von Blütenständen.
- *Carex montana, Lophocolea bidentata* (bei BL), *Scleropodium purum* (bei BL): Die Entfernung der Streueschicht bewirkte eine Veränderung des Mikroklimas, insbesondere Moosarten wurden durch die stärkere Austrocknung des Oberbodens (vor allem auf den für sie suboptimalen Standorten) gehemmt und längerfristig reduziert.

F1) Starke Hemmung: stark abnehmende Häufigkeit:

- *Mnium undulatum*: Begründung wie oben, Bestand jedoch stark schwankend, auf genügend Feuchtigkeit angewiesen.

F2) Starke Hemmung: Abnahme der Fruchtstandbildung:

- *Carex flacca*: Während die Häufigkeit nur schwach zurückging, verminderte sich die Bildung der Blütenstände stark.

G) Durch die Mahd wurde keine Art gänzlich beseitigt.

H) Keine Aussage:

Über das Verhalten in den Versuchsflächen konnten für folgende Arten keine Aussagen gemacht werden, da sie in zu geringer Menge vorkamen oder stark schwankende Bestände aufwiesen:

<i>Carex ornithopoda</i>	<i>Hieracium pilosella</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Ononis repens</i>
<i>Erigeron acer</i>	<i>Plantago media</i>
<i>Fissidens taxifolius</i>	<i>Satureja vulgaris</i>
<i>Fragaria vesca</i>	<i>Scabiosa columbaria</i>
<i>Gentiana ciliata</i>	<i>Teucrium chamaedrys</i>
<i>Gentiana germanica</i>	<i>Thuidium tamariscifolium</i>
<i>Helictotrichon pratense</i>	

4.3.9. Ordination von Vegetationsaufnahmen von 1 m²-Dauerflächen, Brache, Mahd, Brand, 1975-1979

Mit einer Ordination werden Vegetationsaufnahmen aufgrund der Ähnlichkeit untereinander in einem mehrdimensionalen Raum eingeordnet. Zur Interpretation werden in der Regel diejenigen Axen (Dimensionen) ausgewählt, welche den höchsten Anteil der Gesamtvarianz darstellen (die Hauptkomponenten), oder jene, welche einen bestimmten Zustand am besten erklären.

Die Figuren 25 bis 30 zeigen die Ordination der 1 m²-Vegetationsaufnahmen der drei Versuchsflächen BS, BL, BM, Bargen, mit je drei Teilflächen Brache, Mahd und Brand der Jahre 1975 bis 1979. Abgebildet werden die ersten drei Hauptkomponenten x, y und z. Die Punkte der Vegetationsaufnahmen der gleichen Dauerfläche sind entsprechend den Jahresabfolgen mit Linien verbunden. Jeder zeitliche Zustand in jedem Jahr ist mit einem Quadratsymbol markiert. Anfangs- (1975) und Endpunkt (1979) sind mit der Nummer der jeweiligen Dauerfläche bezeichnet. Der Endpunkt (1979) ist zudem mit einem Pfeilsymbol versehen, damit die Richtung der Entwicklung im Raum ersichtlich ist.

Die Verbindungslien können als Vektoren aufgefasst werden, deren Lage und Richtung das Ausmass der Vegetationsveränderungen widerspiegeln. Die Addition der Vektoren der Dauerflächen in den gleich bewirtschafteten Teilflächen zeigt den allgemeinen Entwicklungstrend. Die Richtung des Vek-

tors vermittelt einen Vergleich zu den andersartig bewirtschafteten Teilflächen, der Betrag zeigt das Ausmass der Veränderungen (Geschwindigkeit). Dieser ist umso höher, je grösser und gleichgerichteter die Teilvektoren sind.

Bei BS (Fig. 25) entsteht entsprechend der Bewirtschaftung eine Differenzierung: Die Punkte, welche die Vegetation der Dauerquadrate repräsentieren, streben im zeitlichen Verlauf in den x/y- und y/z-Dimensionen auseinander. Die stärksten gleichgerichteten Veränderungen zeigen sich bei der Mahdfläche. Die Veränderungen der Brandfläche sind weniger gleichgerichtet und zeigen zum Teil gegenläufige Schwankungen. Die Vektoren der Mahd- und Brandflächen weisen gegenüber der Brachfläche zueinander ähnlichere, wenn auch nicht identische Richtungen auf. In der Versuchsfläche BS kann somit die Bewirtschaftung als Standortsfaktor interpretiert werden, dessen Einflüsse stärker wirksam waren als andere Faktoren. Brand wirkte sich an diesem Standort ähnlich, aber nicht gleich aus wie Mahd.

In der Versuchsfläche BL (Fig. 26-28) waren demgegenüber die Eigenschwankungen der Dauerflächen ausgeprägter als Entwicklungstendenzen aufgrund einer Bewirtschaftung. Der Bewirtschaftungsfaktor an diesem extremeren, wechseltrockenen Standort war für das Verhalten der meisten Pflanzenarten von geringerer Bedeutung als die örtlichen Standortsfaktoren. Die Beseitigung der mengenmässig geringen Streueauflage wirkte sich beispielsweise weniger aus als bei BS. Die Entwicklung der Brand- und Mahdflächen ist in y/z-Richtung entsprechend der stärkeren Brandwirkung stärker divergierend als bei BS.

Die Figur 30 zeigt die Entwicklungsgeschwindigkeit der drei Versuchsflächen im Vergleich.

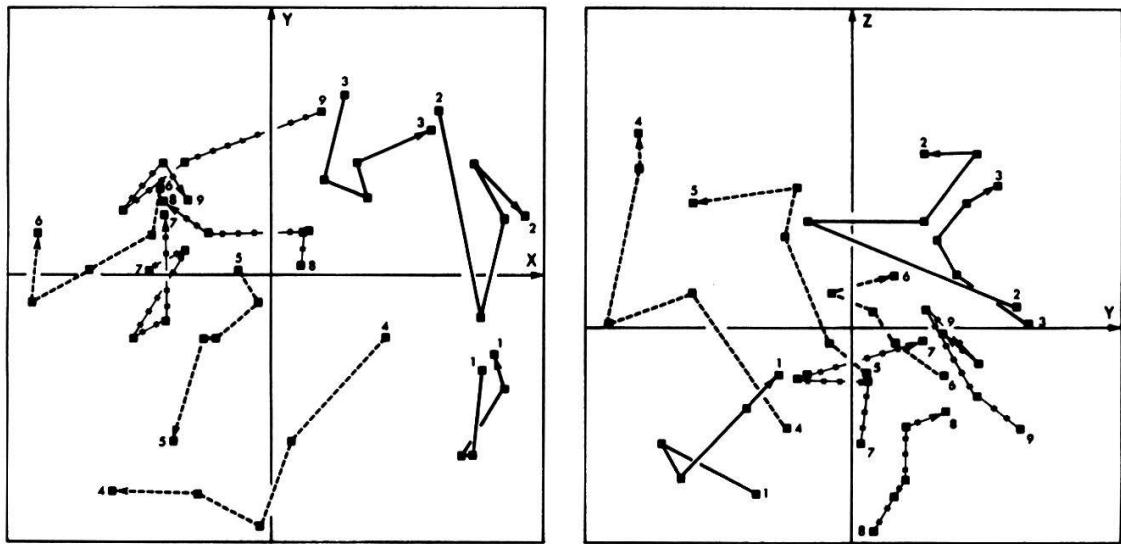


Fig. 25. Ordination von 45 Vegetationsaufnahmen der 9 Dauerquadrate zu 1 m² in der Versuchsfläche BS in den Jahren 1975 bis 1979, Hauptachsen X, Y und Z. - *Ordination of 45 relevés on 9 1 m²-permanent squares in the experimental plot BS in the years 1975 to 1979, main axes X, Y, and Z.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■·■·■ = Brandfläche - burnt area. 1-9 = Nummern der Dauerquadrate - numbers of permanent squares. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

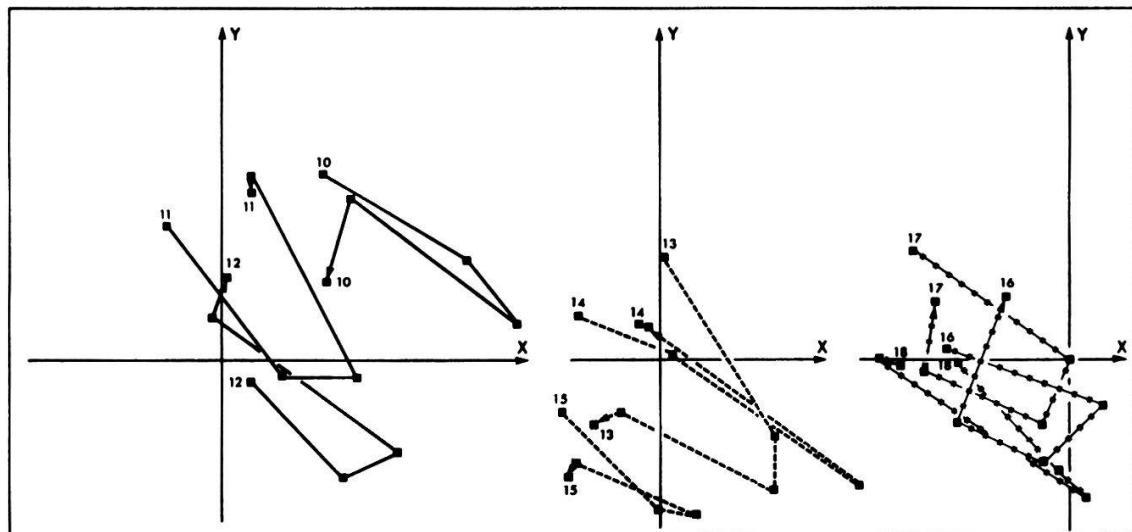


Fig. 26. Ordination von 45 Vegetationsaufnahmen der 9 Dauerquadrate zu 1 m² in der Versuchsfläche BL in den Jahren 1975 bis 1979, Hauptachsen X und Y. Separate Darstellung der unterschiedlich bewirtschafteten Flächen. - *Ordination of 45 relevés on 9 1 m²-permanent squares in the experimental plot BL in the years 1975 to 1979, main axes X and Y. Separate figure for the differently managed permanent squares.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■·■·■ = Brandfläche - burnt area. 10-18 = Nummern der Dauerquadrate - numbers of permanent squares. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

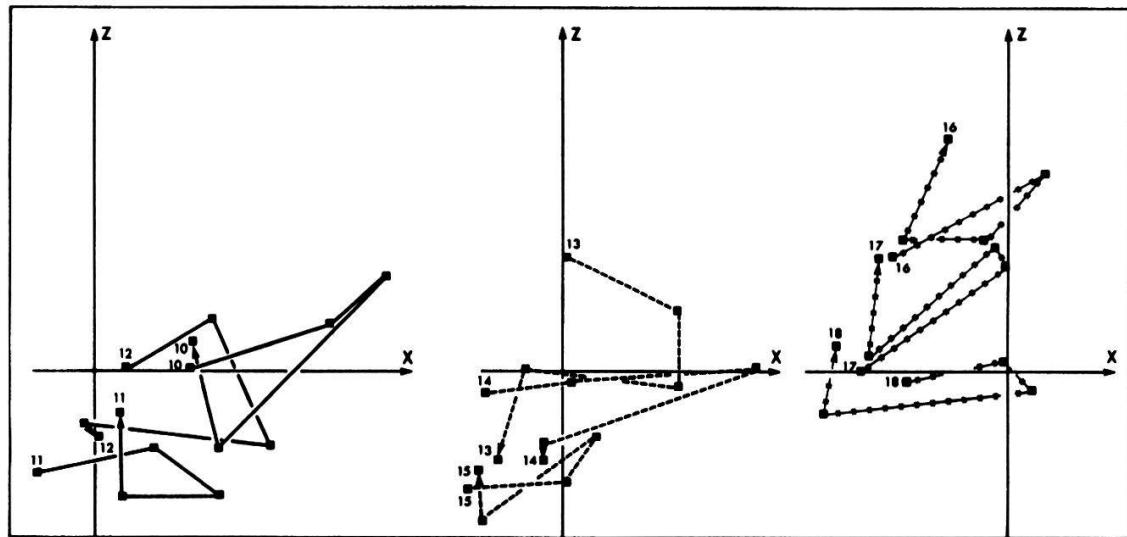


Fig. 27. Ordination von 45 Vegetationsaufnahmen der 9 Dauerquadrate zu 1 m² in der Versuchsfläche BL in den Jahren 1975 bis 1979, Hauptachsen X und Z. Separate Darstellung der unterschiedlich bewirtschafteten Flächen. - *Ordination of 45 relevés on 9 1 m²-permanent squares in the experimental plot BL in the years 1975 to 1979, main axes X and Z. Separate figure for the differently managed permanent squares.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■*■ = Brandfläche - burnt area. 10-18 = Nummern der Dauerquadrate - numbers of permanent squares. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

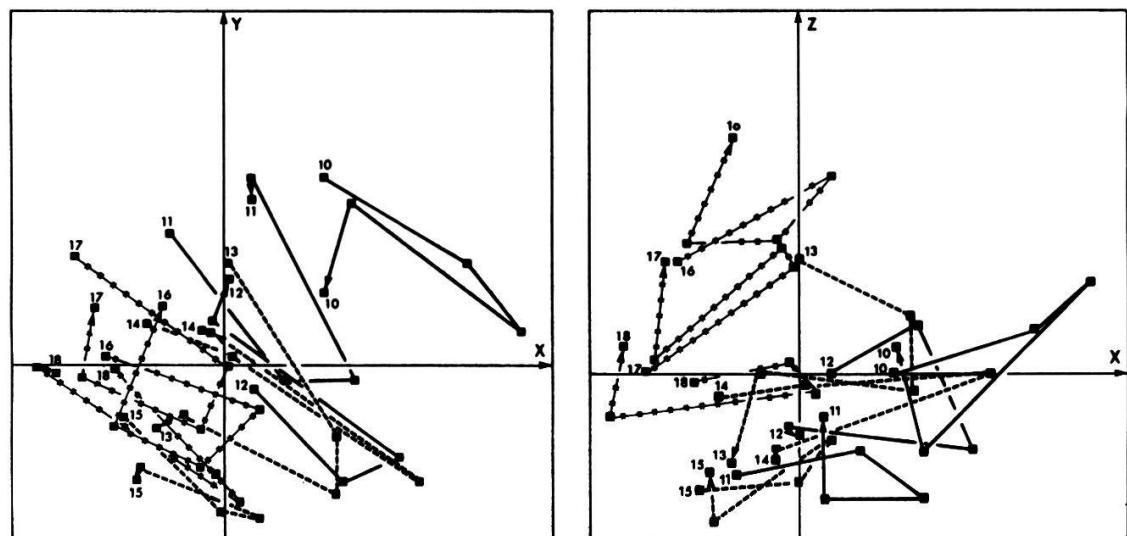


Fig. 28. Ordination von 45 Vegetationsaufnahmen der 9 Dauerquadrate zu 1 m² in der Versuchsfläche BL in den Jahren 1975 bis 1979, Hauptachsen X, Y und Z. - *Ordination of 45 relevés on 9 1 m²-permanent squares in the experimental plot BL in the years 1975 to 1979, main axes X, Y, and Z.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■*■ = Brandfläche - burnt area. 10-18 = Nummern der Dauerquadrate - numbers of permanent squares. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

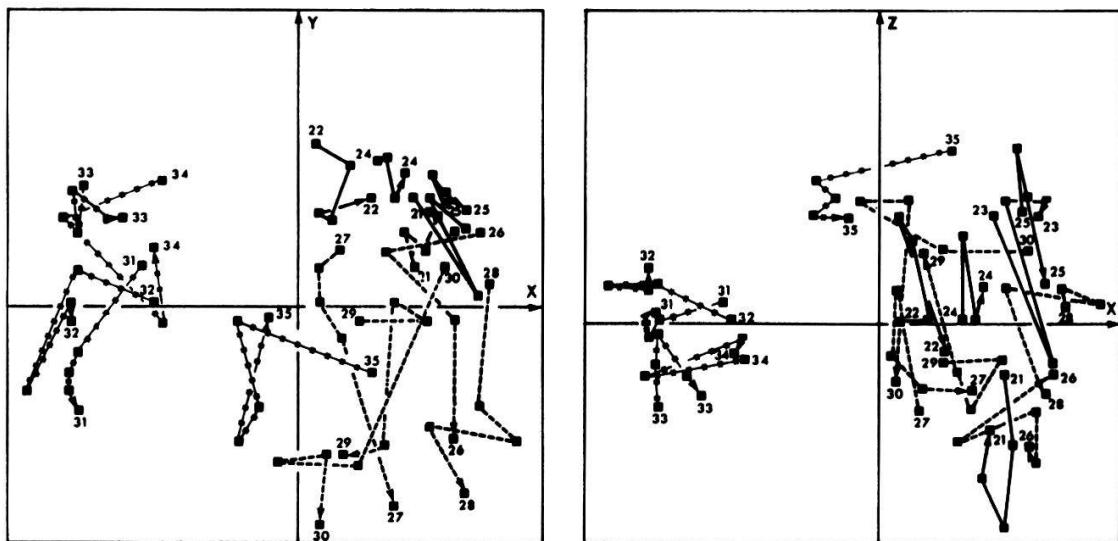


Fig. 29. Ordination von 75 Vegetationsaufnahmen der 15 Dauerquadrate zu 1 m² in der Versuchsfläche BM in den Jahren 1975 bis 1979, Hauptachsen X, Y und Z. - *Ordination of 75 relevés on 1 m²-permanent squares in the experimental plot BM in the years 1975 to 1979, main axes X, Y, and Z.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■*■*■ = Brandfläche - burnt area. 21-35 = Nummern der Dauerquadrate - numbers of permanent squares. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

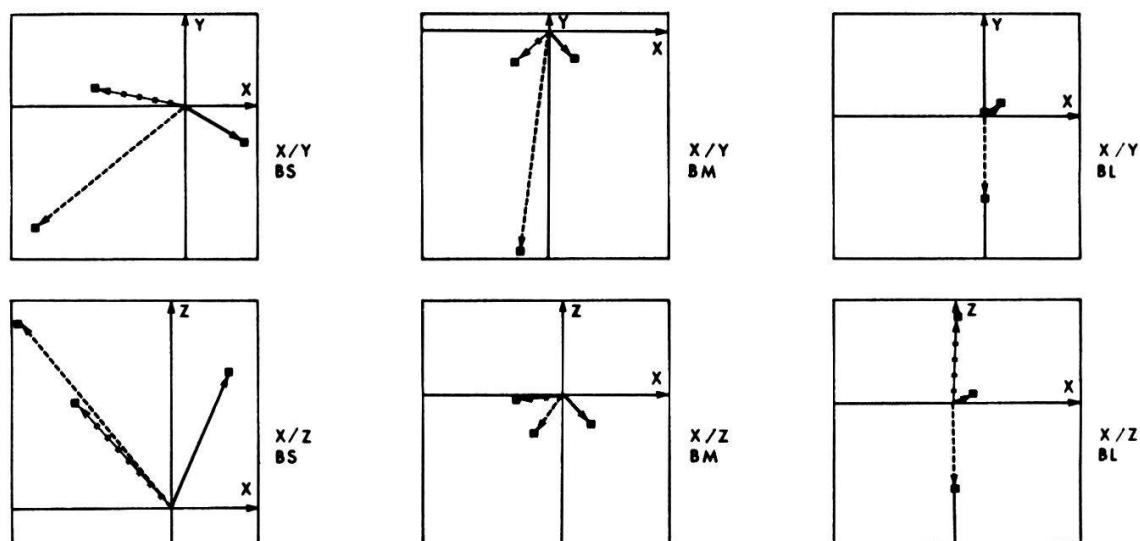


Fig. 30. Richtungstrends der Vegetationsveränderungen der Versuchsflächen BS, BL und BM in den Jahren 1975 bis 1979, Vektorsummen gleichartig bewirtschafteter Dauerquadrate auf den jeweiligen Nullpunkt der Ordination bezogen. - *Trends of vegetation changes in the experimental plots BS, BL, and BM in the years 1975 to 1979. The vector sums of the equally managed permanent squares are related to the respective neutral point of the ordination.*

■—■ = Brachfläche - area without management, ■---■ = Mahdfläche - cut area, ■*■*■ = Brandfläche - burnt area. Pfeilrichtung - direction of arrow = Jahresabfolge 1975 bis 1979 - sequence of the years 1975 to 1979.

4.4. DIE EINWANDERUNGSDYNAMIK VON GEHÖLZPFLANZEN

Das vollständige Ausbleiben der Bewirtschaftung der Magerwiesen über Jahre bewirkt den Ablauf einer Sukzessionsfolge, die Verbrachung als Umwandlung der Wiese zum Wald. Neben der Bildung einer Streueauflage ist das augenfälligste Merkmal von brachgefallenen Flächen meist die Zunahme von Gehölzpflanzen. Im Untersuchungsgebiet war in den vergangenen Jahrzehnten der Einfluss der Beweidung sehr gering. Demzufolge treten weideresistente Sträucher wie *Juniperus communis* und *Rosa* spec. zumeist weniger stark in Erscheinung. Aufgrund der Vegetationstabelle 1976/77 sind auf den trockenen bis wechselfeuchten Standorten im Untersuchungsraum als Pioniergehölze die in der Tabelle 11 aufgeführten Arten von Bedeutung.

Die Einwanderung der verschiedenen Gehölzarten unterscheidet sich folgendermassen: Auf den nährstoffarmen Standorten der Einheiten III und IV vermögen sich in den Lücken der Vegetations- und der Streuschicht *Pinus silvestris* und *Juniperus communis* als konkurrenzschwache, lichtbedürftige, aber stresstolerante (Trockenheit und Nährstoffarmut) Arten zu behaupten. Ähnlich, aber mit geringerer Frequenz verhält sich *Picea excelsa*. *Fraxinus excelsior*, *Quercus* sp., *Evonymus europaea*, *Fagus sylvatica* und *Corylus avellana* meiden die dichten, wechselfeuchten Böden der Einheit III. Die letzten beiden Arten beschränken sich auf die Standorte der Einheit IV in älteren Brachen. Dominierend auf allen Standorten treten *Cornus sanguinea*,

Tab. 11. Pioniergehölze auf den *Mesobromion*-Standorten im Untersuchungsraum mit Angabe der Frequenz in Kraut- und Strauchsicht aus den 195 Vegetationsaufnahmen 1976/77.

Pioneer coves on Mesobromion sites in the study region. Frequency in the herb layer and the shrub layer in the 195 relevés 1976/77 is indicated.

Art	Frequenz	Art	Frequenz
<i>Cornus sanguinea</i>	34.4%	<i>Acer pseudoplatanus</i>	13.8%
<i>Crataegus monogyna</i>	26.2%	<i>Fraxinus excelsior</i>	11.8%
<i>Prunus spinosa</i>	24.1%	<i>Sorbus aria</i>	11.3%
<i>Ligustrum vulgare</i>	21.5%	<i>Picea excelsa</i>	8.7%
<i>Viburnum lantana</i>	19.0%	<i>Evonymus europaea</i>	6.2 %
<i>Pinus silvestris</i>	16.4%	<i>Juniperus communis</i>	6.2%

Prunus spinosa, *Crataegus monogyna* und *Ligustrum vulgare* als Pioniersträucher auf.

Vereinfacht lassen sich bei den Pioniergehölzen drei Strategie-Typen unterscheiden:

1. lichtbedürftige, lückenbesiedelnde Arten, Verbreitung durch Samen
2. schattenertragende Arten, Verbreitung durch Samen
3. ausläufertreibende Arten.

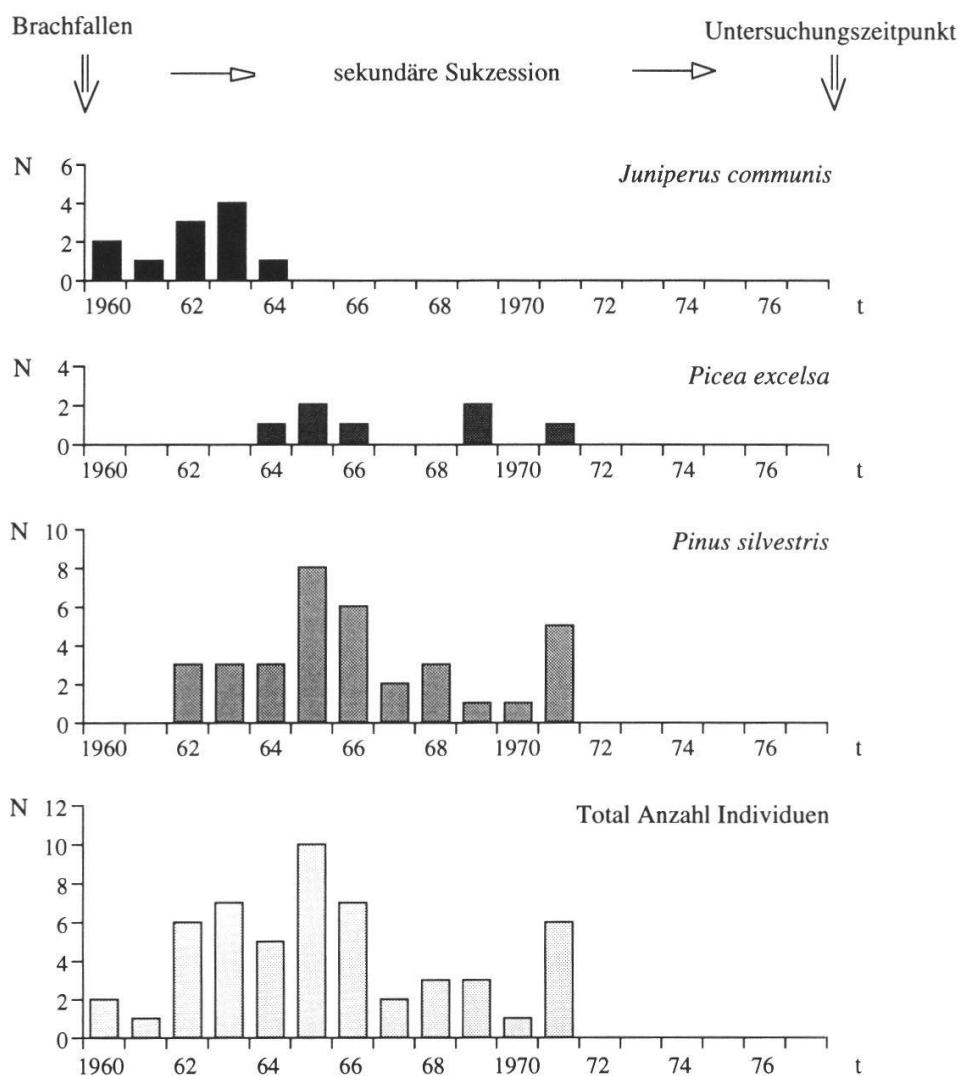


Fig. 31. Anzahl (N) neu aufwachsender Individuen der Nadelholzarten *Juniperus communis*, *Picea excelsa* und *Pinus sylvestris* (nur Nadelhölzer vorhanden) in Abhängigkeit der Zeit (t, Jahrgang) seit dem Brachfallen (1960) am Standort BG, Bargen.

Number (N) of newly appearing individuals of the coniferous species Juniperus communis, Picea excelsa, and Pinus sylvestris (site containing conifers only), in relation to the time (t, year of germination) since the site BG, Bargen, was left without management (1960).

Die Dynamik von unterschiedlichen Sukzessionsabläufen zeigte sich in der Gehölzentwicklung auf den Versuchsflächen BG, Bargen, und MG, Merishausen (Lage der Versuchsflächen vgl. Fig. 5 und 6).

Das Aufhören der Bewirtschaftung (Mahd) bei Standort BG, Bargen, erfolgte um das Jahr 1960. Zum Zeitpunkt der Untersuchung lag die Fläche ca. 18

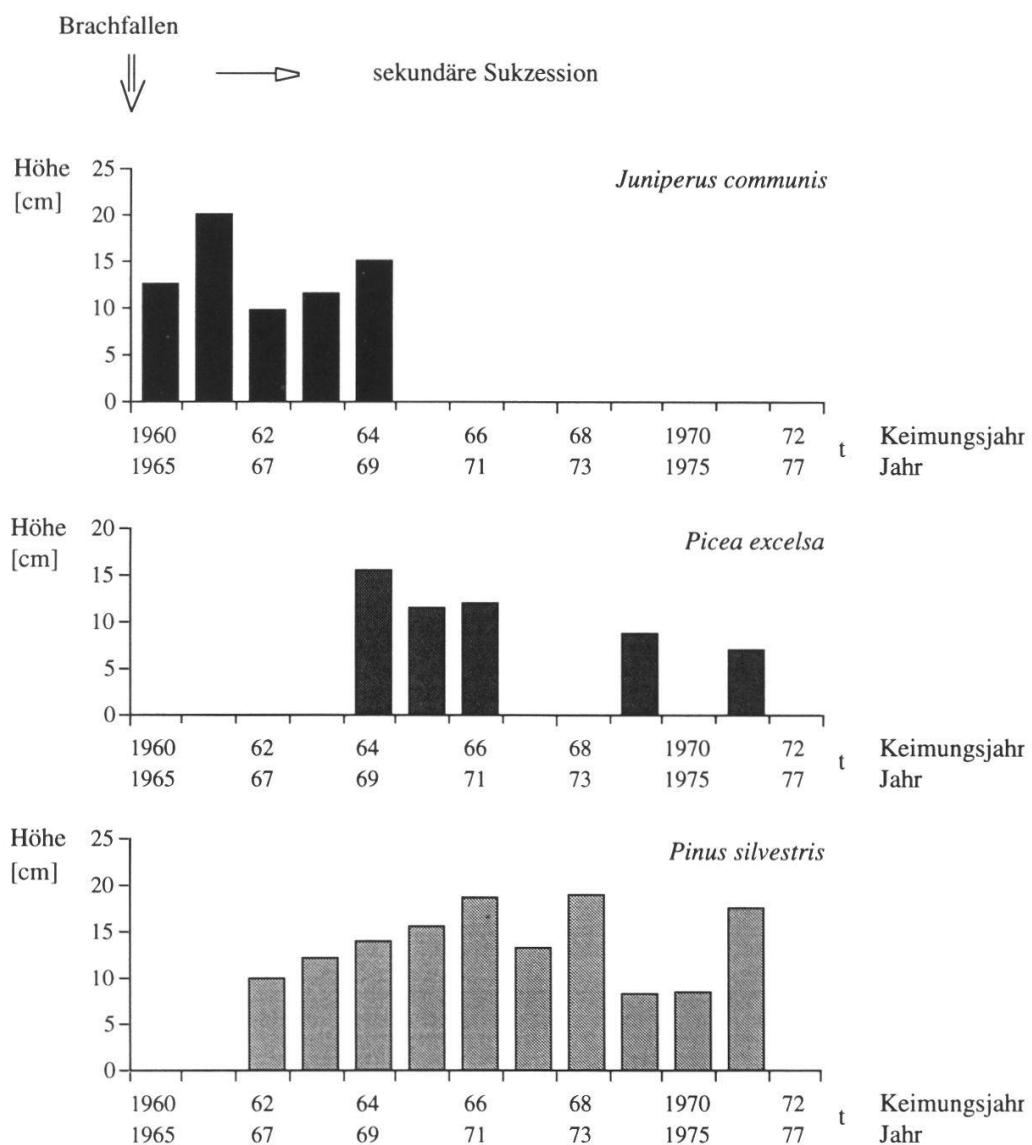


Fig. 32. Mittlere Wuchshöhe der Nadelholzarten *Juniperus communis*, *Picea excelsa* und *Pinus sylvestris* nach 5 Lebensjahren in Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Keimens (*t*, Jahrgang) am Standort BG, Bargen.

*Mean height of growth of the coniferous species Juniperus communis, Picea excelsa, and Pinus sylvestris at the age of 5 years, in relation to the time of germination (*t*, year of germination) on the site BG, Bargen.*

Jahre lang brach. Das Erscheinen sich behauptender Gehölze war auffälligerweise auf eine wenige Jahre dauernde Periode beschränkt (Fig. 31). *Juniperus communis* erschien zuerst und nur in den ersten fünf Jahren der Verbrauchung. *Picea excelsa* konnte erst nach vier Jahren nachgewiesen werden. Während acht Jahren fand sie geeignete Bedingungen für das Aufwachsen (ev. im Schutz der anderen Arten). *Pinus sylvestris* konnte zwei Jahre nach Beginn der Verbrauchung festgestellt werden. Keimende Jungpflanzen fanden dann für ca. zehn Jahre geeignete Bedingungen, um sich durchzusetzen. Zwölf Jahre nach der Brachlegung konnten infolge des dichten Streuefilzes, der Beschattung und Konkurrenz keine weiteren Lichtholzarten mehr erscheinen.

Innerhalb dieser Zeitspanne hat sich weitgehend eine Artengarnitur der Gehölze wie im angrenzenden Pionierwaldbestand aufgebaut. Sie entspricht dem *Brachypodio-Pinetum*. Aus der "Grasphase" (mit geringem Anteil an

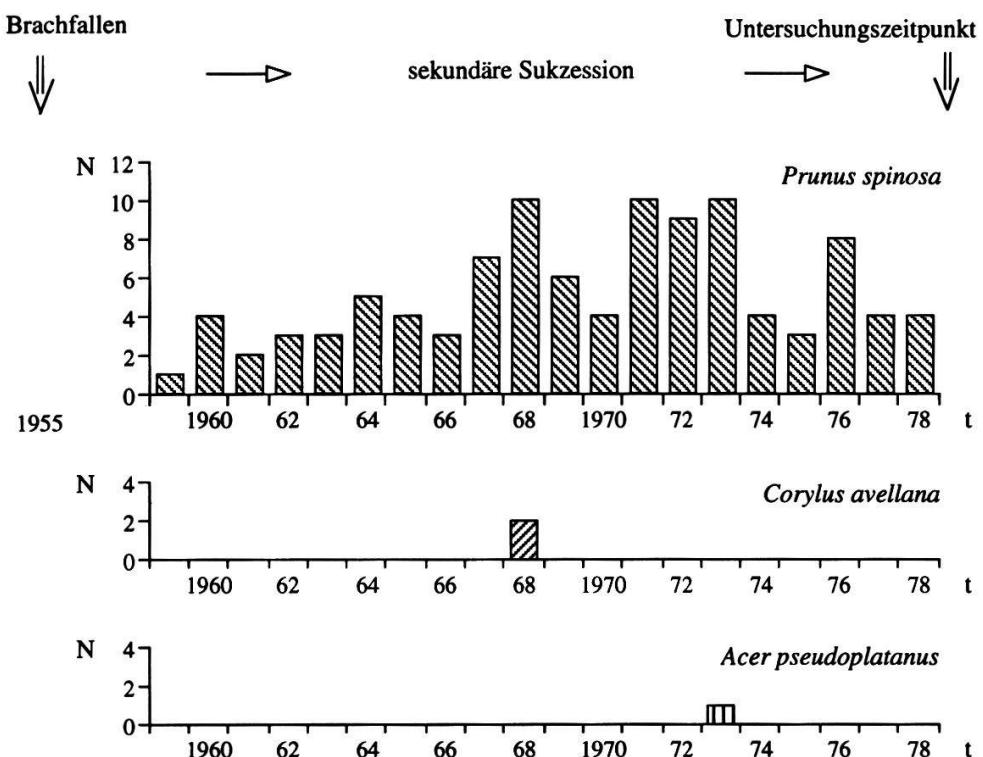


Fig. 33. Anzahl (N) neu aufwachsender Sprosse der Laubholzarten *Prunus spinosa*, *Corylus avellana* und *Acer pseudoplatanus* (nur Laubhölzer vorhanden) in Abhängigkeit der Zeit (t, Jahrgang) seit dem Brachfallen (1955) am Standort MG, Merishausen.

Number (N) of newly appearing shoots of the deciduous species Prunus spinosa, Corylus avellana, and Acer pseudoplatanus (site containing deciduous shrubs and trees only), in relation to the time (t, year of germination) since the site MG, Merishausen, was left without management (1955).

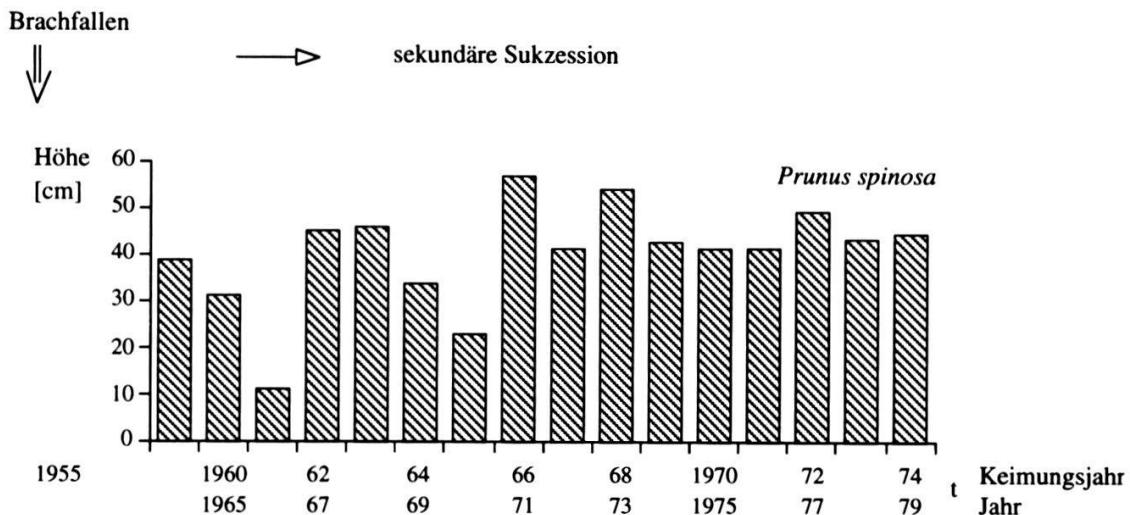


Fig. 34. Mittlere Wuchshöhe der Sprosse von *Prunus spinosa* nach 5 Lebensjahren in Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Keimens (t, Jahrgang) am Standort MG, Merishausen.
*Mean height of growth of the *Prunus spinosa* shoots at the age of 5 years, in relation to the time of germination (t, year of germination) on the site MG, Merishausen.*

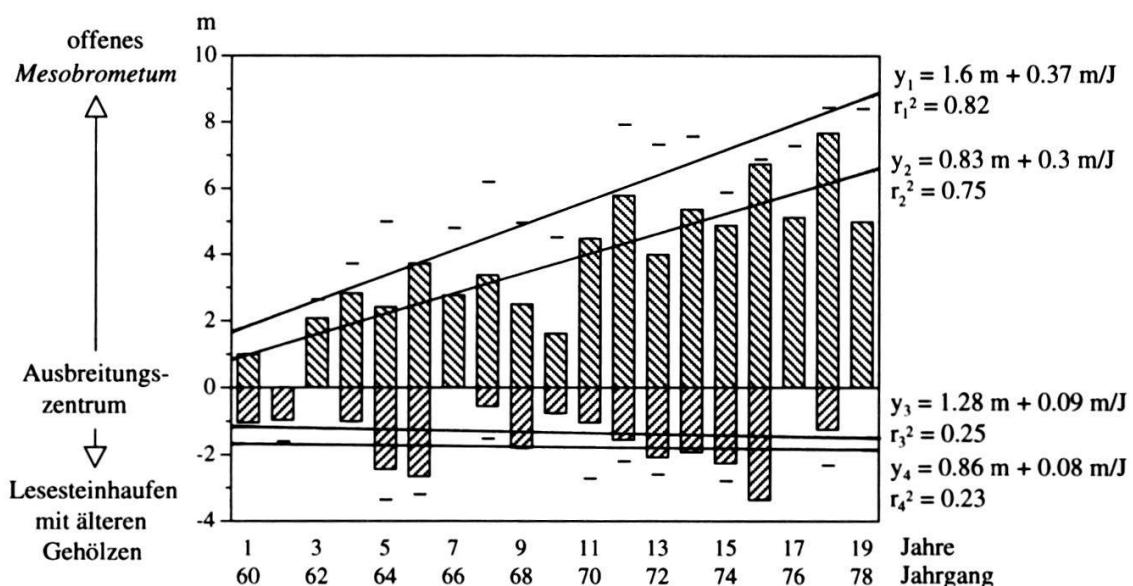


Fig. 35. Ausbreitungsgeschwindigkeit der Sprosse von *Prunus spinosa* vom Ausbreitungszentrum (1959) in Abhängigkeit der Zeit (t, Jahrgang) am Standort MG, Merishausen. - *Speed of dispersal of *Prunus spinosa* shoots from the dispersal centre (1959), in relation to the time (t, year of germination) on the site MG, Merishausen.*

■ = Mittelwert/Jahr in Ausbreitungsrichtung Mesobrometum - mean value/year in the direction of dispersal of Mesobrometum, ▨ = Mittelwert/Jahr in Ausbreitungsrichtung Lesesteinhaufen - mean value/year in the direction of dispersal of pile of stones, - = Maximalwert/Jahr - maximum value/year. Lineare Regressionen - linear regressions: y_1 für Maximalwerte und y_2 für Mittelwerte in Richtung Mesobrometum - y_1 for maximum values and y_2 for mean values in the direction of Mesobrometum, y_3 für Maximalwerte und y_4 für Mittelwerte in Richtung Lesesteinhaufen - y_3 for maximum values and y_4 for mean values in the direction of pile of stones, r^2 = Bestimmtheitsmaß - measure of confidence.

Stauden) ist gemäss der Terminologie von SURBER et al. (1973) direkt eine (Pionier-)Waldphase entstanden. Am schnellsten wuchsen die Waldföhren, in deren Schatten langsam die Fichten nachkamen (Fig. 32).

Völlig anders verlief die Verbuschung bei Standort MG, Merishausen, welcher vor 1959 nicht mehr bewirtschaftet wurde. In der Nähe eines Lesesteinhaufens befindet sich das Ausbreitungszentrum eines Polykormones von *Prunus spinosa*. Dieser breitete sich bei Annahme einer "linearen" Progression jährlich im Mittel um 30 cm (Fig. 35) gegen die offene, noch nicht verbuschte Fläche aus (vgl. z.B. auch KOLLMANN 1992).

Innerhalb des *Prunus spinosa*-Bestandes vermochten sich vorläufig nur einzelne andere Holzpflanzen wie *Corylus avellana* und *Acer pseudoplatanus* zu etablieren (Fig. 33 und 34).

Im Verlauf der Sukzessionsfolge erschien somit nach der Grasphase eine Gebüschrückbildung, deren Zusammensetzung von der Waldphase (*Carici-Fagetum*) wesentlich verschieden war.

Während die Flächenverteilung von verbuschten und nicht verbuschten Bereichen bei Standort BG sich nach einigen Jahren (vorübergehend) stabilisiert hat, fand bei Standort MG ein langsamer, aber fortdauernder Abbau der Wiesengesellschaften (*Mesobromion*) zugunsten der Gebüschesgesellschaften (*Berberidion*) statt. Bei beiden Standorten waren jedoch mosaikartig nebeneinander verbuschte und unverbuschte Teilflächen vorhanden, deren Artengarnituren sich im Laufe der Verbuschung immer stärker unterschieden.

5. DISKUSSION

5.1. INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Ein Vegetationsbestand in einem örtlich begrenzten Raum kann als Teilmenge einer abschätzbaren, aber nicht genau definierten, potentiell für den Standort verfügbaren Artengarnitur aufgefasst werden. Die zeitliche Veränderung der Anzahl vorhandener Arten und Individuen wird bestimmt durch Ereignisse, die einzelne oder mehrere Bereiche eines Standortes betreffen, und durch die Möglichkeiten der Arten und Individuen, auf diese Ereignisse zu reagieren und neue Bereiche zu besiedeln. Wichtige Eigenschaften der Arten (in Mesobrometen) sind die Fähigkeiten, Pflanzenteile zu regenerieren, schützende Strukturen gegen Zerstörung und Stressfaktoren zu entwickeln, Verluste auszugleichen, Lücken im Bestand mit Samen oder Ausläufern zu besiedeln und sich in der Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe durchzusetzen. Die auf Standort und Pflanze einwirkenden Ereignisse weisen unterschiedliche Eigenschaften auf. Sie können beispielsweise unregelmässig, regelmässig, selektiv, kurz- oder langfristig wirken und als Impulse betrachtet werden, die eine Vegetation in einem pendelnden Gleichgewicht halten (vgl. z.B. Mosaikzyklen, REMMERT 1985), zu einer Änderung veranlassen oder eine Sukzession bewirken.

Die vorliegende Untersuchung beschränkte sich auf die Erfassung der Auswirkungen von mehrheitlich stabilen, nicht anthropogenen Standortsfaktoren sowie insbesondere von induzierten Bewirtschaftungseingriffen und der Verbrachung.

5.1.1. Veränderungen im *Mesobromion* von 1947 bis 1977

Die Orte der von ZOLLER in den Jahren 1947 und 1948 erhobenen Vegetationsaufnahmen (vgl. auch ZOLLER 1954b) konnten in den meisten Fällen nicht exakt relokalisiert werden. Eine direkte Erfassung von Vegetationsveränderungen auf denselben Aufnahmeflächen zu verschiedenen Zeitpunkten war deshalb zumeist nicht möglich. Ein Vergleich der 1947 und 1948 erfasssten Vegetation mit jener in demselben biogeographischen Raum ca. 30 Jahre später enthält somit einerseits methodische Unterschiede wie unterschiedliche Aufnahmeverfahren, Flächenauswahl und Artenansprache sowie andererseits tatsächliche Vegetationsveränderungen des *Mesobromion*-Komplexes

aufgrund von Bewirtschaftungsänderungen und allenfalls anderen, neuen Umwelteinflüssen. Die Gegenüberstellung der beiden Vegetationstabellen von 1947/48 und 1976/77 in der Beilage zeigt die nachfolgend aufgeführten Veränderungen.

Mit einem Vergleich der Frequenzen jeder einzelnen Art in den Aufnahmen von 1947/48 und 1976/77 (Anh. 5) wurde versucht, primär methodische Unterschiede und unterschiedliche Auswahl der Standortstypen zu erklären und anschliessend Hinweise auf Vegetationsveränderungen zu finden. Besonders hervorzuheben sind Änderungen, die den methodenbedingten Unterschieden entgegenstehen. Bei dieser Beurteilung wurde vor allem die Präsenz einer Art und nur ausnahmsweise deren Deckungswert verwendet.

Bei den 86 aus den Jahren 1947 und 1948 stammenden Aufnahmen von ZOLLER (1947/48) finden sich teilweise Bemerkungen zur Bewirtschaftung. Ca. 75% der aufgenommenen Bestände wurden vermutlich regelmässig, ca. 6% unregelmässig und ca. 10% nicht mehr gemäht (brachliegend); bei den restlichen Aufnahmen fehlen Angaben zur Bewirtschaftung. (Weiter fortgeschrittene) Brachestadien sind in den 195 Aufnahmen von 1976 und 1977 mit 34% stärker vertreten. Die grössten Frequenzunterschiede mit über 10% zeigen deshalb denn auch vor allem Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den Sukzessionsstadien der Mesobrometen nach dem Brachfallen (Anh. 5, Tab. a). Erwartungsgemäss sind dies insbesondere Gehölzarten wie *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Acer pseudoplatanus*, *Ligustrum vulgare* und viele weitere. Die Art *Juniperus communis* findet sich in den Aufnahmen von ZOLLER mit einer (vergleichsweise) hohen Frequenz von 5.8%, während sie - obwohl im Randen noch nicht selten - in den Aufnahmen von 1976/77 einen geringen Anteil der Sträucher ausmacht (Anh. 5, Tab. d). Im Gegensatz zu den weidebeeinflussten Mesobrometen der angrenzenden Schwäbischen Alb, wo *Juniperus communis* als wideresistente Pflanze häufig anzutreffen ist, sind im untersuchten Bereich offenbar geeignete Nischen seltener geworden.

Eine Reihe von Gräsern und Kräutern zeigt mit einer höheren Frequenz ebenfalls die Vorliebe für erste Brachestadien (Anh. 5, Tab. b). Darunter sind insbesondere *Trifolium medium*, *Viola hirta*, *Carex ornithopoda*, *Centaurea scabiosa* u.a.m. zu nennen.

In den jahrelang brachliegenden Beständen ist das Vorkommen zahlreicher Arten mit niedriger Stetigkeit und geringer Deckung bemerkenswert, welche ihre Hauptverbreitung in den gemähten Wiesen aufweisen. Es wäre zu prüfen, ob diese Arten die abnehmenden Reste von lokalen Teilpopulationen

darstellen (Halbwertszeit von Populationen), ob immer wieder eine Einwanderung erfolgt (Beispiel *Taraxacum officinale*) oder ob sie sich erhalten, sofern ein genügend grosses Areal vorhanden ist (grösseres Minimalareal erforderlich, da geeignete Nischen seltener). Das Vorhandensein von *Mesobromion*-Arten und allgemein von Mähwiesenarten unterscheidet die brachliegenden Magerwiesen von den "stabilisierten" waldrandbegleitenden Säumen des *Geranion sanguinei* und des *Trifolion medii*.

Eine gegenüber 1947/48 grössere Fläche einnehmen dürften Pflanzengesellschaften, deren Arten auf relativ nährstoffreichen und brachliegenden Standorten gut gedeihen, zum Teil (frühes) Mähen nicht ertragen und die hier als *Inulo conyzae-Mesobrometum* bezeichnet werden (Anh. 5, Tab. c).

Hervorzuheben ist die gleichbleibende oder tiefere Frequenz von weiteren brachezeigenden Arten wie *Aster amellus*, *Helianthemum ovatum*, *Campanula persicifolia* und *Carlina simplex* (Anh. 5, Tab. d). Besonders bemerkenswert ist der geringe Unterschied der Frequenz von *Brachypodium pinnatum*. Diese Art war 1947/48 beinahe gleich häufig in den Aufnahmen vertreten wie 1976/77, d.h. sie gehörte als hochstete Art auch zu den (extensiv) bewirtschafteten Mesobrometen. Tatsächlich zugenommen haben dürften dagegen ihre Deckungswerte in älteren brachliegenden Beständen, wobei längerfristig allerdings gemäss KRÜSI (1991) lokal auch wieder Abnahmen des Dekkungsgrades möglich sind.

Erwartungsgemäss stärker vertreten sind in den Aufnahmen 1976/77 die nährstoffzeigenden Arten wie *Arrhenatherum elatius* und viele weitere (Anh. 5, Tab. e). Zahlreicher sind auch (zufällig oder witterungsbedingt?) kurzlebige, lückenbesiedelnde Pionierarten, insbesondere *Myosotis arvensis*, aber auch *Veronica arvensis* und *Arenaria serpyllifolia*. Erstaunlicherweise weniger stark vertreten sind demgegenüber einige Fettwiesenpflanzen wie *Ranunculus friesianus* (Anh. 5, Tab. f). Auch die Kleearten *Trifolium pratense* und *T. repens* scheinen 1976/77 weniger häufig zu sein. Die "früher übliche" Phosphordüngung mit Thomasmehl und Superphosphat (ZOLLER 1947/48) förderte damals diese beiden Leguminosen gegenüber den übrigen Arten.

Seltener in den Aufnahmen 1976/77 sind zahlreiche Arten gemähter Wiesen auf nährstoffarmen und/oder flachgründigen Böden oder extrem trockener, brachliegender Flächen mit einer lückigen Vegetation, geringen Streueauflage und einer (noch) schwach entwickelten Strauchschicht (Anh. 5, Tab. g). Es sind meist niederwüchsige Arten, zum Teil mit Blattrosetten, die der Konkurrenz hochwüchsiger Arten in dichten Wiesenbeständen unterliegen oder sich unter einer dichten Streueschicht brachliegender Flächen nur ungenü-

gend entwickeln können. Als Beispiel zu nennen sind *Crepis alpestris* und *Globularia elongata*. Obwohl im Randen noch vorkommend, dürften diese Arten infolge Eutrophierung maschinell bewirtschaftbarer Flächen und Verbrachung von Grenzertragslagen tatsächlich sehr stark abgenommen haben und weiter zunehmend gefährdet sein. Stark abgenommen hat insbesondere in den gemähten Wiesen die Frequenz der Orchideenarten.

Im *Seselio libanotidis-Mesobrometum* sind bei den Charakterarten keine grossen Unterschiede festzustellen (Anh. 5, Tab. h). Insbesondere *Seseli libanotis* und *Anthericum ramosum* sind fast gleich häufig in den beiden Vegetationstabellen enthalten. Diese Vegetationseinheit dürfte somit auch ähnlich häufig erfasst worden sein. Aufgrund der extremen Standortseigenschaften (trocken, steil, mager) sind im betrachteten Zeitraum die Änderungen von Standort und Vegetation infolge geringer Möglichkeit zur Intensivierung und langsamer Sukzession vergleichsweise am geringsten geblieben. Soweit nicht methodenbedingt, weist das häufigere Auftreten von *Satureja vulgaris* und die geringere Frequenz von *Lactuca perennis* allerdings auf eine Verschiebung zu nährstoffreicherem Standorten.

Auf eher nährstoffarmen, wechselfeuchten und/oder schattigen Standorten wurden 1976/77 zusätzlich einige brachliegende Flächen mit Hochstauden wie *Trollius europaeus*, *Angelica silvestris* und anderen erfasst (Anh. 5, Tab i). Diese Standorte waren aus edaphischen Gründen im Gebiet immer sehr selten. Einen tatsächlichen starken Rückgang erlitten die gemähten mageren Wiesenbestände auf diesen Standorten durch die zunehmende Düngung, welche die Vegetationszusammensetzung rasch ändern konnte. Die geringeren Frequenzen von *Carum carvi* und *Colchicum autumnale* 1976/77 belegen den Rückgang dieser Bestände. Abgenommen haben auch feuchte oder schattige, spät gemähte Wiesen mit *Geranium sylvaticum*.

Einen seltenen Spezialstandort stellen ungedüngte, wechseltrockene Mergelböden dar, deren Vegetation als *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* bezeichnet wird und dem *Thesio bavari-Mesobrometum* (ZOLLER 1954b) nahesteht (Anh. 5, Tab. j).

Ein grosser Teil der Arten in den beiden Vegetationstabellen zeigt nur geringe Unterschiede der absoluten und relativen Frequenz und weist auf die Ähnlichkeit des untersuchten Vegetationskomplexes in den aufgeführten Zeitabschnitten (Anh. 5, Tab. k).

In der Tabelle 1 im Anhang 5 sind zusätzlich die Arten aufgeführt, die jährlich stark schwankende Bestände aufweisen oder jahreszeitlich sehr früh oder sehr spät erkennbar sind und deshalb unterschiedliche Frequenzen erhalten

können. Ebenfalls bezeichnet sind Arten(-gruppen), die gegenüber ZOLLER systematisch anders eingeordnet wurden, und Arten, deren Frequenzunterschiede nicht erklärt werden konnten (Anh. 5, Tab. m und n).

Die von ZOLLER (1954b) definierten Vegetationseinheiten wurden mit Modifikationen bestätigt. Die Hauptfaktoren, die die wichtigsten Unterschiede in den Vegetationseinheiten bewirken, sind nach wie vor der Wasserhaushalt, die Bewirtschaftung und insbesondere der Nährstoffgehalt. Im zeitlichen Vergleich nach 30 Jahren am ähnlichsten sind die extremen Flügel des Spektrums: das *Colchico-* und das *Seselio libanotidis-Mesobrometum*. Der mittlere Bereich, das meist regelmäßig bewirtschaftete *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, seine Untereinheiten und deren Änderungen sind schwierig zu beurteilen. Die Bewirtschaftungseinflüsse sind jährlich wechselnde Impulse, die hier eine Überlagerung verschiedener Vegetationsänderungen bewirken. Eine Ausweitung des Vegetationskomplexes erfolgte durch die vermehrte Erfassung von seit längerem brachliegenden Beständen. Bei allen Einheiten ist 1976/77 eine Verlagerung auf nährstoffreichere (stickstoffreichere) Verhältnisse festzustellen.

5.1.2. Einflüsse der Bewirtschaftung auf den Standort

Die Bewirtschaftungsweise wirkt sich primär direkt auf die Pflanzenindividuen aus. Zudem modifiziert sie durch die Veränderung der Vegetations- und Bodenstruktur die übrigen Standortsfaktoren. Die folgenden Ausführungen beziehen sich im wesentlichen auf die Versuchsflächen BM, Bargen, Tannbüel, Bereich des *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum*, und MM, Merishausen, Grätental, Bereich des *Medicagini falcatae-/Seselio libanotidis-Mesobrometum*.

Stickstoff im Boden: Die momentanen wie auch die akkumulierten Ammoniumgehalte unterschieden sich in den Böden der beiden Untersuchungsgebiete. Im dichten, tonigen Mergelboden der Fläche BM scheint die schlechtere Sauerstoffversorgung die Umwandlung zu Nitrat und die Aufnahme durch die Pflanzen zu behindern. Dadurch erhielten die über das ganze Untersuchungsjahr gemittelten Gesamtstickstoffwerte für den momentanen und den akkumulierten Gehalt ähnlich hohe Werte. In den besser durchlüfteten Hangschuttböden in der Fläche MM ist die Umwandlung von Ammonium in Nitrat kaum behindert. Bei einer Gesamtmenge von ca. 2.3 mgN/100 g Bo-

den umfasste der Ammoniumgehalt hier im Mittel nur ca. 17% des momentan verfügbaren Stickstoffes im Boden, während der Nitratgehalt ca. 83% betrug. Allerdings beruhen die Werte für die Fläche MM nur auf einer Messreihe. Auf der Fläche BM ergaben demgegenüber alle Werte des momentan verfügbaren Stickstoffes im Mittel während eines Jahresverlaufes auf den Teilflächen Brache, Mahd und Feuer ca. 95% Ammonium und ca. 5% Nitrat bei einem Gesamtgehalt von ca. 2.5 mgN/100 g Boden. Werden ganz hohe (Ausreisser-)Werte eliminiert, waren es noch 84% respektive 16% bei einem Gesamtgehalt von 0.91 mgN/100 g Boden.

Ein Jahresgang der Stickstoffwerte im Boden auf der Versuchsfläche BM zeigte folgendes: Die momentanen Ammoniumwerte streuten ohne ersichtlichen Bezug zur Jahreszeit und zur Bewirtschaftung. Bei der Ammoniumakkumulation und etwas weniger ausgeprägt bei der Nitratakkumulation zeigte sich gegen Ende der Vegetationsperiode im Spätsommer ein Minimum gegenüber den Werten zwischen Herbst bis Frühjahr (Vernalisation). Dies weist auf eine verbesserte Umsetzung des Ammoniums und eine stärkere Aufnahme durch die Pflanzen hin.

Aufgrund der vielen ungeklärten Abläufe im Stickstoffhaushalt der untersuchten Böden und der kurzen Versuchsdauer ist eine Berechnung des Jahresangebotes an mineralischem Stickstoff heikel. Lediglich zur Beurteilung des Standortes des *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* dient folgender Richtwert für das mittlere Jahresangebot: ca. 3 mgN/100 g Boden = 1.5 gN/m² in der Bodenschicht von 1-6 cm bei einer scheinbaren Dichte von ca. 1 und einer Produktionsdauer von ca. sechs Monaten, wobei je die Hälfte aus Ammonium und Nitrat besteht. Die tatsächliche Stickstoffnachlieferung dürfte aber bei Berücksichtigung des ganzen durchwurzelbaren Bodenprofiles und aufgrund der Vergleiche zwischen den Labor- und Feldwerten einiges höher sein. GIGON (1968) schätzte die Stickstoffnachlieferung in den Böden von Standorten des *Teucrio-* und *Colchico-Mesobrometum* im Schweizer Jura auf höchstens 19 mg/l Boden = 1.14 g/m² in einer Schichttiefe von 1-7 cm. DIERSCHKE (1974) berechnete die Stickstoff-Nettomineralisation in einer Vegetationsperiode (1971) für das *Gentiano-Koelerietum* im Oberboden von 0 bis 5 cm auf 0.49 g/m² und im Gesamtboden auf 1.17 g/m². Das mittlere Mineralstickstoffangebot alpiner Rasenbestände liegt gemäss REHDER (1971) umgerechnet bei 3.5-5.5 g/m².

Erwartungsgemäss beeinflusste der Entzug der oberirdischen Biomasse auf der vorher ca. 18 Jahre brachgelegenen Fläche die Stickstoffnachlieferung im Boden wenig. Im Versuch verhielten sich die Brach- und Mahdfläche von

BM weitgehend ähnlich. Die Stickstoffwerte (vgl. Fig. 15) wiesen ein homogenes Verteilungsmuster auf. Auf der abgebrannten Fläche zeigten sich hingegen stärkere Schwankungen, insbesondere örtlich höhere Stickstoffgehalte. In Übereinstimmung mit den Angaben von GOLDAMMER (1978), dass nach dem Abbrennen die schwarze Fläche sich für einige Wochen stärker erwärmt und die Nitrifikation fördert, konnten auf den Brandflächen höhere Nitratwerte festgestellt werden. Einzelne sehr hohe Ammoniumwerte waren nicht erklärbar.

Biomasse: Die gemessene oberirdische Biomasse in den vorliegenden Versuchen stellt lediglich einen einfachen Indikatorwert für die festgestellten Unterschiede dar und zeigt nur einen Ausschnitt aus den komplexen, schicht- und zeitabhängigen Auf- und Abbauvorgängen der organischen Substanz.

SCHIEFER (1984) definiert die "Schwelle" zwischen Mager- und Fettwiesen in der Biomassenbildung bei ca. 350 gTS/m². THOMET et al. (1989) setzen die Grenze bei 300 gTS/m². Bei den Versuchsflächen BS, BL und ML lag die geerntete Menge zwischen 100 und 300 gTS/m², in BM und MM zwischen 130 bis 450 gTS/m². Hier ergab sich auf den unterschiedlich bewirtschafteten Teilflächen im Verlauf des Versuchs eine Differenzierung. Die Brachflächen enthielten die grösste (akkumulierte) Masse: bei BM 450 gTS/m², bei MM 300 gTS/m². Etwas geringer waren die Werte auf den abgebrannten Flächen mit 380 gTS/m² bei BM und 230 gTS/m² bei MM und am geringsten auf den Mahdflächen mit 290 gTS/m² bei BM und 130 g/TSm² bei MM.

LANGENAUER (1991) hat auf einer benachbarten Versuchsfläche (Gräte, 715 m ü. M., unter Einbezug von weiteren Pflegeversuchen) nach einer Versuchsdauer von 1977-1991 ähnliche Mittelwerte der oberirdischen Phytomasse festgestellt:

Julischnitt:	223.2 gTS/m ²
Oktoberschnitt:	230.7 gTS/m ²
2-Jahresschnitt:	353.1 gTS/m ²
5-Jahresschnitt:	418.4 gTS/m ²
Abbrennen:	306.0 gTS/m ²
Brache:	420.8 gTS/m ²

In diesen Brand-, Oktober- und Julischnittflächen waren die Anteile der Streue gegenüber den lebenden Pflanzenteilen klein (16.4 gTS/m², 23.4 g/TSm², 34.9 gTS/m²), in der Brachfläche gross (151.1 gTS/m²). Die Werte der 2- und 5-Jahresschnittflächen lagen dazwischen.

Eine Steigerung der Produktion der oberirdischen Biomasse in brachliegenden Jura-Magerwiesen (untere montane Stufe) um 30% gegenüber gemähten Beständen haben HARTMANN und OERTLI (1984a) durch Vergleich verschiedener Standorte im Bereich des *Colchico-Mesobrometum* und des *Colchico-Brachypodietum trifolietosum medii* (KIENZLE 1979, 1984) festgestellt.

Die von SCHIEFER (1984) aufgezeigten starken jährlichen Schwankungen der Biomassenbildung auf nicht (mehr) gedüngten Wiesenstandorten wurden auch auf den untersuchten Standorten bestätigt. Die Biomassenbildung wird auf den trockenen Mesobrometen-Standorten durch Trockenperioden beeinflusst. Da die Arten im *Mesobromion* mit unterschiedlicher Reduktion der Biomassenbildung auf Trockenstress reagieren (vgl. z.B. KUHN 1984), ist die Streuemenge stark von der Artenzusammensetzung und dem Witterungsverlauf abhängig. Die Unterschiede im Bodenwassergehalt und in der Beschatzung (Beispiel Versuchsfläche BS, Bargen) bewirkten deshalb je nach Witterungsverlauf jährlich andersartige Tendenzen in der Biomassenproduktion der drei Flächen BS, BL und ML.

Die Messreihe von fünf Jahren ist kurz. Die mittlere Abnahme von jährlich ca. 18 gTS/m² (ca. 8% vom vergleichsweise tiefen Ausgangszustand von 218 gTS/m²) zeigt immerhin, dass der jährliche Ertrag der untersuchten Magerwiesenstandorte trotz tiefem Niveau (SCHIEFER 1984) nach dem langjährigen Brachliegen bei Wiederaufnahme der Mahd zurückging. Ob dies nur durch den Nährstoffentzug oder zusätzlich durch die Änderung des Mikroklimas erfolgte, bleibt offen.

Das Mähen zeigte bei den Versuchsflächen BM und MM die Tendenz der stärksten Verminderung an oberirdischer Biomasse. Das Abbrennen verursachte ebenfalls eine Verminderung, jedoch in geringerem Ausmass. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass auf der Brandfläche die Neubildung der oberirdischen Biomasse bis zum Zeitpunkt der Messung in einer weit kürzeren Zeit erfolgte als in der Mahdfläche.

SCHIEFER (1984) folgert aus ähnlichen Versuchen, dass "heisse" Feuer den Stickstoffgehalt stärker reduzieren, die Pflanzen stärker schädigen und sich dadurch eine Reduktion der Phytomassenproduktion ergibt, während "kalte" Feuer eine Erhöhung der Biomasse bewirken.

Auch im vorliegenden Fall dürfte sich durch die teilweise Schädigung durch das Feuer, die Reduktion des Stickstoffes und die extremeren Mikroklima- und Bodenwasserbedingungen nach dem Abbrennen eine Verringerung der Biomassenbildung ergeben haben, welche durch die verbesserte Nährstoff-

freisetzung und die stärkere Erwärmung der schwarzen Flächen im Frühjahr nicht kompensiert wurde.

ZIMMERMANN (1979) stellte im *Onobrychido-Brometum* des Kaiserstuhles (Biomassenproduktion ca. 266 bis 358 g/m²) in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode nach dem kontrollierten Brennen im Frühjahr eine Erhöhung der Biomassenproduktion, in der zweiten Hälfte hingegen eine stärkere Reduktion der Biomasse als in den nicht abgebrannten Flächen fest. Dadurch ergab sich eine stärkere Zunahme der Streue-Nettoproduktion. ZIMMERMANN vermutet, dass das fortgesetzte Abbrennen eine Reduktion der Biomassenproduktion auch in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode bewirken kann.

Nährstoffe in der Biomasse: Der höhere Anteil Stickstoff in der oberirdischen Biomasse im Spätsommer auf der Mahdfläche (BM: 1.24%, MM: 1.21%) im Vergleich zur Brand- (BM: 1.09%, MM: 1.13%) und Brachfläche (BM: 1.07%, MM: 1.13%) beruhte zum Teil auf der etwas früheren Ernte und dem höheren Lebendanteil in der Biomasse. Wie vor allem KUHN et al. (1982, 1978) zeigten, wird ein Teil der Nährstoffe in den (untersuchten) Pflanzen abgebaut und anschliessend gespeichert oder ausgewaschen. Entsprechend reduziert sich die Menge an Nährstoffen in der oberirdischen Biomasse, insbesondere nach Abschluss einer Vegetationsperiode bis zum Beginn der nächsten. Die Biomassen der Brandflächen wiesen denn auch im Frühjahr am 15.3.1978 bei BM 1.00 %N, bei MM am 10.3.1978 sogar nur 0.85 %N und am 1.3.1980 bei BM 0.94 %N auf. Diese Werte liegen wesentlich unter denjenigen, welche SCHIEFER 1984 (als Auswahl) veröffentlichte. Der mit dem Schnittgut weggeföhrte Stickstoffgehalt von 1.09 bis 1.24% entspricht den Messungen von HARTMANN und OERTLI (1984b) von ca. 1% bei der Mahd einer Magerwiese im Nordwestschweizer Jura.

Die höheren Werte des Phosphoranteils in der oberirdischen Biomasse auf den Mahdflächen (BM: 0.11%, MM: 0.09%) gegenüber der Brand- (BM: 0.09%, MM: 0.08%) und der Brachfläche (BM: 0.07%, MM: 0.07%) beruhten wie beim Stickstoff vor allem auf dem grösseren Lebendanteil der Biomasse. Die Werte des Phosphors entsprachen damit einigermassen denen des Stickstoffes, jedoch auf einem ca. zehnfach geringeren Niveau. Eine Reduktion der Werte im Winterhalbjahr war im Gegensatz zum Stickstoff nicht feststellbar, der Phosphor betrug bei den Brandflächen bei BM am 15.3.1978 0.08%, am 1.3.1980 0.07%, bei MM am 10.3.1978 0.06%, am 1.3.1980

0.08%. Die Werte liegen somit auch für Phosphor unter dem tiefsten von SCHIEFER (1984) publizierten Wert von 0.16%.

Nährstoffbilanz: Für nicht gedüngte Wiesenökosysteme kommt dem Nährstoffeintrag als Bestandteil der Immissionen aus der Luft eine steigende Bedeutung zu. ELLENBERG (1985) nimmt aufgrund der Angaben (1981) des BRD-Umweltbundesamtes als groben Schätzwert Stickstoffemissionen von 40 kg/ha·Jahr und Stickstoffimmissionen von gleicher Grösse an. Gemessen wurden zum Beispiel nach ULRICH (1982, zit. in ELLENBERG 1985) in emittentenferner Lage 20 bis 30 kg/ha·Jahr, womit im Laufe von fünf bis zehn Jahren eine Stickstoffmenge zugeführt wird, die einer landwirtschaftlichen Volldüngung entspricht (120 bis 200 kg/ha·Jahr). Neuere Messungen der Stickstoffeinträge betragen über 40 kg/ha·Jahr (Solling, Deutschland), maximale Werte liegen bei 68 kg/ha·Jahr (Niederrhein) und darüber.

HIRSCH (1991) zitiert für Stickstoff Depositionswerte im Kanton Zürich von 27-77 kg/ha·Jahr, welche wesentlich über den internationalen kritischen Obergrenzen für empfindliche Lebensräume wie Magerwiesen liegen. Die Autorin erwähnt zudem jährliche Phosphorfrachten von 0.1 g/m².

Gemäss dem hydrologischen Jahrbuch der Schweiz wurden auf dem Dach der EAWAG in Dübendorf im Niederschlag 0.075 mgP/m²·Jahr festgestellt. Der Anteil in den Stäuben, Aerosolen usw. wurde dabei nicht miterfasst.

In der vorliegenden Untersuchung wurden durch die Mahd im Spätsommer Stickstoffentzüge von 1.54-3.55 g/m² und Phosphorentzüge von 0.12-0.37 g/m² gemessen. Demgegenüber wurden eine Deposition von ca. 2-4 gN/m² und 0.1 gP/m² aus der Atmosphäre und ein Jahresangebot im Boden von ca. (!) 1.5-3 gN/m² angenommen. Eine Nährstoffanreicherung ist somit nicht ausgeschlossen. Allerdings sind allfällige weitere Nährstoffverluste in der Bilanz nicht berücksichtigt. Der Nährstoffbilanz (Import/Export) sollte in künftigen Untersuchungen unter dem Aspekt des Eintrages von Stickstoff und Phosphor aus der Atmosphäre in unterschiedliche Typen des *Mesobromion* vermehrte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Beim Abbrennen in "mittleren bis heissen" Feuern wurden auf den Untersuchungsflächen ca. zwei Drittel des Stickstoffes in die Atmosphäre freigesetzt, d.h. der Fläche und damit den Pflanzen entzogen. Da der Phosphor in der Versuchsfläche verblieb, wurde angenommen, dass der staubförmige Austrag gesamthaft klein war.

Die Menge des freigesetzten Stickstoffes von ca. 0.88 g/m² entsprach etwa 0.6% der Trockensubstanzmenge der Fläche BM (1.3.1980). GOLDAMMER

(1978) zitiert Stickoxidemissionswerte von McMAHON (1976) in der Gröszenordnung von 0.05-0.45% des verbrannten Materials beim Abbrennen von Wäldern.

Feuertemperatur: Die mit Gegenwindfeuer erreichten maximalen Feuertemperaturen von ca. 640 °C liegen etwas tiefer als in den Versuchen von ZIMMERMANN (1979) mit 600-800 °C im *Onobrychido-Brometum* des Kaiserstuhles. In anderen Grasland-Ökosystemen können wesentlich höhere Feuertemperaturen erreicht werden. Bei einem Grasbrand in Afrika stellte MASSON (1949, zit. nach DAUBENMIRE 1968) auf der Bodenoberfläche 720 °C fest.

Die höchsten Werte in der vorliegenden Untersuchung wurden in 15-50 mm über der Bodenoberfläche festgestellt. Die in Figur 21 dargestellten Abläufe der drei Abbrennvorgänge (Typen a, b und c) zeigen die starke Abhängigkeit der Temperaturen und Einwirkungszeiten der Feuer von Feuertyp, Streueme und Windgeschwindigkeit. Nach ZIMMERMANN (1979) erreichen die Temperaturen innert ca. 10-30 s den Maximalwert. Daran schliesst eine Abkühlungszeit von ca. 2-3 min. an.

Da die Temperaturen über dem Boden in der Höhe rasch ansteigen, verbrannte auf den Versuchsfläche M 241 (Typ a, auf Boden 40-145 °C) und M 243 (Typ b, auf Boden 40-110 °C) ein grosser Anteil der oberirdischen Pflanzenteile. Nicht verbrannte grüne Teile verwelkten innert weniger Tage, so dass sich die Flächen optisch schwarz präsentierten. Auf der Fläche M 245 (Typ c) vermochten zummindest die gut geschützten Meristeme und Blätter (Rosetten, Horste) die weniger hohen Temperaturen an vielen Stellen besser zu überstehen. Bei den relativ günstigen Witterungsbedingungen während des Versuches erwies sich hier die Streueme von ca. 100 gTS/m² als Mindestmenge für das Abbrennen ohne zusätzliche Energie.

Die durch Schneedruck flacher liegende Streue erzeugte in trockenem Zustand höhere Temperaturen wenig über der Bodenoberfläche. Wenige Millimeter unter der Bodenoberfläche trat keine schädigende Temperatur ein.

Über dem Boden schwankten die maximalen Temperaturen stark. Die maximalen Temperaturwerte in den verschiedenen Höhen zeigten für die Feuertypen charakteristische Bilder, aus denen abgelesen werden kann, welche Ebenen der überwinternden Pflanzenorgane betroffen wurden.

Soweit die Streueme und -feuchte dies zulässt, ist eine Steuerung der massgebenden Feuertemperatur auf der Bodenoberfläche möglich, unter anderem durch die Anwendung von Mitwind-, Gegenwind- und Flankenfeuern.

Allerdings bewirkt eine schonende tiefe Feuertemperatur auch eine Verminderung des hier erwünschten Stickstoffaustretens.

5.1.3. Das Verhalten der Arten auf den untersuchten Flächen und die Reaktion auf Bewirtschaftungseinflüsse

Auf den mittleren bis extremen Standorten der untersuchten Mesobrometen sind folgende Strategien für das Überleben einer Art geeignet:

- a) kurzlebige Arten, Erhaltung und Verbreitung nur mit Samen, Pflanzen meist ein- oder zweijährig, Absterben nach der Fruchtreife, rasche Entwicklung in günstigen Zeiten und Nischen, relativ wenige Arten sommerannuell sind: *Rhinanthus angustifolius*, *Euphrasia rostkoviana*, *Gentiana germanica*; winterannuell ist: *Linum catharticum*; zwei- oder wenigjährig sind: *Gentiana ciliata*, *Anthyllis vulgaris*, *Chrysanthemum leucanthemum*
- b) Erhaltung und Verbreitung nur mit Samen, Pflanzen sterben nach der Fruchtreife ab, die Entwicklung dauert aber meist mehrere Jahre
Beispiel: *Seseli libanotis*
- c) perennierende, z.T. langlebige Arten, Überdauerung ungünstiger Perioden (insbesondere Trockenheit) mit unterirdischen Teilen, vorsichtige, stress-tolerante Arten, neben den eigentlichen Trockenwiesenpflanzen auch Arten, deren Hauptverbreitung in den (trockenen) Fettwiesen liegt (bei vielen dieser Arten war während der drei Untersuchungsjahre jedoch keine Bildung von Jungpflanzen ausserhalb der bestehenden Gruppen feststellbar)
- d) perennierende, meist langlebige Arten, mit einer guten Anpassung an die "mittleren" Verhältnisse, meist hohe Vermehrungsrate durch Samen oder Ausläufer, diese häufigsten Arten weisen auch die grösste Anzahl von Jungpflanzen auf oder vermehren sich durch Ausläufer.

Bestandesänderungen von Pflanzenarten aufgrund von Umwelteinflüssen können bei Kenntnis der arteigenen Morphologie, der Fortpflanzungsmöglichkeiten und der physiologischen Eigenschaften im voraus abgeschätzt werden. Weitere generelle Aussagen lassen sich aus Vegetationstabellen ableiten. Genauere Ergebnisse liefern Versuchsanordnungen. Diese geben aufgrund der räumlichen Beschränkung jedoch nur einen Teil der möglichen Reaktionen und Abläufe auf unterschiedlichen Standorten wieder. Die Untersuchungsflächen BM, BS, BL, MM und ML zeigen einen Ausschnitt der Va-

rianz der Möglichkeiten auf den beschriebenen unterschiedlichen Bodentypen und bei unterschiedlich starker Insolation auf relativ trockenen bis wechseltrockenen, nährstoffarmen *Mesobromion*-Standorten. Nicht berücksichtigt sind feuchtere und nährstoffreichere Varianten des untersuchten Vegetationskomplexes auf dem Randen.

Verteilungsmuster ohne Berücksichtigung der Bewirtschaftungseinflüsse: Die Individuen (und Polykormone) der Arten können im Bestand einzeln, gruppiert, homogen oder inhomogen angeordnet sein. Die Anordnung kann für eine Art bei allen Versuchsflächen ähnlich sein oder sich unterscheiden. Die "stabilen" Arten halten die belegten Plätze lange, während die "instabilen" Arten die Anzahl und Orte der beobachteten Plätze rasch ändern.

Homogenität: Ein Teil der Arten zeigte ein relativ homogenes Verteilungsmuster. Je besser die Standortsbedingungen einer Art entsprachen, umso häufiger, homogener verteilt war sie und umso stabiler war der Bestand. Für einige Arten wechselten allerdings auf anderen *Mesobromion*-Standorten die Verhältnisse. Während zum Beispiel *Bromus erectus* auf allen Flächen - wenn auch in unterschiedlicher Dichte - vorkam, fand *Asperula cynanchica* nur auf der Fläche ML optimale Bedingungen. Unabhängig von "Grenzlinien", die andere Arten in dieser Untersuchungsfläche aufzeigten, kam sie hier ziemlich homogen verteilt vor. Da verdichtete Böden für sie weniger günstig sind, wuchs sie bei BL nur noch an beschränkten, offenbar gerade noch geeigneten Stellen und gelangte hier an die Grenze ihres Vorkommens. Eine Beschattung dieses Standortes schaltete die Art gänzlich aus (BS). Die regelmässige Verteilung mehrjähriger Arten kann sich somit auf suboptimalen Standorten in Restflächen und Gruppen auflösen.

Möglicherweise verdrängen sich Arten aber auch gegenseitig. Dies wurde bei *Lathyrus pratensis* und *Vicia cracca* vermutet.

Es ist davon auszugehen, dass frühere Ereignisse wie zum Beispiel früher ausgebrachter Dünger, Aktivitäten von Feldmäusen (LEUTERT 1983), abgestorbene oder beseitigte Bäume oder Sträucher usw. noch längere Zeit im Artenbestand der Krautschicht ersichtlich sind. Beispielsweise besiedelten *Achillea millefolium*, *Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea* und *Lathyrus pratensis* vorwiegend nur einen Teilbereich der Fläche ML. Vor allem jenseits dieser Grenzlinie wuchsen *Anthyllis vulgaris*, *Hippocrepis comosa*, *Ononis repens* und *Primula veris* im komplementären Bereich. Andere Arten

"hielten" sich nicht an diese Grenzlinie. Inhomogene Verteilungsmuster überlagerten sich insbesondere bei der Fläche ML mit homogenen.

Fluktuation und Stabilität: Im Gegensatz zu REMMERT (1976), der starke jährliche Änderungen vor allem des Tierbestandes, aber auch der Vegetation in einem süddeutschen *Mesobrometum* (Walberla, Forchheim) beschrieb, konnten auf den Untersuchungsflächen sehr viele Arten mit grosser Beständigkeit (Stabilität) an den jeweiligen Wuchsarten festgestellt werden.

Trotz unterschiedlicher Dichte auf den standörtlich sehr verschiedenen Flächen BS und ML änderte sich das Verteilungsmuster von *Campanula rotundifolia* in den Jahresfolgen überall wenig. Sehr stabil verhielten sich unabhängig von der Dichte auch *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea*, *Dactylis glomerata*, *Euphorbia verrucosa*, *Fragaria vesca*, *Galium album*, *Hieracium pilosella*, *Primula veris*, *Silene nutans*, *Teucrium chamaedrys* und *Thymus froelichianus*. Ebenfalls geringe Veränderungen der Verteilungsmuster wurden bei den meisten anderen ausdauernden Arten festgestellt. Die ausgewachsenen etablierten Individuen dieser Arten konnten den Trockenstress und den Biomassenentzug durch Mahd und teilweise durch Feuer ohne weiteres ertragen und hielten ihre Plätze auch während trockener Perioden (z.B. 1976). Selbst Arten der Fettwiesen wie *Taraxacum officinale* konnten als Kümmerformen einige Zeit überstehen (vgl. auch KUHN 1984).

Ungünstige Perioden werden mit regenerationsfähigen Pflanzenteilen überdauert. Zum Teil werden diese von Herbivoren wie den Feldmäusen (*Microtus arvalis* Pall.) gesammelt und gefressen. Dabei kann der Bestand einer Art, nach LEUTERT (1983) zum Beispiel *Ranunculus bulbosus*, stark betroffen werden, so dass für die Reproduktion eine ausreichende Samenbildung, Keimung und Etablierung nötig sind. Dies gilt vor allem für Arten, die sich nur mit Diasporen vermehren, insbesondere aber für ein- bis wenigjährige Arten. Diese wechseln denn auch Deckungsgrad und Verteilungsmuster sehr stark. Zu dieser Gruppe gehörten *Anthyllis vulgaris*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Euphrasia rostkoviana*, *Gentiana ciliata*, *Linum catharticum*, *Picris hieracioides*, *Polygala amarella*, *Rhinanthus angustifolius* sowie einzelne Moosarten.

Für einige dieser Arten sind die Witterungsbedingungen ausschlaggebend. Beispielsweise überlebten auf der Fläche ML nur wenige samenträgnde Individuen und keine einjährigen Rosetten von *Linum catharticum* den trockenen Sommer 1976. Aus dem Samenvorrat des Bodens wuchsen 1977 wieder auf allen 12 Dauerquadraten zahlreiche Exemplare und bildeten Rosetten,

aber noch keine fruchtenden Pflanzen. Die Verteilung zeigte ein sehr ähnliches Muster wie zwei Jahre vorher - sogar in einer höheren Dichte -, indem Jungpflanzen vor allem dort auftraten, wo sich 1975 die fruchtenden Individuen befanden, sowie an einigen zusätzlichen Stellen. Auch bei dieser Art war auf den verschiedenen Untersuchungsflächen ein unterschiedliches Verhalten in denselben Jahren festzustellen. Auf der Fläche BL, die ebenfalls wie ML stark austrocknen kann, wurde 1976 kein so starker Rückgang wie bei ML beobachtet. BL war der bessere Standort für *Linum catharticum* als ML. Die Keimung und Etablierung werden zusätzlich stark durch die Bewirtschaftung beeinflusst. RYSER (1990) hat festgestellt, dass die Überlebensrate von Keimlingen dieser Art wesentlich von den vorhandenen Vegetationslücken abhängt. Unter einer dichten Vegetationsschicht war bei seinen Untersuchungen der Ausfall an Keimlingen gross. Allerdings erwies sich im vorliegenden Versuch auf der Fläche BL die Streueschicht auf der Brachfläche im trockenen Sommer 1976 für die fruchtenden Exemplare als günstig. Auf der Mahd- und der Brandfläche gelangten weniger Exemplare zur Fruchtreife. Gerade umgekehrt waren hier die Verhältnisse im folgenden Jahr: Auf der Mahd- und der Brandfläche fanden sich die grösste Anzahl und die stärkste Zunahme der fruchtenden Exemplare von *Linum catharticum*.

Das Verhalten dieser Art, d.h. die Stabilität respektive die Fluktuation des Bestandes, wurde durch eine Faktorenkombination beeinflusst, die die Wittringsverhältnisse, die Bewirtschaftungsart und weitere Standortsunterschiede (hier insbesondere unterschiedliche Bodentypen) beinhaltete. Da *Linum catharticum* relativ kurzlebig ist und (in der kurzen Versuchsdauer) starke Bestandesänderungen ersichtlich waren, wurde ihr anfänglich ein instabiles Verhalten zugeschrieben. Wird der reaktionsfähige Samenvorrat im Boden (der auch Feuer übersteht) und die ziemlich hohe Frequenz im *Mesobromion* des Randens mitberücksichtigt, ist die tatsächliche Fluktuation dieser Art geringer zu bewerten als die beobachtbaren Änderungen. Aufgrund der beschränkten Untersuchungszeit ist eine Betrachtung von "träg" reagierenden Arten meist schwierig. Die Erfassung der Populationsdynamik langlebiger, "wenig reaktiver" Arten wird deshalb zuwenig berücksichtigt.

Es ist keineswegs so, dass alle Moose durch einen Trockenstress (z.B. 1976) besonders stark betroffen würden. Bei ML beispielsweise wiesen *Rhytidium rugosum* und *Thuidium abietinum* und bei BL und BS *Rhytidadelphus tricquetrus* ein konstant dichtes (fast identisches) Verteilungsmuster (Mahd, Brache, Mulch) in allen drei Jahresfolgen auf, überdauerten den trockenen Sommer 1976 ohne Probleme und wurden einzig (mit Ausnahme von *Rhytidia-*

delphus triquetrus auf BS) durch Feuer stark reduziert. Umgekehrt können allerdings feuchte Bedingungen durchaus zu einer Verdichtung der Moosdecke führen (MERZ 1986).

Bestandesänderungen: Die Abschätzung der Reaktion der Population einer Art auf die Bewirtschaftung kann in einem ersten Ansatz aus der Lebens- und Wuchsform sowie dem Lebenszyklus abgeleitet werden. Weitere Prognosen ermöglichen die Kenntnisse der unterschiedlichen Überlebens- und Vermehrungsstrategien der Arten. Das Potential aller Nischen eines *Mesobrometum* ermöglicht einen Lebensraum für Arten mit unterschiedlichen Strategien.

Das C-S-R-Modell von GRIME (1979) ordnet den Pflanzenarten drei primäre ökologische Strategien zu. Diese integralen Eigenschaften sind die Konkurrenzfähigkeit (C: competitor), die Stresstoleranz (S: stress-tolerator) und die Fähigkeit, Lücken zu besiedeln (R: ruderale). Es sind Eigenschaften, die es jeder Pflanzenart entsprechend ihrem Genotyp und ihrer phänotypischen Plastizität in unterschiedlichem Mass ermöglichen, Standorte zu besiedeln und sich in der Pflanzengemeinschaft zu behaupten.

Mahd und Feuer sind Ereignisse, welche die Biomasse einzelner Individuen oder der gesamten Population der betroffenen Arten in unterschiedlichem Ausmass reduzieren oder ihre Reproduktion stören (disturbance) und/oder die Wachstumsmöglichkeiten (z.B. durch Nährstoffentzug) verringern und damit das Artenspektrum, die Populationsdichten und eventuell die Konstitutionen der Arten verändern. Das Ausmass und die Geschwindigkeit der Änderungen hängen von der Grösse der Eingriffe im Vergleich zu den "natürlichen" Faktoren ab. Jedes Ereignis ist somit im Faktorenkomplex eines Standortes zu beurteilen. Beispielsweise wirkt sich die Mahd in einem nährstoffarmen und damit niedrigwüchsigen Bestand (z.B. BL) weniger stark aus als in einer dichteren und höherwüchsigen Vegetation (z.B. BS). Zudem hat die vorhandene Vegetationsstruktur oft auch Rückwirkungen auf das Bewirtschaftungereignis. Dünne Streueauflagen können beispielsweise weniger heiße Feuertemperaturen als dichtere zur Folge haben und die Pflanzen weniger schädigen.

Ein Vergleich der Bewirtschaftungseinwirkungen auf die Arten erfolgt in der nachfolgenden Zusammenstellung anhand der eigenen Untersuchung sowie derjenigen im selben Gebiet von LANGENAUER (1991), MERZ (1986), WITTWER (1983), KRÜSI (1981, 1977) und der Ergebnisse von ZIMMERMANN (1979). Den Artnamen beigefügt ist jeweils die Etablierungsstrategie nach GRIME et

al. (1988), in der Klammer ist die eigene Beurteilung wiedergegeben, sofern diese bei GRIME et al. fehlt oder abweicht. Die Bezeichnung der Gruppen mit Grossbuchstaben ist nicht identisch mit jenen in den vorangegangenen Kapiteln.

- A Für die Arten dieser Gruppe lieferten die vorhandenen Untersuchungen im Gebiet weitgehend übereinstimmende Ergebnisse. Zumindest wurden keine widersprüchlichen Aussagen festgestellt.
- AA Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung wenig reagieren:
Es sind dies Arten, die im untersuchten Vegetationskomplex in einem breiten Spektrum oder im mittleren Bereich vorkommen, meist C-S-R-Generalisten sind oder Vegetationslücken besiedeln (R) und/oder Stress ertragen (S) (Tab. 12).
- AB Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung reagieren:
Eine vergleichende Übersicht über das Verhalten dieser Arten ist in der Tabelle 13 zusammengestellt.

Mahd: Auf den untersuchten Standorten sind C-Arten aufgrund der Nährstoffarmut benachteiligt. Eine (frühe) Mahd schränkt vor allem Arten mit (zum Schnittzeitpunkt) grosser oberirdischer Biomasse stark ein. Für Arten, die sich nur mit Diasporen vermehren, ist der Schnittzeit-

Tab. 12. Arten, die auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung) wenig reagierten.

Species which reacted only mildly to the experimental management (cut, fire, and no management).

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.

<i>Achillea millefolium</i> , C-S-R/C-R	<i>Galium album</i> , (C-S-R)
<i>Arrhenatherum elatius</i> , C (C-S-R)	<i>Hippocratea comosa</i> , (S), ohne Abbrennen
<i>Asperula cynanchica</i> , (S)	<i>Knautia arvensis</i> , (C-S-R/S)
<i>Briza media</i> , S	<i>Potentilla heptaphylla</i> , (S)
<i>Campanula rotundifolia</i> , S	<i>Rhinanthus minor</i> , R/S-R
<i>Centaurea jacea</i> , (C-S-R/S)	<i>Sanguisorba minor</i> , (S)
<i>Centaurea scabiosa</i> , S/C-S-R	<i>Scabiosa columbaria</i> , S/S-R
<i>Dactylis glomerata</i> , C-S-R/C-R	<i>Trisetum flavescens</i> , C-S-R
<i>Euphorbia cyparissias</i> , (S)	

Tab. 13. Vergleichende Übersicht über die Reaktionen von Arten auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung).

Comparative overview of the reactions of species to the experimental management (cut, fire, no management).

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - *strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.*

<i>negativ</i>	<i>Reaktion gleichbleibend</i>	<i>positiv</i>
Mahd früh		
<i>Anthericum ramosum</i> , (S)	<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R	<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)
<i>Brachypodium pinnatum</i> , S-C	<i>Galium verum</i> , C-S-R/C-S	<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R
<i>Carex flacca</i> , S	<i>Medicago lupulina</i> , S-R/R	<i>Leontodon hispidus</i> , S
<i>Picris hieracioides</i> , (C-S-R/S)	<i>Onobrychis viciifolia</i> , (C-S-R/S-R)	<i>Plantago media</i> , (S-R)
<i>Trifolium pratense</i> , C-S-R	<i>Plantago lanceolata</i> , C-S-R	<i>Prunella grandiflora</i> , (S)
	<i>Primula veris</i> , S	
	<i>Ranunculus bulbosus</i> , R-S/C-S-R	
	<i>Trifolium medium</i> , C-S/C-S-R	
Mahd spät		
<i>Carex flacca</i> , S	<i>Bupthalmum salicifolium</i> , (S)	<i>Anthericum ramosum</i> , (S)
<i>Medicago lupulina</i> , S-R/R	<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R	<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)
<i>Plantago lanceolata</i> , C-S-R	<i>Leontodon hispidus</i> , S	<i>Brachypodium pinnatum</i> , S-C
	<i>Linum catharticum</i> , S-R (R)	<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R
	<i>Onobrychis viciifolia</i> , (C-S-R/S-R)	<i>Linum catharticum</i> , S-R (R), wenn
	<i>Picris hieracioides</i> , (C-S-R/S)	vorher brach
	<i>Plantago media</i> , (S-R)	<i>Primula veris</i> , S
	<i>Trifolium pratense</i> , C-S-R	<i>Prunella grandiflora</i> , (S)
		<i>Trifolium medium</i> , C-S/C-S-R
Abbrennen mittel bis heiss		
<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)		<i>Brachypodium pinnatum</i> , S-C
<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R		<i>Primula veris</i> , S
<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R		<i>Trifolium medium</i> , C-S/C-S-R
<i>Leontodon hispidus</i> , S		
<i>Linum catharticum</i> , S-R (R), wenn		
vorher brach		
<i>Medicago lupulina</i> , S-R/R		
<i>Onobrychis viciifolia</i> , (C-S-R/S-R)		
<i>Picris hieracioides</i> , (C-S-R/S)		
<i>Plantago lanceolata</i> , C-S-R		
<i>Plantago media</i> , (S-R)		
<i>Trifolium pratense</i> , C-S-R		
Abbrennen kalt		
	<i>Bupthalmum salicifolium</i> , (S)	<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)
	<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R	<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R
	<i>Plantago media</i> , (S-R)	<i>Prunella grandiflora</i> , (S)

Tab. 13. (Fortsetzung - continued)

<i>negativ</i>	<i>Reaktion gleichbleibend</i>	<i>positiv</i>
Brache		
<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)	<i>Buphthalmum salicifolium</i> , (S)	<i>Anthericum ramosum</i> , (S)
<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R	<i>Carex flacca</i> , S	<i>Brachypodium pinnatum</i> , S-C
<i>Leontodon hispidus</i> , S	<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R	<i>Primula veris</i> , S
<i>Linum catharticum</i> , S-R (R)	<i>Galium verum</i> , C-S-R/C-S	<i>Trifolium medium</i> , C-S/C-S-R
<i>Medicago lupulina</i> , S-R/R		
<i>Onobrychis viciifolia</i> , (C-S-R/S-R)		
<i>Plantago lanceolata</i> , C-S-R		
<i>Plantago media</i> , (S-R)		
<i>Prunella grandiflora</i> , (S)		

punkt im Entwicklungszyklus massgebend. Die Mahd gleicht im Prinzip dem sommerlichen Trockenstress in den ursprünglichen Trockengebieten, welcher ebenfalls die lebende oberirdische Blattmasse der Krautschicht reduziert. Allerdings bleibt in Steppen, Savannen und Prärien die nicht abgeweidete, abgestorbene Biomasse bestehen. Eine frühe Mahd reduziert mehr Arten als eine späte. Durch Mahd begünstigt werden vor allem stresstolerante, kurz- oder langlebige, mehrjährige, niedrige Arten, deren Blätter zumindest zum Teil dem Schnitt entgehen (Rosetten) und die rasch und früh fruktifizieren und Lücken besiedeln können. Von einem späteren Schnittzeitpunkt wird eine grössere Anzahl Arten begünstigt. Bemerkenswert ist, dass dominante grossblättrige Individuen nach dem Schnitt besiedlungsfähige Lücken hinterlassen.

Nur sehr wenige im gesamten *Mesobromion*-Komplex erfasste Arten werden durch eine einmalige Mahd aus einer (brachliegenden) Fläche ganz verdrängt (z.B. *Pinus silvestris*, *Picea excelsa*). Einige wenige einjährige Arten werden bei einer Mahd schnell ausgeschaltet, wenn der Schnittzeitpunkt vor der Samenreife liegt und sie nur kurze Zeit keimfähige Samen ausbilden wie *Rhinanthus*- und *Melampyrum*-Arten. Der Rückgang von nicht ausdauernden Arten durch Mahd vor der Fruchtreife erfolgt langsamer, wenn eine ausdauernde Samenbank im Boden verbleibt. Viele dieser Arten benötigen zudem viele Jahre bis zur einmaligen Fruchtreife, so dass im Bestand verschiedene Entwicklungsstadien vorhanden sind. Ebenfalls langsam verläuft der Rückgang von schnittempfindlichen Arten nach Wiederaufnahme der Mahd in Brachflächen.

Nach LANGENAUER (1991) ist in den früher von den Bauern im Juni/Juli gemähten Beständen der Grätenhochfläche bei Beibehaltung des Schnittregimes von 1977 bis 1991 keine Art aus der Untersuchungsfläche Gräte (*Medicagini falcatae-Mesobrometum*, 715 m ü. M.) verschwunden. Lediglich *Brachypodium pinnatum*, *Carex flacca*, *Picris hieracioides* und *Trifolium pratense* zeigten eine leichte Abnahme.

In den lange Zeit brachgelegenen Flächen BS, BL und ML war bei der Wiederaufnahme der Spätsommermähd kein merklicher Rückgang von Arten feststellbar. Keine Art verschwand (in der allerdings kurzen Beobachtungszeit) ganz. Hingegen vermochten einige Arten sich auszubreiten. Die Anzahl Arten pro Fläche nahm zu. Vor allem ersichtlich war dies auf der Fläche BS mit den am wenigsten extremen Standortsbedingungen. Hier nahmen *Chrysanthemum leucanthemum*, *Helictotrichon pubescens*, *Koeleria pyramidata*, *Linum catharticum*, *Medicago lupulina*, *Mnium affine*, *Pimpinella saxifraga*, *Sanguisorba minor*, *Taraxacum officinale* und *Trisetum flavescens* rasch zu. Der Effekt der "doppelten" Beschattung durch die angrenzenden Bäume und die Verbrauchung wurde durch die Reduktion der Streue vermindert. Die Reaktionszeit war aufgrund der nicht extremen Standortsverhältnisse kürzer als bei BL und ML. Es waren denn auch vor allem die Arten der gemähten Wiesenstandorte im mittleren Bereich des *Mesobromion*, die von der Mähd profitierten. Viel weniger gross waren die Änderungen der stark besonnten trockenen Standorte von BL und ML. Die Reduktion der Streueschicht verbesserte kurzfristig die Lebensbedingungen für die meisten Arten, insbesondere für die Keimlinge, nicht (RYSER 1990). Lediglich *Anthyllis vulgaris* als gut an trockene, offene Standorte angepasste Art konnte sich bei BL stärker ausbreiten. Eine leichte Zunahme verzeichnete auch *Chrysanthemum leucanthemum* bei BL, allerdings hier viel weniger als bei BS, während sie bei ML völlig konstant blieb, sowie *Scabiosa columbaria* und bei ML *Arrhenatherum elatius*. Erstaunlicherweise wurde bei ML durch Mähd auch *Brachypodium pinnatum* (vorübergehend?) etwas häufiger. In den extremen Flächen BL und ML spielte die Trockenheit eine grössere Rolle als die Mähd respektive die Brache.

Abbrennen: Das Abbrennen hat den Rückgang einer grösseren Anzahl von Wiesenarten zur Folge, da es bis auf die Bodenoberfläche einwirkt und viele Arten in einem empfindlichen Zustand trifft. Insbesondere

lückenbesiedelnde ein- oder wenigjährige Arten, die zur Vermeidung des Trockenstresses im Sommer sich vom Herbst bis zum Spätwinter im Schutz der bestehenden Streue- und Krautschicht etablieren, werden als Keimlinge und Kleinrosetten durch das Abbrennen stark geschädigt oder abgetötet. Die freien Plätze werden von den sich später entwickelnden, stressresistenten und/oder konkurrenzkräftigeren, sich vegetativ ausbreitenden Arten belegt. Ist das Feuer weniger intensiv, ermöglicht es allerdings bei nachfolgend geeigneter Witterung einigen ruderalen Arten, sich zu regenerieren (z.B. *Anthyllis vulgaris*) oder freie Flächen zu besiedeln. Besonders intensiv gelang dies *Rhinanthus angustifolius* auf der Dauerfläche BM. Diese Art keimte erst nach dem Abbrennen auf den offenen Flächen besonders gut und vermochte sich als Halbschmarotzer auf den ebenfalls durch Feuer geförderten *Brachypodium pinnum*-Beständen sehr gut zu entwickeln. Auch *Linum catharticum* konnte auf den Brandflächen wieder keimen, wird allerdings langfristig durch jährliche Feuer verdrängt.

Brache: Die dichte Streueschicht in Brachflächen verhindert insbesondere den Anteil niedriger und kurzlebiger Arten, die auf Vegetationslücken angewiesen sind. Hochwüchsige, sich spät entwickelnde Arten werden gefördert. Allerdings zeigte es sich in den Vegetationsaufnahmen, dass nur die Arten, die intensiv gemähte, eher nährstoffreiche Wiesen benötigen (C-S-R/C-Arten), ganz ausgeschaltet werden. Selbst rudrale Wiesenarten behaupten sich (allerdings in geringerer Anzahl) in Brachflächen. Es ist davon auszugehen, dass in Brachflächen Bodenstörungen (z.B. durch Mäuse, LEUTERT 1983) stattfinden und eine Etablierung dieser Arten ermöglichen. Auf dichten Mergelflächen ist dies allerdings weniger der Fall. Der wachstumshemmenden Beschattung steht der bessere Schutz vor Austrocknung der Keimlinge gegenüber (RYSER 1990).

Bei längerer Entwicklungszeit wurden nach LANGENAUER (1991) nach 14jähriger Brachlegung vorher gemähter Magerwiesen im Versuch 8 von 46 Arten nicht mehr beobachtet. Für *Linum catharticum*, *Hieracium pilosella*, *Leontodon hispidus*, *Anthyllis vulgaris*, *Trifolium pratense* und *Medicago lupulina* ergibt sich eine Übereinstimmung mit der vorliegenden Vegetationstabelle 1976/77. In Brachflächen nahm die Dekkung dieser Arten generell ab. Sie verschwanden jedoch nicht ganz, das

Tab. 14. Häufige Arten, die auf verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichem Verhalten auf die angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung) reagierten.

Frequent species which reacted differently to the experimental management (cut, fire, and no management) on the various experimental plots.

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.

<i>Aster amellus</i> , (S)	<i>Hippocrepis comosa</i> , (S), bei Abbrennen
<i>Bromus erectus</i> , C-S-R/S-C	<i>Picris hieracioides</i> , (C-S-R/S), in Versuchsfläche Gräte Hochfläche
<i>Daucus carota</i> , S-R/C-S-R	
<i>Festuca ovina</i> , S	<i>Prunella grandiflora</i> , (S), bei Abbrennen
<i>Galium verum</i> , C-S-R/S-C, bei Abbrennen	

Tab. 15. Häufige Arten mit unbekannter Reaktion auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung).

Frequent species with unknown reaction to the experimental management (cut, fire, and no management).

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
<i>Arabis hirsuta</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Carex verna</i>	<i>Ononis repens</i>
<i>Geranium sanguineum</i>	<i>Origanum vulgare</i>
<i>Helianthemum ovatum</i>	<i>Pastinaca sativa</i>
<i>Helictotrichon pubescens</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>
<i>Koeleria pyramidata</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Lathyrus heterophyllum</i>	

Minimal-Areal wird jedoch grösser. Neue Arten, d.h. solche, die zu Beginn der Untersuchung noch nicht vorkamen, wurden in verbrachten oder entbrachten Flächen nur in Einzel'exemplaren und meist vorübergehend festgestellt (ausgenommen Gehölzpflanzen).

Der Mangel an Nährstoffen und der unregelmässig wiederkehrende Trockenstress stellen aufgrund der vorliegenden Untersuchungen Faktoren dar, deren Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung ein ähnliches Ausmass wie die Bewirtschaftungseinflüsse Mähen, Abbrennen und Brachfallen aufweisen. Je extremer der Standort, umso geringer ist der Bewirtschaftungseinfluss. Davon ausgenommen sind die Auswirkungen, welche eine oder mehrere empfindliche Entwicklungsphasen bestimmter Arten betreffen.

B Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung in verschiedenen Untersuchungen unterschiedlich reagieren:

Nicht nach dem aufgeführten Schema eingeordnet werden konnte die Reaktion von einigen im Untersuchungsgebiet und in den Dauerflächen nicht seltenen bis häufigen Arten (Tab. 14).

C Arten mit unbekanntem Verhalten:

Neben den allgemein seltenen Arten war eine Anzahl häufigerer Arten in den Versuchsflächen unterrepräsentiert. Eine Aussage über deren Verhalten kann hier nicht gemacht werden (Tab. 15).

5.2. ARTENREICHTUM DER MESOBROMETEN

Für den relativ grossen Artenreichtum der Mesobrometen (im Vergleich z.B. zu Arrhenathereten) im Flächenbereich von einigen Quadratmetern bis Aren gibt es in der Literatur verschiedene Erklärungen. Ein erster allgemeiner Ansatz besteht in der Regulation der Beziehung zwischen Phytomasse und Herbivoren. Eine grosse Biomasse einer bestimmten Art ist insbesondere für darauf spezialisierte Herbivoren leichter verfügbar. Die Zunahme der Herbivoren kann die Vermehrungsrate sich ausbreitender Pflanzenarten regulieren (negative Rückkoppelung). Die Interaktionen sind jedoch meist komplexer. Gemäss LEUTERT (1983) bewirkten Feldmauskolonien in einem kontrollierten Versuch im untersuchten *Mesobrometum* (Merishausen) durch Frass, Exkreme und Wühlaktivitäten differenzierte dynamische Mikrohabitatem mit spezifischen Standortsbedingungen. Die Folge waren eine Veränderung der Deckungswerte in der Vegetation und eine Zunahme der Artenzahl um 15%. In einer vergleichend untersuchten Fettwiese war dies nicht der Fall. Die Feldmäuse bevorzugten bestimmte Arten als Nahrung (*Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Vicia hirsuta*, *Taraxacum officinale* usw.). Die Dekkungswerte einiger Nahrungspflanzenarten nahmen durch den Verbiss ab, andere bevorzugte Futterpflanzen nahmen jedoch durch die Aktivitäten zu. Die Beeinflussung der Vegetation erfolgte im Bestand nicht homogen, sondern sehr stark gebunden an die Bauten und Gänge. Die beeinflussten Bereiche ("Kolonien") haben nach LEUTERT (1983) und SALVIONI (1981) eine Grösse von 0.5-2 (-4) m² und umfassen einen Flächenanteil von ca. 3-7%. Die Popu-

lationen und Kolonien schwanken stark. Feldmausaktivitäten sind als Beispiel dynamischer und kleinstandörtlich wechselnder Impulse auf die Magerwiesenvegetation zu betrachten.

Die Mahd wirkt sich dagegen meist gleichmässiger auf die gesamte Fläche aus. Hochwüchsige, konkurrenzkräftige, in die Blattmasse investierende adulte Pflanzen erhalten mehr Lichtenergie. Die Mahd auf den nährstoffarmen, trockenen Standorten trifft jedoch insbesondere diese Arten am stärksten durch den Biomassenentzug. Gerade durch das Aufwachsen von grossblättrigen, dominanten Arten entstehen nach der Mahd geeignete Nischen, welche ein örtliches und zeitliches Nebeneinander ermöglichen. Die Mahd und das nachfolgende Aufwachsen der Vegetation erzeugen einen periodischen Wechsel von Standortsbedingungen und somit eine Voraussetzung für die Koexistenz von Arten mit gegensätzlichen Strategien (vergleichbar mit jahreszeitlichen Änderungen).

Die Nischenbildung wird verstärkt durch die Differenzierungen in der ober- und unterirdischen Vegetationsstruktur. Nach KUHN (1984) weisen die Arten der Mesobrometen sehr unterschiedliche Wasserhaushaltsstrategien auf. Der Wachstumserfolg einer Pflanze beruht nicht nur auf ihrer eigenen Wasserstrategie und den Standortseigenschaften, sondern steht auch in Interaktion mit den Strategien der Nachbarpflanzen. Es ergeben sich dadurch zahlreiche unterschiedliche Strategienischen, d.h. Mikrostandorte mit unterschiedlichen Bodenwasserhaushaltsbedingungen. CERLETTI (1988) zeigte die Verhältnisse im Bodenwasser in den durch die Vegetationsstruktur selber gebildeten Mikronischen auf. Es entstehen wesentliche kleinstandörtliche Unterschiede zwischen vegetationsbedeckten Bereichen und Vegetationslücken. Kleinräumige Mosaike sind auch bei der Nährstoffverteilung im Oberboden erkennbar (SCHÄPPI 1989). Die Wurzelkonkurrenz spielt nach MARTI (1993) eine wichtige Rolle in der Koexistenz von häufigen mit seltenen Arten in Mesobrometen.

Nach RYSER (1990) erlauben das langsame Wachstum und die Fähigkeit (auch) von juvenilen Pflanzen, unter suboptimalen Bedingungen lange im Bestand auszuhalten, eine hohe Artendichte auf kleiner Fläche. Dies bestätigt nach RYSER in den Mesobrometen die Modelle der hohen Artendiversitäten von GRIME (1979) und HUSTON (1979): Auf nährstoffarmen Standorten mit mittleren bis starken Stress- und Störungsfaktoren werden konkurrenzstarke Arten begrenzt.

In der vorliegenden Arbeit zeigte es sich, dass Standortsfaktoren (hier insbesondere Bewirtschaftung, Bodenwassergehalt, Insolation, Bodentypen) kombiniert auf die einzelnen Arten und damit die lokale Vegetation einwirken. Die Faktoren können sich interferenzartig verstärken oder schwächen. Auf ähnlichen *Mesobromion*-Standorten können deshalb dieselben Arten gleichartig oder unterschiedlich auf Umwelteinflüsse reagieren. Da neben den permanenten Faktoren viele andere Faktoren (Bewirtschaftung, Trockenstress, Herbivoren) zufällig oder zyklisch und kombiniert als Impulsgeber einwirken und sich somit zeitlich ändern, gibt es kein "bestangepasstes" Verhalten zu jeder Zeit und an jedem Ort.

Auf mesophilen Standorten mit grösserer Biomassenentwicklung bewirken Bewirtschaftungseinflüsse schnellere und rascher ersichtliche Änderungen als auf extremen Standorten mit einer grösseren Anzahl stresstoleranter, zurückhaltender Arten.

Erklärungen für die Artenvielfalt im untersuchten *Mesobromion*-Komplex sind:

- Vielfalt der Landschaftselemente und -strukturen in einem grösseren Raum, z.B. Unterschiede in der Geomorphologie, Geologie, Hauptexposition, Hauptneigung, Parzellierung, Entstehungsgeschichte, Höhenlage usw.
- Vielfalt der Mikrostandorte durch systeminterne Differenzierung, z.B. Bodenwasser- und Nährstoffgehaltsmuster, Feldmauskolonien, selektiver Wildverbiss (z.B. KLÖTZLI 1965), Ameisenhaufen usw.
- vielfältige und zyklische Einflüsse, z.B. Witterungsverlauf, Mahd, Trockenzeiten
- intakt erhaltene (potentielle) Artengarnitur im Gebiet auf ausreichender Fläche und in Biotopverbund
- Beschränkung der Dominanz konkurrenzstarker Arten, z.B. durch Mahd, geringen Nährstoffgehalt, Zeitabschnitte mit Trockenstress
- an Standortsbedingungen angepasste Arten, aber kein permanent bestangepasstes Verhalten infolge Fluktuation der Standortsbedingungen.

5.3. NATURSCHUTZWERT DER VEGETATIONSEINHEITEN

Ein Mass für die naturschützerische Bedeutung einzelner Pflanzenbestände, Vegetationseinheiten oder Landschaftseinheiten ergibt sich aus den absoluten

oder flächenbezogenen Artenzahlen (Arten-Areal-Kurven) oder aus der Summe bestimmter Indikatorarten. Die Errechnung eines Naturschutzwertes ("Kennzahl") einer Vegetation ist eine Möglichkeit für die Bewertung eines Lebensraumes. WILMANNS und DIERSSEN (1979) erachten eine Operationalisierung der Kriterien des Naturschutzwertes als vordringliches Forschungsproblem.

Vegetationseinheiten können einer synoptischen Eignungsbewertung unterzogen werden, wie dies SEIBERT (1975) am Beispiel des Donauriedes aufzeigt hat. Bei Mangelbiotopen sind nicht alle denkbaren Nutzfunktionen von Interesse, vielmehr stehen die Aspekte des Arten- und Biotopschutzes im Vordergrund. In der Naturschutzplanung (z.B. Festlegen von Prioritäten für Schutz und Pflege, Entscheidung über Schutz- und Entwicklungsziele) sind Bewertungen, Vergleiche und Rangfolgen Hilfsmittel für die praktische Arbeit. GASSER (1992) hat die Föhrenwälder in der Umgebung von Brugg anhand von errechneten Naturschutzwerten miteinander verglichen. Im Bericht über die Situation der Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich (KEEL und WIEDMER 1991) wurde jeder Art ein Artwert zugeordnet, der nach einer vorgegebenen Formel aus dem Gefährdungsgrad (Europa, Schweiz, Kanton Zürich), der Grösse des gesamten Verbreitungsareals und dem Anteil des Be-

Tab. 16. Skala des Naturschutz-Zeigerwertes als Kombination von Gefährdungsgrad und Häufigkeitsänderung.

Scale of nature protection value as a combination of threat and change in frequency.

Naturschutzwert	Häufigkeit	Gefährdungsgrad und Häufigkeitsänderung
9	sehr selten	stark gefährdet, vom Aussterben bedroht
8	sehr selten	stark gefährdet, aber noch an mehreren Orten vorhanden
7	selten	gefährdet
6	vereinzelt	abnehmend, noch nicht akut gefährdet
5	verbreitet	nicht abnehmend
4	häufig	leicht zunehmend
3	häufig	zunehmend
2	sehr häufig	vielerorts zunehmend
1	massenhaft	
0	keine Angaben, Artengruppen, angepflanzt usw.	

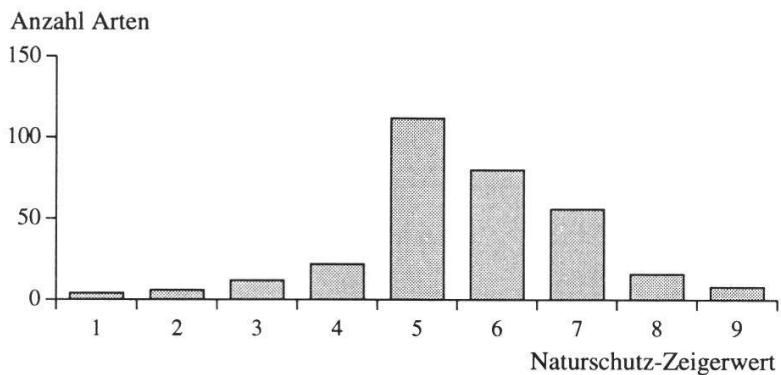


Fig. 36. Anzahl Arten in den Naturschutz-Zeigerwert-Kategorien 1 bis 9.
Number of species in the categories 1 to 9 of nature protection value.

standes im Kanton Zürich am Schweizer Bestand errechnet wurde. KIENZLE (1985) bewertete die Schutzwürdigkeit der jurassischen Mesobrometen (ZOLLER 1954b) aufgrund der Artenzahl, der geschützten, bedrohten und seltenen Arten, der Qualität und der Grösse der Bestände.

Für das *Mesobromion* des Randens wurde versucht, jeder ausgeschiedenen Vegetationseinheit einen Naturschutz(zeiger)wert zuzuordnen. Die Auswahl der Orte der Vegetationsaufnahmeflächen erfolgte nicht im voraus aufgrund des Vorhandenseins seltener Arten. Der Naturschutzwert basiert auf der Kombination von Häufigkeit und Zukunftsprognose jeder Art. In Analogie zu den "Roten Listen seltener und gefährdeter Arten" wurde somit allen Arten ein Wert für das Randengebiet gemäss der in der Tabelle 16 dargestellten Skala zugeordnet.

Die Summe der Arten in den Wertkategorien 1 bis 9, die durch die ca. 300 Arten der Vegetationstabelle gebildet werden, ist aus der Figur 36 ersichtlich. Die typischen Arten des *Mesobromion* sind überdurchschnittlich gefährdet. Da diese Vegetation den Schwerpunkt der Vegetationstabelle bildet, ist dementsprechend ein Übergewicht der Arten mit einem Wert grösser als 5 die Folge.

Die Naturschutzwerte der Vegetationsaufnahmen wurden gleich wie die mittleren ökologischen Zeigerwerte berechnet (vgl. Kapitel 3.1.1).

Aus der Zuordnung der Anzahl Arten, der Anzahl seltener Arten und der Naturschutzwerte (Fig. 37) zu den Vegetationseinheiten lassen sich folgende Aussagen ableiten:

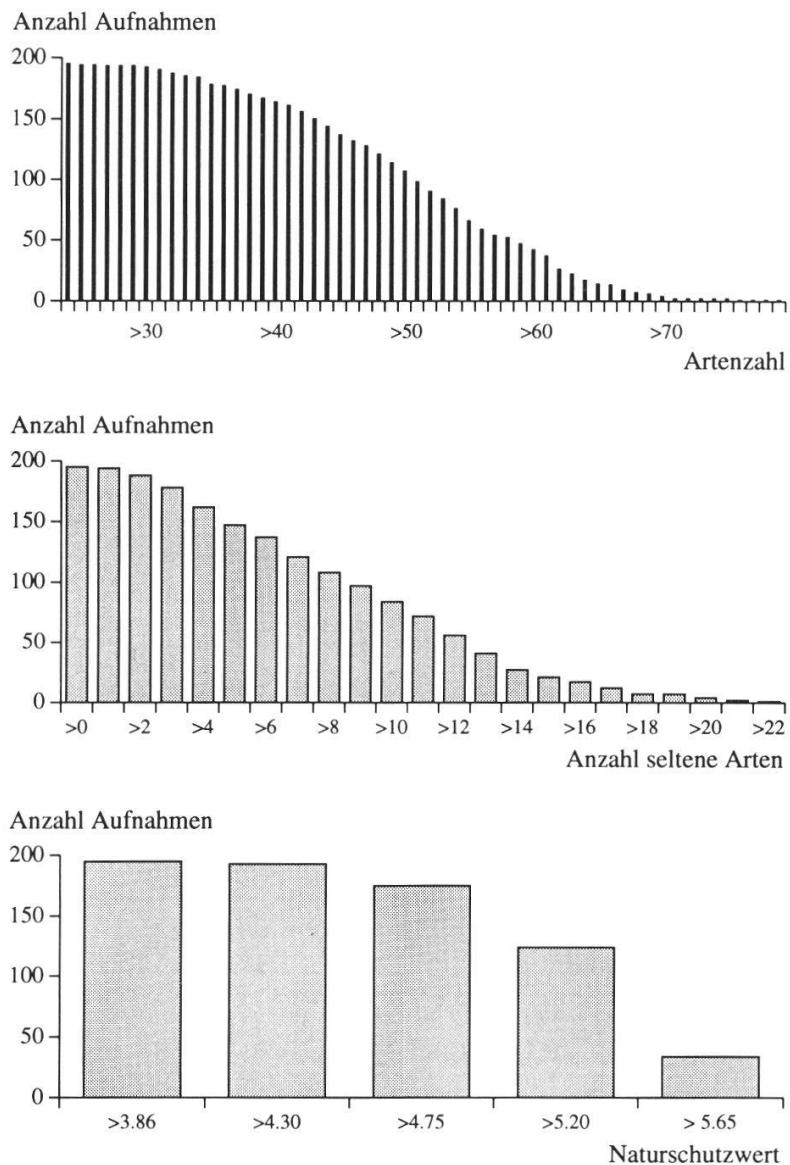


Fig. 37. Verteilung der 195 Vegetationsaufnahmen nach Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert.

Distribution of the 195 relevés according to the number of species, the number of rare species, and the nature protection value.

Je geringer die Nährstoffversorgung, umso höher die mittlere Artenzahl. In brachliegenden Beständen ist die Anzahl Arten mit einem Naturschutzzeigerwert grösser als 6 im Mittel höher als in gemähten Beständen bei Flächengrössen von ca. 100 m² und grösser. Die hohen Deckungswerte von Fettwiesenarten auf gut mit Wasser versorgten Standorten (Einheit I A und I B) bewirken im Vergleich zur Anzahl seltener Arten einen tieferen Naturschutzwert gegenüber den übrigen Standorten. Der umgekehrte Fall trifft bei den

sehr trockenen Standorten zu. Bei Gleichgewichtung der Kriterien Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert ergibt sich folgende Rangfolge der Einheiten des untersuchten *Mesobromion*:

1. III *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum*
2. IV *Seselio libanotidis-Mesobrometum*
3. II B *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, typische Untereinheit
4. II A3 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, Ausbildung mit *Hieracium cymosum*
5. II A4 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, trockene Ausbildung
6. V *Inulo conyzae-Mesobrometum*
7. I B *Colchico-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Trollius europaeus*
8. II A2 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, Ausbildung mit *Rhinanthus alectorolophus*
9. I A *Colchico-Mesobrometum*, typische Untereinheit
10. II A1 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, mesophile Ausbildung

Die schlechteren Ränge der Einheiten I A und I B können mit einer verstärkten Eutrophierung begründet werden. Trotz tieferer Rangfolge sind aber die Standorte von I A und I B Lebensräume örtlich seltener Arten wie *Trollius europaeus*. Als Pflanzengesellschaften sind sie im Randen bis auf wenige Restflächen verschwunden.

Die Kriterien Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert können zur Beurteilung eines Pflanzenbestandes beigezogen werden, beispielsweise für die Begründung der Auszahlung von Bewirtschaftungsbeiträgen oder von Unterschutzstellungen. Diese Kriterien genügen den Anforderungen für die Ausscheidung von Naturschutzgebieten allein noch nicht. Weitere Aspekte wie die Erhaltung aller Lebensraumtypen mit besonderer Berücksichtigung der gebietstypischen Einheiten (Repräsentanz), das Vorkommen einmaliger Biotope oder Populationen (Singularitäten), die Vielgestaltigkeit und der Biotoptverbund (BIELEFELD 1984) sowie selbstverständlich die zoologischen Kriterien sind zu berücksichtigen.

5.4. PFLEGESTRATEGIEN

Aus den Untersuchungen lassen sich hinsichtlich des botanischen Arten- und Biotopschutzes folgende Strategien für die Bewahrung und Förderung der Magerwiesen ableiten:

- Die Erhaltung und Ausweitung von Flächen ohne jegliche Düngung müssen absoluten Vorrang gegenüber (auch nur leicht) gedüngten Wiesentypen erhalten. Trotz verstärktem Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre sind noch Magerwiesen mit zahlreichen und seltenen Arten vorhanden. Es ist jedoch nicht auszuschliessen, dass durch den Stickstoffeintrag der Phosphor vermehrt zum limitierenden Nährstofffaktor (EGLOFF 1986) wird. Dabei ist zu erwarten, dass sich standörtliche Unterschiede in den verschiedenen *Mesobromion*-Typen ergeben.
- Es ist zu beachten, dass aufgrund von Faktorenkombinationen dieselben Arten auf verschiedenen Standorten und bei verschiedenen Witterungsabläufen unterschiedlich auf Pflegeeingriffe (Umwelteinflüsse) reagieren können. Pflegemassnahmen sind deshalb periodisch zu überprüfen.
- Durch regelmässiges Mähen kann die Artenzahl auf kleinen Flächeneinheiten erhöht werden. Sind grössere Flächen vorhanden, bewirken (zeitweise) brachliegende Abschnitte eine grössere Artenzahl unter Einschluss von seltenen und spezialisierten Arten.
- Wenig produktive, d.h. hier vor allem trockene und/oder nährstoffarme Flächen benötigen weniger häufig Pflegeeingriffe als produktive Flächen und reagieren weniger respektive langsamer auf Pflege als solche mit starker Biomassenbildung.
- Wenig produktive Standorte sind jahreszeitlich später zu mähen. Dies ermöglicht die Ausbildung einer grösseren Artenzahl. Produktive Flächen sind dann früher zu mähen, wenn sich dadurch eine Nährstoffverminderung des Standortes ergibt (vgl. aber SCHIEFER 1984).
- Eine lockere Streueschicht verbessert die Etablierung vieler (nicht aller) Keimlinge auf trockenen Flächen, eine dichte Streueschicht, insbesondere auf luft- und bodenfeuchten Standorten, hemmt die Etablierung anderer. Einige Arten sind auf Vegetationslücken angewiesen (RYSER 1990).
- Durch die genaue Einhaltung eines Schnittregimes können bestimmte Arten gezielt gefördert werden. Beispiele sind *Rhinanthus angustifolius*, Baren, oder - ausserhalb des Untersuchungsraumes - *Himantoglossum hircinum*, Glattfelden, Kanton Zürich (pers. Beobachtung).

- Kontrolliertes Abbrennen reduziert einige Arten stark und fördert wenige andere, beispielsweise die dominante Art *Brachypodium pinnatum*. Abbrennen als Pflegemassnahme hat insbesondere den zusätzlichen Nachteil, dass ein Teil des Stickstoffes und der gesamte Phosphor auf der Fläche verbleiben. Gegebenenfalls ist gezieltes Abbrennen aber geeignet, als einmalige Massnahme (mit nachfolgender Mahd) die Vegetationszusammensetzung zu beeinflussen und den Biotop für die Etablierung bestimmter Arten aufnahmefähiger zu machen (Störungsinduktion).
- Wenig bekannt ist die Auswirkung von Pflegemassnahmen in Faktorenkombinationen auf seltene Arten. Untersuchungen in dieser Richtung sind notwendig für die arten- und biotopspezifische Umsetzung im praktischen Naturschutz.

ZUSAMMENFASSUNG

Der Vegetationskomplex der Trespen-Halbtrockenwiesen mit den Übergängen zu den Fettwiesen und den Verbrachungsstadien (*Mesobromion* i.w.S.) des Randens in der Nordschweiz (Kanton Schaffhausen) wurde pflanzensoziologisch erfasst. In den zwei Teilgebieten Bargent, Tannbüel, und Merishausen, Grätental, wurden Versuchsflächen zur Erfassung der Einflüsse von Mahd, Abbrennen und Verbrachung auf die Standortsfaktoren und die Vegetation eingerichtet und mit Rasteraufnahmen von je 100 dm²/1 m² die Vegetationsmuster der Mikrostandorte untersucht.

1. Die von ZOLLER (1954b) beschriebenen fünf Einheiten des *Mesobromion*, basierend auf seinen Vegetationsaufnahmen von 1947/48, konnten 1976/77 mit den eigenen Aufnahmen im wesentlichen bestätigt werden. Gesamthaft wiesen alle Vegetationseinheiten aufgrund der Artenzusammensetzung (Nährstoffzeigerwerte) auf etwas stickstoffreiche Verhältnisse hin. Es konnte nicht entschieden werden, ob dies auf dem vermehrten Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre und/oder der Landwirtschaft beruhte oder ob methodische Gründe bestanden. Als "neue" Einheit wurde die brachliegende nährstoffreiche *Mesobrometum*-Einheit mit *Inula conyza* beschrieben.
2. Seit den Aufnahmen von ZOLLER 1947/48 hat insbesondere der Gefährdungsgrad der Arten der regelmässig, aber spät gemähten, sehr nährstoffarmen und (wechsel-)trockenen Flächen noch stärker zugenommen. Beispiele sind *Crepis alpestris*, *Linum tenuifolium*, *Globularia elongata* und *Hieracium cymosum*. Einen starken Rückgang verzeichneten zudem viele Orchideen in den früher nährstoffarmen Nutzwiesen.
3. Mahd, Abbrennen und Verbrachung wirken unterschiedlich auf die Vegetation und die übrigen Standortsfaktoren. Sie wurden in dieser Untersuchung als Impulsgeber bezeichnet, die zusammen mit den übrigen nicht permanent wirksamen, unregelmässigen oder zyklischen Standortsfaktoren (Trockenzeiten, Störungen durch Herbivoren usw.) die Vektoren der Vegetationsveränderung auf den unterschiedlichen *Mesobromion*-Standorten beeinflussen.
4. Die Einwanderung von Gehölzpflanzen wurde als Beispiel einer Vegetationsveränderung untersucht, welche sich gut zurückverfolgen liess. Der Vergleich der Dynamik auf zwei Versuchsflächen zeigte zwei völlig unterschiedliche Vorgänge entsprechend den verschiedenen Bodentypen und Umgebungsbedingungen. Auf der Fläche BG, Bargent, Tannbüel, stellten sich innert weniger Jahre nach dem Brachfallen auf einzelnen Teilflächen die Arten des Pionierwaldes mit den wichtigsten Gehölzen (*Pinus silvestris*, *Juniperus communis*, *Picea excelsa*) ein. Zwischen diesen gehölzbewachsenen Bereichen entwickelten sich anschliessend keine zusätzlichen Gehölze mehr, sondern eine "stabilisierte" Grasphase. Bei MG, Merishausen, Grätental, entstand durch seitliches Einwachsen von *Prunus spinosa* lediglich ein langjähriger Gebüschtmantel, welcher mit einer Geschwindigkeit von ca. 30 cm/Jahr in die gehölzfreie brache Magerwiese einwuchs.
5. Im Stickstoffgehalt des Bodens konnte bei Wiederaufnahme der Mahd auf der brachgelegenen Untersuchungsfläche BM gegenüber der weiterhin brachliegenden Vergleichsfläche kein Unterschied festgestellt werden. Auf der Brandfläche ergab sich eine leichte Erhöhung des pflanzenverfügbarer Stickstoffes in Übereinstimmung mit einer leichten Zunahme nährstoffzeigender Arten.

6. Die Feuertemperaturen ähnlicher Versuche in Mesobrometen konnten weitgehend bestätigt werden. Wenige Millimeter über der Bodenoberfläche wurden Maximaltemperaturen von bis zu 640 °C festgestellt. Heisse Gegenwindfeuer bewirkten eine fast vollständige Zerstörung der oberirdischen grünen Pflanzenteile. Weniger hohe Temperaturen und eine starke Mosaikbildung geschädigter/nicht geschädigter lebender Pflanzenteile ergaben sich bei Mitwindfeuer. Geringere Mengen als ca. 100 g lufttrockene Streue pro Quadratmeter erwiesen sich als nicht abbrennbar.
7. Die Biomassenproduktion ist aufgrund der jährlich unterschiedlichen Witterung und abhängig vom Standort Schwankungen unterworfen. Am meisten Biomasse enthielten Brachflächen, am wenigsten Mahdflächen; Brandflächen lagen dazwischen. Die regelmässige jährliche Mahd im Spätsommer bewirkte trotz der geringen Produktivität der Standorte in der Ausgangslage eine Abnahme der oberirdischen Biomassenbildung.
8. Auf der Untersuchungsfläche BM, Bargen, Tannbüel, wurde ein Jahresangebot von pflanzenverfügbarem Stickstoff von 1.5-3 g/m² errechnet. Durch die Mahd im Spätsommer wurde ca. 1.55-3.55 gN/m² und 0.12-0.37 gP/m² entzogen. Demgegenüber verblieben nach dem Abbrennen bei mittleren bis heissen Feuern im Frühjahr der Phosphor ganz und ca. ein Drittel des Stickstoffes in der Asche auf der abgebrannten Fläche.
9. Die Rastervegetationsaufnahmen erwiesen sich als arbeitsaufwendig, zeigten aber ein gutes Bild der Verbreitungsmuster der Arten in einer Fläche und gaben schnell Hinweise auf das Verhalten jeder Art auf den unterschiedlichen Flächen und auf die Vektoren der Vegetationsschwankungen. Aus Platzgründen sind in der vorliegenden Arbeit nur 26 Verteilungsmuster (je 3 Jahresfolgen) von 22 Arten beispielartig wiedergegeben.
10. Die Homogenität und die Stabilität einer Vegetation sind Summenwerte. Homogene und inhomogene, stabile und instabile Verteilungsmuster der Arten überlagerten sich in der untersuchten Vegetation.
11. Die Rastervegetationsaufnahmen belegten, dass sich einige Arten auf den drei untersuchten, ähnlichen *Mesobromion*-Standorten gleichartig, andere Arten aber unterschiedlich verhalten können. Die Witterungsverläufe, insbesondere Trockenperioden, modifizieren Standort und Vegetation wesentlich. Die Verbrachung vermindert umgekehrt die Auswirkungen von extremer Trockenheit und Insolation. Beispielsweise wurde die Neuettablirung von Keimlingen vieler Arten je nach Dichte der Streuschicht gefördert oder gehemmt.
12. Durch den Wechsel der Bewirtschaftung von der Mahd zur Verbrachung oder umgekehrt verschwanden kurzfristig keine Arten; ebenso wurde keine Etablierung von Arten erfasst, welche die Versuchsflächen neu besiedelten.
Mahd (insbesondere späte) und Verbrachung veränderten die Vegetationszusammensetzung auf den untersuchten Flächen kurzfristig wenig. Vor allem die sehr trockenen, nährstoffarmen, stark besonnten Untersuchungsflächen ML und BL reagierten langsam. Raschere Änderungen konnten auf der mesischen Untersuchungsfläche BS festgestellt werden.
13. Abbrennen wirkte sich kurzfristig stark auf die Vegetationszusammensetzung aus. Betroffen wurden insbesondere Arten mit Überdauerungsorganen, welche knapp un-

ter oder dicht über der Bodenoberfläche liegen: vor allem die Moose, Keimlinge und Jungpflanzen sowie Rosetten-Hemikryptophyten (ausgenommen *Primula veris*). Gesamthaft war der Rückgang der Arten jedoch nicht sehr hoch.

14. Die relativ hohe Artenzahl in Mesobrometen wird folgendermassen erklärt: Eine gross- und kleinflächige Vielfalt an Standortsbedingungen, insbesondere die Differenzierung in kleinflächige Nischen, kann von zahlreichen Arten genutzt werden. Die Beschränkung der Dominanz allfälliger konkurrenzstarker (grosswüchsiger) Arten durch Nährstoffarmut, Trockenheit, Mahd usw. ermöglicht vielen stressresistenten Individuen, insbesondere als kleinwüchsige Jungpflanzen (die noch ausreichend Licht erhalten), auszuhalten und günstige Bedingungen für das Wachsen und Fruchten zu nutzen. Die (zyklische) Varianz und in einem bestimmten Ausmass die Zufälligkeit von einzelnen Standortsfaktoren ermöglichen kein "jederzeit und überall" bestangepasstes Verhalten an den Standort. Einzelne Faktoren eines Standortes "ändern" sich fortwährend.

SUMMARY

The phytosociological complex of the *Mesobromion* limestone grassland (with transitions to the *Arrhenatherion* and the successional stages of both) on the Randen, a Jurassic mountain in the north of Switzerland (Canton Schaffhausen), was investigated in this thesis. In the two subregions of Bargen in Tannbüel and Merishausen in Grätental study areas were established and the vegetation patterns of microsites investigated by means of grid vegetation samples of 100 dm²/1 m² each. These grid relevés served to determine the influence of cutting, burning and no management on the site conditions and the vegetation.

1. The five types of *Mesobromion* described by ZOLLER (1954b) are based on his vegetation samples of 1947/48 and were essentially confirmed by the samples of 1976/77 for this study. The species composition of the vegetation indicated, in general, conditions with more nitrogen (nutrient indicators). It could not be decided if this increase in nitrogen stemmed from the atmosphere and/or if it was due to agriculture or methodical reasons. The more eutrophic *Mesobrometum*-type with *Inula conyzoides* was described as a "new" type without management.
2. Especially species on very oligotrophic areas of dry grassland, which are cut regularly but late in the year, are more threatened than in 1947/48. Species, such as *Crepis alpestris*, *Linum tenuifolium*, *Globularia elongata*, and *Hieracium cymosum*, as well as many orchids in former oligotrophic meadows showed a sharp decline.
3. Cutting, burning, and no management have different impacts on the vegetation and other site conditions. In this study, along with other sporadically effective, irregular, or cyclic site conditions (dry seasons, disturbance by herbivores, etc.), they were regarded as impulse donors that influence the vectors of vegetation change on the varying *Mesobromion*-sites.
4. The immigration of copse plants was investigated as an example of a vegetation change easy to trace back. Corresponding to different soil types and conditions of the surrounding area, the comparison of the dynamics on two experimental plots revealed two completely different processes. On subdivisions of the area BG, Bargen, Tannbüel, pioneer wood species appeared within a few years of no management. The

most important copse species here were *Pinus silvestris*, *Juniperus communis*, and *Picea excelsa*. Subsequently, no additional copses, but rather a 'stabilised' grass stage developed between the wooded parts. On MG, Merishausen, Grätental, however, only the longstanding cover of brushwood, *Prunus spinosa*, developed growing into the uncut meadow (which had no management and contained no copses) at a rate of about 30 cm/year.

5. When the investigation area BM was cut again, the nitrogen content of its soil did not differ from that of a second area that was still without management. On the burnt area, the nitrogen content available to plants increased slightly with a corresponding rise in the number of nutrient indicating species.
6. The fire temperatures in similar experiments in *Mesobrometum*-sites were largely confirmed. Maximum temperatures of up to 640 °C were measured a few millimeters above the soil surface. Hot headwind fires nearly completely destroyed the green plant parts above ground. Fires in the wind direction did not reach such high temperatures and resulted in the formation of a mosaic of damaged and undamaged living plant parts. Air-dried litter quantities of less than 100 g/m² could not be burnt.
7. The production of biomass varies, depending on varying annual weather conditions and on the site. Areas without management produced the highest amount of biomass, cut areas contained only little biomass, and burnt areas ranged in-between. Despite the low productivity of the sites at the start, the regular annual cut in late summer resulted in a decrease of surface biomass formation.
8. On the investigation site BM, Bargen, Tannbüel, the annual amount of nitrogen available to plants was assumed to be 1.5-3 g/m². The late summer cut withdrew about 1.55-3.55 gN/m² and 0.12-0.37 gP/m². On the other hand, when the area was burnt by means of medium and hot fires in spring, the total amount of phosphor and about one third of the nitrogen remained in the ashes.
9. The grid vegetation samples involved a great deal of work; however, they provided a good short-term impression of the dispersal pattern of the species in an area and gave indications of each species' behaviour and of vectors of vegetation fluctuations after only a few years. In this thesis, 26 distribution patterns (three annual sequences each) of 22 species are shown by way of examples.
10. Homogeneity and stability of a vegetation are integrative qualities. Homogeneous and inhomogeneous, stable and unstable species distribution patterns superimposed each other.
11. The grid vegetation samples gave evidence that some species behave equally on all similar *Mesobrometum*-sites that were investigated; other species, however, vary in their behaviour on these sites. The course of weather conditions, dry seasons in particular, essentially modify the conditions of a site. The litter layer, on the contrary, reduces the negative effects of dry periods and insolation. For example the new establishment of seedlings of many species was enhanced or reduced, depending on the density of the litter layer.
12. A change in the management (from cutting to no management or vice versa) caused no short-term disappearance of species; neither was the establishment of species registered, which were new to the investigation area.

Cutting (especially at the end of the vegetation period) and no management induced little short-term changes to the composition of the vegetation on the investigated areas. Especially the very dry oligotrophic investigation areas ML und BL, which are exposed to strong insolation, reacted slowly. Faster changes were recorded on the mesic investigation area BS.

13. Burning had strong short-term effects on the composition of the vegetation. Particularly species with hibernating parts, which lie just below or above the soil surface, were concerned: especially the moss layer, seedlings, and young plants, as well as rosette-hemicryptophytes (except *Primula veris*). As a whole, there was no significant decline of species in the first years.
14. The relative high number of species in a *Mesobrometum* can be explained as follows: If site conditions vary and particularly if a differentiation into niches of a small size can be found, many species will establish themselves. The restriction of dominance of any possible competitive (tall-growing) plants by oligotrophy, dryness, cutting, etc. enables many stress-resistant individuals to survive, particularly as long as they are small young plants that receive sufficient light, and to wait for conditions that favour their growth and fructification. The (cyclic) variability and certain chance factors of some environmental influences make it impossible for a plant to develop a bestadapted behaviour to all microsites for all times.

LITERATURVERZEICHNIS

- AGOSTI D., 1983: Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Ameisen (*Hymenoptera: Formicidae*) im Randen (Kanton Schaffhausen). Diplomarbeit. Entomolog.Inst.ETH, Zürich. 69 S. (Polykopie).
- AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.), 1984: Schutz von Trockenbiotopen: Trockenstandorte aus zweiter Hand. Laufener Seminarbeiträge 5, Laufen/Salzach. 55 S.
- BAU- UND LANDSCHAFTSDEPARTEMENT DES KANTONS SOLOTHURN (Hrsg.), 1987: Blumenreiche Heumatten. Empfehlungen des Kantons Solothurn für die Erhaltung artenreicher Wiesen im Solothurner Jura. Solothurn. 15 S.
- BELLMANN H., 1985: Heuschrecken. Neumann-Neudamm, Melsungen. 210 S.
- BERNATH K. und LICHTENHAHN M., 1979: Wurzeluntersuchungen an drei verschiedenen Kulturen mit unterschiedlichen Artenzahlen bei Merishausen (SH). Semesterarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 49 S. (Polykopie).
- BERTSCH K., 1966: Moosflora von Südwestdeutschland. (3. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 234 S.
- BIELEFELD U., 1984: Aufbau eines vernetzten Biotopsystems "Trocken- und Halbtrockenrasen" in Rheinland-Pfalz. In: MINISTERIUM FÜR SOZIALES, GESUNDHEIT UND UMWELT (Hrsg.), Arten- und Biotopschutz in Rheinland-Pfalz, 21-29.
- BLANKE M., 1989: Simulationsmodelle der Koexistenz von Pflanzenarten in Halbtrockenrasen. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich, und Fachgruppe für Systemökologie ETH Zürich. 61 S. (Polykopie).
- BOLLER-ELMER K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 63. 103 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. (3. Aufl.). Wien. 865 S.
- BRAUN-BLANQUET J. und MOOR M., 1938: Verband des *Bromion erecti*. Prodromus der Pflanzengesellschaften 5. 64 S.
- BROGGI M. und SCHLEGEL H., 1989: Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Dargestellt am Beispiel des schweizerischen Mittellandes. Ber. 31 NF-Programm "Boden", Liebefeld-Bern. 180 S.
- BRONHOFER M., 1956: Die ausgehende Dreizelgenwirtschaft in der Nordostschweiz unter besonderer Berücksichtigung des Kantons Schaffhausen. Mitt.Naturf.Ges.Schaffh. XXVI, 1-169.
- BRUDERER B. und THÖNEN W., 1977: Rote Liste der gefährdeten und seltenen Vogelarten der Schweiz (Erste Fassung, Stand 1977). Schweiz.Landesk.Vogelschutz. 36 S.
- BRUNNER I., 1987: Pilzökologische Untersuchungen in Wiesen und Brachland in der Nordschweiz (Schaffhauser Jura). Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 92. 241 S.
- CERLETTI G., 1988: Experimentelle Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt in Trespen-Halbtrockenrasen (bei Merishausen). Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 76 S. (Polykopie).
- DAUBENMIRE R., 1968: Ecology of fire in grasslands. In: CRAGG J.B. (ed.), Advances in ecological research 5. Acad.Press, London and New York, 209-266.
- DEMARMELS J., 1978: Trockenstandorte als Biotopeinseln für Schmetterlinge und Heuschrecken. Diplomarbeit. Univ.Zürich, Zool.Mus. 60 S. (Polykopie).
- DICKENMANN R. und WINTER D., 1991: Bericht "Trockenstandorte". Grundlagenber.Naturschutz-Gesamtkonzept Kanton Zürich. 102 S. (Polykopie).
- DIERSCHKE H., 1974: Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldwäldern. ScriptaGeobot. 6. 246 S.
- EGLOFF T., 1986: Auswirkungen und Beseitigung von Düngereinflüssen auf Streuwiesen. Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente im nördlichen Schweizer

- Mittelland. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 89. 183 S.
- ELLENBERG H., 1956: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: WALTER H., Einführung in die Phytologie IV/I. Stuttgart. 136 S.
- ELLENBERG H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. (4. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 989 S.
- ELLENBERG H. und KLÖTZLI F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitt.Schweiz.Anst.forstl.Versuchswes. 48(4), 587-930.
- ELLENBERG H., 1985: Veränderung der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Dünung und Immissionen. Schweiz.Zeitsch.Forstwes. 136, 19-39.
- FORNALLAZ C., 1982: Veränderungen des Wasserhaushaltes von *Bromus erectus* Huds. und *Dactylis glomerata* L. im Verlaufe einer Vegetationsperiode unter feuchten und trockenen Bedingungen im Freiland. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 77 S. (Polykopie).
- FRANK E.C. und LEE R., 1966: Potential solar beam irradiation on slopes. Tables for 30° to 50° latitude. U.S.For.Serv.Res.Pap.RM 18.
- FREY V., ohne Jahrgang: Wandel und Rückgang der Mesobrometen im Schweizer Jura. Diplomarbeit. Bot.Inst.Univ.Basel. 118 S. (Polykopie).
- FRICKER P., 1979: Grünlandalter und Grünländstrukturen. Semesterarbeit. Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 41 S. (Polykopie).
- GASSER AHMAD C., 1992: Pflanzenartengarnitur und Bodenchemismus von Halbtrockenrasen nach 14jähriger Mahd-, Brache- und Brandbewirtschaftung bei Merishausen (SH). Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. (Polykopie).
- GASSER M., 1992: Naturschutzwert der Föhrenwälder in der Umgebung von Brugg. Brug. Neujahrsbl. 102, 141-161.
- GEISER R., 1983: Die Tierwelt der Weidelandschaften. In: AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.), Schutz von Trockenbiotopen: Trockenrasen, Triftungen und Hutungen. Laufener Seminarbeiträge 5, 55-64. Laufen/Salzach.
- GIGON A., 1968: Stickstoff- und Wasserversorgung von Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*) im Jura bei Basel. Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 38, 28-85.
- GOLDAMMER J.G., 1978: Feuerökologie und Feuer-Management. In: Freiburger Waldschutz-Abhandlungen, VW-Symposion "Feuerökologie" 1(2), Freiburg i.Br. 150 S.
- GRIME J.P., 1979: Plant strategies and vegetation process. Wiley, Chichester. 222 pp.
- GRIME J.P., HODGSON J.G. und HUNT R., 1988: Comparative plant ecology: A functional approach to common British species. Unwin Hyman, London. 741 pp.
- GROSSMANN H., 1922: Aufforstungen auf dem Randen. Schweiz.Zeitsch.Forstwes. 10, 257-259.
- HARTMANN J. und OERTLI J.J., 1984a: Produktivität und Produktionsdynamik von Mähwiesen und Brachen des Nordwestschweizer Jura. ActaOecol. 19(3), 255-264.
- HARTMANN J. und OERTLI J.J., 1984b: Beiträge zur Kenntnis des Stickstoff-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumkreislaufs in Mähwiesen und Brachen des Nordwestschweizer Jura. ActaOecol. 19(3), 265-278.
- HESS H.E., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1976-1980: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. (2. Aufl.). Birkhäuser, Basel. 3 Bde. 2690 S.
- HIRSCH M., 1991: Atmosphärische Emission und Deposition von Stickstoff und anderen Luftinhaltsstoffen. Grundlagenber.Naturschutz-Gesamtkonzept Kanton Zürich. 36 S. (Polykopie).
- HOFMANN F., 1967: Über die Tertiärbildungen im Kanton Schaffhausen. Mitt.Naturf. Ges.Schaffh. 28, 171-210.
- HOFMANN F., 1977: Geologische Karte Bargen-Oberbargen, 1:25'000. Provisorische Darstellung. (unveröff.).
- HOFMANN F., 1981: Geologischer Atlas der Schweiz, 1:25'000, Blatt 1031 Neunkirch, Atlasblatt 74, mit den "Erläuterungen". Schweizerische Geologische Kommission

- (Hrsg.). 49 S.
- HOFMANN F. und HÜBSCHER H., 1977: Geologieführer der Region Schaffhausen. Rotary Club. Meier, Schaffhausen. 139 S.
- HOFMANN G., 1969: Neue Wege der Vegetationsforschung. Arch.Forstwes. 18(11), 1225-1242.
- HOTZ H. und BROGGI M.F., 1982: Rote Liste der gefährdeten und seltenen Amphibien und Reptilien der Schweiz. Schweiz.Bund.Naturs. 112 S.
- HÜBSCHER H., 1962: Einführung in die Erdgeschichte unserer Schaffhauser Heimat. Neu-jahrsbl.Naturf.Ges.Schaffh. 14.
- HUSTON M., 1979: A general hypothesis of species diversity. Am.Nat. 113, 81-101.
- IMTHURN E., 1840: Gemälde der Schweiz. Bd. XII.
- ISLER-HÜBSCHER K., 1980: Beiträge 1976 zu Georg Kummers "Flora des Kantons Schaffhausen mit Berücksichtigung der Grenzgebiete". Mitt.Naturf.Ges.Schaffh. XXXI, 7-121.
- JACQUAT C., 1986: Römerzeitliche Pflanzenfunde aus Oberwinterthur (Kanton Zürich, Schweiz). Ber.Zür.Denkmalpfl.Zürich, Monogr. 2, 241-246.
- JENKA B., 1978: Zum Wasserhaushalt von Trockenwiesen bei Merishausen. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 69 S. (Polykopie).
- KEEL A., 1974: Orchideenreiche Waldstandorte. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 79 S. (Polykopie).
- KEEL A. und WIEDMER U., 1991: Bericht über die Situation der Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich. Grundlagenber.Naturschutz-Gesamtkonzept Kanton Zürich. 117 S. (Polykopie).
- KELHOFER E., 1915: Beiträge zur Pflanzengeographie des Kantons Schaffhausen. Zürich. 204 S.
- KELHOFER E., 1936: Verteilung der Wald- und Kulturflächen im Randengebiet. Schweiz. Zeitsch.Forstwes., 9/10.
- KELLER W., 1972: Lindenwälder im Kanton Schaffhausen. Mitt.Naturf.Ges.Schaffh. 29, 145-157.
- KELLER W., 1975: *Querco-Carpinetum calcareum* Stamm 1938 redivivum? Vegetations-kundliche Notizen aus dem Schaffhauser Reiat. Schweiz.Zeitsch.Forstwes., 126(10), 729-749.
- KELLER W., 1979: Ein Bestimmungsschlüssel für die Waldgesellschaften der Schweiz. Schweiz.Zeitsch.Forstwes., 130(3), 225-249.
- KELLER W., 1985a: Über säureliebende *Carpinion*-Wälder im Schaffhauser Stadtwaldre-vier Herblingen. Mitt.Naturf.Ges.Schaffh. 32, 223-246.
- KELLER W., 1985b: Lerchenspornreiche Wälder im Kanton Schaffhausen. Mitt.Naturf. Ges.Schaffh. 32, 247-268.
- KIENZLE U., 1979: Sukzession in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfge-bietes. Diss.Univ.Basel. 104 S.
- KIENZLE U., 1983: Sterben die Mesobrometen aus? Bauhinia 714, 243-251.
- KIENZLE U., 1984: *Origano-Brachypodietum* und *Colchico-Brachypodietum*, zwei Brach-wiesen-Gesellschaften im Schweizer Jura. Phytocoenologia 12, 455-478.
- KIENZLE U., 1985: Naturschutzwerte von Magerrasen in der Nordwestschweiz. Methoden und Kriterien zur Auswahl von Naturschutzgebieten. Tätigkeitsber.Naturf.Ges.Basel. 33, 5-75.
- KLEIN A., 1977: Zum Inventar der Trockenstandorte im Kanton Zürich. Vjschr.Naturf. Ges.Zürich 122, 349-355.
- KLEIN A., 1980: Die Vegetation an Nationalstrassenböschungen der Nordschweiz und ihre Eignung für den Naturschutz. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 72. 75 S.
- KLEIN A. und KELLER H., 1982: Trockenstandorte und Beiträge. Bundesamt Forstwes.,

- Abt. Natur-Heimats. 18 S.
- KLÖTZLI F., 1965: Qualität und Quantität der Rehäzung in Wald- und Grünlandgesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. Diss.ETH Zürich. 187 S.
- KLÖTZLI F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr.Geobot.Landesaufn.Schweiz 52. 296 S.
- KLÖTZLI F., 1981: Zur Frage der Neuschaffung von Mangelbiotopen. Ber.Symposien Int.Ver.Vegetationskunde (Rinteln, 27. - 30. März 1972), Vaduz, 601-606.
- KLÖTZLI F., 1991: Möglichkeiten und erste Ergebnisse mitteleuropäischer Renaturierungen. Verh.Ges.Ökol. (Freising-Weihenstephan 1990) 20/1, 229-242.
- KLÖTZLI F. und SCHLÄFLI A., 1972: Das Pflanzenschutzgebiet Schaarenwiese. Mitt.Thur. Naturf.Ges. 40, 85-100.
- KNAPP R., 1970: Wald und offene Flächen in der Naturlandschaft. Beispiele aus dem nördlichen Nordamerika. Ber.Oberhess.Ges.Natur-Heilk.Giessen 37, 87-118.
- KNÖRZER K.-H., 1975: Entstehung und Entwicklung der Grünlandvegetation im Rheinland. Decheniana 127, 195-214.
- KNÖRZER K.-H., 1985: Entstehung und Verschwinden der niederrheinischen Salbeiwiesen. Natur und Landschaft 12, 495-500.
- KOLLMANN J., 1992: Gebüschenentwicklung in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls. Natur und Landschaft 67, 20-26.
- KOMAREC E.V., 1973: Ancient fires. In: TALL TIMBERS RESEARCH STATION, TALLAHASSEE FLORIDA (ed.), Proceedings tall timbers fire ecology convergence 1972, 12, 219-240.
- KOMAREC E.V., 1976: Fire ecology review. In: TALL TIMBERS RESEARCH STATION, TALLAHASSEE FLORIDA (ed.), Proceedings tall timbers fire ecology convergence and fire and land management symposium, Missoula Montana, October 1974, 14, 201-216.
- KREBS C., 1985: Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. (3th ed.). Harper and Row, New York. 785 pp.
- KRÜSI B., 1977: Schnittzeitpunkt und Artenreichtum. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 184 S. (Polykopie).
- KRÜSI B., 1981: Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena - A study in limestone grassland in northern Switzerland. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 75. 115 pp.
- KRÜSI B., 1991: Entwertung von Halbtrockenrasen durch die Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) - permanent oder vorübergehend. Informationsbl.Forschungsber. Landschaft Eidg.Forschungsanst.für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) Birmensdorf 11, 1-3.
- KUHN U., 1984: Bedeutung des Pflanzenwasserhaushaltes für Koexistenz und Artenreichtum von Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*). Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 83. 118 S.
- KUHN U., LEUPI E., OBERHOLZER-TSCHÜTSCHER B. und OBERHOLZER H.-R., 1978: Naturwissenschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung von Naturschutz- und Erholungsgebieten. Gruppen-diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 236 S. (Polykopie).
- KUHN U., LEUPI E., OBERHOLZER-TSCHÜTSCHER B. und OBERHOLZER H.-R., 1982: Rückzug von Nährstoffen bei *Molinia coerulea* im Herbst. Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 49, 146-153.
- KUHN U., MEIER C., NIEVERGELT B. und PFAENDLER U., 1992: Entwurf Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. Amt für Raumplanung, Zürich. 240 S.
- KUMMER G., 1937-1946: Die Flora des Kantons Schaffhausen. Mitt.Naturf.Ges.Schaffh.
- KURMANN M., 1979: Ökologische Untersuchungen von Trespen-Halbtrockenrasen in der Nordschweiz, mit besonderer Berücksichtigung des Wurzelwerkes. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 43 S. (Polykopie).
- LANDOLT E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff.Geobot.Inst.

- ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64. 208 S.
- LANDOLT E., 1991: Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamt-schweizerischen und regionalen roten Listen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 185 S.
- LANDOLT E., FUCHS H.-P., HEITZ C. und SUTTER R., 1982: Bericht über die gefährdeten und seltenen Gefässpflanzenarten der Schweiz ("rote Liste"). Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 49, 195-218.
- LANGENAUER R., 1991: Morphologische und ökologische Ursachen der Zu- und Abnahme charakteristischer Pflanzenarten in einem verschieden bewirtschafteten Trespen-Halbtrockenrasen bei Merishausen (SH). Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 82 S. (Polykopie).
- LEUTERT A., 1983: Einfluss der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesenökosystemen. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 79. 126 S.
- MAKOWSKI H., 1978: Feuer in der Landschaft. In: Freiburger Waldschutz-Abhandlungen, VW-Symposion "Feuerökologie" 1, Freiburg i.Br., 65-69.
- MARTI R., 1981: Zum Wasserhaushalt von Düngetwiesenpflanzen. Diplomarbeit. Geobot. Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 53 S. (Polykopie).
- MARTI R., 1993: Einfluss der Wurzelkonkurrenz auf die Koexistenz von seltenen mit häufigen Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. Diss.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 146 S.
- MERZ B., 1986: Vegetationszusammensetzung von Trespen-Halbtrockenrasen nach 10-jähriger Brache, Mahd- und Brandbewirtschaftung bei Merishausen (Kt. Schaffhausen). Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 160 S. (Polykopie).
- MÜLLER A., 1991: Wildbienen im Schaffhauser Randen. Neujahrsbl.Naturf.Ges.Schaffh. 43. 78 S.
- OBERDORFER E., 1977-1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I und Teil II. (2. stark bearbeitete Aufl.). Stuttgart und New York. 666 S.
- POTT R., 1988: Entstehung von Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften unter dem Einfluss des Menschen. Düsseldorfer Geobot.Kolloq.Düsseldorf 5, 27-54.
- PRESTON F.W., 1960: Time and space and the variation of species. Ecol. 41(4), 611-627.
- PRESTON F.W., 1962: The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. Ecol. 43(2), 185-215.
- REHDER H., 1971: Zum Stickstoffhaushalt alpiner Rasengesellschaften. Ber.Deut.Bot. Ges. 84, 759-767.
- REINHARD H., GÖLZ P., PETER R. und WILDERMUTH H., 1991: Die Orchideen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Fotorotar, Egg. 348 S.
- REMMERT H., 1976: Mehrjährige ökologische Untersuchungen in einem süddeutschen *Mesobrometum*. Sonderdruck Ges.Ökol.Göttingen, 275-278.
- REMMERT H., 1985: Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. Naturwissenschaften 72, 505-512.
- RIESS W., 1975: Kontrolliertes Brennen - eine Methode der Landschaftspflege. Mitt.Flor. soz.Arbeitsgem.N.F. 18, 265-271.
- RIESS W., 1976: Der Feuereinsatz und seine Technik in der Landschaftspflege. Natur und Landschaft 51, 284-287.
- RIESS W., 1978: Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Arthropoden. In: Freiburger Waldschutz-Abhandlungen, VW-Symposion "Feuerökologie" 1, Freiburg i.Br., 29-45.
- RÖSENER W., 1987: Bauern im Mittelalter. (3. Aufl.). Beck, München. 335 S.
- RUSSENBERGER H., 1984: Der Randen. Neujahrsbl.Naturf.Ges.Schaffh. 36. 87 S.
- RYSER P., 1984: Samenvorrat im Boden und Mikrostandorte für das Aufwachsen neuer Pflanzen in Wiesen des Randens bei Schaffhausen. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 78 S. (Polykopie).

- RYSER P., 1990: Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. Experimental field studies in northern Switzerland. Veröff.Gebot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 104. 71 pp.
- SALVIONI M., 1981: Bestandesdichte der Feldmaus (*Microtus arvalis* Pall.) in verschiedenen Ökosystemen bei Merishausen (SH). Diplomarbeit. Abt.Naturwissenschaften ETH Zürich. 81 S. (Polykopie).
- SCHÄPPI B., 1989: Kleinräumiger Bodenchemismus und die Verteilung ausgewählter Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 77 S. (Polykopie).
- SCHERRER H.U. und SURBER E., 1978: Behandlung von Brachland in der Schweiz. Ber. Eidg.Anst.forstl.Versuchswes. 189. 122 S.
- SCHERRER H.U., TRACHSLER H. und GRESCH P., 1980: Vorschläge zur Kartierung und raumplanerischen Behandlung von Brachflächen. Ber.Eidg.Anst.forstl.Versuchswes. 207. 33 S.
- SCHIEFER J., 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemassnahme? Natur und Landschaft 57(7/8), 264-268.
- SCHIEFER J., 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff.Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58, 33-62.
- SCHIESS-BÜHLER C., 1993: Tagfalter im Schaffhauser Randen. Neujahrsbl.Naturf.Ges. Schaffh. 45. 73 S.
- SCHREIBER K.F., 1978: Kontrolliertes Brennen als Pflegemassnahme in der Brachlandbewirtschaftung. In: Freiburger Waldschutz-Abhandlungen, VW-Symposion "Feuerökologie" 1, Freiburg i.Br., 107-124.
- SCHREINER A., 1974: Erläuterungen zur geologischen Karte des Landkreises Konstanz mit Umgebung, 1:50'000. Geol. Landesamt Bad.-Württ. (2. berichtigte Auflage). 286 S.
- SEIBERT P., 1975: Versuch einer synoptischen Eignungsbewertung von Ökosystemen und Landschaftseinheiten. Forstarchiv Hannover 46(5), 89-97.
- SIGG O., PFISTER H.U. und SCHÄRLI T., 1985: Lob der Tüchtigkeit. Kleinjogg und die Zürcher Landwirtschaft am Vorabend des Industriealters. Zum zweihundertsten Todestag Kleinjogg Gujers (1716-1785). Staatsarchiv Zürich (Hrsg.). 71 S.
- STEINEMANN E., 1934: Die schaffhauserische Auswanderung und ihre Ursachen. Zürich, 64-79.
- STREUBING L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Parey, Berlin Hamburg. 262 S.
- SURBER E., AMIET R. und KOBERT H., 1973: Das Brachlandproblem in der Schweiz. Ber.Eidg.Anst.forstl.Versuchswes. 112. 138 S.
- TAMM C.O., 1972a: Survival and flowering of perennial herbs. II. The behaviour of some orchids on permanent plots. Oikos 23, Copenhagen, 23-28.
- TAMM C.O., 1972b: Survival and flowering of perennial herbs. III. The behaviour of *Pri-mula veris* on permanent plots. Oikos 23, Copenhagen, 159-166.
- THOMET P., 1981: Pflanzengesellschaften der Schweizer Jurawiesen und ihre Beziehung zur Bewirtschaftungsintensität. Tätigkeitsber.Naturf.Ges.Basel. 31, 243-367.
- THOMET P., SCHMID W. und DACCORD R., 1989: Erhaltung von artenreichen Wiesen. Ber. 37 NF-Programm "Boden", Liebefeld-Bern. 97 S.
- TÜXEN R., 1970: Die Anwendung des Feuers im Naturschutz? Ber.Naturhist.Ges.Hannover 114, 99-104.
- VON GUNten B., 1987: Experimentelle Untersuchungen zu Mikroklima und Keimungsbedingungen in Trespen-Halbtrockenrasen (bei Merishausen). Diplomarbeit. Geobot. Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 79 S. (Polykopie).
- WALTER H., 1979: Der Randen. Die besondere Flora einer schützenswerten Landschaft von nationaler Bedeutung. Neujahrsbl.Naturf.Ges.Schaffh. 31. 34 S.
- WALTER H. und LIETH H., 1960-67: Klimadiagramm-Weltatlas. Fischer, Jena.
- WEBER U., 1993: Regeneration von Trespen-Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern

- durch Entbuschung mit Hinweisen zur Heuschreckenfauna. Diplomarbeit. Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. (Polykopie).
- WEGELIN T., 1979: Sukzession auf offenen Böden im Schaffhauser Jura. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 113 S. (Polykopie).
- WEGELIN T., 1984: Schaffung artenreicher Magerwiesen auf Strassenböschungen. Eig-nung von verschiedenem Saatgut für die Neuschaffung *Mesobrometum*-artiger Be-stände. Eine Untersuchung in der Nordschweiz. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 82. 104 S.
- WHITTAKER E., 1961: Temperatures in heath fires. Ecol. 49, 709-715.
- WILDI O. und ORLOCI L., 1980: Management and Multivariate Analysis of Vegetation Data. Ber.Eidg.Anst.Forstl.Versuchswes. 215. 68 pp.
- WILMANNS O. und DIERSSEN K., 1979: Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. Phytocoenologia 6, 544-558.
- WINKLER L., 1977: Über den Einfluss der Beschattung auf die Zusammensetzung von Futterwiesen im Randengebiet. Semesterarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 135 S. (Polykopie).
- WIRTH W., 1918: Stadt und Landschaft Schaffhausen, eine anthropogeographische Skizze. Zürich.
- WITSCHEL M., 1980: Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südba-den - Vegetationskundliche Untersuchungen und die Entwicklung eines Wertungsmodells für den Naturschutz. Beih.Veröff.Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 17, 212 S.
- WITTWER F., 1983: Untersuchungen der Wuchsform verschiedener Pflanzenarten in Ab-hängigkeit von der Bewirtschaftung. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 83 S. (Polykopie).
- ZIMMERMANN R., 1975: Einfluss des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiser-stuhl. Natur und Landschaft 50, 183-187.
- ZIMMERMANN R., 1979: Der Einfluss des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halb-trockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. Phytocoenologia 5, 447-524.
- ZIMMERMANN W., 1974: Schaffhauser Ackerbau durch die Jahrhunderte. Meili, Schaff-hausen. 141 S.
- ZOLLER H., 1947/48: Vegetationsaufnahmen in Mesobrometen des Randens. Einzelblätter. (Polykopie).
- ZOLLER H., 1954a: Die Arten der *Bromus erectus*-Wiesen des Schweizer Juras, ihre Her-kunft und ihre Areale mit besonderer Berücksichtigung der Verbreitung in ursprüngli-cher Vegetation. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 28. 283 S.
- ZOLLER H., 1954b: Die Typen der *Bromus erectus*-Wiesen des Schweizer Juras, ihre Abhängigkeit von den Standortsbedingungen und wirtschaftlichen Einflüssen und ihre Beziehungen zur ursprünglichen Vegetation. Beitr.Geobot.Landesaufn.Schweiz 33. 309 S.
- ZOLLER H., 1958: Die Vegetation und Flora des Schaffhauser Randens, mit Vorschlägen zu ihrem Schutze. Mitt.Naturf.Ges.Schaff. 26, 181-216.
- ZOLLER H., STRUBIN S. und AMIET T., 1983: Zur aktuellen Verbreitung einiger Arten der Glatthaferwiese. Bot.Helv. 93(2), 221-238.
- ZOLLER H. und WAGNER C., 1986: Rückgang und Gefährdung von *Mesobromion*-Arten im Schweizer Jura. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 87, 239-259.

Adresse des Autors:

Andreas KEEL
Fachstelle Naturschutz
des Kantons Zürich
Stampfenbachstrasse 14
CH-8090 Zürich

Anhang 1. Übersicht über die Messdaten (Mittelwerte).

Overview of the measured data (mean values).

n: Anzahl Werte - *number of values*, x: Mittelwert - *mean value*, s: Standardabweichung - *standard deviation*.

a) Momentaner und potentiell verfügbarer Ammonium- und Nitrat-Stickstoff in mg/100 g Boden auf den Versuchsflächen BM, Bargen, Tannbüel, und MM, Merishausen, Grätental.
Momentary and potentially available amount of nitrogen in the form of ammonia and nitrate in mg/100 g soil on the experimental plots, BM, Bargen, Tannbüel, and MM, Merishausen, Grätental.

	Datum	Messgrösse [mg/100 g Boden]	Brache			Mahd			Feuer		
			n	x	s	n	x	s	n	x	s
BM	26.4.1977	NH ₄ ⁺ momentan	15	0.893	0.612	20	0.570	0.367	21	1.562	0.903
		NO ₃ ⁻ momentan	15	0.200	0.054	20	0.215	0.093	21	0.314	0.165
		NH ₄ ⁺ potentiell	15	0.987	0.383	20	1.135	0.232	21	1.257	0.218
		NO ₃ ⁻ potentiell	15	0.427	0.139	20	0.610	0.335	21	1.324	1.374
	3.7.1977	NH ₄ ⁺ momentan	15	0.907	0.533	20	0.690	0.200	21	0.810	0.202
		NO ₃ ⁻ momentan	15	0.107	0.026	20	0.120	0.041	21	0.119	0.040
		NH ₄ ⁺ potentiell	15	0.733	0.062	20	0.685	0.037	21	0.710	0.077
		NO ₃ ⁻ potentiell	15	0.320	0.276	20	0.190	0.085	21	0.762	0.631
	22.8.1977	NH ₄ ⁺ momentan	15	0.853	0.119	20	0.820	0.180	21	1.195	0.273
		NO ₃ ⁻ momentan	15	0.040	0.051	20	0.040	0.050	21	0.076	0.054
		NH ₄ ⁺ potentiell	15	0.173	0.080	20	0.195	0.110	21	0.114	0.091
		NO ₃ ⁻ potentiell	15	0.160	0.106	20	0.130	0.066	21	0.152	0.166
	23.11.1977	NH ₄ ⁺ momentan	15	0.347	0.164	20	0.200	0.112	21	0.376	0.241
		NO ₃ ⁻ momentan	15	0.060	0.051	20	0.075	0.072	21	0.229	0.255
		NH ₄ ⁺ potentiell	15	0.427	0.089	20	0.365	0.067	21	0.362	0.059
		NO ₃ ⁻ potentiell	15	0.133	0.049	20	0.105	0.022	21	0.305	0.484
	10.5.1978	NH ₄ ⁺ momentan	15	11.307	11.425	20	10.580	11.836	21	6.071	9.993
		NO ₃ ⁻ momentan	15	0.107	0.059	20	0.095	0.051	21	0.252	0.160
		NH ₄ ⁺ potentiell	15	0.480	0.056	20	0.440	0.060	21	0.452	0.051
		NO ₃ ⁻ potentiell	15	0.167	0.176	20	0.105	0.089	21	0.910	0.983
MM	26.4.1978	NH ₄ ⁺ momentan	8	0.313	0.064	16	0.506	0.404	8	0.275	0.046
		NO ₃ ⁻ momentan	8	2.000	1.852	16	2.063	3.296	8	1.625	1.685

b) Biomasse in g Trockensubstanz/m² auf den Versuchsflächen BS, BL und BM, Bargen, Tannbüel, und ML sowie MM, Merishausen, Grätental.

Biomass in g dry weight biomass/m² on the experimental plots, BS, BL, and BM, Bargen, Tannbüel, ML and MM, Merishausen, Grätental.

	Datum	Messgrösse [g TS/m ²]	Mahd		
			n	x	s
BS	24.10.1975	Biomasse	12	240.93	29.35
		Biomasse	12	280.61	39.67
		Biomasse	12	181.70	42.40
		Biomasse	12	199.57	28.32
		Biomasse	12	166.19	37.13

b) (Fortsetzung - *continued*)

	Datum	Messgrösse [g TS/m ²]	Mahd		
			n	x	s
BL	24.10.1975	Biomasse	12	242.35	53.36
	13.8.1976	Biomasse	12	136.49	39.90
	5.9.1977	Biomasse	12	124.57	27.05
	18.9.1978	Biomasse	12	112.05	29.93
	31.8.1979	Biomasse	12	165.35	39.67
ML	24.10.1975	Biomasse	12	172.97	47.51
	13.8.1976	Biomasse	12	148.23	29.00
	5.9.1977	Biomasse	12	192.12	45.51
	18.9.1978	Biomasse	12	156.61	37.40
	31.8.1979	Biomasse	12	108.03	29.80

	Datum	Messgrösse [g TS/m ²]	Brache			Mahd			Feuer		
			n	x	s	n	x	s	n	x	s
BM	22.8.1978/ 25.9.1978	Biomasse	15	451.72	155.53	20	286.95	90.80	21	379.40	151.55
MM	18.8.1978	Biomasse	18	313.83	100.22	24	126.75	30.55	18	230.33	72.26

c) Stickstoff und Phosphor in der Biomasse in Gewichtsprozent auf den Versuchsflächen BM, Bargen, Tannbüel, und MM, Merishausen, Grätental.

Nitrogen and phosphorus in the biomass in percentage by weight on the experimental plots, BM, Bargen, Tannbüel, and MM, Merishausen, Grätental.

	Datum	Messgrösse [%]	Brache			Mahd			Feuer		
			n	x	s	n	x	s	n	x	s
BM	22.8.1978/ 25.9.1978	Stickstoff	15	1.071	0.085	20	1.238	0.130	21	1.092	0.155
		Phosphor	15	0.073	0.006	20	0.111	0.024	21	0.094	0.021
MM	18.8.1978	Stickstoff	18	1.124	0.236	24	1.216	0.136	18	1.131	0.198
		Phosphor	18	0.074	0.010	24	0.091	0.010	18	0.085	0.011

d) Aschenmenge in g Trockensubstanz/m², Stickstoff und Phosphor in der Asche in Gewichtsprozent und anorganischer Anteil in der Asche und der Streue in Gewichtsprozent auf der Versuchsfläche BM, Bargen, Tannbüel.

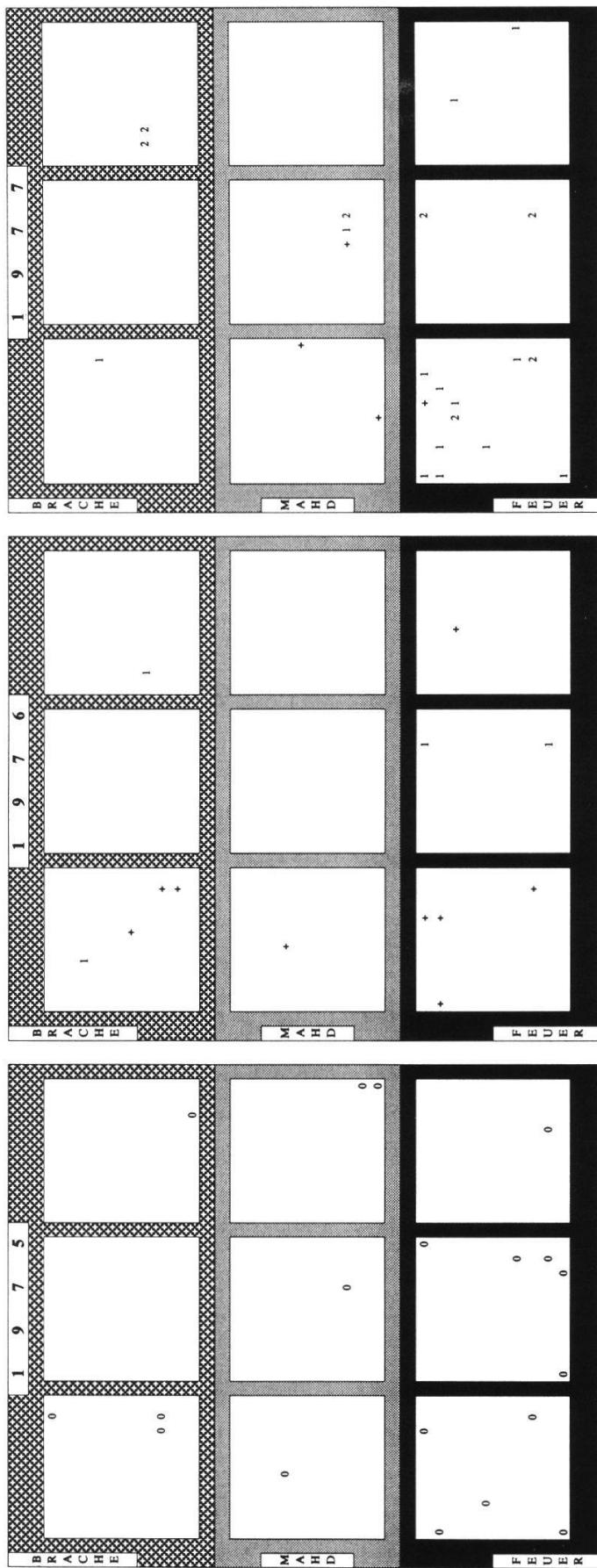
Quantity of ashes in g of dry weight/m², percentage by weight of nitrogen and phosphorus in the ashes, and percentage by weight of anorganic parts of ashes and litter on the experimental plot, BM, Bargen, Tannbüel.

	Datum	Messgrösse	Feuer		
			n	x	s
BM	15.3.1978	Gewichts-% Stickstoff in Asche	21	1.343	0.223
		Gewichts-% Phosphor in Asche	21	0.332	0.075
		Gewichts-% anorg. Anteil in Streue	20	10.311	1.741
		Gewichts-% anorg. Anteil in Asche	21	43.389	8.219

d) (Fortsetzung - *continued*)

Datum	Messgrösse	Feuer			
		n	x	s	
BM	1.3.1980	g Asche pro m ²	18	49.043	25.604
		Gewichts-% Stickstoff in Asche	8	1.100	0.248
		Gewichts-% Phosphor in Asche	8	0.331	0.045

Anhang 2a. Räumliches Verteilungsmuster verschiedener Arten in der Versuchsfläche BS, Bargent. Rastervegetationsaufnahmen auf 100 dm²/1 m²-Einheiten. 1975: vorhanden (0) - nicht vorhanden, 1976 und 1977: Deckungswert nach BRAUN-BLANQUET (1964).
Spatial distribution pattern of different species in the experimental plot, BS, Bargent. Grid vegetation samples in 100 dm²/1 m²-units. 1975: present (0) - absent, 1976 and 1977: cover according to BRAUN-BLANQUET (1964).



Anhang 2b. (Fortsetzung - *continued*)

Lathyrus pratensis

B S

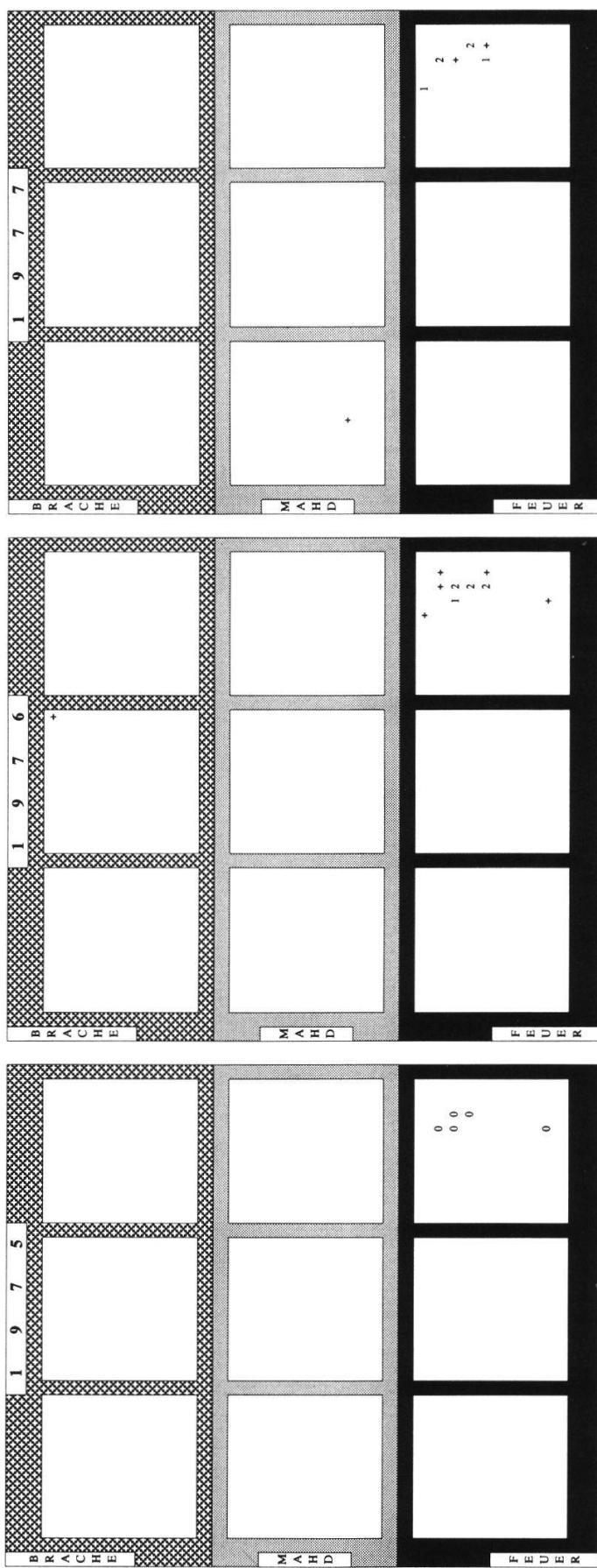
Anhang 2c. (Fortsetzung - *continued*)

Vicia cracca

S
B

Anhang 3a. Räumliches Verteilungsmuster verschiedener Arten in der Versuchsfläche BL, Bargen. Rastervegetationsaufnahmen auf 100 dm²/1 m²-Einheiten. 1975: vorhanden (0) - nicht vorhanden, 1976 und 1977: Deckungswert nach BRAUN-BLANQUET (1964).

Spatial distribution pattern of different species in the experimental plot, BL, Bargen. Grid vegetation samples in 100 dm²/1 m²-units. 1975: present (0) - absent, 1976 and 1977: cover according to BRAUN-BLANQUET (1964).



Asperula cynanchica

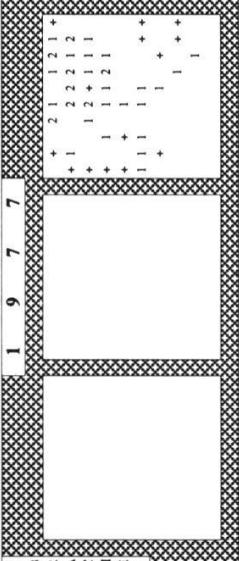
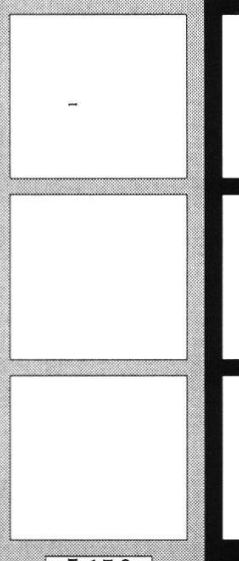
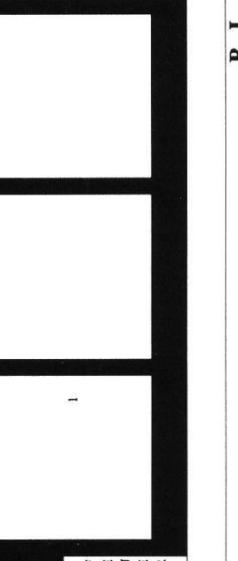
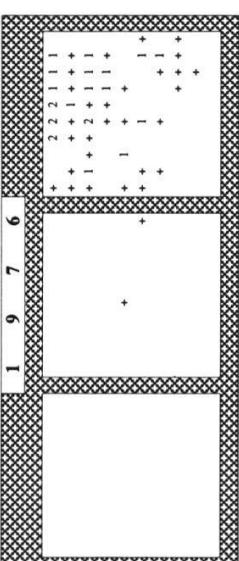
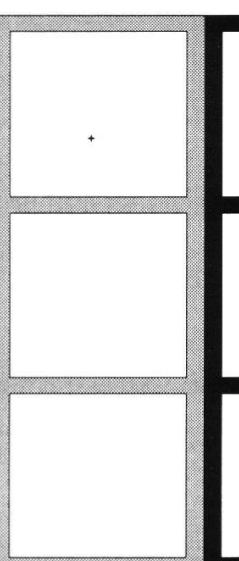
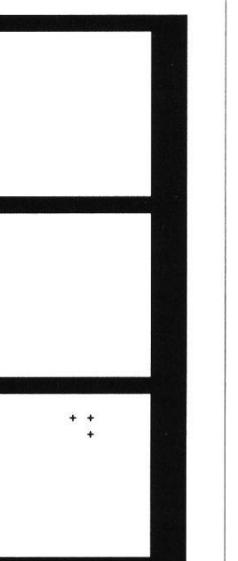
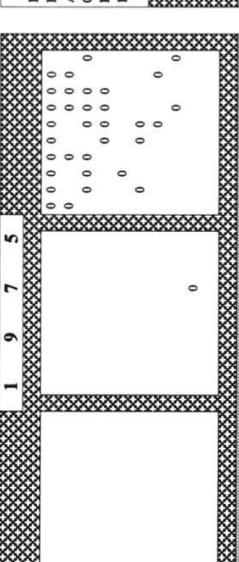
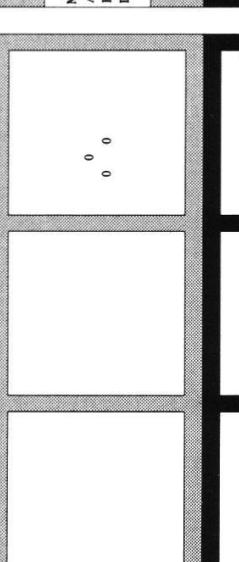
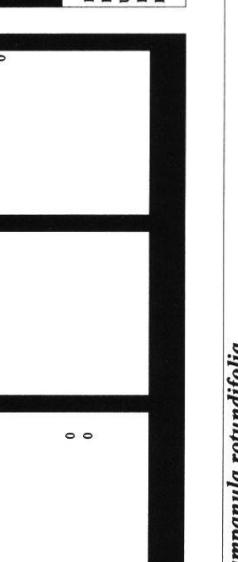
BL

Anhang 3b. (Fortsetzung - *continued*)

Brunus erectus

B I

Anhang 3c. (Fortsetzung - continued)

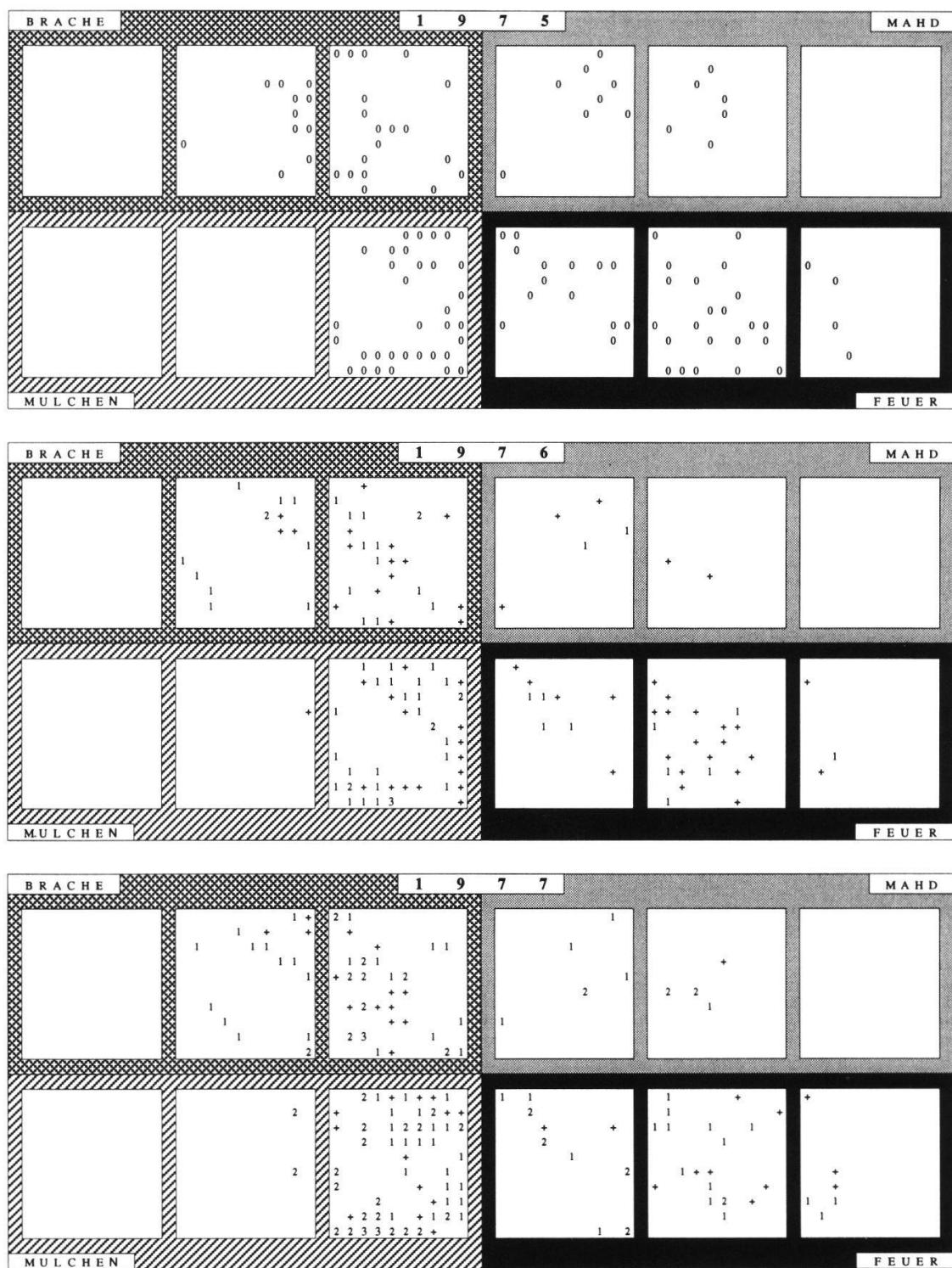
		
		
		

Campanula rotundifolia

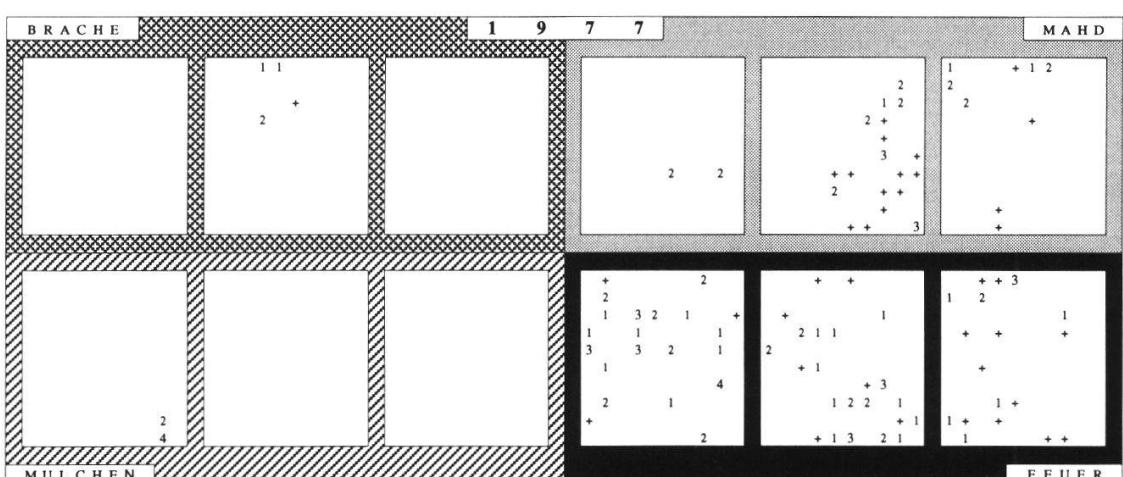
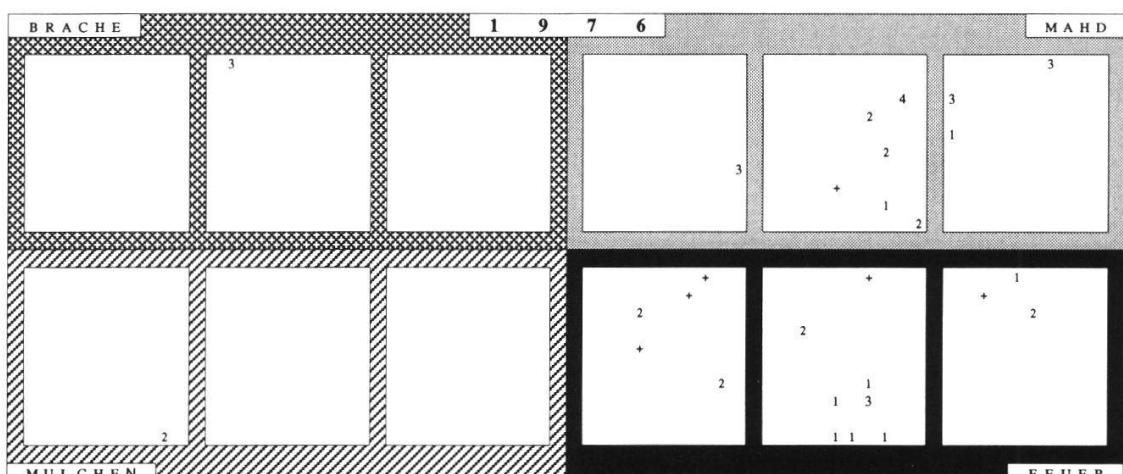
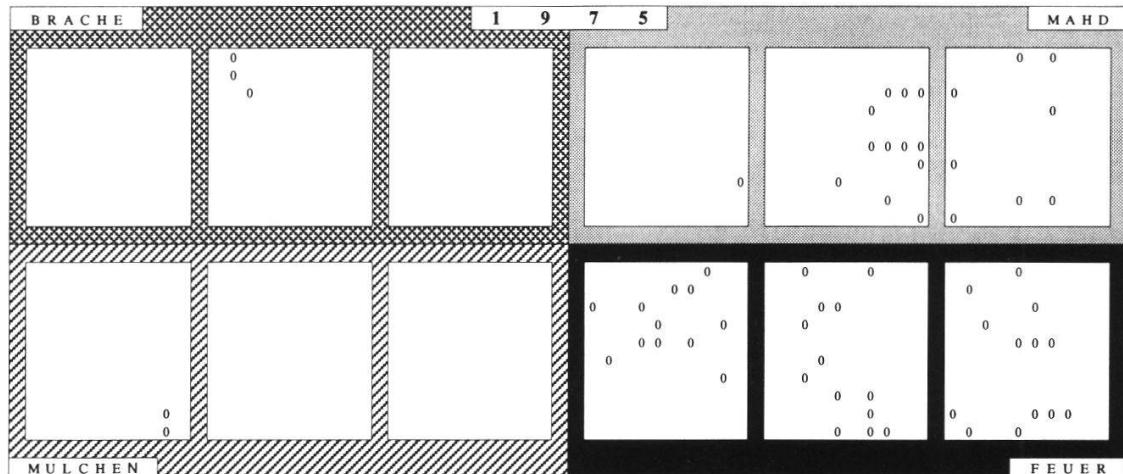
B L

Anhang 4a. Räumliches Verteilungsmuster verschiedener Arten in der Versuchsfläche ML, Merishausen. Rastrervegetationsaufnahmen auf 100 dm²/1 m²-Einheiten. 1975: vorhanden (0) - nicht vorhanden, 1976 und 1977: Deckungswert nach BRAUN-BLANQUET (1964).

Spatial distribution pattern of different species in the experimental plot, ML, Merishausen. Grid vegetation samples in 100 dm²/1 m²-units. 1975: present (0) - absent, 1976 and 1977: cover according to BRAUN-BLANQUET (1964).



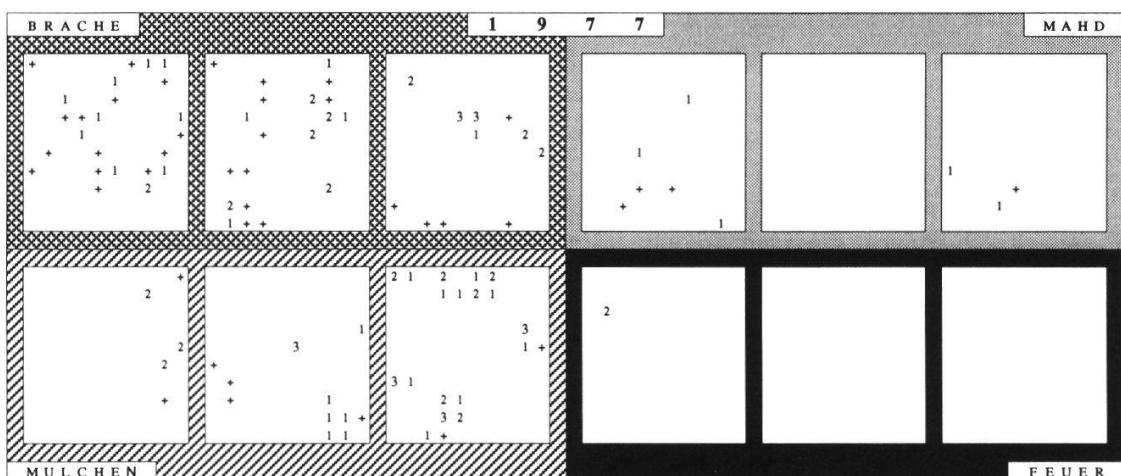
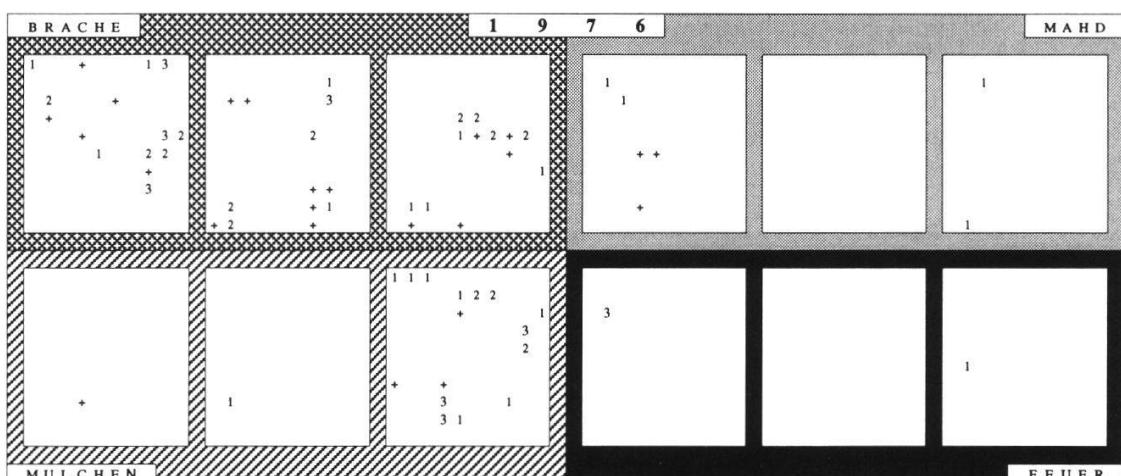
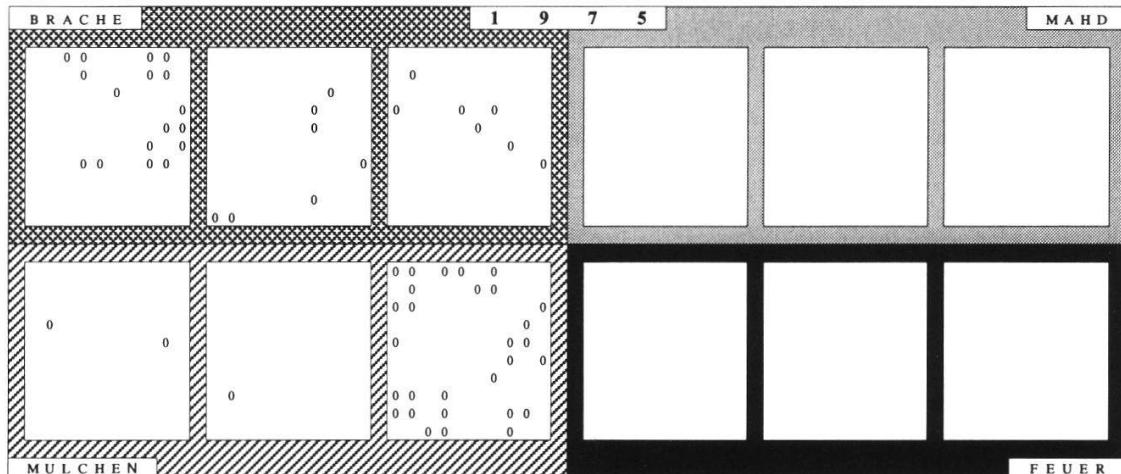
Anhang 4b. (Fortsetzung - *continued*)



Anthyllis vulgaris

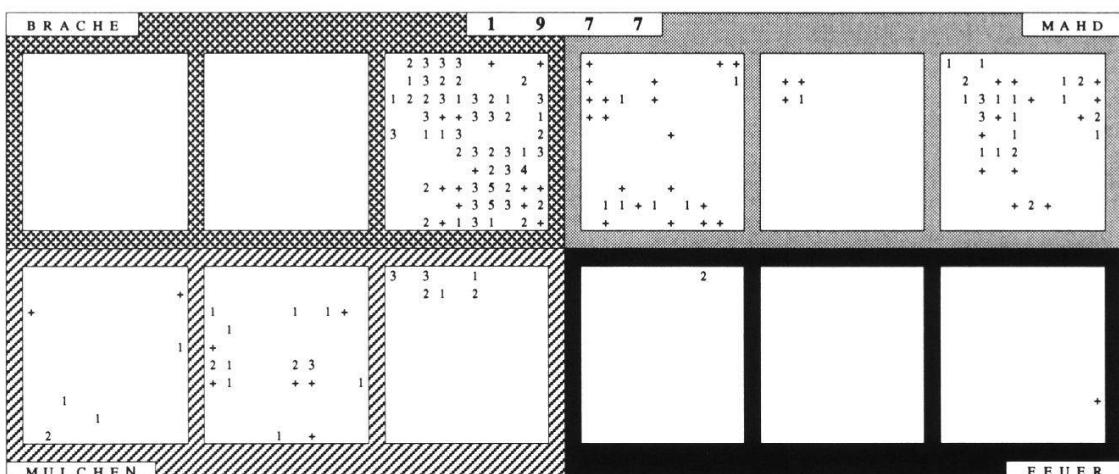
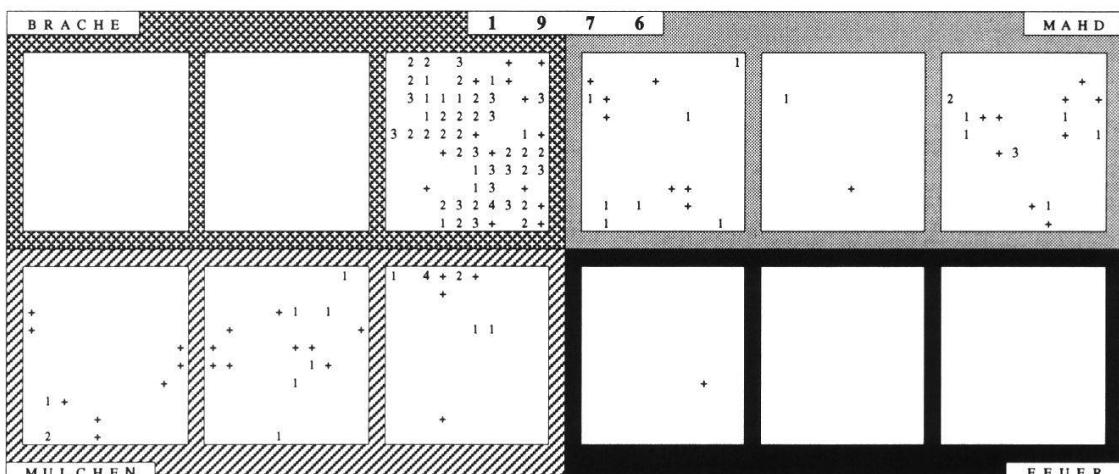
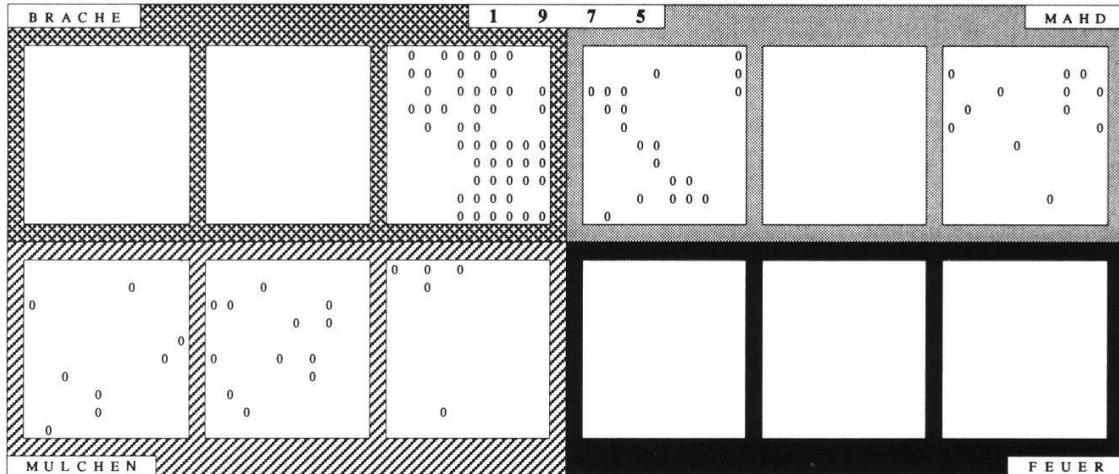
M L

Anhang 4c. (Fortsetzung - *continued*)

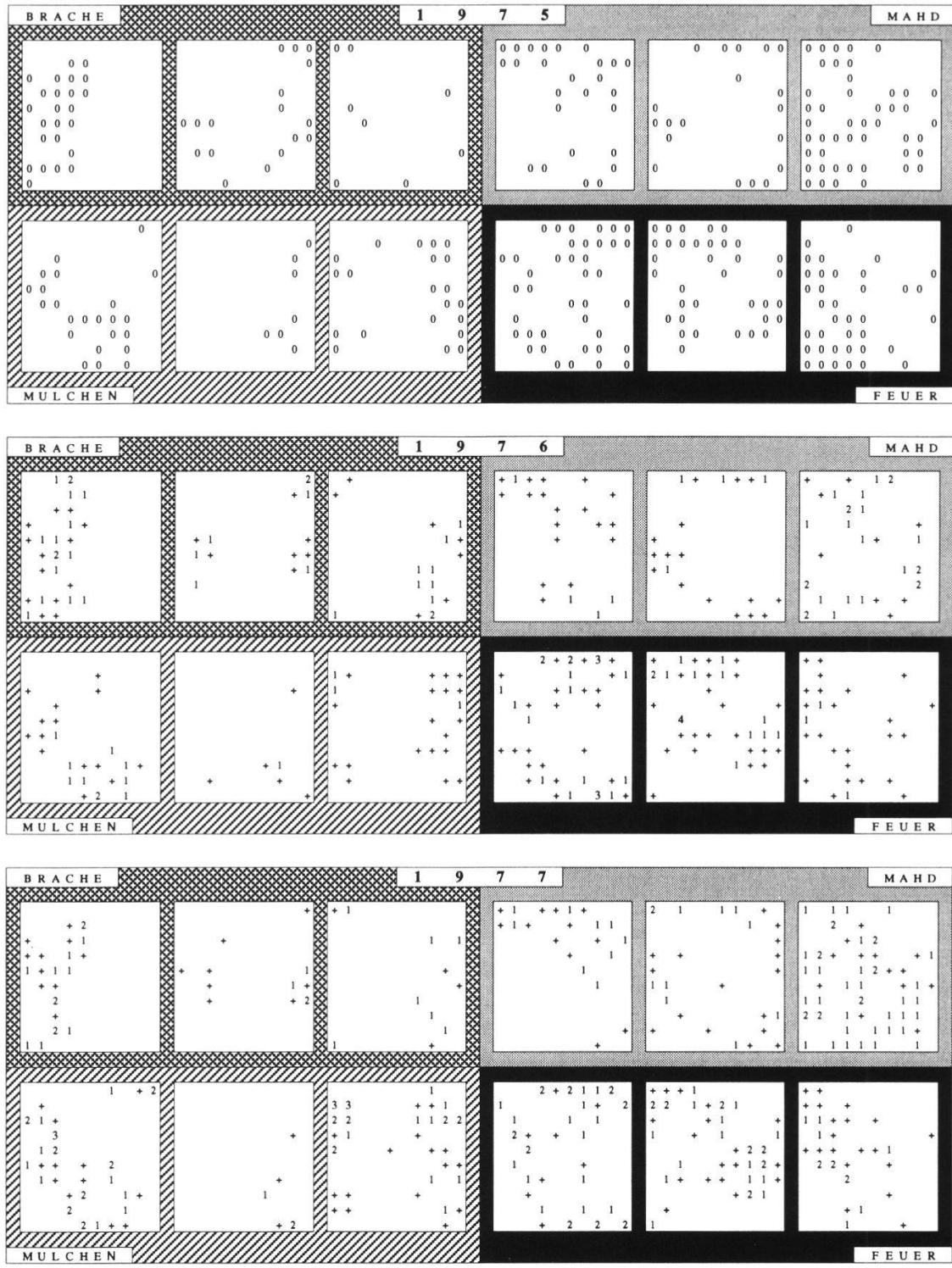


Anhang 4d. (Fortsetzung - *continued*)

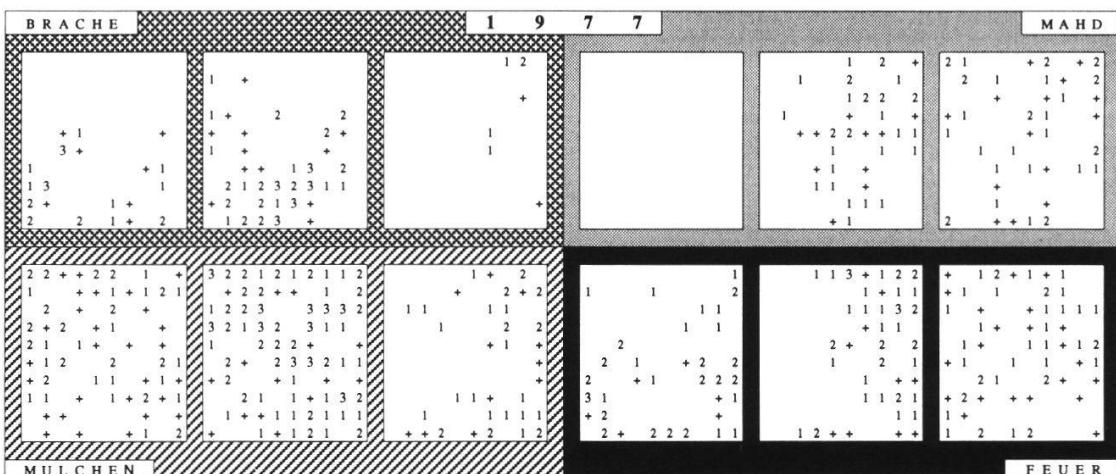
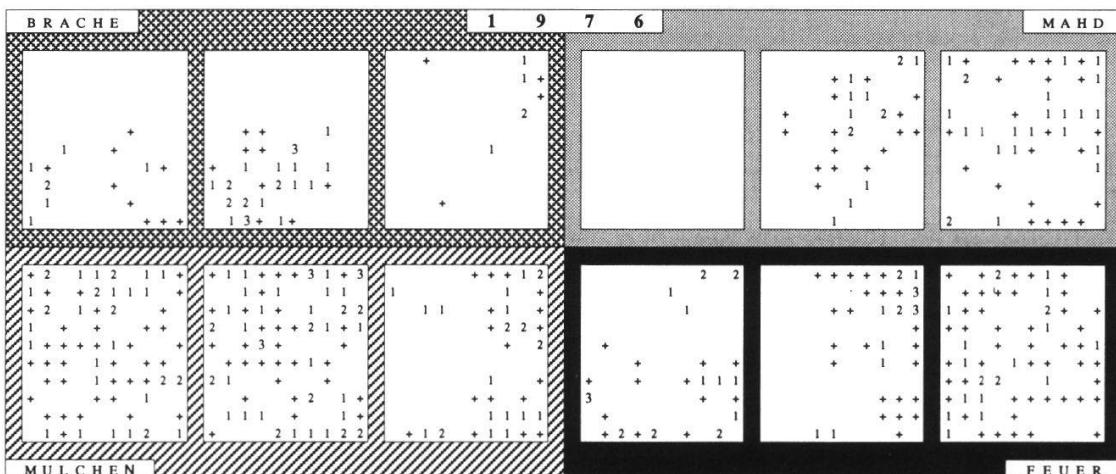
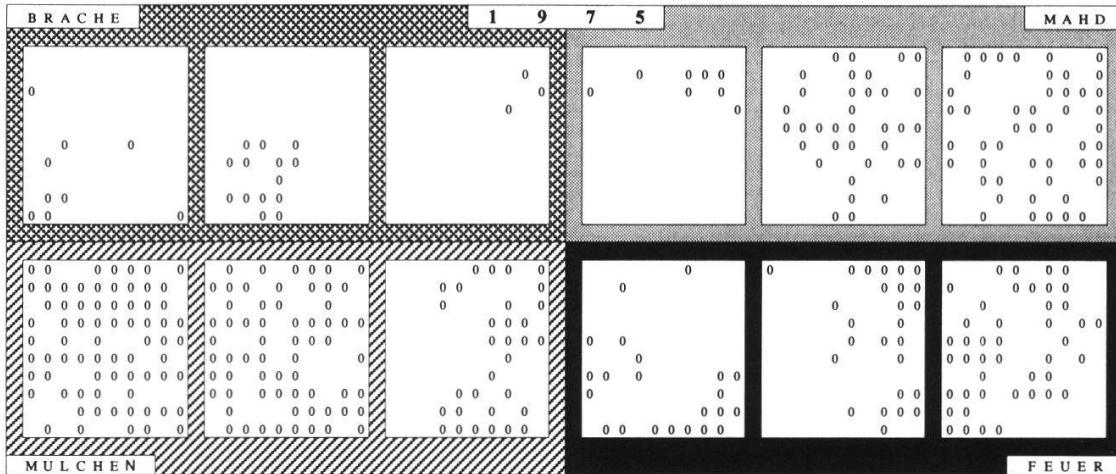
Anhang 4e. (Fortsetzung - *continued*)



Anhang 4f. (Fortsetzung - *continued*)

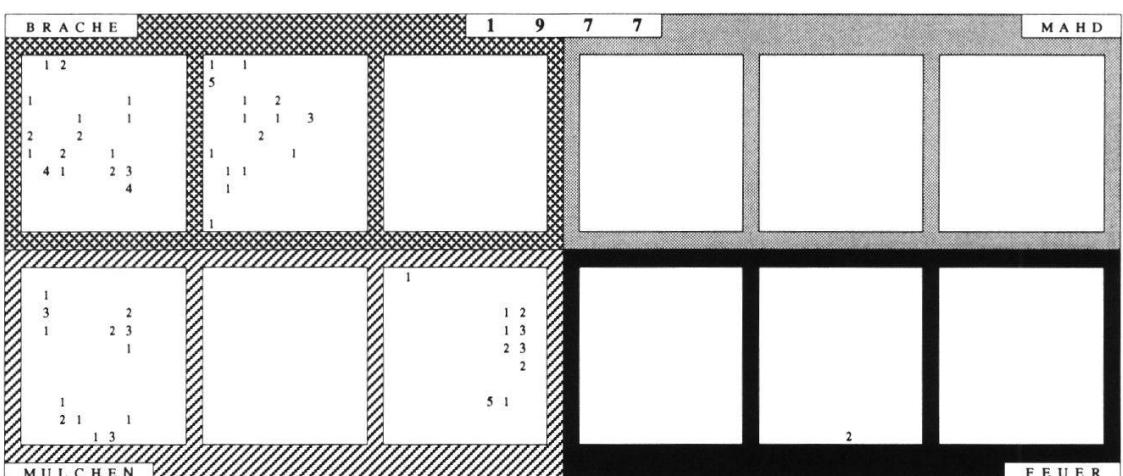
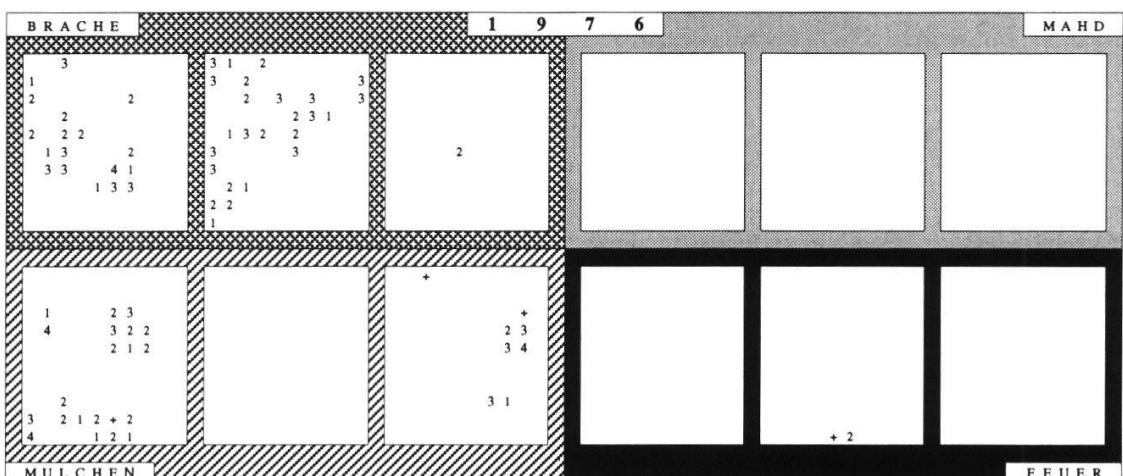
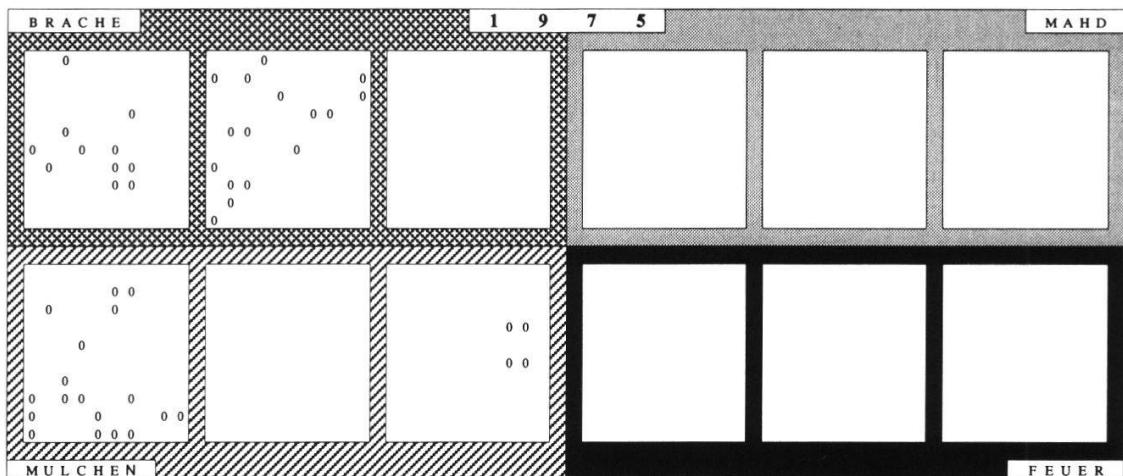


Anhang 4g. (Fortsetzung - *continued*)

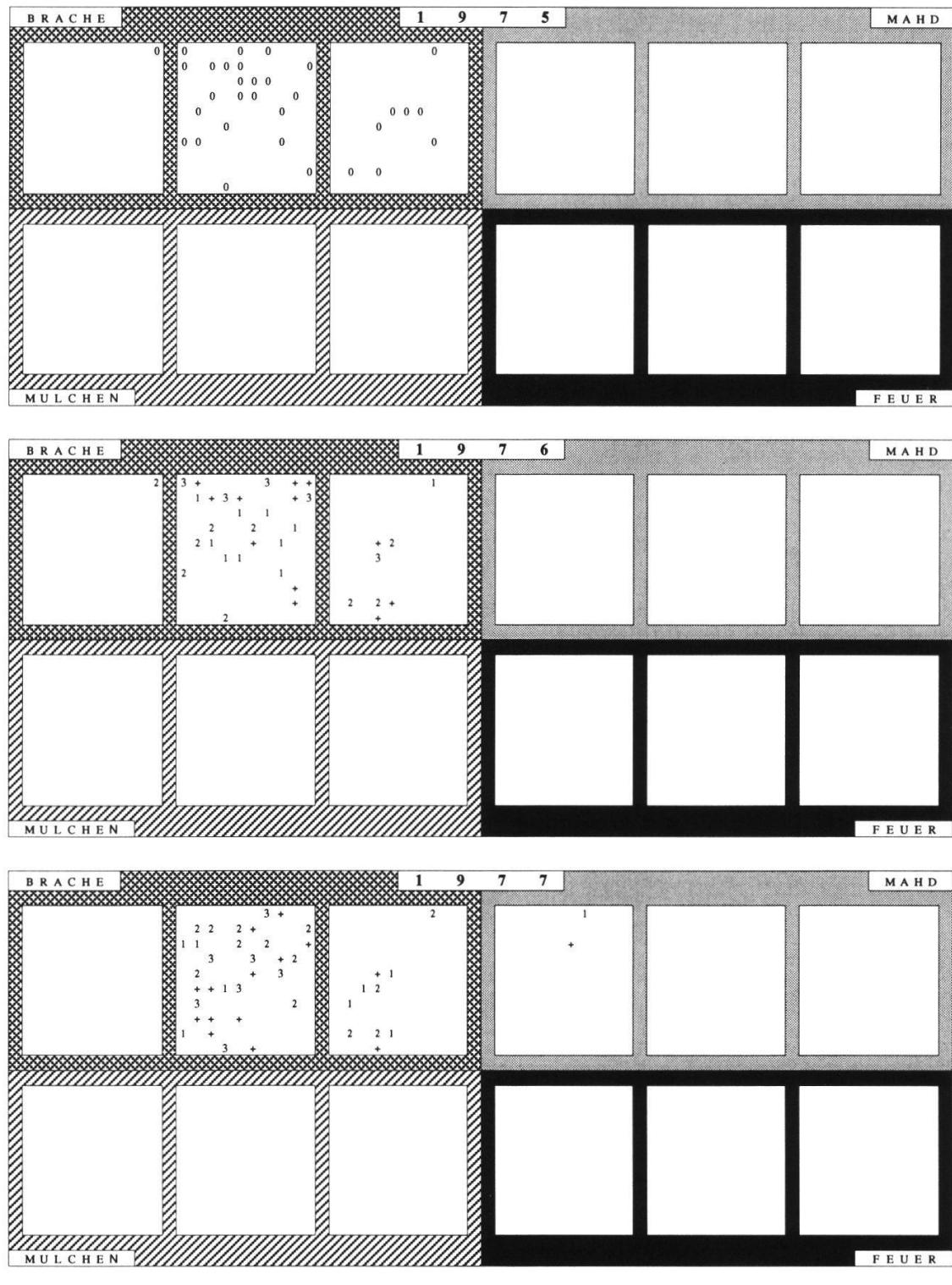


Carex flacca **M L**

Anhang 4h. (Fortsetzung - *continued*)



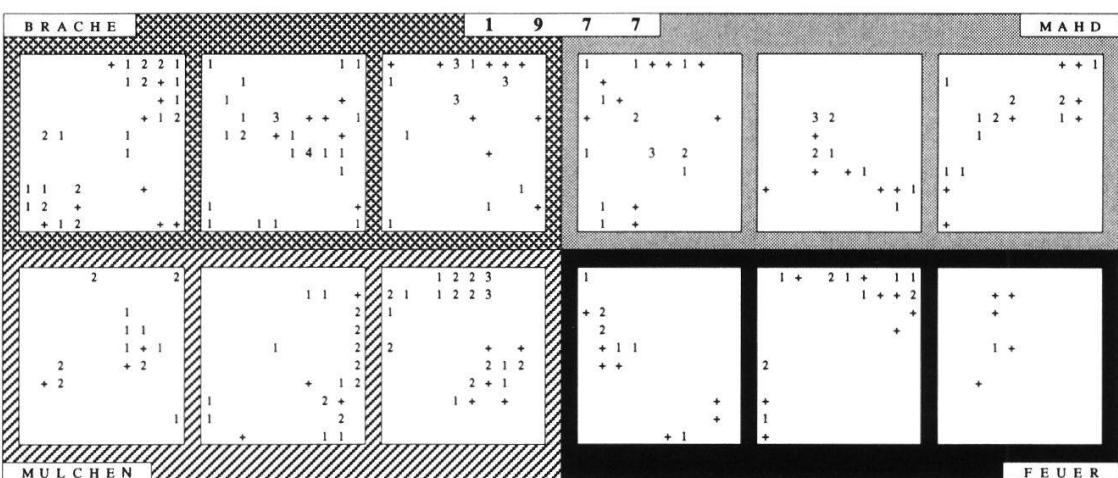
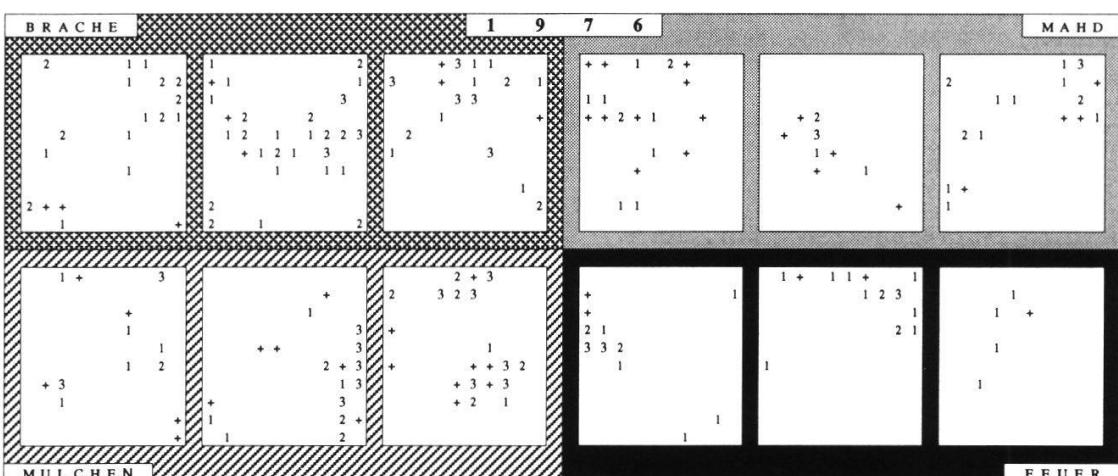
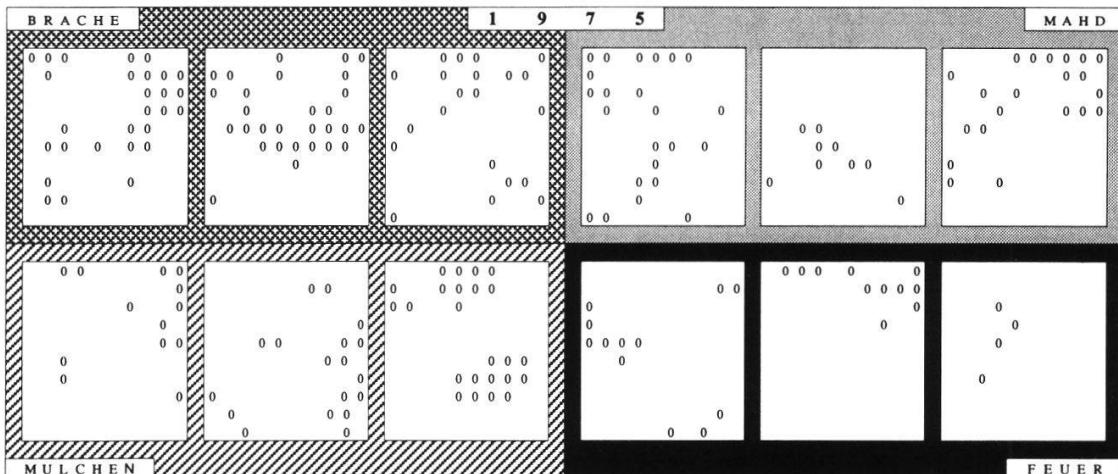
Anhang 4i. (Fortsetzung - *continued*)



Fragaria vesca

M L

Anhang 4j. (Fortsetzung - *continued*)



Anhang 4k. (Fortsetzung - *continued*)

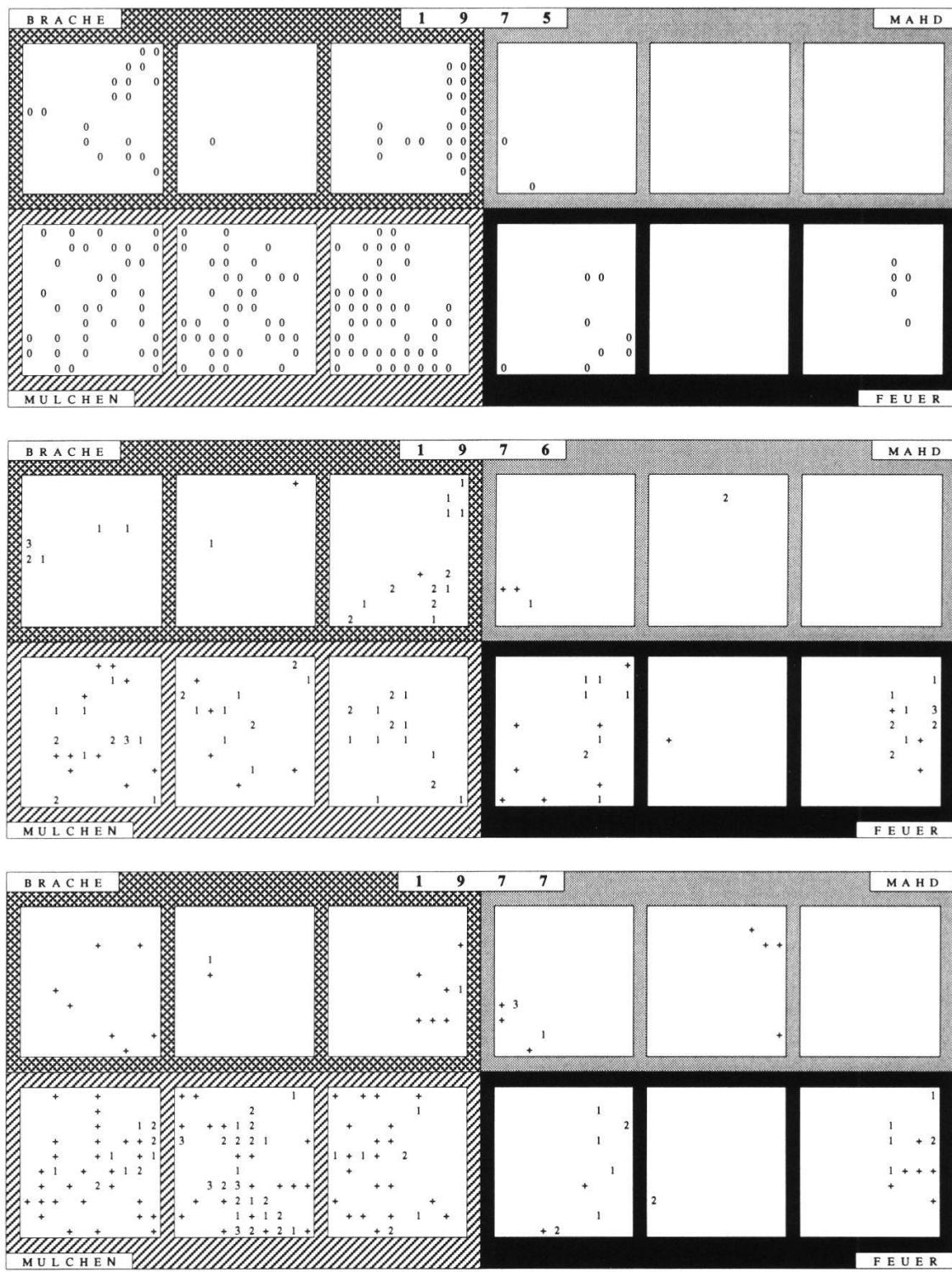
BRACHE	1	9	7	5	MAHD
					0 0 0 0 0 0
	0 0 0				0
MULCHEN					FEUER

BRACHE	1	9	7	6	MAHD
					1 1 1 2 3 2 1
	1 1				
MULCHEN					FEUER

BRACHE	1	9	7	7	MAHD
					2 2 2 2 1 3 3 4 3 1
	2 2 2 2 1 3 3 4 3 1				+
MULCHEN					FEUER

Hippocrepis comosa M L

Anhang 4l. (Fortsetzung - *continued*)



Lathyrus pratensis

M L

Anhang 4m. (Fortsetzung - *continued*)

B R A C H E				1	9	7	5	M A H D
				0	0			
				0				
				0				
				0				
					0	0	0	
					0			
						0		
							0	
M U L C H E N				0		0	0	F E U E R
				0		0	0	
				0		0	0	
				0		0	0	
				0		0	0	

BRACHE

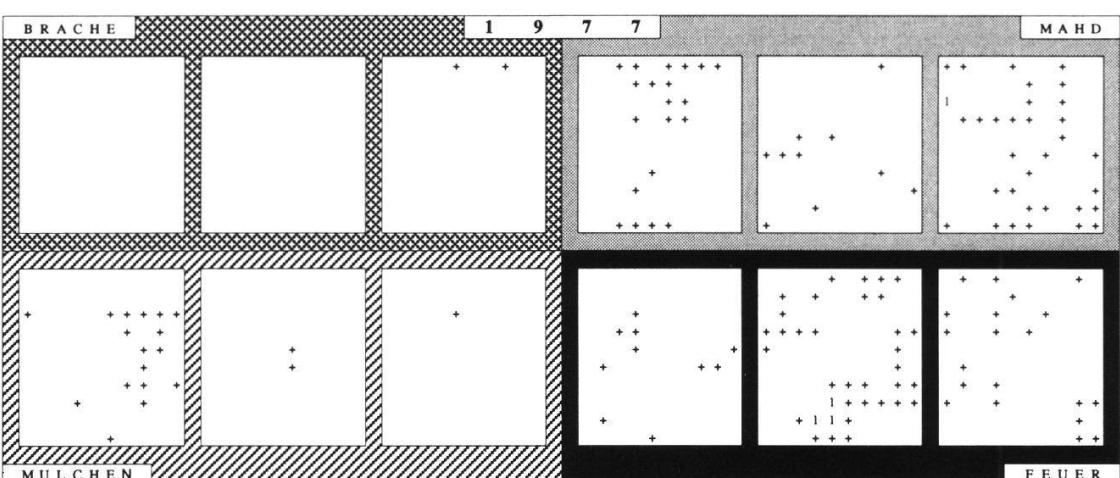
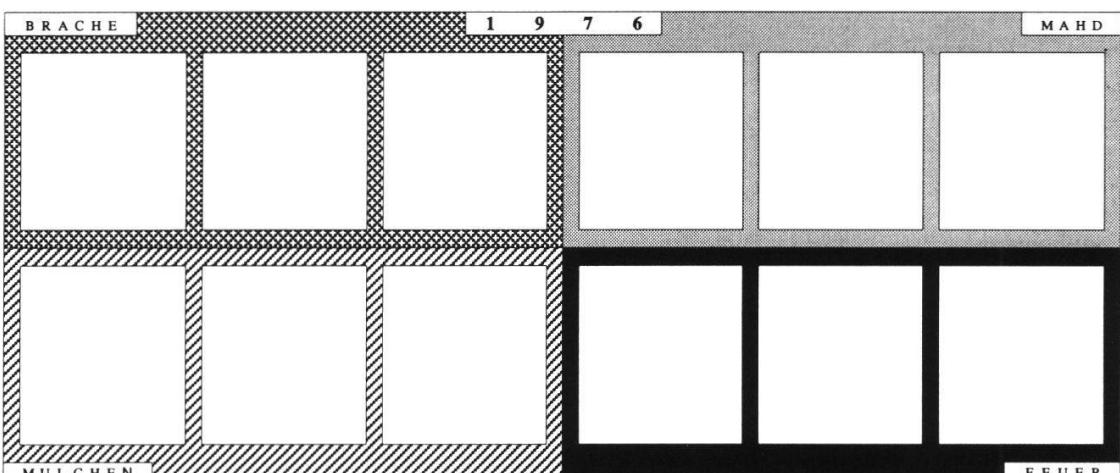
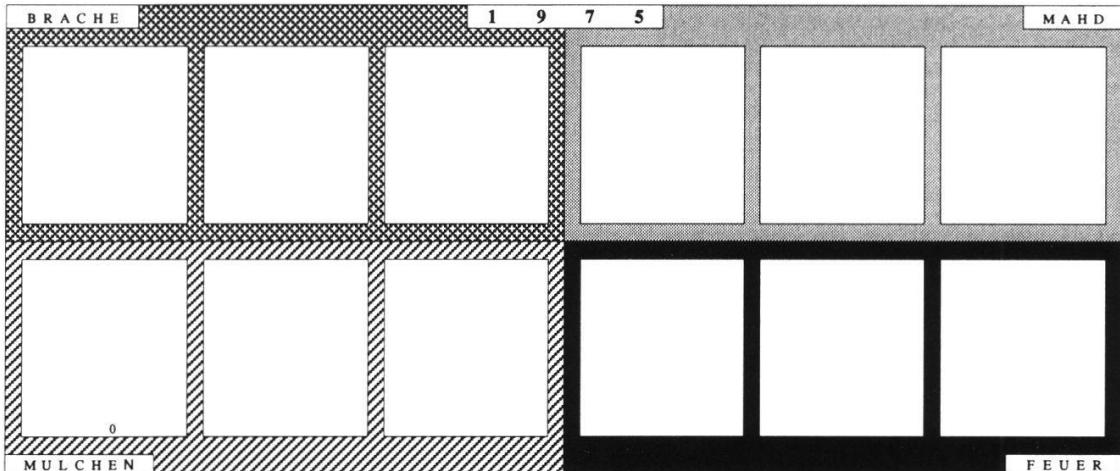
MAHD

+

MULCHEN

FEUER

Anhang 4m. (Fortsetzung - *continued*)



Linum catharticum (einjährige Pflanzen)

M L

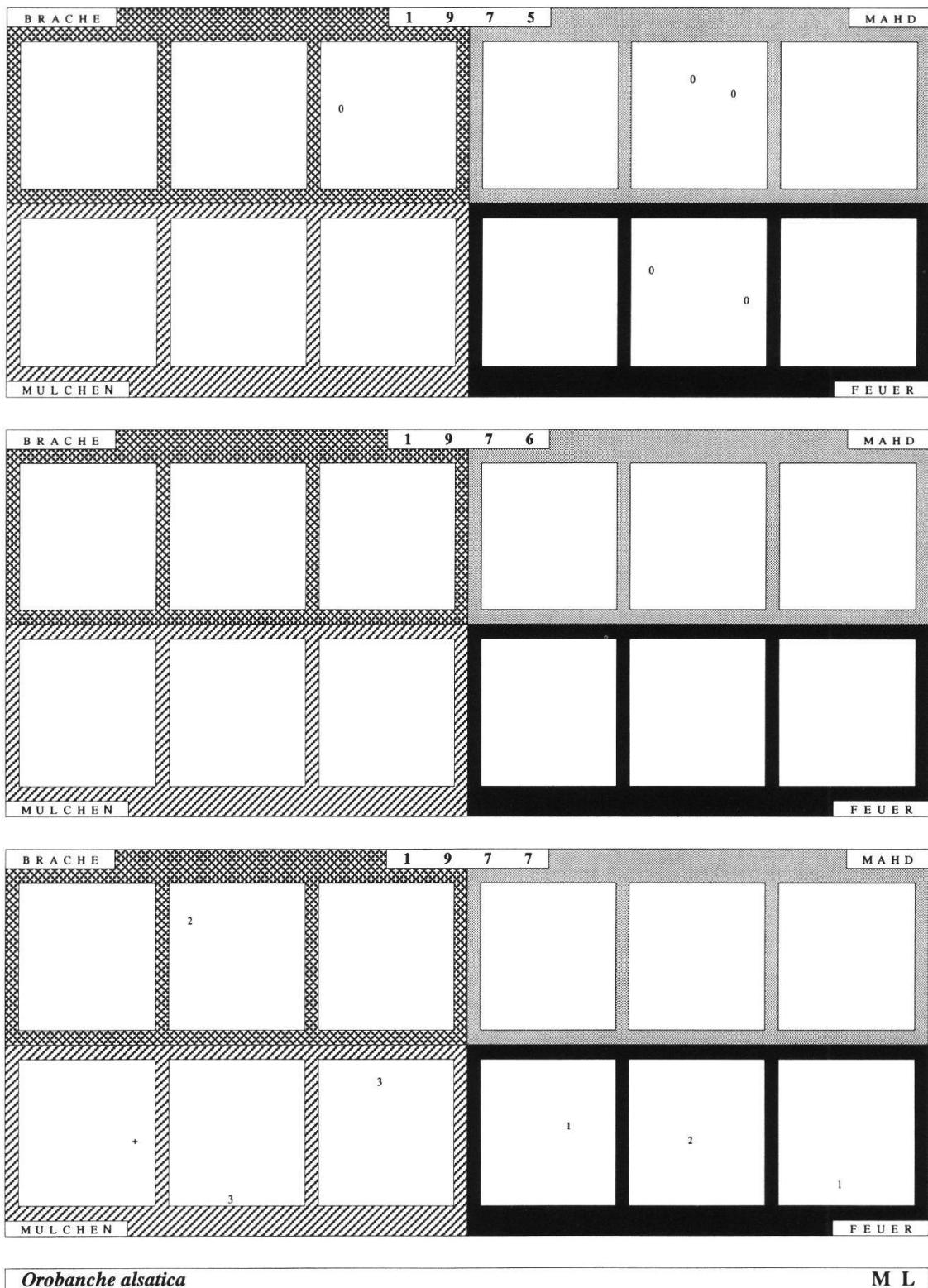
Anhang 4n. (Fortsetzung - *continued*)

BRACHE			1 9	7 5		MAHD
			0	0 0 0 0 0 0 0	0	0 0 0 0 0 0 0
				0	0	0 0 0 0
MULCHEN						FEUER

BRACHE			1 9	7 6		MAHD
			3	2 + + 1 1 + + 1 + 1 +	3 1 1 1 1 1	2 + 1 3 1 2 1 3 2 2
						1 2 1
MULCHEN					2 1 1 1 2 1	FEUER

BRACHE			1 9	7 7		MAHD
			1 3 3	2 + 2 2 + + 2 + + 1 1	3 1 1 + 1 3	3 + + 1 3 2 + 1
MULCHEN					+ 3 2 + 2 + + 1	FEUER

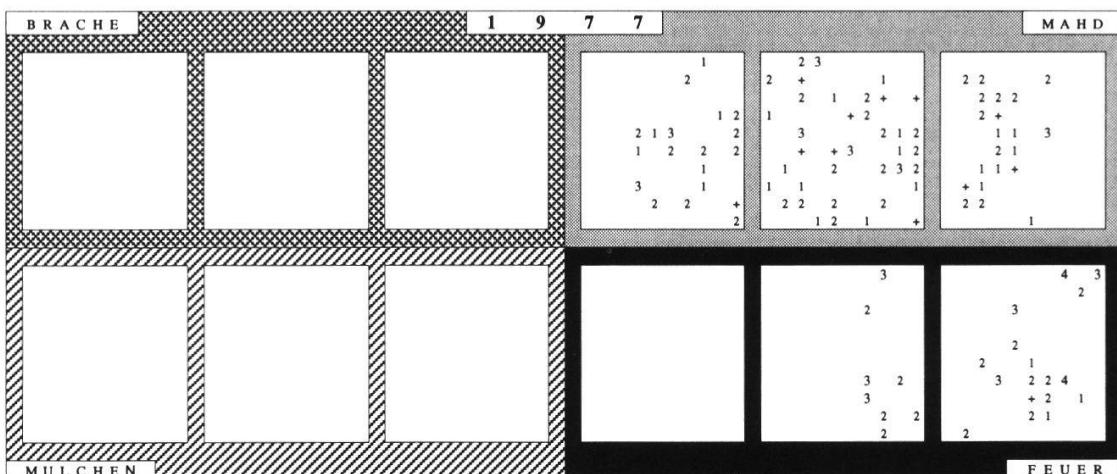
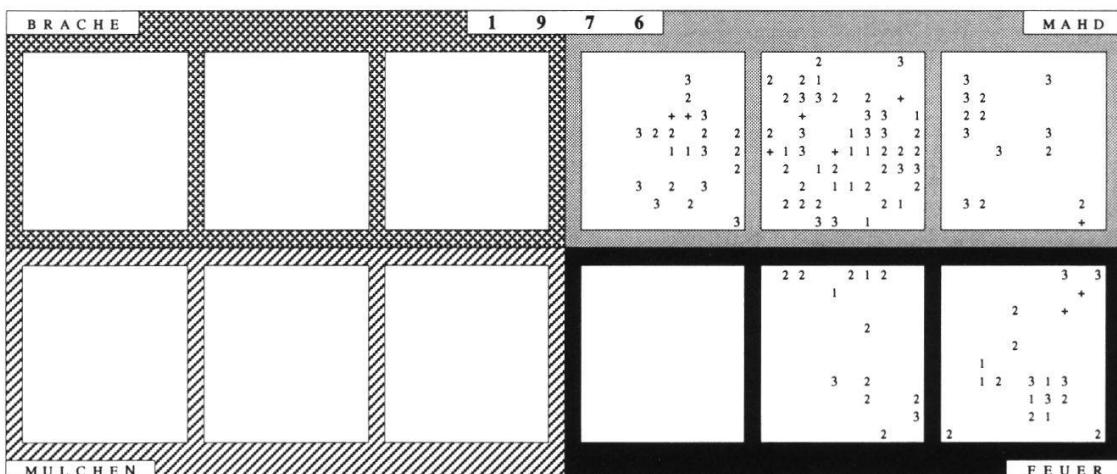
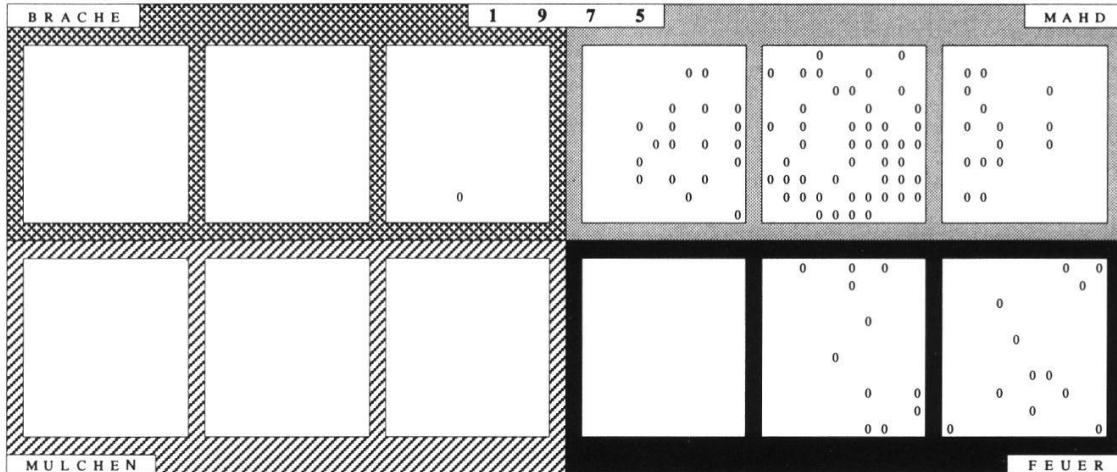
Anhang 4o. (Fortsetzung - *continued*)



Orobanche alsatica

M L

Anhang 4p. (Fortsetzung - *continued*)



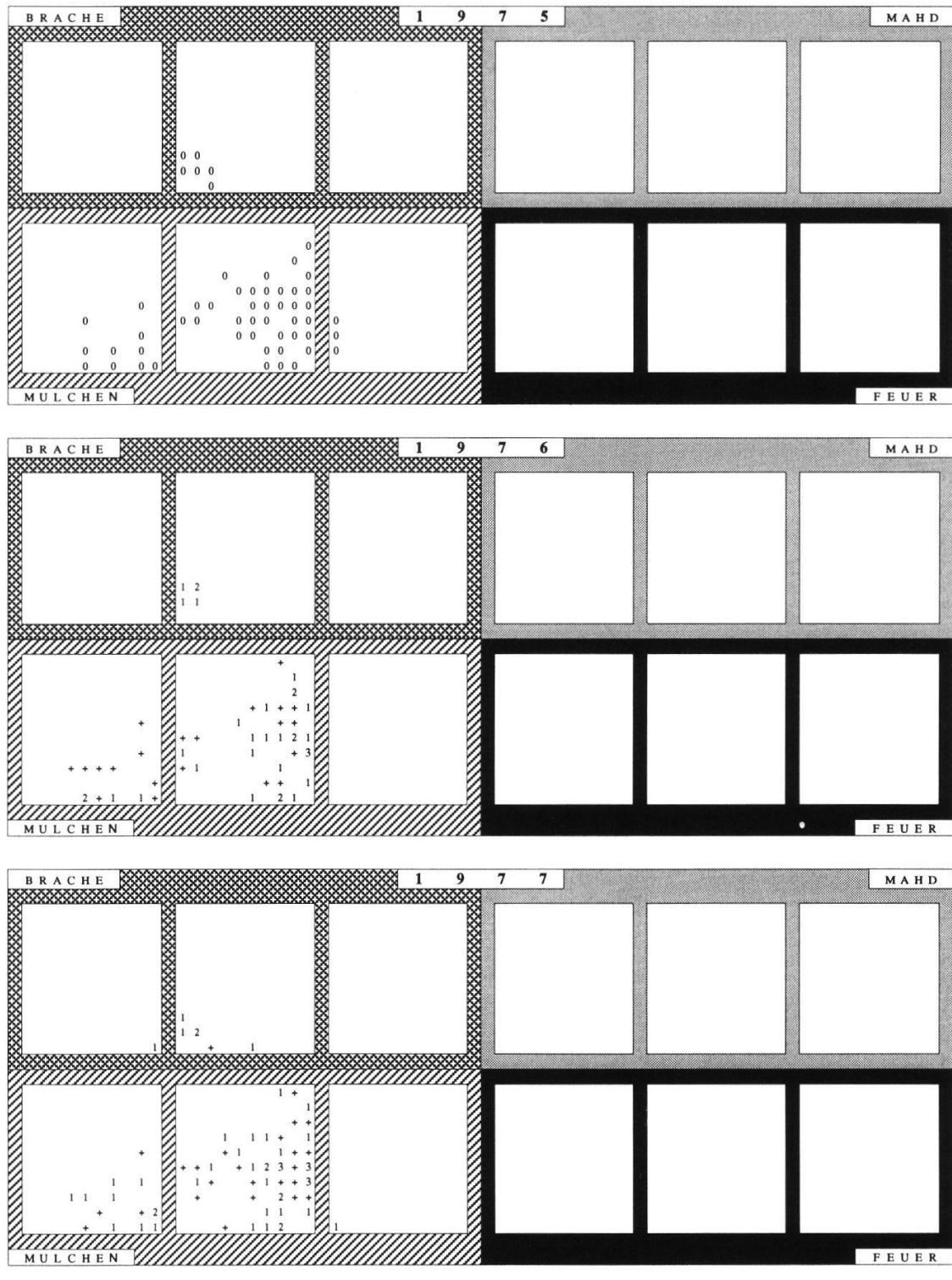
Anhang 4q. (Fortsetzung - *continued*)

BRACHE			1	9	7	5	MAHD
			0	0	0	0	
	0 0 0 0 0		0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	
MULCHEN							FEUER

BRACHE			1	9	7	6	MAHD
			+ 2 1 3 2 + 1 2 1 + 3 2	+ 3 + 1 2 1 + 3 1	1 + 1 2 1 +	+ 1 1	
MULCHEN							FEUER

BRACHE			1	9	7	7	MAHD
			1 3 3 + 3 + 2 3 1 1 2 1 + 1 3 2 + 2 2 1 2 2 3 2 2 2 1 2 1 3 1 3 + 2 2	3 2 1 3 2 1 2	2	2	
MULCHEN							FEUER

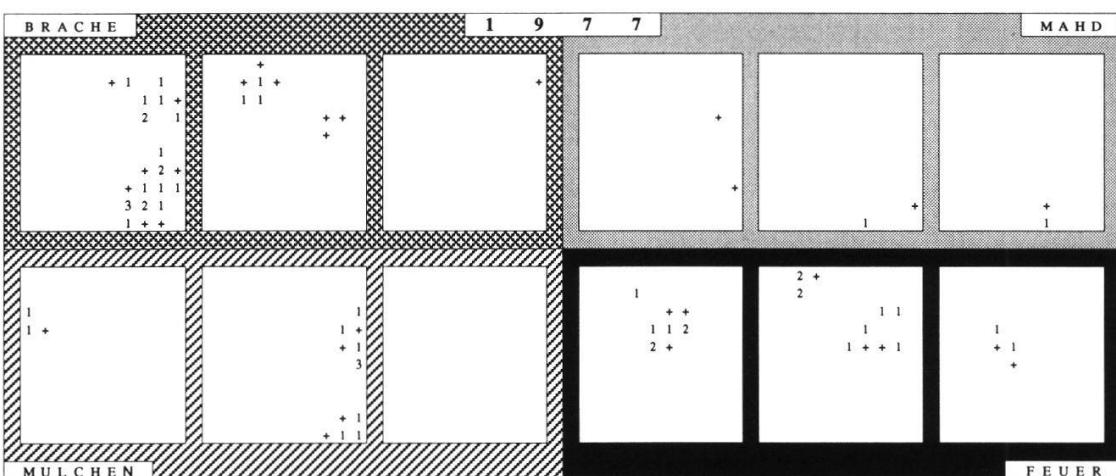
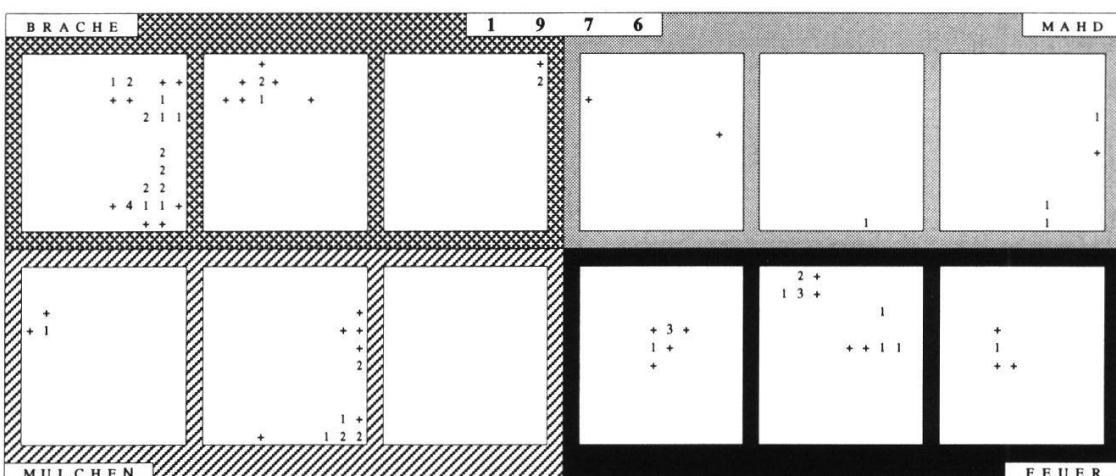
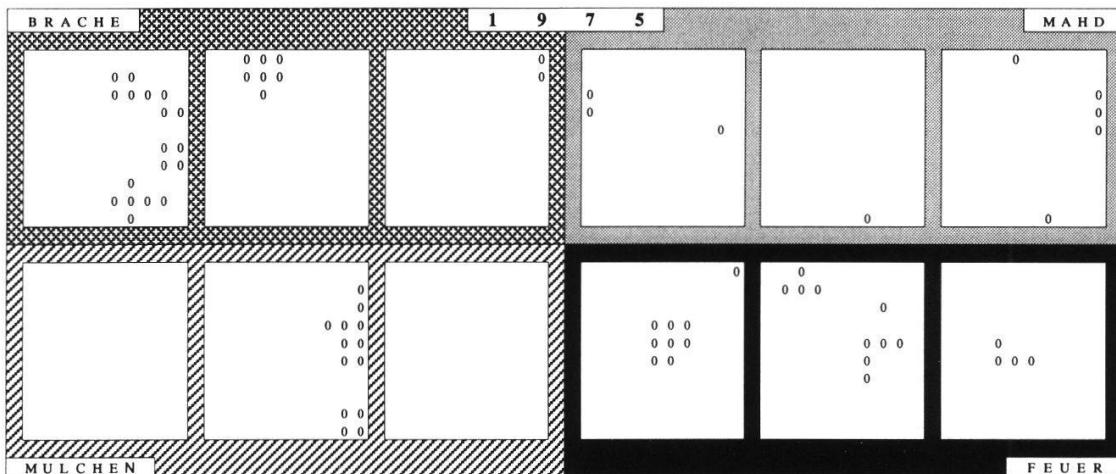
Anhang 4r. (Fortsetzung - *continued*)



Teucrium chamaedrys

M L

Anhang 4s. (Fortsetzung - *continued*)



Anhang 5. Frequenzunterschiede in den Vegetationsaufnahmen von 1976/77 und 1947/48 (ZOLLER).

Differences in frequency in the relevés of 1976/77 and 1947/48 (ZOLLER).

B: Baumschicht - *tree layer*, K: Krautschicht - *herb layer*, M: Moosschicht - *moss layer*, S: Strauchsicht - *shrub layer*.

$$\begin{aligned} * \text{ relative Frequenzdifferenz} &= \frac{\text{absolute Frequenzdifferenz}}{\text{Frequenz 76/77} + \text{Frequenz 47/48}} \\ \text{relative difference in frequency} &= \frac{\text{absolute difference in frequency}}{\text{frequency 76/77} + \text{frequency 47/48}} \end{aligned}$$

a) Brachezeigende Arten (Gehölze) mit höherer Frequenz 1976/77.

Indicator species for no management (copses) with higher frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.dif. 76/77-47/48	relative Frequ.dif. * 76/77-47/48
S <i>Cornus sanguinea</i>	8.1	31.8	23.7	0.6
S <i>Crataegus monogyna</i>	1.2	22.1	20.9	0.9
K <i>Prunus spinosa</i>	2.3	22.6	20.2	0.8
K/S <i>Rosa spec.</i>	4.7	20.0	15.3	0.6
S <i>Ligustrum vulgare</i>	3.5	17.9	14.5	0.7
S <i>Acer pseudoplatanus</i>	1.2	12.8	11.7	0.8
S <i>Pinus silvestris</i>	5.8	15.4	9.6	0.5
S <i>Pirus malus</i>		7.7	7.7	1.0
S <i>Picea excelsa</i>	1.2	7.7	6.5	0.7
S <i>Evonymus europaea</i>		5.6	5.6	1.0
S <i>Fagus silvatica</i>		5.6	5.6	1.0
S <i>Quercus petraea</i>		5.6	5.6	1.0
S <i>Fraxinus excelsior</i>		5.1	5.1	1.0
S <i>Acer campestre</i>	2.3	6.2	3.8	0.5
K <i>Lonicera xylosteum</i>		3.1	3.1	1.0
B <i>Pinus silvestris</i>		3.1	3.1	1.0
S <i>Corylus avellana</i>	1.2	4.1	2.9	0.6
K <i>Crataegus monogyna</i>	1.2	4.1	2.9	0.6
S <i>Crataegus oxyacantha</i>		2.1	2.1	1.0
K <i>Fagus silvatica</i>		2.1	2.1	1.0
S <i>Daphne mezereum</i>		1.0	1.0	1.0
K <i>Daphne mezereum</i>		1.0	1.0	1.0
K <i>Viburnum lantana</i>	2.3	3.1	0.8	0.1

b) Brachezeigende Arten auf nährstoffreichen bis -armen Standorten mit höherer oder gleichhoher Frequenz 1976/77.

Indicator species for no management on eutrophic to oligotrophic sites with higher and equal frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff.* 76/77-47/48
K <i>Trifolium medium</i>	10.5	54.4	43.9	0.7
K <i>Viola hirta et collina</i>	16.3	55.9	39.6	0.5
K <i>Carex ornithopoda</i>	4.7	36.9	32.3	0.8
M <i>Thuidium abietinum</i>	19.8	44.6	24.8	0.4
K <i>Poa pratensis</i> inkl. <i>angustif.</i>	48.8	73.3	24.5	0.2
K <i>Centaurea scabiosa</i> s.l.	23.3	46.2	22.9	0.3
K <i>Euphorbia cyparissias</i>	34.9	57.4	22.6	0.2
K <i>Origanum vulgare</i>	16.3	32.3	16.0	0.3
K <i>Lathyrus heterophyllum</i>	47.7	62.1	14.4	0.1
K <i>Fragaria vesca</i>	15.1	28.7	13.6	0.3
M <i>Rhytidium rugosum</i>	20.9	33.8	12.9	0.2
K <i>Pimpinella saxifraga</i>	44.2	55.9	11.7	0.1
K <i>Allium oleraceum</i>		10.3	10.3	1.0
K <i>Cephalanthera longifolia</i>	1.2	10.3	9.1	0.8
K <i>Thesium spec.</i>	17.4	24.6	7.2	0.2
K <i>Solidago virga-aurea</i>		3.6	3.6	1.0
K <i>Goodyera repens</i>		2.1	2.1	1.0
K <i>Rubus</i> sp.	2.3	1.0	-1.3	-0.4

c) Brachezeigende Arten nur auf nährstoffreichen, trockenen Böden mit viel höherer Frequenz 1976/77.

Indicator species for no management only on eutrophic, dry soils with much higher frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff.* 76/77-47/48
K <i>Inula conyzoides</i>		13.8	13.8	1.0
K <i>Pastinaca sativa</i>		7.7	7.7	1.0
K <i>Carex pairaei</i>	2.3	5.6	3.3	0.4

d) Brachezeigende Arten mit gleichhoher oder geringerer Frequenz 1976/77.
Indicator species for no management with equal or lower frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.dif. 76/77-47/48	relative Frequ.dif. * 76/77-47/48
K <i>Brachypodium pinnatum</i>	65.1	67.2	2.1	0.0
K <i>Helianthemum ovatum</i>	5.8	6.7	0.9	0.1
K <i>Aster amellus</i>	11.6	12.3	0.7	0.0
S <i>Juniperus communis</i>	5.8	5.1	-0.7	-0.1
K <i>Campanula persicifolia</i>	8.1	4.1	-4.0	-0.3
K <i>Carlina simplex</i>	26.7	20.0	-6.7	-0.1

e) Nährstoffzeigende Arten mit (viel) höherer Frequenz 1976/77.
Indicator species for high nutrient levels with (much) higher frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.dif. 76/77-47/48	relative Frequ.dif. * 76/77-47/48
K <i>Arrhenatherum elatius</i>	45.3	77.9	32.6	0.3
K <i>Picris hieracioides</i>	32.6	59.5	26.9	0.3
K <i>Myosotis arvensis</i>	10.5	36.9	26.5	0.6
K <i>Achillea millefolium</i>	57.0	82.6	25.6	0.2
K <i>Daucus carota</i>	20.9	44.6	23.7	0.4
K <i>Dactylis glomerata</i>	58.1	80.5	22.4	0.2
K <i>Helictotrichon pubescens</i>	52.3	72.8	20.5	0.2
K <i>Knautia arvensis</i>	66.3	86.2	19.9	0.1
K <i>Taraxacum officinale</i>	33.7	53.3	19.6	0.2
K <i>Galium album</i>	59.3	78.5	19.2	0.1
K <i>Lathyrus pratensis</i>	33.7	52.3	18.6	0.2
K <i>Vicia sepium</i>	10.5	28.2	17.7	0.5
K <i>Tragopogon orientalis</i>	31.4	45.6	14.2	0.2
K <i>Veronica arvensis</i>	3.5	15.9	12.4	0.6
K <i>Poa trivialis</i>		7.7	7.7	1.0
K <i>Arenaria serpyllifolia</i>		6.2	6.2	1.0
K <i>Crepis biennis</i>		3.1	3.1	1.0
K <i>Glechoma hederaceum</i>	1.2	3.1	1.9	0.5
K <i>Vicia cracca</i>	26.7	28.2	1.5	0.0

f) Nährstoffzeigende Arten mit gleichhoher oder (viel) tieferer Frequenz 1976/77.
Indicator species for high nutrient levels with equal or (much) lower frequency 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen	Frequenz Aufnahmen	absolute Frequ.diff.	relative Frequ.diff. *
	1947/48	1976/77	76/77-47/48	76/77-47/48
K <i>Chaerophyllum silvestre</i>	7.0	7.7	0.7	0.0
K <i>Festuca pratensis</i>	17.4	16.4	-1.0	0.0
K <i>Bellis perennis</i>	16.3	9.7	-6.5	-0.3
K <i>Holcus lanatus</i>	15.1	8.2	-6.9	-0.3
K <i>Ranunculus friesianus</i>	16.3	9.2	-7.0	-0.3
K <i>Anthoxanthum odoratum</i>	50.0	37.4	-12.6	-0.1
K <i>Trifolium repens</i>	62.8	47.2	-15.6	-0.1
K <i>Trifolium pratense</i>	84.9	59.0	-25.9	-0.2

g) Arten sehr nährstoffärmer Standorte gemähter Wiesen und/oder Arten auf extrem trockenen Standorten mit lückiger Vegetation und Streueschicht.
Species of cut meadows on very oligotrophic sites and/or on extremely dry sites with sparse vegetation and litter layer.

Art	Frequenz Aufnahmen	Frequenz Aufnahmen	absolute Frequ.diff.	relative Frequ.diff. *
	1947/48	1976/77	76/77-47/48	76/77-47/48
K <i>Galium pumilum</i>	10.5	17.4	7.0	0.2
K <i>Muscari botryoides</i>	2.3	2.1	-0.3	-0.1
K <i>Cytisus nigricans</i>	3.5	3.1	-0.4	-0.1
K <i>Melampyrum arvense</i>	3.5	0.5	-3.0	-0.7
K <i>Carex montana</i>	15.1	11.8	-3.3	-0.1
K <i>Hippocrepis comosa</i>	54.7	51.3	-3.4	0.0
K <i>Orchis militaris</i>	9.3	5.1	-4.2	-0.3
K <i>Hieracium pilosel. et bauhi.</i>	10.5	5.6	-4.9	-0.3
K <i>Polygala comosa</i>	9.3	4.1	-5.2	-0.4
K <i>Koeleria pyramidata</i>	14.0	8.7	-5.2	-0.2
K <i>Festuca duriuscula</i>	8.1	2.6	-5.6	-0.5
K <i>Onobrychis mont. et aren.</i>	9.3	2.6	-6.7	-0.6
K <i>Orchis mascula</i>	7.0		-7.0	-1.0
K <i>Orchis morio</i>	7.0		-7.0	-1.0
K <i>Hieracium cymosum</i>	14.0	6.2	-7.8	-0.4
K <i>Globularia elongata</i>	9.3	1.0	-8.3	-0.8
K <i>Luzula campestris</i>	18.6	9.7	-8.9	-0.3
K <i>Sedum acre</i>	12.8	2.6	-10.2	-0.7
K <i>Linum tenuifolium</i>	12.8	0.5	-12.3	-0.9
K <i>Anthyllis vulgaris</i>	68.6	53.8	-14.8	-0.1
K <i>Anacamptis pyramidalis</i>	30.2	15.4	-14.8	-0.3
K <i>Sedum sexangulare</i>	25.6	8.7	-16.9	-0.5
K <i>Crepis alpestris</i>	20.9	3.6	-17.3	-0.7
K <i>Gymnadenia conopea</i>	38.4	19.0	-19.4	-0.3
K <i>Platanthera chlorantha</i>	25.6		-25.6	-1.0

h) Arten im *Seselio libanotidis-Mesobrometum*.
Species of Seselio libanotidis-Mesobrometum.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Satureja vulgaris</i>	1.2	8.7	7.6	0.8
K <i>Geranium sanguineum</i>	5.8	7.7	1.9	0.1
K <i>Anthericum ramosum</i>	11.6	10.8	-0.9	0.0
K <i>Ophrys insectifera</i>	3.5	2.1	-1.4	-0.3
K <i>Seseli libanotis</i>	12.8	11.3	-1.5	-0.1
K <i>Lactuca perennis</i>	9.3	3.1	-6.2	-0.5

i) Arten auf wechselfeuchten und/oder schattigen, mageren Standorten.
Species on periodically damp and/or shady, poor sites:

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Deschampsia caespitosa</i>		1.0	1.0	1.0
K <i>Cirsium oleraceum</i>	1.2	2.1	0.9	0.3
K <i>Geum rivale</i>	1.2	2.1	0.9	0.3
K <i>Trollius europaeus</i>	2.3	2.6	0.2	0.0
K <i>Angelica silvestris</i>	1.2	1.0	-0.1	-0.1
K <i>Ranunculus auricomus</i>	2.3	1.0	-1.3	-0.4
K <i>Phyteuma spicatum</i>	5.8	2.6	-3.2	-0.4
K <i>Carum carvi</i>	14.0	6.7	-7.3	-0.4
K <i>Colchicum autumnale</i>	14.0	6.7	-7.3	-0.4
K <i>Geranium sylvaticum</i>	17.4	3.1	-14.4	-0.7

j) Arten auf wechseltrockenen Standorten.
Species on periodically arid sites.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Rhinanthus angustifolius</i>	1.2	7.2	6.0	0.7
K <i>Chrysanthemum praecox</i>		3.6	3.6	1.0

k) Arten mit geringen Frequenzunterschieden.
Species with small differences in frequency.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Ononis repens</i>	46.5	55.4	8.9	0.1
M <i>Pleurozium schreberi</i>	3.5	12.3	8.8	0.6
K <i>Rumex acetosa</i>	17.4	26.2	8.7	0.2
K <i>Veronica chamaedrys</i>	26.7	35.4	8.6	0.1
K <i>Medicago falcata</i>	40.7	49.2	8.5	0.1
K <i>Trifolium campest. et dubium</i>	17.4	25.6	8.2	0.2
K <i>Trisetum flavescens</i>	48.8	56.9	8.1	0.1
M <i>Mnium affine</i>	3.5	9.2	5.7	0.5
K <i>Sanguisorba minor</i>	87.2	92.8	5.6	0.0
K <i>Plantago lanceolata</i>	70.9	76.4	5.5	0.0
K <i>Plantago media</i>	70.9	76.4	5.5	0.0
K <i>Cerastium caespitosum</i>	22.1	27.2	5.1	0.1
K <i>Silene vulgaris</i>	4.7	9.2	4.6	0.3
K <i>Cerastium arvense</i>	3.5	7.7	4.2	0.4
K <i>Thlaspi perfoliatum</i>	3.5	7.7	4.2	0.4
K <i>Campanula patula</i>	17.4	21.0	3.6	0.1
K <i>Polygala amarella</i>	5.8	9.2	3.4	0.2
K <i>Chrysanthemum leucanthem.</i>	67.4	70.8	3.3	0.0
M <i>Thuidium philib. et tamarisc.</i>	12.8	15.9	3.1	0.1
K <i>Lolium perenne</i>	3.5	5.6	2.2	0.2
K <i>Ranunculus bulbosus</i>	61.6	63.6	2.0	0.0
K <i>Teucrium chamaedrys</i>	14.0	15.9	1.9	0.1
K <i>Lotus corniculatus</i>	84.9	86.2	1.3	0.0
K <i>Hieracium pilosella</i>	43.0	44.1	1.1	0.0
K <i>Agrimonia eupatoria</i>	7.0	7.7	0.7	0.0
M <i>Rhytidadelphus squarrosum</i>	7.0	7.7	0.7	0.0
K <i>Prunella</i> sp.	19.8	20.0	0.2	0.0
K <i>Pimpinella major</i>	3.5	3.6	0.1	0.0
K <i>Hieracium murorum</i>	8.1	8.2	0.1	0.0
K <i>Bromus erectus</i>	95.3	95.4	0.0	0.0
K <i>Centaurea jacea</i> s.l.	47.7	47.7	0.0	0.0
K <i>Carex humilis</i>	4.7	4.6	0.0	0.0
M <i>Hylocomium splendens</i>	19.8	19.5	-0.3	0.0
K <i>Vicia tenuifolia</i>	17.4	16.9	-0.5	0.0
K <i>Stachys recta</i>	9.3	8.7	-0.6	0.0
K <i>Carlina vulgaris</i>	5.8	5.1	-0.7	-0.1
K <i>Briza media</i>	74.4	73.3	-1.1	0.0
K <i>Potentilla verna et heptaph.</i>	45.3	44.1	-1.2	0.0
K <i>Leontodon hispidus</i>	41.9	40.5	-1.3	0.0
K <i>Festuca rubra</i>	3.5	2.1	-1.4	-0.3
K <i>Onobrychis viciifolia</i>	37.2	35.4	-1.8	0.0
K <i>Galium verum</i>	29.1	27.2	-1.9	0.0
K <i>Campanula glomerata</i>	12.8	10.8	-2.0	-0.1
K <i>Veronica teucrium</i>	15.1	12.8	-2.3	-0.1
K <i>Heracleum sphondylium</i>	19.8	17.4	-2.3	-0.1

k) (Fortsetzung - *continued*)

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Ajuga reptans</i>	8.1	5.6	-2.5	-0.2
K <i>Asperula cynanchica</i>	38.4	35.4	-3.0	0.0
K <i>Euphorbia verrucosa</i>	18.6	14.9	-3.7	-0.1
K <i>Listera ovata</i>	12.8	8.7	-4.1	-0.2
K <i>Buphthalmum salicifolium</i>	47.7	43.6	-4.1	0.0
M <i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	18.6	14.4	-4.2	-0.1
K <i>Scabiosa columbaria</i>	58.1	53.8	-4.3	0.0
K <i>Medicago lupulina</i>	73.3	67.7	-5.6	0.0
K <i>Thymus serpyllum</i> s.l.	72.1	62.6	-9.5	-0.1

l) Arten mit stark schwankenden Beständen und jahreszeitlich früh oder spät erscheinende Arten.

Species with strongly fluctuating frequencies and which appear early or late in the course of the year.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Rhinanthus minor</i>	20.9	34.4	13.4	0.2
K <i>Rhinanthus aleotorolophus</i>	4.7	11.3	6.6	0.4
K <i>Orobanche</i> spec.		3.8	3.8	1.0
K <i>Euphrasia rostkoviana</i>	1.2	3.6	2.4	0.5
K <i>Cardamine pratensis</i>	4.7	1.0	-3.6	-0.6
K <i>Anemone nemorosa</i>	8.4		-8.4	-1.0
K <i>Linum catharticum</i>	47.7	33.8	-13.8	-0.2

m) Arten, deren systematische Zuordnung 1947/48 und 1976/77 eventuell unterschiedlich beurteilt wurde.

Species whose systematic classification was possibly determined differently in 1947/48 than in 1976/77.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Poa angustifolia</i>	8.1	73.3	65.2	0.8
K <i>Thymus pulegioides</i>	1.2	60.0	58.8	1.0
K <i>Viola hirta</i>	12.8	55.9	43.1	0.6
K <i>Thymus froelichianus</i>		41.0	41.0	1.0
K <i>Potentilla verna</i>	2.3	40.5	38.2	0.9
K <i>Centaurea scabiosa</i>	23.3	37.9	14.7	0.2

m) (Fortsetzung - *continued*)

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Centaurea tenuifolia</i>		11.8	11.8	1.0
K <i>Trifolium campestre</i>	17.4	25.6	8.2	0.2
K <i>Rubus caesius</i>	1.2	7.2	6.0	0.7
K <i>Hieracium bauhinii</i>		5.6	5.6	1.0
K <i>Onobrychis montana</i>		2.6	2.6	1.0
K <i>Centaurea jacea</i>	46.5	45.6	-0.9	0.0
K <i>Viola collina</i>	4.7		-4.7	-1.0
K <i>Thesium pyrenaicum</i>	5.8		-5.8	-1.0
M <i>Thuidium philibertii</i>	12.8	4.6	-8.2	-0.5
K <i>Hieracium piloselloides</i>	9.3	0.5	-8.8	-0.9
K <i>Orobanche lutea</i>	9.3		-9.3	1.0
K <i>Onobrychis arenaria</i>	9.3		-9.3	-1.0
K <i>Trifolium dubium</i>	17.4		-17.4	-1.0
K <i>Potentilla heptaphylla</i>	45.3	8.2	-37.1	-0.7
K <i>Poa pratensis</i>	40.7	7.7	-40.7	1.0

n) Arten, deren Frequenzunterschiede nicht beurteilt oder erklärt werden konnten.

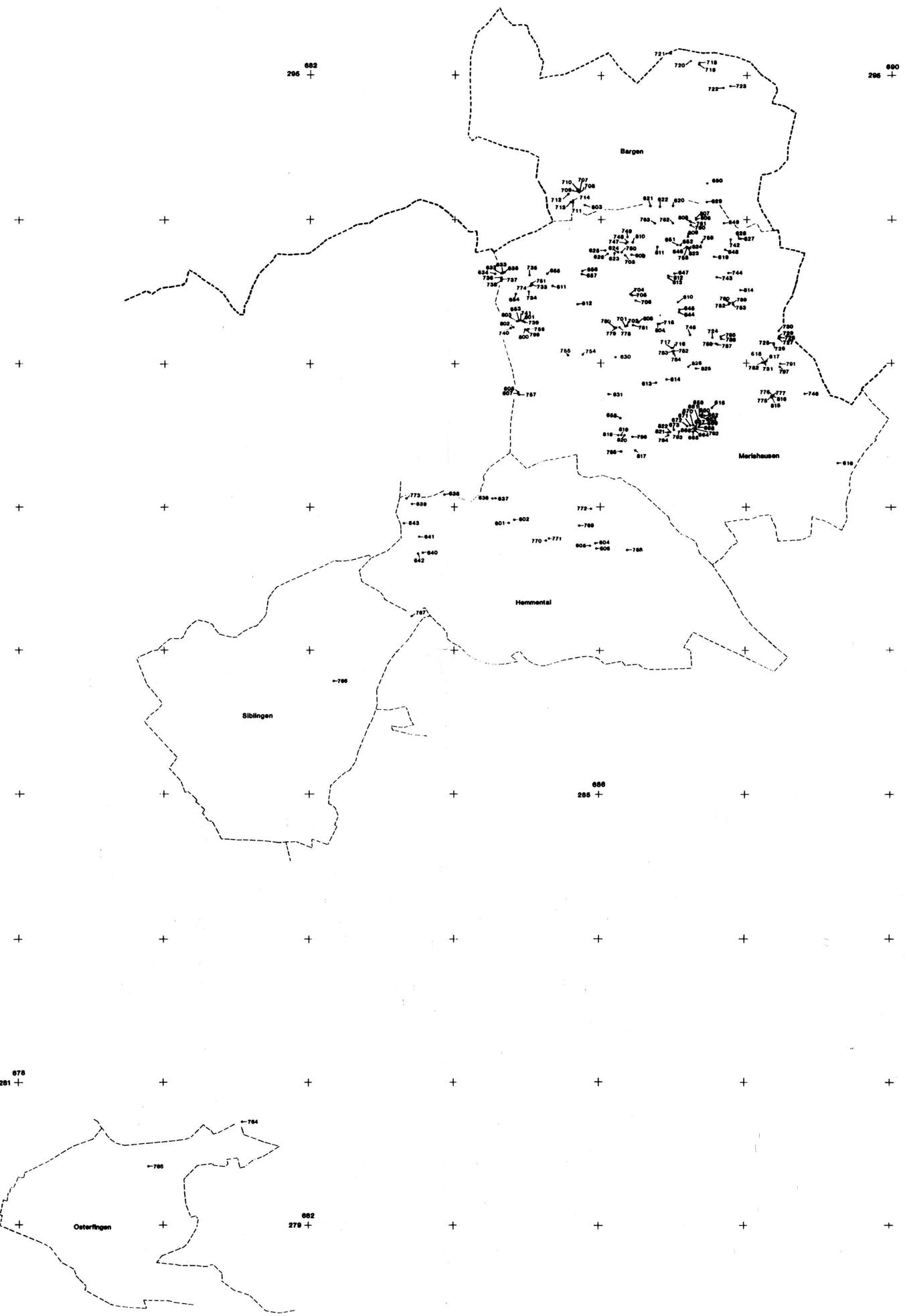
Species whose differences in frequency could not be determined or explained.

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff. * 76/77-47/48
K <i>Hypericum perforatum</i>	14.0	39.5	25.5	0.5
K <i>Carex verna</i>	17.4	37.4	20.0	0.4
K <i>Carex flacca</i>	45.3	65.1	19.8	0.2
M <i>Camptothecium lutescens</i>	9.3	26.7	17.4	0.5
M <i>Scleropodium purum</i>	18.6	33.3	14.7	0.3
K <i>Thesium bavarum</i>	11.6	24.6	13.0	0.4
K <i>Salvia pratensis</i>	68.6	81.0	12.4	0.1
K <i>Campanula rotundifolia</i>	43.0	55.4	12.4	0.1
K <i>Prunella grandiflora</i>	8.1	19.5	11.3	0.4
K <i>Convolvulus arvensis</i>		11.3	11.3	1.0
M <i>Thuidium tamariscifolium</i>		11.3	11.3	1.0
K <i>Festuca ovina</i>	65.1	75.9	10.8	0.1
K <i>Arabis hirsuta</i>	45.3	55.9	10.5	0.1
K <i>Primula veris</i>	39.5	49.2	9.7	0.1
K <i>Epipactis latifolia</i>	1.2	3.6	2.4	0.5
K <i>Senecio jacobaea</i>	1.2	2.6	1.4	0.4
M <i>Fissidens taxifolia</i>	3.5	4.1	0.6	0.1
K <i>Aegopodium podagraria</i>	8.1	6.7	-1.5	-0.1
K <i>Ranunculus nemorosus</i>	4.7	2.1	-2.6	-0.4
K <i>Dianthus carthusianorum</i>	7.0	4.1	-2.9	-0.3

n) (Fortsetzung - *continued*)

Art	Frequenz Aufnahmen 1947/48	Frequenz Aufnahmen 1976/77	absolute Frequ.diff. 76/77-47/48	relative Frequ.diff.* 76/77-47/48
K <i>Alchemilla xanthochlora</i>	3.5		-3.5	-1.0
K <i>Potentilla sterilis</i>	3.5		-3.5	-1.0
K <i>Veronica officinalis</i>	3.5		-3.5	-1.0
K <i>Silene nutans</i>	8.1	4.6	-3.5	-0.3
K <i>Cephalanthera damasonium</i>	4.7	1.0	-3.6	-0.6
K <i>Aquilegia vulgaris</i>	4.7	0.5	-4.1	-0.8
M <i>Cladonia</i> sp.	4.7	0.5	-4.1	-0.8
M <i>Chrysohypnum chrysophyllum</i>	4.7		-4.7	-1.0
K <i>Phyteuma orbiculare</i>	9.3	4.6	-4.7	-0.3
K <i>Aquilegia atrata</i>	7.0	1.5	-5.4	-0.6
K <i>Myosotis palustris</i>	5.5		-5.8	-1.0
M <i>Dicranum scoparium</i>	5.8		-5.8	-1.0
K <i>Peucedanum cervaria</i>	14.0	5.1	-8.8	-0.5
M <i>Entodon orthocarpus</i>	11.6		-11.6	-1.0
K <i>Polygala vulgaris</i>	11.6		-11.6	-1.0
K <i>Prunella vulgaris</i>	16.3	2.6	-13.7	-0.7

**Beilage 1. Geographische Uebersicht über die Lage der Vegetationsaufnahmestelle.
Geographical overview of the location of the relevé sites.**



Beilage 2. Mesobromion Randen, Kanton Schaffhausen: Angaben zum Standort und zur Vegetationsstruktur der Aufnahmen 1976/77.
Mesobromion Randen, Canton Schaffhausen: Description des sites et la vegetation structure of the relevés 1976/77.

Aufnah- me-Nr.	Datum	Koordinaten	m o. M.	Fläche [m ²]	Neigung	Insola- tion [Ach- se/Groß- achse]	Bewirt- schaf- fung (a)	Geologie (b)	Geologie (c)	Baum- schocht	Strau- hschocht	Kraut- schocht	Streu	anderer Boden	Dekomposition			mittlere Höhe [m]	Höhe ältester Strang [m]	Alter Strang [Jahre]	Anzahl Strang- scheit-	Natur- schutz- wert
															Kraut- schocht	Moor- schocht	Strau- hschocht					
601	30.6.76	664302286310	750	100	ESE	21	B	3	2	-	5	60	45	50	10	4	15	70	7	17	5.94	
602	30.6.76	664302286325	755	100	SSW	9	B	2	-	-	5	60	45	50	10	4	15	70	7	17	5.95	
603	30.6.76	663132920350	750	100	NNW	15	G	2	-	-	3	100	60	40	10	4	20	90	7	19	5.95	
604	30.6.76	663132919195	690	100	N	18	B	5	-	-	2	80	70	10	2	4	20	110	7	20	5.82	
605	30.6.76	663345286180	690	100	ESE	19	B	8	-	-	1	80	10	5	-	2	20	20	10	12	5.46	
606	30.6.76	663282026165	665	100	W	9	G	5	-	-	1	80	10	5	-	2	20	20	10	12	5.42	
607	30.6.76	663282026165	665	100	SE	12	G	3	-	-	1	90	20	3	-	2	20	20	10	12	5.42	
608	30.6.76	664302290240	812	100	SE	12	B	3	-	-	5	95	10	5	-	20	45	100	8	12	5.59	
609	1.7.76	665168292205	777	100	W	5	G	7	M	4	7	90	30	15	-	4	40	100	6	6	5.06	
610	1.7.76	665168292205	777	100	SE	12	G	7	M	4	7	90	30	15	-	4	40	100	6	6	5.06	
611	1.7.76	665132920350	795	100	SSW	23	B	5	-	-	10	95	40	50	10	4	45	140	6	4	4.77	
612	1.7.76	66327291328	700	100	SE	6	7	B	5	-	1	97	1	80	-	5	50	130	2	4	4.58	
613	1.7.76	66327291328	700	100	SE	6	7	B	5	-	5	70	30	25	-	30	20	10	16	5.76		
614	1.7.76	663032290210	603	200	ESE	24	G	8	B	5	1	80	30	25	2	4	25	110	6	14	5.77	
615	1.7.76	667210290153	610	100	E	25	G	5	-	-	5	80	80	20	1	13	30	110	13	13	5.47	
616	24.6.76	669105286250	962	100	SSW	1	G	2	-	-	1	87	10	3	-	1	15	100	12	12	5.62	
617	24.6.76	669105286250	962	100	SSW	1	G	2	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
618	24.6.76	66910291002	700	100	SE	10	G	3	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
619	24.6.76	66910291002	700	100	SE	10	G	3	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
620	24.6.76	66910291002	700	100	SE	10	G	3	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
621	24.6.76	66910291002	700	100	SE	10	G	3	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
622	24.6.76	66910291002	700	100	SE	10	G	3	-	-	1	90	50	10	1	1	20	100	6	19	5.75	
623	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
624	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
625	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
626	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
627	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
628	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
629	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
630	12.6.76	668072629155	810	100	S	2	7	M	3	4	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
631	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
632	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
633	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
634	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
635	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
636	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
637	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
638	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
639	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
640	10.6.76	668072629155	750	100	S	10	M	2	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
641	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
642	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
643	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
644	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
645	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
646	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
647	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
648	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
649	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
650	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
651	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
652	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
653	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
654	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
655	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
656	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
657	3.6.76	668072629155	810	100	SSE	3	G	3	-	-	1	95	1	80	-	25	20	10	0	2	4.76	
658	3.6.76	668072629155	810	100																		

zu den Artnächtigkeiten vgl. Kapitel 3.1.1.
zu den Vegetationseinheiten und Artengruppen vgl. Kapitel

Fortsetzung (für die Klassifikation nicht verwendete, niedrigste Arten) vgl. Beilage 4

Fortschreibung (für die Klassifikation nicht verwendete, hochgradige Anfälle) vgl. Bemerkung 4

Hinweise zur Nomenklatur der Pflanzenteile von Kapitel 3.1.4

zu den Artmächtigkeiten vgl. Kapitel 3.1.1., x: keine Angabe zur Artmächtigkeit

zu den Vegetationseinheiten und Artengruppen vgl. Kapitel 4.1. (Die Bezeichnung der

In Klammern: in dieser Tabelle fehlende, aber in der Vegetationstabelle 1976/77 vorkommende Arten

Fortsetzung (Für die Klassifikation nicht verwendete, niedrigstete Arten) vgl. Beilage

For more information about the study, please contact Dr. Michael J. Koenig at (314) 747-2146 or via email at koenig@dfci.harvard.edu.

Beilage 6. *Mesobromion Rendan*, Kanton Schaffhausen: Fortsetzung Vegetationstabelle nach Aufnahmen von H. ZOLLER aus den Jahren 1947/48, für die Klassifikation nicht verwendete, niedrigste Arten.
***Mesobromion Rendan*, Canton Schaffhausen: Continuation of the vegetation table according to relevés of H. ZOLLER from 1947/48, species of low constancy not used for classification.**

Hinweise zur Namensklausur der Pflanzenarten vgl. Kapitel 2.1.4

zu den Attributketten vgl. Kapitel 3.1.4; zu den Attributketten vgl. Kapitel 3.1.4.

