

Zeitschrift: Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft = Bulletin de la Société Entomologique Suisse = Journal of the Swiss Entomological Society

Herausgeber: Schweizerische Entomologische Gesellschaft

Band: 72 (1999)

Heft: 3-4

Artikel: Die Schmetterlingsfauna an mageren Standorten des Jura in verschiedenen Stadien der Verbrachung

Autor: Balmer, Oliver

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-402761>

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: 16.01.2026

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

Die Schmetterlingsfauna an mageren Standorten des Jura in verschiedenen Stadien der Verbrachung

OLIVER BALMER

Byfangweg 36, CH-4051 Basel, Switzerland. email: oliver.balmer@pronet.ch

Butterfly fauna of different successional stages of extensively grazed calcareous grasslands in the Jura mountains. – The butterfly faunas of 17 plots of different successional stages were investigated in the Jura mountains to study the consequences of succession on calcareous grasslands for butterflies. The four successional stages investigated were extensively grazed calcareous grassland, early fallow land (2–3 years without grazing), old fallow land (c. 10 years), and young forest (c. 20 years). A total of 8870 macrolepidoptera of 117 species and 3295 microlepidoptera of at least 43 species were recorded. The old fallow land hosted the most species and had the highest diversity. Its species composition was markedly different from the other stages. Methodology tests showed that for this kind of study, a plot size of 1000 m² is adequate. For an ecological characterization and for comparisons between different sites species lists seem to be insufficient, the relative frequencies of the single species have to be taken into account as well.

Keywords: butterflies, Lepidoptera, moths, succession, fallow, calcareous grasslands, similarity indices, Jura, Switzerland, France.

EINLEITUNG

Magerweiden und deren Verbrachungsstadien sind in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa stark zurückgegangen (z.B. ZOLLER & BISCHOF, 1980; WILLEMS, 1982; RATCLIFFE, 1984; WCMC, 1992; FISCHER & STÖCKLIN, 1997). Gleichzeitig ist allgemein anerkannt, dass extensiv genutzte Weiden und Wiesen naturschützerisch sehr wertvolle Graslandtypen sind (BIGNAL & MCCRACKEN, 1996). Es liegen jedoch fast keine fundierten Untersuchungen darüber vor, wie wichtig die einzelnen Stadien der Sukzession im Vergleich zueinander für die Tierwelt sind. Es herrscht die Meinung vor, dass Brachen, zumindest ältere (Busch-)Brachen, weniger wertvoll sind, als extensiv bewirtschaftetes Land (WALTHER, 1995). Diese Ansicht scheint vor allem auf der Tatsache zu basieren, dass die Pflanzenvielfalt durch Verbrachung abnimmt, oder auf einer starken subjektiven Gewichtung von charismatischen Gruppen wie den Orchideen oder den Bläulingen, die die Verbrachung tatsächlich meist nicht ertragen. BALMER & ERHARDT (im Druck) fanden, dass diese Ansicht für Schmetterlinge im Jura unbegründet ist und Brachen für Schmetterlinge ebenso wichtig sind wie Magerweiden. Während die ersten Jahre der Sukzession einen relativ geringen (wenn auch für einzelne Arten wichtigen) Einfluss haben, unterscheidet sich die Schmetterlingsfauna auf Buschbrachen deutlich von derjenigen auf Magerweiden und jungen Brachen. Im Jura enthalten Buschbrachen mehr Arten und weisen eine grösere Diversität und mehr Rote Liste-Arten auf als Magerweiden. Auch ist ihre Artenzusammensetzung deutlich anders. Anhaltende Verbrachung zu Waldaufwuchs führt jedoch zu einer dramatischen Verarmung der Schmetterlingsfauna. Die wenigen weiteren Arbeiten zum Thema ergeben ein widersprüchliches Bild. THOMAS (1991) zeigte einen negativen Einfluss der Ver-

brachung auf einige Bläulingsarten in England. ERHARDT (1985a, 1985b) fand eine Zunahme der Tagfaltervielfalt während der frühen Sukzession in subalpinen Habitaten, aber eine Abnahme, sobald Büsche auf den Untersuchungsflächen aufkamen. BEINLICH (1995) nennt ein Maximum an Schmetterlingsarten in frühen und mittleren Sukzessionsstadien, es ist allerdings nicht klar, was 'mittel' in seiner Studie bedeutet. Auf der anderen Seite beobachtete Ambros HÄNGGI (mdl. Mitt.) eine steigige Zunahme an Spinnenarten mit fortschreitender Sukzession. ERHARDT (1985a, 1985b) und HÄNGGI (mdl. Mitt.) weisen beide auf das Auftreten neuer Arten in den späteren Sukzessionsstadien hin. Die meisten anderen Arbeiten über Effekte von Sukzession betreffen Ackerbrachen (z.B. SOUTHWOOD *et al.*, 1979).

Mehr Wissen darüber, wie die Fauna auf die Verbrachung von Extensivstandorten reagiert, ist dringend notwendig, da sich die Brachensituation in der Schweiz in den letzten Jahrzehnten grundlegend gewandelt hat. Während SURBER (1973) noch vor zu vielen Brachen warnte, sind heute grössere Flächen älteren Brachlandes (Buschbrachen) aus zwei Gründen sehr selten geworden. Erstens fielen viele Extensivstandorte der Nutzungsintensivierung oder aber der Aufforstung zum Opfer, so dass weniger extensiv genutztes Land vorhanden ist, das überhaupt brachfallen kann (HEGG *et al.*, 1993). Zweitens wird das schon spärliche Brachland von Naturschützern häufig wieder ins Ausgangsstadium rückgeführt oder rekultiviert. Ältere Brachen grösserer Ausdehnung ($> 1000 \text{ m}^2$) sind so rar geworden, dass im Untersuchungsgebiet auf ca. 1000 km^2 nur gerade drei für diese Untersuchung geeignete Flächen gefunden werden konnten.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, sämtliche Daten einer 1997 durchgeföhrten Untersuchung (BALMER & ERHARDT, im Druck) auf 17 Flächen unterschiedlicher Verbrachungsstadien im Jura zu veröffentlichen und zu interpretieren, und allgemeine Fragen der Aufnahme- und Auswertungsmethodik zu diskutieren.

Schmetterlinge sind aus mehreren Gründen eine geeignete Gruppe, um die Reaktion der Fauna auf Verbrachung zu untersuchen. Es ist bekannt, dass sie sensible Indikatoren für Umweltveränderungen sind (ERHARDT, 1985a). Sie sind im Jura artenreich und abundant genug, um aussagekräftige Analysen zu erlauben, und die meisten Arten sind recht sesshaft, aber doch mobil genug, um schnell neue Habitate zu kolonisieren (BAKER, 1969). Dies erlaubt, aussagekräftige Stichproben auf relativ kleinen Flächen zu erhalten. Zudem sind Schmetterlinge eine charismatische Gruppe, für die eine Rote Liste existiert (GONSETH, 1994), was die Resultate kommunizierbar und politisch nutzbar macht.

MATERIAL UND METHODEN

Untersucht wurden sämtliche am Tag erfassbaren Schmetterlinge (Rhopalocera, Zygaenidae sowie tagaktive Vertreter der Geometridae, Arctiidae, Hepialidae, Noctuidae, Sesiidae und Sphingidae) inklusive Zufallsfunde von nachtaktiven Arten. Bei den Kleinschmetterlingen (Microlepidoptera) wurden die Individuen gezählt, ohne alle Arten zu bestimmen. Es wurde versucht, ihre Vielfalt durch selektives Fangen neu hinzukommender Arten so gut wie möglich zu dokumentieren. Ein paar wenige, speziell häufige oder auffällige Arten konnten quantitativ erfasst werden.

Die Untersuchungen wurden auf 17 Flächen im Jura zwischen Basel und Moutier (Tab. 1) durchgeföhrte, die alle einem von vier Stadien der Sukzession von Magerweide zu Wald zugeordnet werden können. 16 der Flächen sind Kalk-Magerweiden (Mesobrometum) oder verbrachende Kalk-Magerweiden, eine Fläche ist

Tab. 1. Geographische Lage und pflanzensoziologische Charakterisierung der 17 Untersuchungsflächen im Jura zwischen Basel und Moutier.

Flächencode	Ort (Flurname)	Stadium	Ursprüngliche Vegetationsgesellschaft	Beobachtungsperiode (Jahr 1997)	Koordinaten
1Ba	Blauenweid	Magerweide	Mesobrometum	10.5. - 9.9.	256150/606075
1Bb	Blauenweid	"	"	25.6. - 9.9.	256250/605875
1K	Kiffis, F	"	"	4.6. - 8.9.	254500/595800
1L	Liesberg	"	"	5.6. - 8.9.	250400/598325
1Na	Nenzlingen	"	"	23.4. - 9.9.	255550/609375
1Nb	Nenzlingen	"	"	25.6. - 9.9.	255550/609450
1R	Réselle de Soyhières	"	"	11.5. - 8.9.	251000/595550
2H	Himmelried (Latschgetweid)	Grasbrache	"	10.5. - 9.9.	252400/611150
2L	Liesberg (Oltmen)	"	"	5.6. - 8.9.	250850/599150
2V	Vorbourg	"	"	24.4. - 8.9.	248575/593375
3K	Kiffis, F (Saalhof)	Buschbrache	"	11.5. - 11.9.	254325/596525
3L	Liesberg (Oltmen)	"	"	11.5. - 11.9.	250875/599025
3S	Soulce	"	"	24.4. - 11.9.	239925/586650
4C	Combe de Movelier	Waldaufwuchs	"	14.5. - 5.9.	250175/593450
4D	Dittingen	"	"	16.5. - 4.9.	253675/605225
4L	Liesberg	"	"	14.5. - 4.9.	250900/598875
2K	Kiffis, F	Grasbrache	Molinietum	1.5. - 11.9.	245200/595575

eine Pfeifengras-Streuwiese (Molinietum) und ist deshalb stets gesondert zu betrachten. Die vier untersuchten Stadien sind:

- Magerweiden: Extensiv beweidet, nährstoffarme Böden, Kräuter dominieren, pflanzensoziologisch charakterisiert als Mesobrometum typicum, (7 Flächen);
- Grasbrachen: Seit 2–3 Jahren nicht mehr beweidet, Gräser dominieren, noch praktisch keine Gehölze, (4 Flächen inkl. der Molinietum-Fläche);
- Buschbrachen: Seit ca. 10 Jahren nicht mehr beweidet, locker aber gleichmässig mit *Prunus spinosa* (ca. 50–60 cm hoch) bewachsen, (3 Flächen); und
- Waldaufwuchs: Dichter Jungwald, seit 20–30 Jahren nicht mehr beweidet, Bäume verdrängen *P. spinosa*, bis 4 m hoch, (3 Flächen).

Alle untersuchten Flächen, ausser diejenigen des Waldaufwuchses, sind 1000 m² gross, haben etwa gleiche Form (50 x 20 m) und Hangneigung und sind südexponiert. Die Grösse von 1000 m² ergab sich daraus, dass im Untersuchungsgebiet keine Flächen des Buschbrachenstadiums mehr existieren, die grösser sind, und zwecks Vergleichbarkeit alle Flächen gleich gross gewählt wurden. Die Waldaufwuchsflächen wurden mittels Linientransekten erhoben, da ihre dichte Struktur keine andere Methode zuließ. Diese Flächen sind deshalb nicht direkt mit den anderen vergleichbar, geben aber dennoch ein gutes Bild der Verhältnisse im Waldaufwuchs.

Zwischen dem 23. April 1997 und dem 11. September 1997 wurde bei schönem Wetter wöchentlich jeweils zwischen 9 und 17 Uhr auf jeder Fläche ein Flächentransekt gemacht. Dabei wurden die Flächen so in Schlangenlinien abgelaufen, dass sie einmal vollständig mit dem Netz abgedeckt wurden (Abb. 1). Es wurden alle Tiere notiert, die in Netzreichweite in einem Halbkreis vor dem Beobachter waren. Diese Methode kann zu Doppelzählungen führen und ist deshalb nicht dazu geeignet, Populationsgrössen abzuschätzen, liefert aber direkt vergleichbare Werte für alle Flächen. Da nicht auf allen Flächen gleichzeitig mit der Datenaufnahme begonnen wurde und das Wetter zum Teil Aufnahmen verunmöglichte, liegen nicht für alle Flächen gleich viele Erhebungen vor.

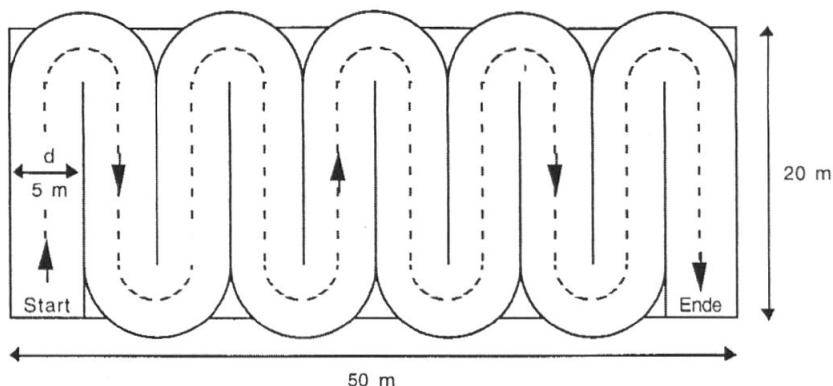


Abb. 1. Flächentranskettmethode. Gestrichelte Linie = abgeschrittener Weg, d = Reichweite des Netzes.

Zum Vergleich der Flächen wurde für jede Fläche die Anzahl Individuen pro Art über die ganze Beobachtungsperiode aufsummiert, als Mass für die Stärke der Präsenz einer Art auf einer Fläche. Beim Vergleich zwischen den Flächen muss aber die unterschiedliche Anzahl Aufnahmen und der unterschiedliche Starttermin beachtet werden.

Um eine direkt vergleichbare Artenzahl zu erhalten, wurde zudem die ‘rarefizierte’ Artenzahl errechnet. Dies ist die mittels Rarefaction-Methode (SANDERS, 1968), korrigiert in SIMBERLOFF (1971) geschätzte Artenzahl, die man erwarten würde, wenn auf allen Flächen genau gleich viele Individuen (so viele wie auf der individuenärmsten Fläche) gesehen worden wären. Diese Methode eicht gewissermassen die Artenzahl auf eine einheitliche Individuenzahl und korrigiert somit für den unterschiedlichen Sammelaufwand.

An drei Tagen wurden Art-Areal-Kurven (KREBS, 1999) erstellt, um abzuschätzen, welcher Anteil der gesamten Schmetterlingsvielfalt einer Weide auf einer Fläche von 1000 m^2 gefunden wird, und ob die gewählte Grösse zur möglichst vollständigen Erfassung der Schmetterlingsfauna einer Weide geeignet ist. Hierzu wurden an das normale Transekt ständig weitere Transektschlaufen angehängt und jeweils notiert, nach wieviel abgelaufener Fläche wieder eine neue Art gefunden wurde. Die kumulative Anzahl gefundener Arten wurde dann graphisch gegen die abgelaufene Fläche aufgetragen. Solche Art-Areal-Kurven flachen meist sehr rasch ab, und die Höhe des Plateaus kann als Schätzwert für die tatsächliche Artenzahl genommen werden.

Um Aufschlüsse über die Variabilität der Schmetterlingsfauna innerhalb einer Weide zu erhalten, wurden an zwei Untersuchungsstandorten (Blauenweide und Nenzlinger Weide) je zwei Flächen auf derselben Weide erhoben, wobei jeweils eine Fläche (1Bb und 1Nb) etwas trockener und magerer war. Mit einer Clusteranalyse (UPGMA-Algorithmus, siehe KREBS, 1999), die alle Flächen gemäss ihrer paarweise Ähnlichkeit gruppiert, wurde ermittelt, ob diese Flächenpaare zueinander ähnlicher sind als zu den anderen Flächen. Als Ähnlichkeitsindex wurde einerseits der rein qualitative Sørensen-Index ($S = 2a / [2a + b + c]$, wobei a = Anzahl Arten, die auf beiden Flächen vorkommen, b = Anzahl Arten, die nur auf der ersten Fläche vorkommen, c = Anzahl Arten, die nur auf der zweiten Fläche vorkommen) berechnet, der nur Vorhandensein und Abwesenheit von Arten beachtet, also mit reinen

Artenlisten arbeitet. Andererseits wurde der quantitative Renkenen-Index ($P = \Sigma$ Minimum (p_{i1}, p_{i2}), wobei p_{i1} = relative Häufigkeit der Art i auf der 1. Fläche, p_{i2} = relative Häufigkeit der Art i auf der 2. Fläche) berechnet, der auch die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten miteinbezieht. Für die Clusteranalyse wurden nur Aufnahmen von Wochen verwendet, in denen für alle Flächen Daten vorliegen. Fehlende Aufnahmewochen wurden für diese Auswertung gemäss HALL (1981) interpoliert, sofern von einer Fläche nur eine einzelne Woche in Serie fehlte.

Zuletzt wurden die Phänologien aller Arten auf allen Flächen verglichen, um festzustellen, ob die Sukzession auf Bracheflächen eine systematische Verschiebung verursacht.

RESULTATE UND DISKUSSION

Datenübersicht

Insgesamt wurden auf den 17 Flächen während der Studie 8870 Schmetterlinge (ohne Kleinschmetterlinge) von 117 Arten erfasst, wovon 135 Individuen (1.5 %) nicht sicher einer bestimmten Art zugeteilt werden konnten (Tab. 2). Die Verteilung der gefundenen Arten auf die einzelnen Familien ist aus Tab. 3 ersichtlich. Hinzu kommen 3295 Kleinschmetterlinge von mindestens 43 Arten (Tab. 4).

Die totale Anzahl gesichteter Arten, die 'rarefizierte' Artenzahl, die Individuenzahl sowie die Anzahl der Rote Liste-Arten sind für jede Fläche einzeln in Tab. 2 aufgeführt. Es muss betont werden, dass sich die Grasbrache in Kiffis als Molinietum pflanzensoziologisch von allen anderen Flächen unterscheidet, was sich auch in ihrer Artenzusammensetzung und ihrer relativen Individuenarmut wider spiegelt. Offensichtlich können viele Arten der Halbtrockenrasen dieses Habitat nicht nutzen, wahrscheinlich weil es aufgrund seines viel höheren Bewuchses (fast 2 m hohes Gras!) mikroklimatisch kühler und feuchter ist.

Die hohen Arten- und Individuenzahlen des Waldaufwuchses von Liesberg im Vergleich zu denjenigen von Dittingen und der Combe de Movelier müssen ebenfalls gesondert betrachtet werden. Sie sind in der Tatsache begründet, dass etwa am 10. Juli in der Fläche von Liesberg ein massiver forstlicher Eingriff vorgenommen wurde. Im Abstand von 5 m wurden Schneisen durch den sehr dichten Bestand geschlagen, wodurch die Fläche einen viel offeneren Charakter erhielt. In der Folge konnten viele Waldrandarten beobachtet werden. Ab dem 10. Juli entsprach diese Fläche also nicht mehr dem ursprünglichen Typus des Waldaufwuchses. Es ist jedoch interessant, wie abrupt und stark die Schmetterlinge auf diesen Eingriff reagierten.

Ein weiteres, systematisches Problem betrifft die zwei Artpaare *Colias alfacariensis* und *C. hyale* sowie *Mellicta athalia* und *M. parthenoides*. Die Unterscheidung der beiden *Colias*-Arten ist äusserst schwierig. Aufgrund der gefangenen Tiere und von Erfahrungswerten wurden alle Tiere der Art *C. alfacariensis* zugeordnet. Die Zuordnung zu den beiden *Mellicta*-Arten ist zum Teil ebenfalls heikel. Aufgrund von Erfahrungswerten wurden die ungewissen Tiere *M. athalia* zugeordnet. Allfällige Fehler in dieser Einteilung haben keinen grossen Einfluss auf die generellen Resultate.

Effekte der Verbrachung: Vergleich der vier Sukzessionsstadien

Die Sukzessionsstadien unterscheiden sich bezüglich Artenvielfalt und Artenzusammensetzung. Mit den vorliegenden Daten ist dies aus methodischen Gründen (ungleiche Beobachtungsperioden und -dauern) statistisch nicht sauber greifbar, ich

OLIVER BALMER

Tab. 2. Summe aller über die Beobachtungsperiode gezählten Tiere pro Art und Fläche. Sternchen vor dem Artnamen bezeichnen Rote Liste-Arten, in Klammern die Anzahl Wochen, in denen die Art gesehen wurde, jedoch vor oder nach der Aufnahme. Siehe Tab. 1 für die Flächen-codes.

¹ ohne Microlepidoptera

² rarefizierte auf $n = 236$ Individuen, ohne Microlepidoptera und Unbestimmte. Für die Waldaufwuchsflächen aufgrund zu geringer Individuenzahlen nicht berechenbar.

³ Kategorien 1 - 3 der Roten Liste der gefährdeten Schmetterlinge der Schweiz (Gonseth, 1994)

⁴ die Zuordnung zu *M. athalia* und *M. parthenoides* ist nicht ganz gesichert

⁵ siehe Tab. 4

Tab. 3. Verteilung der erfassten Schmetterlinge auf die Familien.

Familie	Arten	Individuen
Papilionidae	2	3
Pieridae	6	266
Nymphalidae	11	408
Satyridae	13	4298
Lycaenidae	16	989
Hesperiidae	9	391
Zygaenidae	5	396
Geometridae	33	1559
Arctiidae	5	29
Hepialidae	1	1
Noctuidae	13	394
Sesiidae	1	1
Sphingidae	2	3

verweise hierfür auf die Arbeit von BALMER & ERHARDT (im Druck), die auf denselben Daten beruht und deren Resultate in der Einleitung erwähnt sind.

Auch aus den hier präsentierten Rohdaten (Tab. 2) ist jedoch ersichtlich, dass die Buschbrachen gegenüber den Magerweiden und Grasbrachen eine deutlich gesteigerte Artenvielfalt aufweisen, und dass der Waldaufwuchs praktisch keine Schmetterlinge mehr enthält. Insbesondere der Wert der rarefizierten Artenzahl, der einzige direkt vergleichbare Wert, ist auf Buschbrachen signifikant gesteigert (ANOVA ohne die Flächen 2K, 4C, 4D, 4L; df = 10, F = 17.4, p = 0.0006).

Es scheint, dass Buschbrachen wertvoller sind, als oft angenommen wird, und dieselbe Aufmerksamkeit seitens des Naturschutzes verdienen wie Magerweiden. Es scheint angezeigt, in Schutzgebieten auch ältere Brachen (ca. 10 Jahre) aufkommen zu lassen, die weitere Verbrachung zu Wald aber zu verhindern. Am einfachsten ist dies durch ein Rotationsmanagement zu erreichen, bei dem einzelne Flächen während 10 Jahren belassen und erst dann zurückgeschnitten werden. Dies erfordert relativ grosse Flächen, hat aber den Vorteil eines geringen Pflegeaufwandes, da grosse Teile nur selten gepflegt werden müssen.

Verschiebung von Phänologien durch Sukzession

Mit einer einzigen Ausnahme konnten keine Hinweise darauf gefunden werden, dass Arten in verschiedenen Sukzessionsstadien verschobene Aktivitätsmaxima zeigen. Lediglich *Ematurga atomaria* (Geometridae) zeigt einen Unterschied. Die Art fliegt in zwei getrennten Generationen, die ca. 7–8 Wochen auseinander liegen. Während auf Buschbrachen die erste Generation dominiert, verhält es sich auf Magerweiden genau umgekehrt. Grasbrachen zeigen zwei etwa gleich starke Generationen.

Ökologische versus lokale Effekte

Aus den Daten wird deutlich, dass neben der ökologischen Komponente (Vegetation), auch eine zweite, geographische eine wichtige Rolle für das Vor-

Tab. 4. Belegte Funde von Microlepidopteren (Kreuze). Diese Gruppe wurde unsystematisch und nur stichprobenartig erhoben. Arten mit Zahlenangaben wurden quantitativ erhoben. Siehe Tab. 1 für die Flächencodes.

	1Ba	1Bb	1K	1L	1Na	1Nb	1R	2H	2L	2V	3K	3L	3S	4C	4D	4L	2K
<i>Aethes hartmanniana</i>																x	
<i>Aethes tesserana</i>											x						
<i>Agonopterix arenella</i>																x	
<i>Agriphila inquinatella</i>								x	x	x							
<i>Agriphila tristella</i>					x	x			x								
<i>Anania funebris</i>											x	x	x				
<i>Anania verbascalis</i>											x			x			
<i>Archips rosana</i>										x							
<i>Argyroploce lacunana</i>							x							x			
<i>Atralata albofascialis</i>											x						
<i>Celypha rivulana</i>	x			x	x	x	x				x						
<i>Chrysoteuchia culmella</i>	x					x					x						
<i>Coleophora ornatipennella</i>	x																
<i>Coleophora sp.</i>	x																
<i>Crambus lathoniellus</i>											x	x	x	x			
<i>Crambus perlillus</i>		x															
<i>Ebulea crocealis</i>													x				
<i>Elachista argentella</i>								x									
<i>Endotricha flammealis</i>									x				x				
<i>Epichnopterix sieboldii</i>							x										
<i>Eucosma hohenwartiana</i>							x										
<i>Hedya pruniana</i>														x			
<i>Hypochalcia ahenella</i>					x			x	x			x					
<i>Isotrias rectifasciana</i>											x						
<i>Lathronympha strigana</i>												x					
<i>Marasmarcha lunaedactyla</i>						x											
<i>Merrifieldia leucodactyla</i>							x										
<i>Microstega pandalis</i>										x							
<i>Nemophora metallica</i>	0	0	0	5	8	0	1	27	3	12	2	1	5	0	0	0	0
<i>Oidaematophorus lithodactylus</i>												x					
<i>Olethreutes arcuella</i>											x	x			x		
<i>Oncocera semirubella</i>	13	19	13	50	17	13	52	2	7	7	0	7	4	0	0	0	0
<i>Oxyptilus pilosellae</i>						x											
<i>Pseudargyrotoza conwagana</i>													x				
<i>Pyrausta aurata</i>					x						x						
<i>Pyrausta despicata</i>					x	x											
<i>Pyrausta nigrata</i>						x											
<i>Pyrausta purpuralis</i>	6	7	1	6	3	4	7	4	2	7	1	4	3	0	0	0	0
<i>Rivula sericealis</i>					x												
<i>Scoparia pyralella</i>	x																
<i>Sitochroa palealis</i>				x													
<i>Synaphe punctalis</i>	x					x											
<i>Thisanotia chrysonuchella</i>	x						x										
<i>Udea prunalis</i>											x						

kommen von Arten spielt. Im Gegensatz zu Arten, die an verschiedenen Orten vorkommen, jedoch mit einer starken Präferenz für ein bestimmtes Sukzessionsstadium (z.B. *Hesperia comma*, *Lasiommata megera*, *Pieris napi*, *Plebicula dorylas*, *Polyommatus icarus*), wurden in Kiffis und Liesberg, wo je Flächen in verschiedenen Sukzessionsstadien erhoben wurden, Arten gefunden, die nur oder fast nur dort vorkommen, dafür in mehreren oder allen Stadien (*Pyronia tithonus*, *Coenonympha glycerion*). Als Gründe für diese geographische Zonierung kommen Wanderungshindernisse, sowie historische oder landwirtschaftliche Faktoren in Frage (RICKLEFS, 1987). Im Hinblick auf allfällige Schutzbemühungen bedeutet dies, dass es

nicht genügt, lediglich verschiedene Vegetationstypen zu schützen, sondern dass vom gleichen Typ Flächen an verschiedenen Orten erhalten werden müssen.

Eignung der gewählten Flächengrösse

Alle drei erstellten Art-Areal-Kurven ergeben dasselbe Resultat: Nach Ablauen der ersten 1000 m² (der in dieser Untersuchung verwendeten Grösse) sind gut zwei Drittel der Arten gefunden, die auf der Gesamtfläche aufgrund der Abflachung der Kurven erwartet werden können (Abb. 2). Eine Verfünffachung der Fläche und damit des Arbeitsaufwandes bringt lediglich eine Erhöhung der Anzahl gefundener Arten um den Faktor 1,4. Bei der gewählten Flächengrösse von 1000 m² stehen Aufwand und Ertrag in einem guten Verhältnis. Da zudem die Transekten wöchentlich durchgeführt wurden, ist zu erwarten, dass vorhandene Arten, die in einer Woche nicht gefunden wurden, in einer nächsten Woche registriert wurden, und so nur wenige Arten nicht festgestellt wurden.

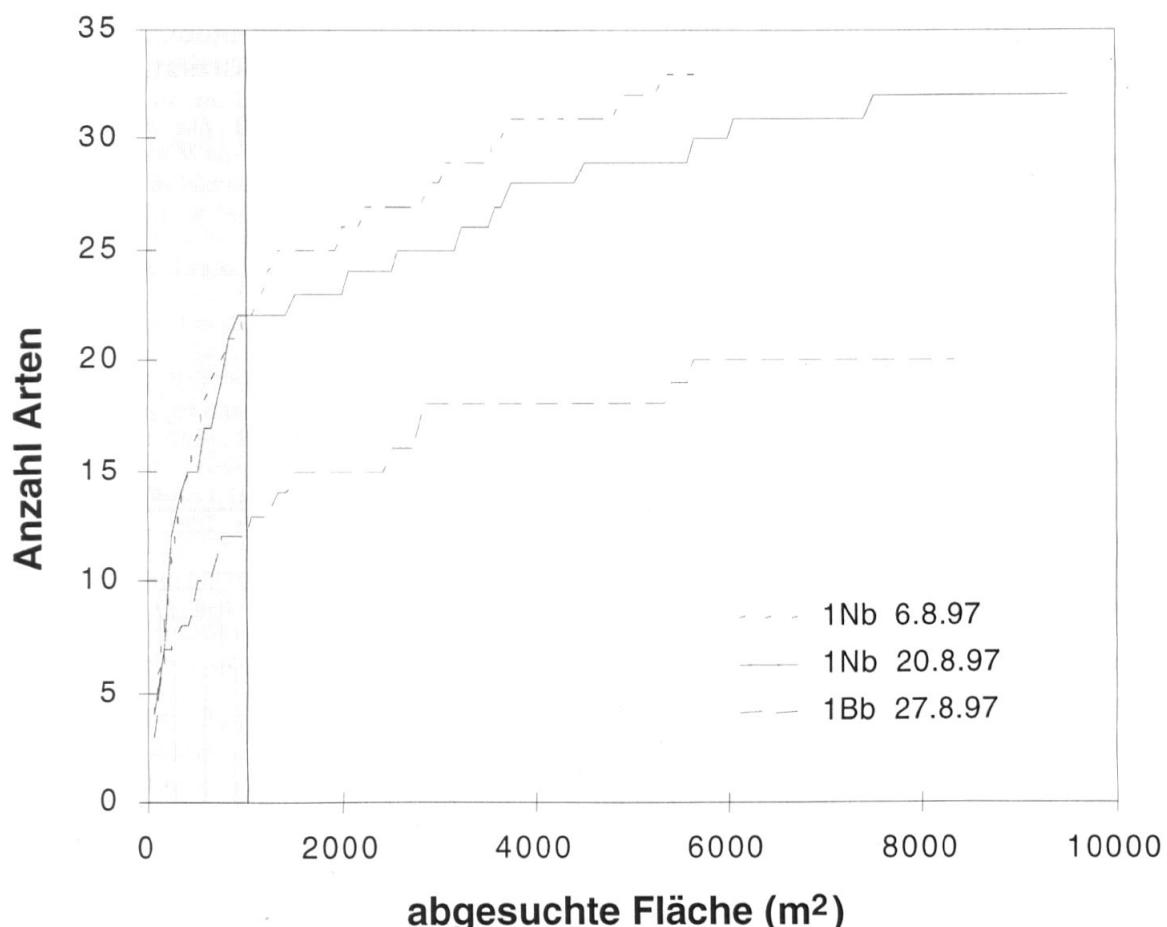


Abb. 2. Art-Areal-Kurven von drei Schmetterlingsaufnahmen im Jura. Der graue Bereich verdeutlicht, wieviele Arten auf der in dieser Studie angewandten Fläche von 1000 m² erfasst worden wären. Flächencodes siehe Tab. 1.

Variabilität innerhalb von Weiden; Tauglichkeit von Artenlisten zur ökologischen Charakterisierung

Der Vergleich der zwei Flächenpaare auf der Blauenweide und der Nenzlinger Weide zeigt, dass selbst innerhalb von relativ homogenen Gebieten Vorkommen und Häufigkeit von Schmetterlingsarten stark variieren. Von allen auf einer Weide festgestellten Arten wurden auf der Blauenweide 38.2 %, auf der Nenzlinger Weide 37.5 % nur auf einer der zwei Flächen gesichtet (d.h. nur auf 1Ba oder 1Bb, resp. nur auf 1Na oder 1Nb).

Die Clusteranalyse mit den zwei verschiedenen Ähnlichkeitsindices liefert ein interessantes Resultat. Der qualitative Sørensen-Index gruppiert alle Magerweiden ausser diejenige von Kiffis zusammen, gruppiert aber weder die zwei Flächen der Blauenweide noch diejenige der Nenzlinger Weide zusammen (Abb. 3a), obwohl angenommen werden kann, dass sich diese aufgrund ihrer grossen Nähe (ca. 50 Meter) und ihrer Lage auf derselben Weide tatsächlich sehr ähnlich sein müssen. Der quantitative Renkenen-Index hingegen gruppiert die beiden Flächenpaare ganz klar zusammen und trennt ausserdem die Flächen des Buschbrachenstadiums als eigene Gruppe ab (Abb. 3b), was auch die Resultate von BALMER & ERHARDT (im Druck) stützen.

Es lässt sich daraus schliessen, dass nicht die Liste der vorhandenen Arten (die Grundlage des Sørensen-Index) für ein Habitat typisch ist, sondern die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten (die Grundlage des Renkenen-Index). Ein Vergleich zweier Gebiete nur aufgrund von Artenlisten, wie häufig praktiziert, erscheint in diesem Lichte als problematisch.

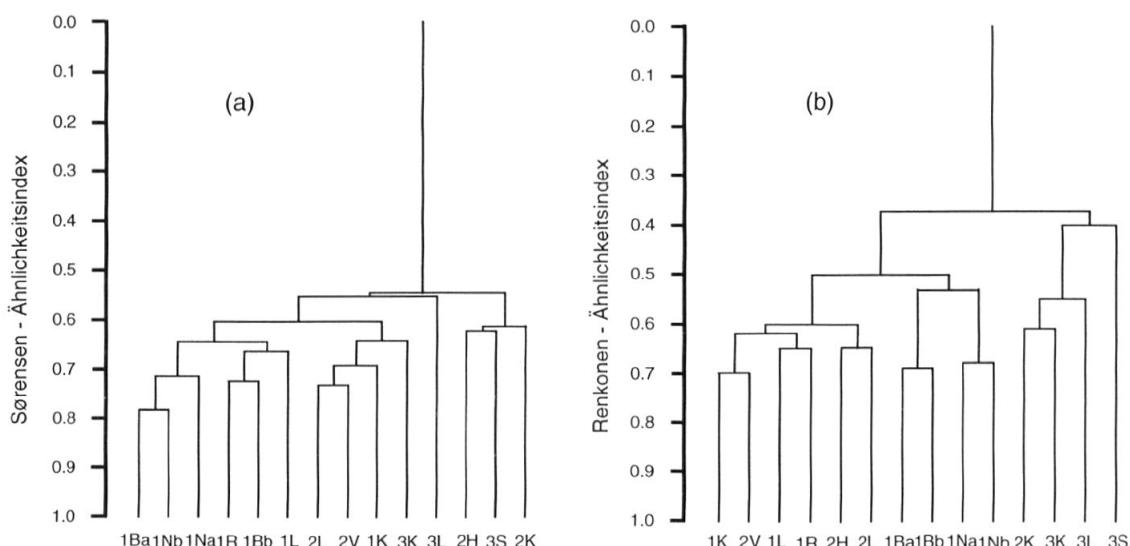


Abb. 3. Ähnlichkeit der Schmetterlingsgesellschaften der Untersuchungsflächen aufgrund einer Clusteranalyse mit (a) dem qualitativen Sørensen-Index und (b) dem quantitativen Renkenen-Index. Je tiefer zwei Flächen oder Flächengruppen („Cluster“) miteinander verbunden sind (je höher der Indexwert), desto ähnlicher sind deren Schmetterlingsgesellschaften gemäss dem verwendeten Index. Die Waldaufwuchsflächen wurden wegen der anderen Aufnahmemethodik nicht mit einbezogen. Flächencodes siehe Tab. 1.

DANK

Mein grösster Dank gebührt Andreas ERHARDT für seine Hilfe während der ganzen Arbeit. Ausserdem danke ich Steven WHITEBREAD und Peter SONDEREGGER für ihre Hilfe beim Bestimmen zweifelhafter Tiere sowie Astrid VONDERSCHMITT für Kommentare zum Manuskript. Diese Arbeit wurde durch das Schwerpunkt-Programm Umwelt, Modul Biodiversität, des Schweizerischen Nationalfonds (Gesuch Nr. 5001-044622/1 von Andreas Erhardt) unterstützt.

ZUSAMMENFASSUNG

In einer Studie über den Effekt der Verbrachung von mageren Standorten auf Schmetterlinge wurde die Tagfalterfauna von 17 unterschiedlich verbrachten Flächen im Jura untersucht. Es wurden 8870 Grossschmetterlinge (Macrolepidoptera) von 117 Arten sowie 3295 Kleinschmetterlinge (Microlepidoptera) von mindestens 43 Arten nachgewiesen. Von den vier untersuchten Stadien Magerweide, Grasbrache (2–3 Jahre alt), Buschbrache (ca. 10 J.) und Waldaufwuchs (ca. 20 J.) wiesen die Buschbrachen die höchste Anzahl Arten, die höchste Diversität und die meisten Rote Liste-Arten auf. Zudem wiesen sie eine markant andere Artenzusammensetzung auf als die anderen Stadien. Methodiktests zeigten, dass für eine derartige Studie eine Untersuchungsflächengrösse von 1000 m² sinnvoll ist. Für eine ökologische Charakterisierung und für Vergleiche zwischen verschiedenen Standorten scheinen reine Artenlisten unzureichend zu sein, die relativen Häufigkeiten der Einzelarten müssen hierzu mit einbezogen werden.

LITERATUR

- BAKER, R.R. 1969. The evolution of the migratory habit in butterflies. *J. Anim. Ecol.* 38: 703–746.
- BALMER, O. & ERHARDT, A. (im Druck) Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: Time to rethink conservation practices. *Conservation Biol.*
- BEINLICH, B. 1995. Veränderungen der Wirbellosen-Zönosen auf Kalkmagerrasen im Verlaufe der Sukzession. In: BEINLICH, B. (Hrsg.), *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb*. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Bezirksstellen für Naturschutz und Landschaftspflege, Karlsruhe.
- BIGNAL, E.M. & McCACKEN, D.I. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *J. Appl. Ecol.* 33: 413–424.
- ERHARDT, A. 1985a. Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* 22: 849–861.
- ERHARDT, A. 1985b. *Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge*. Birkhäuser Verlag, Basel, 154 S.
- FISCHER, M. & STÖCKLIN, J. 1997. Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. *Conservation Biol.* 11(3): 727–737.
- GONSETH, Y. 1994. Rote Liste der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. In: DUELLI, P. (Hrsg.), *Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- HALL, M.L. 1981. *Butterfly monitoring scheme: instructions for independent recorders*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.
- HEGG, O., BÉGUIN, C. & ZOLLER, H. 1993. *Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 160 S.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd Ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA, 620 S.
- RATCLIFFE, D.A. 1984. Post-medieval and recent changes in British vegetation: the culmination of human influence. *New Phytologist* 98: 73–100.
- RICKLEFS, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167–171.
- SANDERS, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 102: 243–282.
- SIMBERLOFF, D. 1971. Properties of the rarefaction diversity measurement. *Am. Nat.* 106: 414–418.
- SOUTHWOOD, T.R.E., BROWN, V.K. & READER, P.M. 1979. The relationship of plant and insect diversities in succession. *Biol. J. Linn. Soc.* 12: 327–348.
- SURBER, E., AMIET, R. & KOBERT, H. (Hrsg.), 1973. *Das Brachlandproblem in der Schweiz*. Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 112. Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.
- THOMAS, J.A. 1991. Rare species conservation: case studies of European butterflies. In: SPELLERBERG, I.F., GOLDSMITH, F.B. & MORRIS, M.G. (Hrsg.), *The scientific management of temperate communities for conservation*. Blackwell Science, Oxford, 566 S.

- WALTHER, C. 1995. Untersuchungen zur Fauna regelmässig beweideter Kalkmagerrasen. In: BEINLICH, B. (Hrsg.), *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb*. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Bezirksstellen für Naturschutz und Landschaftspflege, Karlsruhe.
- WCMC 1992. *Global biodiversity: status of the earth's living resources*. Chapman & Hall, London, 585 S.
- WILLEMS, J.H. 1982. Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in western Europe. *Vegetatio* 48: 227–240.
- ZOLLER, H. & BISCHOF, N. 1980. Stufen der Kulturintensität und ihr Einfluss auf Artenzahlen und Artengefüge der Vegetation. *Phytocoenologia* 7: 35–51.

(erhalten am 21. September 1999; angenommen am 18. Oktober 1999)