

Larvalökologie der Rostbinde *Hipparchia semele* (Linnaeus, 1758; Lepidoptera, Satyrinae) in Nordrhein-Westfalen.

Die Notwendigkeit raumzeitlicher Störungsprozesse für den Arterhalt.

Patrick Leopold, Wachtberg

Der Inhalt dieser Datei ist eine überarbeitete Fassung der gleichnamigen Dissertation des Autors in der AG Biozönologie (Prof. Dr. H. Mattes) am Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster.

Inhaltsverzeichnis

Dank

Abkürzungen. 5

Zusammenfassung 7

1	Einleitung	8
2	Einführung zur Rostbinde	9
2.1	Systematik und Bestimmung	9
2.2	Lebenszyklus	10
2.3	Habitatansprüche	13
2.3.1	Lebensraum (allgemein)	13
2.3.2	Larvalhabitat	16
2.3.3	Imagines	18
2.4	Natürliche Feinde	20
2.5	Mobilität und Flächenbedarf, Populationsökologie	21
2.6	Arealgeografie und Verbreitung	22
2.7	Gefährdung und Schutz	26
3	Untersuchungsräume	27
3.1	Halterner Sande (Sand-Standort)	27
3.2	Unteres Diemeltal (Kalk-Standort)	29
3.3	Bergschadensgebiet Mechernich (Schwermetall-Standort)	31
3.4	Klimaveränderung und Witterungsverlauf	32
4	Präimaginalstadien	35
4.1	Methoden der Datenerhebung	36
4.1.1	Ei- und Raupensuche	36
4.1.2	Umweltparameter	37
4.1.3	Wirtspflanze	37
4.1.4	C/N-Analyse	38
4.1.5	Zucht	38
4.2	Eiablage	39
4.2.1	Ablageverhalten	39
4.2.2	Ablagesubstrate	39

4.2.3	Artnachweis anhand von Eiern	40
4.3	Raupe	41
4.3.1	Nachweis und Verhalten der Raupen	41
4.3.2	Raupen-Wirtspflanzen	42
4.3.3	Tagesaktivität und Überwinterung	44
4.4	Puppe	47
4.5	Synopse zu den Präimaginalstadien	47
5	Larvalhabitat	49
5.1	Methoden der Datenerhebung	49
5.1.1	Stichprobenauswahl	50
5.1.2	Habitat-Parameter	52
5.1.3	Vegetationserhebung	53
5.2	Methoden der Datenaufbereitung	53
5.2.1	Habitatparameter und -präferenzen	54
5.2.2	Bi- und multivariate Auswertungen	55
5.3	Verfügbarkeit der Wirtspflanzen	56
5.4	Mikroklima	58
5.4.1	Sonnenscheindauer	58
5.4.2	Exposition und Inklinatation	60
5.4.3	Der Mikrostandort „Lockersandboden“	62
5.5	Mikrohabitatstruktur	63
5.5.1	Anteil unbedeckten Bodens	64
5.5.2	Streuauflage und Kryptogamenschicht	66
5.5.3	Feldschicht	67
5.5.4	Strauch- und Baumbedeckung	70
5.6	Vegetation	70
5.6.1	Pflanzensoziologische Einordnung der Mikrostandorte	70
5.6.2	Zeigerwerte	73
5.7	Strukturelle Differenzierung der Mikrostandorte	76
5.8	Weitere mögliche Einflussfaktoren in den Mikrohabitaten	81
5.8.1	Ameisenpräsenz	81
5.8.2	Entfernung zu höherwüchsigen Gehölzen	82
5.9	Mesohabitat	83
5.10	Besiedlungslimitierende Faktoren im Sand-Lebensraum	85
5.11	Synopse zum Larvalhabitat	87
6	Das Störungsgefüge als Überlebensgarant	89
6.1	Störungsregime im Lebensraum der Rostbinde	91
6.1.1	Analyse ausgewählter Störungstypen	93
6.1.2	Bedeutung von Grenzlinien und Flächengröße	97
6.2	Management und Naturschutz	98
6.2.1	Störungsregime im Naturschutz	98
6.2.2	Habitat-Management für die Rostbinde in Nordrhein-Westfalen	100
6.2.3	Die Rostbinde als Zierart	101
7	Literatur	102
8	Glossar	118
Anhang		

Dank

Herzlich danken möchte ich Herrn Prof. Dr. H. Mattes für die Betreuung und das Erstreferat sowie Herrn Prof. Dr. G. Schulte, der als Zweitgutachter zur Verfügung stand. Dr. Thomas Fartmann (Münster) hat als inoffizieller Betreuer entscheidend zur Entstehung und Verwirklichung der Arbeit beigetragen, ihm verdanke ich viele anregende Diskussionen – v. a. bezüglich larval- und störungsökologischer Aspekte – sowie zahlreiche Anmerkungen zum Manuskript.

Ohne die Unterstützung meiner Frau Mareike wäre die Arbeit nicht möglich gewesen, sie stand mir in allen Phasen mit Rat und Tat zur Seite. Herzlicher Dank gebührt auch meinen Eltern und Schwiegereltern.

Gabriel Hermann (Hildritzhausen) trug wesentliche Anmerkungen und Ergänzungen bei, er und Matthias Olthoff (Naturförderstation im Kreis Coesfeld) übernahmen zudem die Gesamtdurchsicht des Manuskripts.

Für den fachlichen Austausch danke ich R. Bolz (Sugenheim-Ullstadt), Dr. J. Gelbrecht (Königs Wusterhausen) und Dr. D. Kolligs (Kiel). M. Neukirchen (Köln) und Dr. E. Schröder (Bonn) gilt mein Dank für die Bestimmung der Moose, Dr. H. Gunnemann (Münster) übernahm die Kontrolle kritischer Pflanzenarten. Allen in Anlage 2 genannten Personen und Institutionen möchte ich ganz herzlich für die Aufbereitung und Überlassung der – meist ehrenamtlich erhobenen – Daten zur Verbreitung und Phänologie danken, besonderer Dank gebührt diesbezüglich den Internetforen science4you sowie lepiforum sowie dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle. R. Feldmann (Leipzig) stellte mir seine Feldaufnahmen zur Verfügung. J. Thiele (Gießen) gilt mein besonderer Dank für die Beantwortung statistischer Fragen. Y. Sanna (Bonn) und Dr. J. Petermann (Bonn) gaben hilfreiche Tipps zu ArcView-Arbeiten.

Eine große Hilfe waren die Herren Wedding und Semple (ATA Haltern), H. Kottmann und N. Ribbrock (Biologische Station Recklinghausen), H. Grömping (Untere Landschaftsbehörde Coesfeld) sowie J. Zehlius (Biologische Station Euskirchen). Besonderer Dank gebührt der Biologischen Station Recklinghausen für die idyllische Unterkunft während der Feldarbeiten im Raum Haltern.

Für die Unterstützung bei den Laborarbeiten danke ich M. Tappe und U. Berning-Mader (LÖK-Labor), P. Dieker (Institut für Landschaftsökologie) half bei der Literaturbeschaffung.

Die Westfälische Wilhelms-Universität Münster unterstützte die Arbeit mit einem Abschlussstipendium im Rahmen der Graduiertenförderung.

Abkürzungen

A	Assoziation (in der Pflanzensoziologie)
Abb.	Abbildung
agg.	Aggregat
B	Regressionskoeffizient
Beob.	Beobachtung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
C	Kennart (in der Pflanzensoziologie)
C/N	Kohlenstoff (C)-Stickstoff (N)-Verhältnis
Chi ²	Prüfgröße zur Modellverbesserung (logistische Regression)

d, D	Differentialart (in der Pflanzensoziologie)
df	Freiheitsgrad
eig.	eigene
et al.	(lat. et alii) und andere
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG)
GIS	Geoinformationssystem
h	Stunde
Ha	Haltern (Untersuchungsraum)
K	Klasse (in der Pflanzensoziologie)
max	Maximum (größter Extremwert)
Me	Mechernich (Untersuchungsraum)
MESZ	Mitteleuropäische Sommerzeit
MG	Modellgüte
min	Minimum (kleinster Extremwert)
MTB	Messtischblatt
n	Stichprobenumfang
N	Stickstoff
NN	über Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet(e)
O	Ordnung (in der Pflanzensoziologie)
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
PCA	Principal Components Analysis (Hauptkomponenten-Analyse)
pnV	potenziell natürliche Vegetation
r, r ²	Pearson-Korrelationskoeffizient, Bestimmtheitsmaß
r _s	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman
s.	siehe
s. l.	(lat. sensu lato) im weiteren Sinne
s. str.	(lat. sensu stricto) im engeren Sinne
schriftl.	schriftlich
sd	Standardabweichung
sect.	(lat. sectio) Sektion, taxonomische Rangstufe zwischen Art und Gattung
spec.	(lat. species) Spezies, Art
spp.	mehrere Arten einer Gattung
ssp.	Subspezies, Unterart
Subass.	Subassoziation (in der Pflanzensoziologie)
Tab.	Tabelle
U	Prüfgröße beim Mann-Withney-U-Test
Ud	Unteres Diemeltal (Untersuchungsraum)
UG	Untersuchungsgebiet(e)
V	Verband (in der Pflanzensoziologie), Varianzbreite (Statistik)
vgl.	vergleiche
x _m	Median
Z	Prüfgröße beim Wilcoxon-Signed-Rank-Test

Zusammenfassung

Die Rostbinde, *Hipparchia semele*, hat seit den 1970er Jahren im mitteleuropäischen Binnenland erhebliche Bestandseinbußen hinnehmen müssen, obwohl sich aus arealgeografischen Gründen für die Art ein besonderer Schutzstatus innerhalb Europas ableitet. Bundesweit gilt die Rostbinde als gefährdet, in sieben Bundesländern – darunter auch Nordrhein-Westfalen – als stark gefährdet und in Hamburg, dem Saarland sowie Baden-Württemberg als vom Aussterben bedroht. Die ehemals – v. a. im Flach- und Hügelland – weit verbreitete Art hat in den letzten Jahrzehnten knapp 40 % ihres Areals innerhalb Deutschlands geräumt. Als Hauptgrund sind sukzessionsbedingte Habitatverluste (z. B. durch die Aufgabe von Beweidung oder militärischer Nutzung sowie durch Eutrophierungsprozesse) zu nennen – ein Schicksal vieler aktuell bedrohter Insektenarten Mitteleuropas.

Die Studie widmet sich v. a. den Ansprüchen der Präimaginalstadien (Ei, Raupe, Puppe), denen eine Schlüsselrolle hinsichtlich der für das Überleben der Art notwendigen Habitatqualität zukommt. Innerhalb der drei Hauptlebensräume im Binnenland richtete sich das Augenmerk deshalb auf die mikroklimatische und strukturelle Ausstattung der Larvalhabitate, die Raupen-Wirtspflanzen-Nutzung sowie die habitatprägenden Störungsprozesse. Der überwiegende Teil der Untersuchung ist dem Sand-Lebensraum der Art gewidmet (Binnendünen-Komplex der Borkenberge bei Haltern). Die daraus resultierenden Erkenntnisse werden an ergänzenden Erhebungen innerhalb von Kalkmagerrasen (Unteres Diemeltal) und Schwermetallfluren (Bergschadensgebiet Mechernich) verifiziert.

Als Kombination regionaler Schlüsselfaktoren für die Larvalhabitate von *Hipparchia semele* wird das Vorkommen trockenresistenter und wintergrüner Magergräser (als Wirtspflanzen) bei geringer Dichte der bodennahen Vegetationsschichten, hohem Rohbodenanteil, oberflächlich schnell abtrocknendem Boden sowie langer potenzieller Besonnung herausgearbeitet. Anhand eines Regressionsmodells wird gezeigt, dass die Vegetationsdichte in 5 cm Höhe (über dem Boden) den wichtigsten mikrostrukturellen Habitatparameter darstellt. Besiedelt wurden neben den Silbergrasrasen (des *Corynephorion*) und Schwermetallfluren (der *Violetea calamariae*) v. a. die schüttersten Stadien bzw. Ausprägungen der Sandheiden (*Calluno-Ulicetea*) und beweideten Kalkhalbtrockenrasen (*Gentiano-Koelerietum*). Damit ist die Rostbinde auf früheste Stadien der Boden- und Vegetationsgenese angewiesen. Im Lichte derartiger abiotischer Extrembedingungen werden verschiedene Anpassungen der Präimaginalstadien diskutiert. Von Bedeutung ist diesbezüglich die Spezialisierung der Raupen auf stärker sklerotisierte, stickstoffarme und folglich schlechter verwertbare Blattnahrung. Angesichts des überregional breiten Spektrums an Wirtsgäsern ist die relativ enge Nahrungsnische, die lokal vorgefunden wurde, v. a. im Zusammenhang mit den spezifischen Anforderungen an Mikrostruktur und -klima sowie an die Wirtspflanzenqualität zu sehen.

Im Kontext des *patch dynamic*-Konzeptes wird die Notwendigkeit von (Zer-)Störungen für die Schaffung bzw. den Erhalt geeigneter Habitatstrukturen für *Hipparchia semele* diskutiert und auf deren generelle Bedeutung in Ökosystemen hingewiesen. Beispielhaft wird die Wirkung bedeutsamer Störungstypen militärischer Truppenübungsplätze auf verschiedenen räumlichen Ebenen analysiert. Physikalische Störungsprozesse, hoher Grenzlinieneffekt sowie große Habitatfläche sind entscheidende Merkmale intakter Populationen der Rostbinde. Die Erkenntnisse werden vor dem Hintergrund aktueller Naturschutzbemühungen diskutiert. Vor dem Hintergrund zunehmender Eutrophierung und Wüchsigkeit der Pflanzendecke wird auf die Bedeutung anthropogener Störungsprozesse für den Schutz der biologischen Vielfalt Mitteleuropas hingewiesen.

Hipparchia semele eignet sich hervorragend als Bewertungsindikator im Rahmen naturschutzfachlicher Zielartenkonzepte für großflächige, dynamische Offenlebensräume mit hohem Anteil früher Sukzessionsstadien magerer Xerothermvegetation.

1 Einleitung

Gesetzliche Aufgabe des Naturschutzes in Deutschland ist die *Erhaltung der Tier- und Pflanzenarten* in ihren typischen Lebensräumen (BNatSchG). Dennoch konnte der Artenschwund – bis auf einzelne Ausnahmen (vgl. VISCHER & BINOT-HAFKE 2003) – nicht aufgehalten werden (BINOT-HAFKE et al. 2000, REICHHOLF 2005). Global wird der andauernde Artenverlust sogar als das „sechste große Aussterben der Erdgeschichte“ eingeschätzt (z. B. WILSON 1999, THOMAS et al. 2004). Die europäische Gemeinschaft hat sich deshalb – im Rahmen der Umsetzung der Biodiversitätskonvention der Vereinten Nationen (Rio-Konferenz 1992) – das Ziel gesetzt, den derzeitigen Verlust biologischer Vielfalt bis 2010 signifikant zu senken (DOYLE et al. 2005).

Wie aber schützt man (Tier-)Arten? Erste Voraussetzung ist eine detaillierte *Kenntnis ihrer ökologischen Ansprüche*. Um nicht alle Organismen eines jeden Lebensraumes und deren Wechselwirkungen studieren zu müssen, wurde das sogenannte Zielartenkonzept entwickelt (ELLENBERG 1981, PLACHTER 1989, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991, WALTER et al. 1999). Als Zielorganismen kommen sinnvoller Weise aber nur Arten in Frage, deren Ökologie und indikatorische Eignung (für ein entsprechendes Naturschutzziel) sehr gut bekannt sind. Schmetterlinge fanden innerhalb faunistisch-ökologischer Forschung bereits sehr früh Aufmerksamkeit (vgl. EBERT & RENNWALD 1993), weshalb zu dieser Tiergruppe ein vergleichsweise guter Kenntnisstand vorliegt. Dennoch bestehen erstaunliche Defizite v. a. hinsichtlich freilandökologischer Forschung (FARTMANN 2004) – was sich bei einer Reduzierung naturschutzfachlichen Augenmerks auf wenige (Indikator-)Arten negativ auf die Zielerreichung auswirken muss.

Die *Habitatqualität* ist neben Flächengröße und Isolation der entscheidende Faktor für das Überleben von Schmetterlingen (HANSKI & GILPIN 1997, HANSKI 1999, THOMAS et al. 2001). Bei der Beurteilung der Habitatqualität (der meisten Arten) kommt dem *Larvalhabitat* eine Schlüsselstellung zu (GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006). FARTMANN (2004) führt dafür zwei Gründe an: Erstens können Eier und Puppen keine und Raupen nur geringe Ortsveränderungen durchführen, sie sind folglich auf die mikrostandörtliche Eignung ihres Larvalhabitats angewiesen. Zweitens sind die Präimaginalstadien aufgrund ihrer um ein Vielfaches längeren Entwicklungszeit diesem Larvalhabitat relativ lange „anvertraut“. Unbeachtet der wenigen Imaginalüberwinterer wirken Selektionsmechanismen bei Schmetterlingen folglich die längste Zeit auf die im Larvalhabitat (Definition s. Kapitel 5) sehr spezifischen Schlüsselrequisiten *Wirtspflanze*, *Mikroklima*, *Mikrostruktur* sowie *Störungseinfluss* (GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006).

Exakte Larvalhabitat-Analysen liegen in Deutschland (und Mitteleuropa) nur für wenige Schmetterlinge vor (s. Kapitel 5). Für zahlreiche Arten existieren weder quantitative Daten über Struktur und Mikroklima noch zur Bedeutung der räumlichen Verteilung und Dynamik der Larvalhabitate. Selbst zu den Wirtspflanzen-Spektren und Präferenzen (unter Freilandbedingungen) sind große Wissenslücken zu beklagen (EBERT & RENNWALD 1993, WIROOKS & THEISSEN 1998, FARTMANN 2004). Angesichts dieser Defizite und der oben geschilderten Bedeutung für den Naturschutz steht die detaillierte Beschreibung der Schlüsselrequisiten für die Präimaginalstadien im Vordergrund dieser Untersuchung.

Es wurden folgende Ziele verfolgt:

- Charakterisierung der Larvalhabitate von *Hipparchia semele* innerhalb der Sand-, Kalk- und Schwermetallrasen-Komplexe unter Berücksichtigung von Mikroklima und Vegetationsstruktur;
- Benennung von Schlüsselfaktoren zur Habitatqualität, welche die Besiedlung von Lebensräumen durch *Hipparchia semele* bestimmen;
- Beschreibung des Spektrums und der regionalen Präferenzen bezüglich der Raupen-Wirtspflanzen im Freiland unter Beachtung von Vitalität und Stickstoffgehalt genutzter Pflanzen;
- ökologische Analyse des Eiablageverhaltens und der Ablagestellen, des Tag-Nacht-Rhythmus der Raupen, der Überwinterungsform, dem Aufenthaltsort der Raupen sowie dem Verpuppungsplatz;
- Einfluss von Störungsprozessen (*disturbance*, vgl. Kapitel 6) auf Präimaginalstadien und Habitatqualität;
- Eignung der Art als Zielorganismus für großflächig störungsgeprägte Sand-Offenbiotope von hohem Naturschutzwert (etwa auf militärischen Übungsplätzen).

2 Einführung zur Rostbinde

2.1 Systematik und Bestimmung

Die Rostbinde (auch Ockerbindiger Samtfalter oder Heidefalter) *Hipparchia semele* (Linnaeus, 1758) ist eine Tagfalterart (Lepidoptera: Rhopalocera) aus der Familie der Edelfalter (Nymphalidae) und gehört innerhalb dieser zur Unterfamilie der Gras- bzw. Augenfalter (Satyrinae) und hier z. B. neben *Minois*, *Brintesia* oder *Chazara* zu den Satyrini (KARSHOLT & RAZOWSKI 1996). Als Synonyme treten *Eumenis semele* L., *Nymphalis semele* L., *Papilio semele* L., *Parahipparchia semele* L. oder *Satyrus semele* L. auf (EMMET & HEATH 1990, EBERT & RENNWALD 1993). Für KUDRNA (1977) sind die Populationen von Nord- bis Südeuropa der Unterart *Hipparchia semele semele* zugehörig (vgl. demgegenüber KRATOCHWIL 1989 sowie DE LATTIN et al. 1957 in Kapitel 2.6).

Die Falter weisen Flügelängen zwischen 22 und 28 mm (BINK 1992) und – im Gegensatz zur beigefarbenen Flügelzeichnung der übrigen *Hipparchia*-Arten Deutschlands – deutlich orangefarbene Flecken bzw. Binden auf. Die Hinterflügel-Unterseiten sind marmoriert, beim Männchen kontrastreicher als beim Weibchen (s. Foto 1 und 2). Nach OWEN (1954) treten in Kalkhabitaten verstärkt Tiere mit einer helleren und kontrastreichereren Hinterflügel-Unterseite auf, die dort eine bessere Tarnung ermöglicht. Oberseits ist die Orangefärbung bei den Weibchen deutlicher und flächiger ausgeprägt, die Männchen zeigen einen breiten Duftschnupfenstreif auf der Vorderflügel-Oberseite. Die Imagines können am ehesten mit dem in Deutschland ausgestorbenen Rotbindigen Samtfalter *Arethusana arethusana* verwechselt werden.

Die bei der Ablage milchig weißen Eier dunkeln später etwas nach und erscheinen schmutzig grau oder beige (s. Foto 3). Nach SBN (1994) weisen sie 32 bis 35 feine Längsrippen auf, eigene Zählungen anhand von 7 Eihüllen (aus dem UG Borkenberge) ergaben 25 bis 29. Dabei sind die Rippenwülste nur wenig schmaler als die Vertiefungen zwischen ihnen. Die gemessenen Eier waren $0,8 \pm 0,04$ mm lang, $0,7 \pm 0,03$ mm breit ($n = 7$) und verjüngten sich apikal. Verwechslungen können sich in Deutschland mit den Eiern von *Hipparchia hermione* oder *fagi* ergeben. Die Eier von *H. statilius* oder *Chazara briseis* weisen weniger Rippen und breitere Zwischenräume auf.

Tab. 1: Größe der einzelnen Larven- und Puppenstadien (n = 16 Individuen, eigene Messungen).

Entwicklungsstadium	n	mittlere Längen [mm]
erstes Larvenstadium L ₁	1	1,5 bis 3,5
zweites Larvenstadium L ₂	2	3,0 bis 6,5
viertes Larvenstadium L ₄	8	12,9 bis 16,6
fünftes Larvenstadium L ₅	14	16,1 bis 29,2
Vorpuppe	3	23,7 ± 5,5
Puppe	7	17,0 ± 0,9

Die Raupen sind im Grundton beigebraun und zeigen eine charakteristische Längsstreifung (s. Fotos 4 bis 6). Wie bei allen Raupen des Tribus dehnt sich diese Zeichnung nach der ersten Häutung auf die hellbraune Kopfkapsel aus (SBN 1994, Foto 7). Die dunkelbraunen Seitenstreifen setzen sich auf dem – den Satyridenraupen eigenen – zweilappigen Analanhang fort (s. Foto 8). Eigene Messungen ergaben die in Tabelle 1 dargestellten Längen, erwachsene Raupen wurden bis zu $29 \pm 2,8$ mm lang. Neben den Mandibeln sind starke Fortsätze entwickelt (Foto 7, vgl. Kapitel 4.3 und 4.4). Die Längsstreifung ist gegenüber *Hipparchia fagi* deutlicher und breiter ausgebildet, jedoch kontrastärmer als bei *H. hermione* und gegenüber *H. statilius* ist die mittlere Rückenlinie nicht beidseits weiß abgesetzt (SBN 1994). Die Raupen von *Chazara briseis* oder *Minois dryas* weisen einen auf jedem Segment unterbrochenen mittleren Rückenstreifen auf, der bei *H. semele* durchgängig ist.

Kurz vor der Verpuppung entfärben sich die Raupen zur Vorpuppe. Die hellbraune Puppe (s. Foto 11) besitzt – wie bei allen Arten des Tribus – rundliche Fortsätze bei den Thorakalstigmen (SBN 1994). Eigene Messungen an sieben Puppen ergaben eine Puppenlänge von 17 mm (s. Tabelle 1). Die Flügelscheiden reichen ventral bis zum 5. Abdominalsegment. Das Verhältnis von Rüssel- zu Fühlerscheiden beträgt 1:10 bis 1:8 (n = 5, eigene Messung, Foto 12).

2.2 Lebenszyklus

Die Rostbinde ist eine univoltine Art, deren Imagines in Nordrhein-Westfalen von Ende Juni bis Mitte September auftreten (s. Tabelle 2). Die früheste Beobachtung betrifft einen Falter – vermutlich ein Männchen – vom 21. Juni (RETZLAFF 1973, Senne). Die späteste Beobachtung (eines Weibchens) machte Augustin (schriftl.) am 15. September (2002, Borkenberge). Der Flugzeithöhepunkt liegt in der ersten Augushälfte (Median: 9.8., n = 761), die scheinbare Zweigipfligkeit der Flugzeitkurve geht auf die geringe Anzahl an Meldetagen Ende Juli/Anfang August zurück (s. Abbildung 1 sowie Anlage 1). Die Männchen (Median: 9.8., n = 147) erscheinen im Schnitt sechs Tage vor den Weibchen (Median: 15.8., n = 103) (Protandrie). Die ersten Eiablagen datieren auf den 2. August (2002), die letzte auf den 13. September (2002, jeweils Borkenberge, eig. Beob.). BINK (1992) fand die höchste Anzahl voll entwickelter Eier (im Abdomen von Weibchen) in der letzten Augustwoche (Hoge Veluwe/NL). Letzte Beobachtungen erwachsener Raupen im Freiland stammen von Retzlaff (schriftl.) vom 24. Juni (1978, Moosheide/Senne).

Deutschlandweit stammt die früheste Beobachtung (eines Männchens) vom 2. Juni (2001, Kaiserstuhl, Hensle schriftl.), die spätesten Falter wurden am 26. Oktober (1963 bei Selb/Fichtelgebirge, Dolek & Geyer schriftl.) beobachtet. HENSLE (2002: 15) führt zudem Falterbeobachtungen „von Mai(!)“ 1995 (Borkum) an. Das Flugzeitmaximum liegt in der ersten Augustwoche (Median 5.8., n = 4.221). Im Durchschnitt erscheinen die Männchen

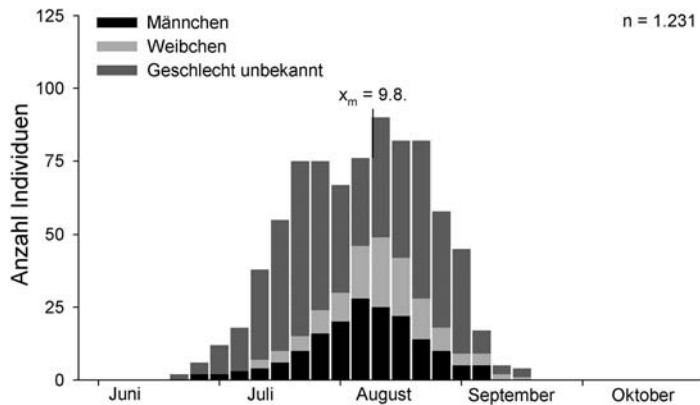


Abb. 1: Phänogramm von *Hipparchia semele* für Nordrhein-Westfalen. Dargestellt sind die Summen der Häufigkeitsklassen pro Pentade (Fünftagesabschnitt), geglättet. Als Flugzeithöhepunkt ist der Median x_m angegeben. Erläuterungen s. Anlage 1.

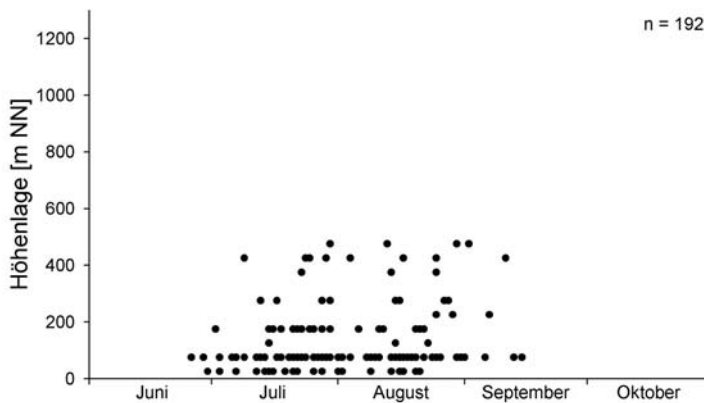


Abb. 2: Imaginalnachweise von *Hipparchia semele* nach Höhenlage für Nordrhein-Westfalen. Aufgetragen sind alle Artnennungen nach Beobachtungstag und Höhenlage des Fundortes (m NN in 50 m-Klassen).

neun Tage vor den Weibchen (Mediane: 7.8. bzw. 16.8., $n = 381$ bzw. 261). Der Schlupfbeginn der Falter scheint stark von der meso- oder mikroklimatischen Begünstigung der Larvalhabitate abzuhängen: So können Falter im kollinen und montanen Bereich bereits Mitte Juni auftreten. Die insgesamt früheste Beobachtung (s. oben) wurde etwa bei ca. 230 m NN (und nicht im Flachland) notiert.

In semiariden, mediterranen Regionen tritt regelmäßig – bei trockenheißer Witterung – eine Übersommerung der Falter auf (GARCÍA-BARROS 1988). FELDMANN (1995) beobachtete in der Dübener Heide im Jahre 1993 während einer extremen Trockenperiode im Juli eine Depression in der Flugaktivität. Ab Mitte August traten die Falter wieder häufiger auf,

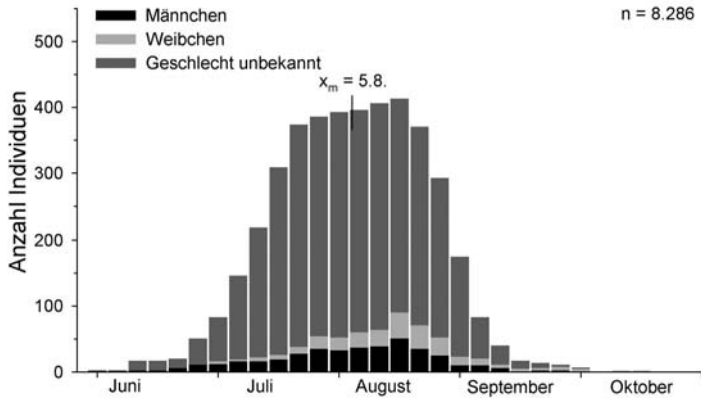


Abb. 3: Phänogramm von *Hipparchia semele* für Deutschland. Erläuterungen s. Abbildung 1 sowie Anlage 1.

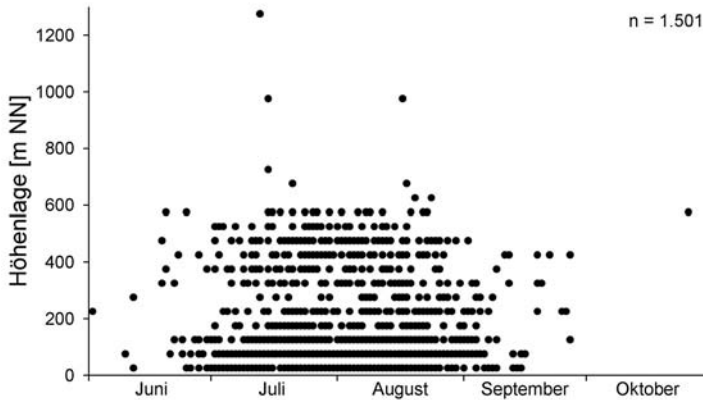


Abb. 4: Imaginalnachweise von *Hipparchia semele* nach Höhenlage für Deutschland. Erläuterungen s. Abbildung 2.

wobei Wiederfunde von 4–5 Wochen alten Tieren gelangen. Demnach können auch mitteleuropäische Tiere witterungsbedingte Ruhephasen einschieben und damit ihre individuelle Flugzeit verlängern. Dieses Verhalten könnte scheinbare Fluktuationen im Auftreten der Falter ebenso erklären (z. B. traten Imagines „massenhaft nach einer sechswöchigen Regenperiode“ [HENSLE 1988: 256] oder „nach wochenlanger Dürreperiode“ [HENSLE 2002: 15] auf) wie das (individuenreiche) Auftreten der Art in Feuchtbiotopen (z. B. Auwäldern) (s. Kapitel 2.5).

Die erste L_1 -Raupe wurde am 11. September dokumentiert (Tabelle 2). Unter hiesigen Verhältnissen scheint die Entwicklung des Eies zwischen 9 und 23 Tage zu benötigen (Tabelle 3), im Freiland sind demnach ab Mitte August erste Raupen zu erwarten. Die beiden im eigenen Zuchtversuch überwinterten Individuen befanden sich im zweiten Larvenstadium. BINK (1992) und WEIDEMANN (1995) geben das zweite und dritte Raupenstadium für die Überwinterung an. Die letzte erwachsene Raupe verpuppte sich im eigenen Versuch Ende Juli. Die Entwicklung der Raupen dürfte in Mitteleuropa zwischen 245 und 300 Tagen beanspruchen (vgl. Tabelle 3). Das Vorpuppenstadium benötigte im Schnitt 3 Tage, konnte aber bis auf 8 Tage ausgedehnt werden. Die Puppenruhe liegt zwischen 25 und 50 Tagen.

Die Lebenserwartung der Falter beträgt in Nordwest-Europa nach BINK (1992) zwischen 21 und 42 Tagen, kann aber z. B. im mediterranen Raum deutlich länger sein (bis zu 115 Tagen). Nach GARCÍA-BARROS (1988) legt ein Weibchen unter freilandähnlichen Zuchtbedingungen (in Ostspanien) im Schnitt 19 Eier (maximal 50) pro Tag und insgesamt knapp über 600. BINK (1992) gibt 30 bis 35 Eier pro Tag und bis zu 250 pro Weibchen für Nordwest-Europa an. GARCÍA-BARROS (1988) beobachtete eine hohe Mortalität im L₁-Stadium, viele Raupen starben ohne Nahrungsaufnahme.

Insgesamt erstaunen die weiten Spannen in den Entwicklungszeiten aller Stadien, v. a. angesichts meist moderater und ähnlicher Zuchtbedingungen (auch Binks Ergebnisse beruhen auf Zuchten). GARCÍA-BARROS (1988) beobachtete in Zuchtversuchen an spanischen L₁-Raupen zudem eine Quieszenzphase von bis zu 30 Tagen, erst danach begannen diese mit der Nahrungsaufnahme. Eine große phänologische Variabilität (auch der Imagines, s. oben) ist – neben der durch den Witterungsverlauf bedingt unterschiedlichen Entwicklungsgeschwindigkeit – sicherlich als Anpassung an die extremen Lebensbedingungen im Larvalhabitat zu werten (z. B. große Temperaturschwankungen, extreme Bodentrockenheit oder die Unbeständigkeit der Habitats). Im mediterranen Großklima Ostspaniens können begattete Weibchen durch eine Verzögerung der Eireifung von bis zu 65 Tagen (GARCÍA-BARROS 1988) die dortige Sommertrockenheit überbrücken.

Angaben zu Eiablage, Verhalten und Ökologie der Raupen sowie zur Verpuppung finden sich in Kapitel 4.

2.3 Habitatansprüche

BINK (1992) nennt die Rostbinde kurz und treffend eine (Indikator-)Art sehr karger und offener Biotope. Umfassend und für den ganzen außeralpinen Raum Deutschlands kann die Auflistung geeigneter Lebensräume von BERGMANN (1952: 141) gelten: „Rasen harter Gräser auf dünnen, steinigen oder sandigen Plätzen an sonnigen Lehnen, Hügeln und auf Verebnungsflächen in offenen Steppenheiden und auf Steppentriften, in Sandfluren und grasigen Sandheiden [...], auf dünnen, mageren Heidewiesen, auf Trockenrasen an Rändern, an Wegen und auf Schlagflächen [...], auf steinigen Feldrainen im Anschluss an die Kultursteppe“. Für die Kalk-Lebensräume sei FARTMANN (2003) angeführt, der die Rostbinde (im nordwest-hessischen Diemeltal) als Leitart schotter- und rohbodenreicher Kalk-Halbtrockenrasen bezeichnet. Für die Sand-Lebensräume schreibt KOLLIGS (2003: 188): „Charakterfalter der grasigen Sandheiden und Magerrasen sowie der Dünengebiete des Binnenlandes und der Küsten“.

2.3.1 Lebensraum (allgemein)

Die Rostbinde ist eine xerothermophile Art trockener Magerstandorte mit höchstens lückigem Pflanzenbewuchs (Kapitel 5). Nach WEIDEMANN (1995) ist sie ein Verschieden-Biotop-Bewohner, der sowohl basische als auch saure Magerstandorte besiedelt. Daneben sind Schwermetallrasen zu ergänzen (VORBRÜGGEN 1981). In den Kapiteln 5 und 6 wird die Notwendigkeit von Störungen im Sinne der Schaffung offener Bodenstellen innerhalb seminaturlicher Offenbiotope (z. B. Materialentnahmestellen, militärische Übungsbereiche, Trittsstellen des Weideviehs) behandelt. Küsten- und Binnendünen, Schwemmsand- und Kiesfluren entlang größerer Flüsse sowie Fels-, Schwermetall- und Volltrockenrasen dürften die außeralpinen Primärhabitats Mitteleuropas darstellen (vgl. aber auch Kapitel 6). Ursprünglich boten die Stromtäler neben großflächigem Lebensraum auch einen umfassenden Habitatverbund (z. B. EBERT & RENNWALD 1993; s. Kapitel 2.6).

Tab. 2: Lebenszyklus von *Hipparchia semele* in Nordrhein-Westfalen.
 Eingeflossen sind eigene und Fremdbeobachtungen aus dem Freiland (n_{Fr} = 474 Individuen) sowie aus dem Zuchtversuch (n_{Zu} = 264 Einzelbeobachtungen zu 28 Individuen).
 Methodische Erläuterungen s. Anlage 1.

Entwicklungsstadium	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	früheste, späteste Beob.	n_{Fr}	n_{Zu}
Ei													2.8.(2002), 13.9.(2002)	181	2
Raupe													11.9.(2003), 24.7.(2004)	73	16
L ₁ -Stadium													11.9.(2003), 2.10.(2002)	0	2
L ₂ -Stadium													12.10.(2003), 8.3.(2004)	0	2
L ₃ -Stadium													7.3.(2003), 5.4.(2003)	0	2
L ₄ -Stadium													6.4.(2003), 18.5.(2005)	8	10
L ₅ -Stadium													5.5.(2005), 24.7.(2004)	6	16
Vorpuppe													8.6.(2003), 26.7.(2005)	0	15
Puppe													11.6.(2003), 27.8.(2005)	0	15
Falter													21.6., 15.9.(2002)	220	13
Männchen													26.6.(1999), 13.9.(2005)	34	0
Weibchen													12.7.(1946), 15.9.(2002)	37	0

Tab. 3: Entwicklungszeiten von *Hipparchia semele* in Nordrhein-Westfalen (eig. Daten) im Vergleich zu BINK (1992) für Nordwest-Europa und GARCÍA-BARROS (1988) für Ost-Spanien.

Entwicklungsstadium	Nordrhein-Westfalen			Nordwest-Europa	Ost-Spanien
	Mittelwert ± sd		min–max	Mittelwert (min–max)	Mittelwert (min–max)
	n	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]
Ei	2	-	9–19	18 (15–23)	- (7–25)
Raupe	2	-	247–278	270–300	- (250–300)
L ₁ -Stadium	2	-	30–44	-	-
L ₂ -Stadium	2	-	130–147	-	-
L ₃ -Stadium	2	-	27–29	-	-
L ₄ -Stadium	2	-	35–38	-	-
L ₅ -Stadium	10	34,3 ± 7,1	23–46	-	-
Vorpuppe	15	3,1 ± 1,7	1–8	-	-
Puppe	14	35,9 ± 8,7	25–49	34 (30–36)	- (21–40)
Falter	-	-	-	32 (21–42)	♂♂ 70 (–115) ♀♀ 84 (–110)

Schwerpunktlebensräume liegen in Deutschland derzeit in schütter bewachsenen Lockersand (Küsten- und Binnendünen, Heidegebiete, Flugsandflächen, lichte Kiefernwälder), in kurzrasigen, steinigen und rohbodenreichen Kalk-Biotopen sowie offenen Abbau- und Materialentnahmestellen (Tabelle 4). Tagebaue und Abraumhalden bieten v. a. in Ost-Deutschland, mit den zu Tage geförderten sehr nährstoffarmen Tertiärsanden, hervorragende und oft großflächige Habitate (GEISSLER-STROBEL et al. 1998 sowie Gelbrecht, Feldmann, Reinhardt und Schönborn schriftl.). Kolligs (schriftl.) nennt für Schleswig-Holstein zudem die Spülfelder entlang des Nord-Ostsee-Kanals. In Weinbauregionen besiedelt *Hipparchia semele* Böschungen, Wegraine oder Brachezwickel (EBERT & RENNWALD) 1993.

Lichte Waldstellen werden v. a. in älteren Quellen als Lebensräume der Rostbinde hervorgehoben (vgl. Tabelle 4 sowie VOGEL & FELDMANN 1997). BERGMANN (1952: 141) betont, *Hipparchia semele* käme in Thüringen „besonders im Anschluss an Lichttrockengehölz“ vor (vgl. auch ZINNERT 1966 sowie EBERT & RENNWALD 1993). Aktuell stellen v. a. in Nordost-Deutschland Kiefernwald-Gebiete auf Sand eine bedeutende – wenn nicht gar die größte – Lebensraumfläche dar (Gelbrecht schriftl., vgl. URBACH & URBACH 1939), ähnlich auch die Situation in küstennahen Kiefernwäldern der Nord- und Ostsee. Die von

Tab. 4: Die wichtigsten von *Hipparchia semele* besiedelten Lebensräume in Deutschland.

Lebensraum	Region	Quellen
Küstendünen (Weiß- und Graudünen)	Nord- und Ostseeküste, Helgoland	URBAHN & URBAHN (1939), RETTIG (1986), TIEDEMANN (1986), WEIDEMANN (1995), KOLLIGS (2003); Gelbrecht, Schönborn, Wachlin (alle schriftl.)
Flugsandflächen (i. d. R. militärische Übungsplätze oder Abbauhalden)	ganz Deutschland	WEIDEMANN (1995), BOLZ (1998); Ernst, Gelbrecht (beide schriftl.); eig. Beob.
lückige, trockene Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf Sand	ganz Deutschland	URBAHN & URBAHN (1939), BERGMANN (1952), RETZLAFF (1973), GROSSER (1983), EBERT & RENNWALD (1993), WEIDEMANN (1995), BOLZ (1998), SSYMANK et al. (1998), KOLLIGS (2003), LOBENSTEIN (2003); Dudler, Gelbrecht, Reinhardt, Schönborn, Wachlin (alle schriftl.); eig. Beob.
lichte Stellen (junge Schneisen bzw. Schläge, Windwürfe oder Brandflächen) und Ränder (grasige Rohbodenbereiche innerer und äußerer Waldmäntel) von trockenen Sand-Kiefernwäldern	ganz Deutschland, v. a. Nordost-Deutschland	OSTHELDER (1925), URBAHN & URBAHN (1939), BERGMANN (1952), DE LATTIN et al. (1957), RETZLAFF (1973), GROSSER (1983), EBERT & RENNWALD (1993), DIERKS (1995), WEIDEMANN (1995), VOGEL & FELDMANN (1997), KOLLIGS (2003); Ernst, Gelbrecht, Reinhardt, Schorr, Schönborn, Wachlin (alle schriftl.); eig. Beob.
lückige Trockenbrachen auf armen Sanden	ganz Deutschland	BROCKMANN (1989), LOBENSTEIN (2003); Gelbrecht, Reinhardt (beide schriftl.); eig. Beob.
lückige Trockenrasen auf basischen Substraten (v. a. Kalkgesteine)	ganz Deutschland	BERGMANN (1952), ZINNERT (1966), BROCKMANN (1989), EBERT & RENNWALD (1993), SEUFERT (1993), WEIDEMANN (1995), KÖNIGSDORFER (1996), SCHWIBINGER & BRAU (2001), LOBENSTEIN (2003), FARTMANN (2004); Bolz, Ernst, Möllenbeck, Schönborn, Thust (alle schriftl.); eig. Beob.
Offenflächen von Sand- und Kiesgruben sowie Tagebauen	ganz Deutschland, v. a. Sachsen-Anhalt und Sachsen	LOBENSTEIN (2003), GEISSLER-STROBEL et al. (1998), HEMMERSBACH (1991); ASK Bayern, Dudler, Feldmann, Kolligs, Reinhardt, P. Schmidt, Schönborn, Venne (alle schriftl.)
Offenflächen von Steinbrüchen (Magerrasen, Ruderalstellen, Schuttfluren), Schutt- und Geröllfluren, Felsbänder und Felsgrusfluren	ganz Deutschland	RETZLAFF (1973), EBERT & RENNWALD (1993), SEUFERT (1993), SCHMITT (1998), LOBENSTEIN (2003), FARTMANN (2004); ASK Bayern, Dolek & Geyer, Kinkler, Schorr (schriftl.); eig. Beob.
Steppenheidewald, (Schneeheide-Kiefernwald)	Bayern, Thüringen	BERGMANN (1952), RÖSZLER (1966), SEUFERT (1993); W. Seufert (schriftl.)
Schwermetallfluren	Bayern, Nordrhein-Westfalen	VORBRÜGGEN (1981); Dolek (schriftl.); eig. Beob.

Natur aus lichten Steppenheidewäldern Bayerns und Thüringens bieten zum Teil auch aktuell noch günstigen Lebensraum (Kapitel 2.3.2). Schönborn (schriftl.) beobachtete Vorkommen der Rostbinde in lichten Birken-Eichenwäldern, einem Robinienhain sowie inmitten eines lückigen Pappelbestandes (jeweils mit Sandrasen-Vegetation im Unterwuchs). Welche Bedeutung Gehölzen im Lebensraum der Rostbinde zukommt, wird in Kapitel 5.8.2 diskutiert.

Zwar wird die Art auch aus Feuchtbiotopen gemeldet, jedoch handelt es sich hierbei *keinesfalls* um Fortpflanzungshabitate (s. unten). Oft werden randliche Trockenstandorte in feuchten Lebensräumen besiedelt. So könnte z. B. die Nennung „verheidete Torfmoore“ von RETZLAFF (1973: 170) zu deuten sein.

Für die Niederlande nennt BINK (1992) natürliche sowie karge, kurzrasige halbnatürliche Magerrasen und trockene Sandheiden (Mosaik aus niedriger Vegetation und Rohboden), auch werden lichte Sand-Kiefernwälder besiedelt (Fasel, schriftl.). Wichtige Primärhabitats sind die Weiß- und Graudünen der Nordseeküste (BINK 1992, MAES et al. 2006). FRANZ (1985: 29) gibt für die Nordost-Alpen „bevorzugt sandige und trockene Stellen und warme Berghänge“ an. KUSDAS & REICHL (1973) erwähnen zudem abgebrannte Stellen von Bahnböschungen. Die schweizer Vorkommen liegen nach SBN (1994) v. a. in trockenen, lichten Wäldern (angrenzend an offenes Gelände) und auf wärmebegünstigten Trockenwiesen mit anstehendem Fels. In Tschechien werden v. a. Sandgebiete des Tieflandes und wärmebegünstigter Bergtäler bewohnt, aber auch steile Hangwälder und lichte Laubge-

hölz sowie Steinbrüche, Sandgruben und Abraumhalden (BENEŠ & KONVIČKA 2002). In Polen sind es v. a. verheidete Lichtungen und Schneisen sowie Wegränder lichter Kiefernwälder auf Sand (Buszko schriftl.). ASHER et al. (2001) führen Dünen, Salzmarschen und Kliffs sowie trockene Heiden, Kalkmagerrasen, Steinbrüche, Abbaugelände, Halden und steinige Lichtwaldbereiche als Lebensräume für Großbritannien an. JOY (1996) hebt die Bedeutung von Schwermetallfluren ehemaliger Bleiminen als Binnenlebensräume für Großbritannien hervor.

In Großbritannien wurde früh erkannt, dass *Hipparchia semele* ausschließlich Kleinstandorte besiedelt, die oberflächlich schnell abtrocknen (HEATH et al. 1984, THOMAS & LEWINGTON 1991). Die dort wirkenden Umweltfaktoren werden in den Kapiteln 5.4 und 5.5 diskutiert. Der Chemismus des Ausgangsgesteins sowie die Bodenreaktion (pH-Wert) sind offensichtlich von untergeordneter Bedeutung. Pedologisch werden v. a. (A)-C- und A-C-Böden besiedelt, also früheste Stadien der Bodengenese (v. a. Syrosemi, Ranker oder Rendzinen). Mineralböden (etwa Podsole oder ärmere Braunerden) werden nur bei *regelmäßigen* Störungen der Bodensukzession bewohnt (Kapitel 6).

2.3.2 Larvalhabitat

Als Larvalhabitat werden v. a. Küstendünen, Silbergrasfluren und frühe Sukzessionsstadien von Besenheiden und Borstgrasrasen auf Sand genutzt (Tabelle 5). Unter den basiphilen Trockenrasen sind es v. a. submediterrane wie subkontinentale Voll- sowie beweidete Halbtrockenrasen. Im Kaiserstuhl werden auch stärker deckende Mesobrometen besiedelt (STEFFNY et al. 1984, s. Eiablagefoto bei EBERT & RENNWALD 1993: 23), jedoch nur frisch und kurz gemähte Bereiche. Bei Fundstellen in Waldassoziationen liegen die Larvalhabitate oft randlich oder in Bestandslücken in Offenland-ähnlichen Bereichen. So beschreibt SEUFERT (1993: 112) die Eiablageorte als „Stellen mit sehr lückigem Bewuchs in Magerrasen, auf Steinhalden oder Wegen“ innerhalb der Steppenheidewald-Fragmente (des *Fagion sylvaticae* LUQUET 1926) auf dem unterfränkischen Mäusberg. Ähnlich sind wohl die Beobachtungen von WEIDEMANN (1993) in südbayerischen Beständen des Weißfingerkraut-Traubeneichen-Waldes (*Potentillo albae-Quercetum petraeae* LIBBERT 1933) zu verstehen. Die von RÖSZLER (1966: 171) beschriebenen „lichten Föhrenwäldchen“ am Untersteinacher Weinberg (Muschelkalk) sind vermutlich den Schneeheide-Kiefern-Wäldern des *Erico-Pinion sylvestris* BR.-BL. in BR.-BL. et al. 1939 zuzuordnen (vgl. SCHMIDT 2000), auch hier dürften v. a. Magerrasen-ähnliche Bestandslücken die eigentlichen Larvalhabitate sein.

Die Larven der Rostbinde ernähren sich von Poaceen und Cyperaceen magerer und trockener Standorte. WEGNER (zit. in KOLLIGS 2003) weist auf die Bedeutung proteinreicher Blattspitzen und Blütenrispen hin (dazu s. auch BINK 1982 sowie Kapitel 4.3). Definitionen zu „Fraß-“ bzw. „Wirtspflanze“ finden sich in Kapitel 4.1, Ausführungen zu Präferenzen in Kapitel 4.3.

Nach Literaturangaben dienen *Hipparchia semele* europaweit 23 Grasarten als Wirtspflanzen (Tabelle 6). Nicht in Deutschland wachsende Gräser blieben unberücksichtigt. Ebenso Nennungen von Nicht-Gräsern, da sie oft nur als Substrate ruhender Raupen oder der Eier dienen (vgl. Kapitel 4.1). Es bleibt zu beachten, dass viele Literaturangaben keine Ausführungen zur Art der Substratnutzung beinhalten. Fraglich erscheinende Angaben wurden *nicht* übernommen. So werden gelegentlich *Agrostis canina* (nach Literatur), *A. stolonifera* (BINK 1982) oder *Deschampsia cespitosa* (ECKSTEIN 1913) als Fraßpflanzen angeführt. Diese Grasarten besiedeln jedoch wechselfeuchte bis frische, meist feuchte oder nasse Standorte (vgl. OBERDORFER 1994). THOMAS (zit. in HEATH et al. 1984) nennt zudem

Deschampsia setacea als Eiablagepflanze, auch diese siedelt v. a. an Strandlings- und Torfstandorten (OBERDORFER 1994), weshalb den genannten Grasarten sicher keine bedeutende Rolle als Wirtspflanze zukommt. Daneben werden noch *Cynosurus cristatus* (BINK 1982 aus Zucht) und *Lolium perenne* (EBERT & RENNWALD 1993: Eiablage) genannt, welche meist an fetten Weide- oder Trittstandorten zu finden sind. Die beiden Grasarten könnten durchaus als Wirtspflanzen dienen, immerhin wären solche gestörten Wuchsorte strukturell geeignet (Kapitel 5). Heuser (in DE LATTIN et al. 1957) führt zudem *Holcus* als Fraßpflanze an, wobei es sich wahrscheinlich um eine Zuchtbeobachtung handelt, deren Freilandbedeutung noch zu verifizieren ist.

Tab. 5: Larvalhabitate von *Hipparchia semele* in Deutschland und den Niederlanden nach Literatur (pflanzensoziologische Namen nach RENNWALD 2000; eigene Nachweise s. Kapitel 5.6).

Larvalhabitat	Quelle
I Strandhafer-Dünengesellschaften <i>Ammophiletea</i> BR.-BL. et TX. ex WESTHOFF et al. 1946	BINK (1992)
II Silbergras- und Mauerpfeffer-Pionierasen <i>Koelerio-Corynephoretea</i> KLIKA in KLIKA et NOVÁK 1941	-
II.a Silbergras-Pionierasen <i>Corynephoretea canescentis</i> KLIKA 1934	-
- Silbergras-Rasen <i>Corynephoria canescentis</i> KLIKA 1931	BINK (1992); Gelbrecht (schriftl.)
- Frühlingspark-Silbergras-Rasen <i>Spergulo-Corynephoretum</i> LIBBERT 1933	STEINER & TRUSCH (2000); Brauner (schriftl.)
II.b Sandschillergras-Dünenrasen <i>Artemisio-Koelerietalia albescentis</i> SISSINGH 1974	-
- Sandschillergras-Dünenrasen <i>Koelerion albescentis</i> TX. 1937	BINK (1992)
II.c Schafschwingelreiche Sandrasen <i>Festuco-Sedetalia acris</i> TX. 1951	-
- Lanzettblattwegerich-Grasnelken-Rauhblattschwingel-Rasen <i>Plantagini-Festucion</i> PASSARGE 1964	Brunzel (schriftl.)
- Heidenelken-Grasnelken-Gesellschaft <i>Diantho deltoideis-Armerietum elongatae</i> PÖTSCH 1962	Brauner (schriftl.)
III (basiphile) Schwingel-Trespen-Trockenrasen <i>Festuco-Brometea</i> BR.-BL. et TX. in BR.-BL. 1949	-
III.a submediterrane Trespen-Trockenrasen- und Halbtrockenrasen <i>Brometalia erecti</i> W. KOCH 1926	SEUFERT (1993)
- Trespen-Halbtrockenrasen <i>Bromion erecti</i> KOCH 1926	BINK (1992); Möllenbeck (schriftl.)
- Enzian-Fiederzwencken-Rasen (beweidet) <i>Gentiano-Koelerietum pyramidatae</i> KNAPP ex BORNKAMM 1960	FARTMANN (2004); Thust (schriftl.)
- Trespen-Halbtrockenrasen (gemäht) <i>Brometum</i> SCHERRER 1925	STEFFNY et al. (1984), EBERT & RENNWALD (1993); Hermann & Steiner, Thust (schriftl.)
- Glanzlieschgras-Rasen kalkarmer bis bodensaurer Standorte <i>Koelerio-Phleion phleoidis</i> KORNECK 1974	LUWG Rheinland-Pfalz (schriftl.)
- Trespen-Trockenrasen <i>Xerobromion</i> (BR.-BL. et MOOR 1938) MORAVEC in HOLUB et al. 1967	BINK (1992); Möllenbeck, THUST (beide schriftl.)
- Gamander-Blaugras-Rasen <i>Teucrio-Seslerietum</i> VOLK 1937	EBERT & RENNWALD (1993)
- Faserschirm-Erdseggen-Trockenrasen <i>Trinio-Caricetum humilis</i> VOLK in BR.-BL. et MOOR 1938	Weidemann in BLAB (1993)
III.b Walliserschwingel-Steppenrasen <i>Festucetalia valesiacae</i> BR.-BL. et TX. ex BR.-BL. 1949	-
- Walliserschwingel-Steppenrasen <i>Festucion valesiacae</i> KLIKA 1931	Gelbrecht, Thust (schriftl.)
IV Heidekraut- und Borstgras-Gesellschaften <i>Calluno-Ulicetea</i> BR.-BL. et TX. ex WESTHOFF et al. 1946	-
IV.a Borstgras-Gesellschaften <i>Nardetalia</i> OBERD. ex PREISING 1949	-
- montane und kolline Hundsveilchen-Borstgras-Rasen <i>Violion caninae</i> SCHWICKERATH 1944	BINK (1992)
IV.b Heidelbeeren- und Ginster-Heidekraut-Gesellschaften <i>Vaccinio-Genistetalia</i> R. SCHUBERT 1960	-
- Ginster-Heidekraut-Gesellschaften <i>Genistion pilosae</i> DUVIGNEAUD 1942	BINK (1992)

Tab. 6: Literaturangaben zur Raupennahrung von *Hipparchia semele* in Europa.
Eigene Nachweise s. Kapitel 4.3.

Grasart	Region	Quelle
<i>Agrostis capillaris</i>	Deutschland, NW-Europa	BINK (1982), WEIDEMANN (1995), KUDRNA (1998)
<i>Agrostis vinealis</i>	NW-Europa, Skandinavien	BINK (1992), ELIASSON & RYRHOLM (2005); Maes (schriftl.)
<i>Aira praecox</i>	Großbritannien, Skandinavien	EMMET & HEATH (1985), ELIASSON & RYRHOLM (2005)
<i>Ammophila arenaria</i> (inkl. seiner Bastarde)	Belgien, Deutschland, Großbritannien, Skandinavien	SHAW (1977), BINK (1992), POLLARD & YATES (1993), WEIDEMANN (1995), Tolman & Lewington (1998), KOLLIGS (2003), ELIASSON & RYRHOLM (2005), SETTELE et al. (2005); Maes, Wegner (schriftl.)
<i>Brachypodium pinnatum</i>	NW-Europa	BINK (1992)
<i>Briza media</i>	Deutschland	EBERT & RENNWALD (1993)
<i>Bromus erectus</i>	Deutschland	EBERT & RENNWALD (1993), SEUFERT (1993), KUDRNA (1998), SETTELE et al. (2005); Möllenbeck (schriftl.)
<i>Carex ovalis</i>	NW-Europa	BINK (1992)
<i>Carex pilulifera</i>	NW-Europa, Skandinavien	BINK (1992), ELIASSON & RYRHOLM (2005)
<i>Corynephorus canescens</i>	Deutschland, Großbritannien, NW-Europa	DAHL (1925), BOLDT (1930 in BROCKMANN 1989), URBACH & URBACH (1939), DE LATTIN et al. (1957), SCHMIDT (1990), BINK (1992), WEIDEMANN (1995), BOLZ (1998), KOLLIGS (2003), SETTELE et al. (2005); Buzsko, Dudler (schriftl.)
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Deutschland, Großbritannien	ECKSTEIN (1913), EMMET & HEATH (1985)
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Deutschland	URBAHN & URBACH (1939), EBERT (1958/60 nach REINHARDT schriftl.), SCHMIDT (1990); Buzsko, Köhler (schriftl.)
<i>Elymus repens</i>	Deutschland	ECKSTEIN (1913), DE LATTIN et al. (1957)
<i>Festuca filiformis</i>	Deutschland	KOLLIGS (2003), Wegner (schriftl.)
<i>Festuca brevipila</i>	Polen	Buzsko (schriftl.)
<i>Festuca guestfalica</i>	Deutschland	KÖNIGSDORFER (1996)
<i>Festuca ovina</i> agg.	ganz Europa	EBERT (1958/60 nach REINHARDT schriftl.), THOMAS (in HEATH et al. 1984), SCHMIDT (1990), BINK (1982, 1992), POLLARD & YATES (1993), EBERT & RENNWALD (1993), SBN (1994), FELDMANN (1995), WEIDEMANN (1995), JOY (1996), Bolz (1998), KUDRNA (1998), KOLLIGS (2003), FARTMANN (2004), ELIASSON & RYRHOLM (2005), SETTELE et al. (2005); Buzsko, Hermann, Maes (schriftl.)
<i>Festuca rubra</i> agg.	Deutschland, Großbritannien, Skandinavien	BINK (1982), EMMET & HEATH (1985), BINK (1992), WEIDEMANN (1995), JOY (1996), KUDRNA (1998), KOLLIGS (2003), ELIASSON & RYRHOLM (2005)
<i>Koeleria pyramidata</i>	Deutschland	EBERT & RENNWALD (1993), SEUFERT (1993)
<i>Nardus stricta</i>	Deutschland	SCHMIDT (1990), KOLLIGS (2003), Wegner (schriftl.)
<i>Phleum phleoides</i>	Deutschland	EBERT & RENNWALD (1993)
<i>Sesleria albicans</i>	Deutschland	EBERT & RENNWALD (1993), KUDRNA (1998)
<i>Vulpia myuros</i>	Europa	TOLMAN & LEWINGTON (1998)

2.3.3 Imagines

Aufgrund der Flugstärke und des Dispersionsverhaltens (Kapitel 2.5) können Falter der Rostbinde in nahezu allen Biotopen angetroffen werden. Nektarsuchende oder migrierende Tiere besuchen – auch regelmäßig – feuchte Talwiesen, Quellaustritte und Hochstaudenfluren sowie Gärten oder Ortschaften (Angaben aus Verbreitungsforschung).

Territoriale Männchen bleiben jedoch auf offene Xerothermbiotope beschränkt (SHREEVE 1990, JOY 1996, DENNIS et al. 1998, MAES et al. 2006) und verteidigten diese gegenüber „Rivalen“ der eigenen Art. Die Territorien schwanken – dichteabhängig – hinsichtlich ihrer Größe (400–2.900, $x_m = 970 \text{ m}^2$, $n = 15$) und – abhängig von der Verteilung der

Larvalhabitate – in ihrer Form. Auffällig ist der stets beachtliche Anteil geeigneten Larvalhabitats innerhalb der Territorien von durchschnittlich 60 % (30–85 %, n = 15).

MAES et al. (2006) erklären die Bindung der Art an Rohboden ursächlich mit dem Thermoregulations- und Tarnverhalten männlicher Falter, wogegen die Eiablagestellen dichter mit Vegetation bedeckt sein sollen. Da letzteres im Widerspruch zu den Ergebnissen aus Nordrhein-Westfalen und anderer Binnenvorkommen (Reinart schriftl., SHREEVE 1990, JOY 1996) steht (Kapitel 3–6), bliebe als Erklärung, dass die Weibchen Sandflächen mit extremer Substratdynamik (z. B. in den Weißdünen) dort zugunsten etwas bewachsener Bereiche meiden (vgl. aber Kapitel 6). Eine andere Erklärung erscheint plausibler: Der hohe Larvalhabitat-Anteil innerhalb der Territorien hat direkte Vorteile hinsichtlich der Fortpflanzung. Flächen mit hoher Larvalhabitateignung (also v. a. rohbodenreiche) dürften stark von eiablegenden bzw. dort frisch geschlüpften Weibchen frequentiert werden. Für eine Tagfalterart, deren Larvalhabitate sehr unbeständig und kurzlebig sind, bringt ein Rendezvousplatz große Vorteile hinsichtlich einer effizienten Partnerfindung (z. B. WEIDEMANN 1995). Für die These spezieller Paarungsorte – festgemacht an einer möglichst guten Eignung als Larvalhabitat – spricht auch die Tatsache, dass die Territoriengröße bei höherer Männchendichte im westlichen Bereich des UG Borkenberge abnimmt (bei steigender Individuendichte bringt die Paarungsstrategie keine Vorteile).

Blütenbesuche werden selten beobachtet (EBERT & RENNWALD 1993, Tabelle 7). Nach TINBERGEN et al. (1942) werden blau-violette, aber auch gelbe Blüten präferiert. Trotz der wenigen Beobachtungen scheint jedoch ein breites – vermutlich angebotsabhängiges – Blütenspektrum genutzt zu werden. Daneben saugen Falter auch an feuchter Erde (ECKSTEIN 1913), Schweiß (TINBERGEN et al. 1942, ZINNERT 1966) oder blutenden

Tab. 7: Übersicht über Beobachtungen zum Blütenbesuch von *Hipparchia semele* in Europa.

Nektarpflanze (Blütenfarbe)	Quelle
<i>Allium vineale</i> , (Weinberg)-Lauch (rosa)	EBERT & RENNWALD (1993)
<i>Armeria maritima</i> ssp. <i>halleri</i> , Galmei-Grasnelke (rosa)	eig. Beob.
<i>Berteroa incana</i> , Gewöhnliche Graukresse (weiß)	DIERKS (1995)
<i>Buddleja davidii</i> , Sommerflieder (violett)	EBERT & RENNWALD (1993), HENSLE (2002, 2005); Stöveken (schriftl.)
<i>Calluna vulgaris</i> , Heidekraut (violett)	WEIDEMANN (1995), KOLLIGS (2003), WAGENER & NIEMEYER (2003); Augustin, Venne (schriftl.); eig. Beob.
<i>Echium vulgare</i> , Gewöhnlicher Natternkopf (violett)	WEIDEMANN (1995)
<i>Eryngium campestre</i> , Feld-Mannstreu (graugrün)	Trübsach (1940 nach Reinhardt schriftl.), SEUFERT (1993)
<i>Eupatorium cannabinum</i> , Gewöhnlicher Wasserdost (violett)	EBERT & RENNWALD (1993), SETTELE et al. (2005)
<i>Jasione montana</i> , Berg-Sandglöckchen (violett)	WEIDEMANN (1995)
<i>Knautia arvensis</i> , Wiesen-Witwenblume (violett)	Venne (schriftl.)
<i>Limonium vulgare</i> , Gewöhnlicher Strandflieder (violett)	SHREEVE (1990)
<i>Lythrum salicaria</i> , Blut-Weiderich (rosa)	EBERT & RENNWALD (1993)
<i>Origanum vulgare</i> , Gewöhnlicher Dost (violett)	CUNGS (1991), SEUFERT (1993), WEIDEMANN (1995)
<i>Rubus fruticosus</i> agg., Brombeere (weiß)	Feldmann (schriftl.)
<i>Sambucus ebulus</i> , Zwerg-Holunder	CUNGS (1991)
<i>Scabiosa canescens</i> , Graue Skabiose (blauviolett)	EBERT & RENNWALD (1993)
<i>Scabiosa columbaria</i> , Gewöhnliche Tauben-Skabiose (violett)	WEIDEMANN (1995)
<i>Tanacetum vulgare</i> , Rainfarn (gelb)	Venne (schriftl.)
<i>Teucrium chamaedrys</i> , Breitblättriger Edel-Gamander (violett)	SEUFERT (1993)
<i>Thymus</i> spec., <i>Thymus pulegioides</i> , <i>Thymus serpyllum</i> , Thymian-Arten (violett)	ECKSTEIN (1913), URBACH & URBACH (1939), BERGMANN (1952), SHREEVE (1990), SEUFERT (1993), FELDMANN (1995), WEIDEMANN (1995); Buszko (schriftl.)
<i>Tilia</i> spec., Linde (gelblich)	TINBERGEN et al. (1942)
<i>Trifolium repens</i> , Weiß-Klee (weiß)	WEIDEMANN (1995)

Bäumen (TINBERGEN et al. 1942, BROCKMANN 1989) und kommen nachts an Köder (für den Nachtfalternachweis) (URBAHN & URBAHN 1939, Hemmersbach schriftl.). TINBERGEN et al. (1942) fanden Falter zudem an Pferdemit, HENSLE (2002) schreibt: „an nassen Handtüchern“.

Die Imagines ruhen gern an Baumstämmen (z. B. Kiefern oder Eichen), in Büschen und Zwergsträuchern, auf rohem Boden, Steinen oder Flechtenrasen (eig. Beob.). KOLLIGS (schriftl.) konnte auf dem mecklenburgischen Truppenübungsplatz Lübtheen Schlafgemeinschaften von 30–50 Faltern in Solitärbirken sonst baumfreier Sandheiden beobachten. Demnach sind schützende Strukturen im Imaginalhabitat (wie etwa auch Zwergsträucher oder Nischen im Gestein) günstig. Sowohl Thust (in WEIDEMANN 1995) als auch Kolligs (schriftl.) berichten, dass sich viele Falter während der Mittagshitze in Gebüsch o. ä. zurückziehen

2.4 Natürliche Feinde

Es können zwei biotische Mortalitätsfaktoren unterschieden werden: erstens natürliche Feinde und zweitens durch Organismen ausgelöste, negative Habitatveränderungen. Als Feinde werden a) Parasitoide, b) Prädatoren und c) Krankheitserreger unterschieden.

- a) *Parasitoide* – die ihren Wirt obligat im Laufe ihrer Entwicklung töten (SCHAEFER 1992) – können großen Einfluss auf Bestandsveränderungen von Tagfaltern nehmen (z. B. v. FORD & FORD 1930 bei *Euphydryas aurinia*). Allgemein treten als Eiparasiten von Schmetterlingen Brack- und Erz- (SBN 1994, BELLMANN 1995) sowie Zehrwespen (STEINER 1996) auf. Lepidopterenraupen werden von Schlupf- (SHAW 1977, SBN 1994), Blatt-, solitären Falten- oder Grabwespen (WITT 1998) sowie Raupenfliegen (LEDERER 1941) parasitiert.
- b) Eigene Beobachtungen zur *Prädation* der Rostbinde liegen von einer Krabbspinne vor. SHREEVE (1990) vermutet anhand der Beschädigungen an Faltern Eidechsen und Lerchen als Hauptfeinde. Im UG Borkenberge dürften die dort in hoher Dichte vorkommenden Zauneidechsen bedeutsam sein (vgl. auch ELBING et al. 1996). Allgemein treten zahlreiche Tiere als Prädatoren von Schmetterlingen auf: LEDERER (1941) führt Wanzen und Spinnen, DEMPSTER (1967) zudem nachtaktive Käfer als Prädatoren von Schmetterlingseiern und jüngeren Larven an. Nach STEINER (1996) sind Milben zu ergänzen. REINHARDT (1991) beobachtete Hornissen als Jäger von Tagfalterimagines. Größere Raupen und Falter werden von Vögeln gefangen (z. B. DEMPSTER et al. 1976, SBN 1994). Larven und Vorpuppen können Ameisen zum Opfer fallen (z. B. SBN 1994, SEIFERT 1996, STEINER 1996). Erdpuppen werden gern von Käfern und Kleinsäugern gefressen (LEDERER 1941, SBN 1994).
- c) *Krankheiten*, die den Wirt bei geminderter Individualfitness befallen, stellen einen – wahrscheinlich erheblichen – direkten bzw. indirekten (größere Prädations- oder Parasitierungsraten) Mortalitätsfaktor dar. Die Verpilzung überwinternder Satyridenraupen ist ein bekanntes Problem bei der Züchtung (vgl. FRIEDRICH 1986 zu *Hipparchia*). Im eigenen Zuchtexperiment verschimmelte eine Raupe, nachdem altes Futter und Kot 5 Tage nicht entfernt wurden. Ein feuchtes Mikroklima der Raupenorte scheint zumindest unverträglicher als Trockenstress (s. Kapitel 4.3 sowie DENNIS 1992). Ungünstige Witterungsbedingungen oder Habitatveränderungen, die ein feuchteres Mikromilieu bedingen, sollten auch im Freiland zu Verlusten führen.

Die Raupen der Rostbinde sind in Farbe und Zeichnung hervorragend an ihren oberirdischen Aufenthaltsort angepasst (s. Foto 6). Dabei ruhen sie meist kopfüber an der Basis von Grashorsten (s. Kapitel 4.3), wo sie sich aufgrund der Streifenzeichnung kaum vom Substrat abheben. Während längerer Ruhephasen vergraben sich die Raupen im Boden (s. Kapitel 4.3, Foto 9 und 10). Die nach der Überwinterung nachtaktive Lebensweise der Raupen (s. Kapitel 4.3) sowie die endogäische Verpuppung (s. Kapitel 4.4) tragen ebenso zur „Feindabwehr“ bei. Die Imagines können kleinere Feinde wie etwa Raubfliegen sehr effizient durch das „Aufblitzenlassen“ der Vorderflügel-Augen abschrecken (eig. Beob.). Der Mechanismus ist auch gegenüber Reptilien oder Vögeln sehr hilfreich: einerseits kann der „Schreckmoment“ zur Flucht verhelfen, andererseits eine Attacke von lebensnotwendigen Organen auf die Flügelspitzen ablenken (SHREEVE 1990). Die Hinterflügel-Unterseiten ermöglichen zudem eine perfekte Tarnung vor Baumrinden oder Gestrüpp älterer Zwergsträucher, Flechtenrasen oder steinigen Rohbodenstellen (vgl. auch OWEN 1954 und SHREEVE 1990).

2.5 Mobilität und Flächenbedarf, Populationsökologie

Die Rostbinde ist eine flugstarke Art, die als *wanderfreudig* gilt (FELTWELL 1976, DENNIS et al. 1998, HENSLE 2002, 2005). EITSCHBERGER et al. (1991) stufen die Art als wanderverdächtigen Dismigranten (= Evasionsart) ein. Auch nach SETTELE & REINHARDT (1999) gehört *Hipparchia semele* zur Gruppe der vagabundierenden Arten. Bei diesen Arten wird das Wanderverhalten konsequent (als Reaktion auf Umweltbedingungen) ausgelöst, es erfolgt *nicht* periodisch oder zielgerichtet. Ob das Ausbreitungsverhalten der Rostbinde nach Wegfall des auslösenden Faktors (z. B. hohe Populationsdichte) jedoch tatsächlich entfällt, ist nicht erwiesen. Gegebenenfalls zeigen alle Individuen zum Ende ihrer Flugzeit Ausbreitungsverhalten (vgl. FELDMANN 1995). Wahrscheinlich steht die Dispersionsfreudigkeit der Art im Zusammenhang mit der Unbeständigkeit der Larvalhabitate (vgl. Kapitel 5 und 6). Jahre mit – für die Fortpflanzung – günstigem Witterungsverlauf sollten von einer Pionierart stets durch maximalen Bestandszuwachs und (erhöhtes) Dispersionsverhalten „genutzt“ werden (SHREEVE 1995). *Fluktuationen* – also nicht zyklische Schwankungen – werden von BERGMANN (1952), RETZLAFF (1973), HENSLE (1988, 1994, 2002, 2005), THOMAS & LEWINGTON (1991), VOGEL & FELDMANN (1997) oder ASHER et al. (2001) erwähnt. Bemerkenswert dabei ist, dass sich dies nicht deutlicher als bei anderen (mobilen) Arten in langfristigen Bestandskurven niederschlägt (z. B. ASHER et al. 2001 oder VAN SWAAY & GROENENDIJK 2005). Vermutlich handelt es sich tatsächlich um lokale oder regionale Effekte, die sich überregional ausgleichen. VAN SWAAY et al. (2002) bilden die Bestandsentwicklung für verschiedene Lebensräume ab: Es wird ein relativ stabiler Trend innerhalb von Küstendünen gegenüber stärkeren Schwankungen bei Vorkommen im Binnenland deutlich. Letztlich wurden im südlichen Europa „richtige“ Wanderereignisse der Rostbinde beobachtet: So zählte FELTWELL (1976) an vier Tagen knapp 600 „ziehende“ Tiere.

Nach HEATH et al. (1984) weist *Hipparchia semele* diskrete Kolonien auf. SHREEVE (1995) zu Folge sollte *Hipparchia semele* eine offene Populationsstruktur ausbilden (s. auch MAES et al. 2006). FELDMANN (1995) fand in der Dübener und Oranienbaumer Heide (Sachsen/Sachsen-Anhalt) sowohl geschlossene als auch offene Populationsstrukturen: Ein kleines, geschlossenes Vorkommen im Tiglitzer Forst wurde im Jahre 1993 auf 450 und im Folgejahr auf 126 Tiere geschätzt. Für die Oranienbaumer Heide ergab sich eine offen strukturierte Population mit mehreren Kolonien (geschätzte Größe im Jahre 1994 von 2.860 Faltern). Nach DENNIS et al. (1998) ist *Hipparchia semele* auf eine *Metapopulationsstruktur* angewiesen: Die Kolonisationswahrscheinlichkeit hängt in erster Linie von der Entfernung zu Quellvorkommen (Isolation) und im weiteren von der Größe

der besiedelbaren Habitatfläche sowie der Stärke der Quellkolonie(n) ab. Einzelne Falter legten einen Seeweg von mindestens 15 km zurück (indirekter Nachweis durch Wiederbesiedlung). Inseln kleiner 10 ha waren nicht durchgängig von der Rostbinde bewohnt. Die Besiedlung Helgolands belegt mindestens 45 km Dispersionsstrecke (TIEDEMANN 1986). MAES et al. (2006) untersuchten Vorkommen in Küstendünen mit einer Ausdehnung zwischen 3,5 und 5,7 ha (Maximaldistanz durch Wiederfang bei 1,7 km). Etwas über die Hälfte der Tiere einer Kolonie verhielten sich standorttreu (Dispersion < 100 m). Ein – angesichts der methodischen Schwierigkeit von weiter entfernten Wiederfängen – großer Anteil von über 10 % dispergierte weiter als 800 m (Männchen wie Weibchen ähnlich stark).

BINK (1992) geht von einem *Flächenbedarf* von 16 ha für eine 30 Jahre überlebensfähige Population aus, was MAES et al. (2006) für Belgien nicht genügt (Kapitel 6). Thust sowie Bolz (jeweils schriftl.) weisen darauf hin, dass die Individuendichte in Kalklebensräumen geringer ist als auf Sandstandorten.

2.6 Arealgeografie und Verbreitung

Die Rostbinde ist in ihrer *globalen Verbreitung* weitgehend auf Europa und östlich angrenzende Regionen beschränkt (VAN SWAAY & WARREN 1999, KUDRNA 2002). Das Areal reicht von der Iberischen Halbinsel nördlich bis zum 63sten Breitengrad (Nordschottland, Südkandinavien, Baltikum) und ostwärts bis ins westliche und südliche Russland (EBERT & RENNWALD 1993, TOLMAN & LEWINGTON 1998). KRATOCHWIL (1989) unterscheidet zwei Unterarten nach ihren glazialen Refugien: danach kommt im Norden und Nordosten Deutschlands die pontomediterrane *Hipparchia semele semele* und in Mittel- und Süddeutschland die atlantomediterrane *H. s. cadmus* vor.

Die *vertikale Verbreitung* innerhalb Deutschlands ist in Abbildung 5 auf der Basis von 50 m-Klassen dargestellt. Bis zu einer Höhe um 750 m NN besiedelt die Rostbinde verschiedenste Regionen. Dabei zeichnet die Verteilung der Fundorte von *Hipparchia semele* das Höhenprofil Deutschlands in etwa nach (Abbildung 5, Spearman Rangkorrelation: $r_s = 0,945$, $p < 0,001$, $n = 26$). Die höchsten – mit Sicherheit bodenständigen Vorkommen – liegen zwischen 700 und 800 m NN im Südharz, im Alb-Wutach-Gebiet und unterhalb des Schauinsland bei Freiburg im Breisgau (EBERT & RENNWALD 1993 sowie Hensle und Reinhardt schriftl.). Zudem existieren drei Belegtiere vom Luttensee bei Mittenwald aus den Jahren 1941, 1942 und 1948 zwischen 950 und 1.000 m NN (nach LfU Bayern sowie Schiller schriftl.). Die höchste Beobachtung stammt von WOLFSBERGER vom 13. Juli 1951 aus dem Brecherspitz-Gebiet (1.200–1.300 m NN), wobei es sich wahrscheinlich um ein migrierendes Tier handelte (Bolz schriftl.). Eine ähnliche Vertikalverbreitung zeigt *Hipparchia semele* im benachbarten Polen (Buszko schriftl.) – wo das gesamte Flachland und die wärmegetönten Regionen des südlichen Berglandes besiedelt, Karpaten und Sudeten jedoch weitgehend gemieden werden.

Zur *historischen Verbreitung* liegen oft nur allgemeine Angaben wie „überall häufig“ vor (z. B. ECKSTEIN 1913 oder URBACH & URBACH 1939), die sich nicht für die Kartendarstellung und weitergehende Auswertungen eignen (Abbildung 7 und 8 sowie Anlage 2). In den Sandregionen des Flachlandes war *Hipparchia semele* offensichtlich so stet und häufig vertreten, dass sich das Auflisten einzelner Fundorte erübrigte. DAHL (1925: 17) zufolge war die Rostbinde noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts „über ganz Deutschland verbreitet“ und „nur im äußersten Südosten selten“. BERGMANN (1952) schreibt für Mitteldeutschland „im Hügel- und Flachland [...] verbreitet“, OSTHELDER (1925: 123)

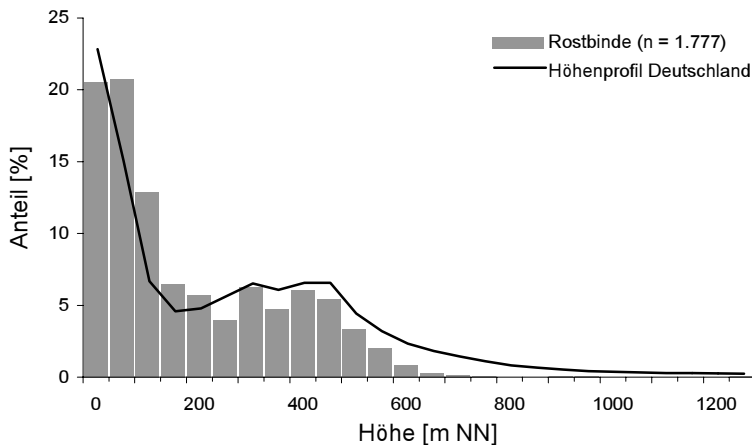


Abb. 5: Höhenverbreitung von *Hipparchia semele* in Deutschland.

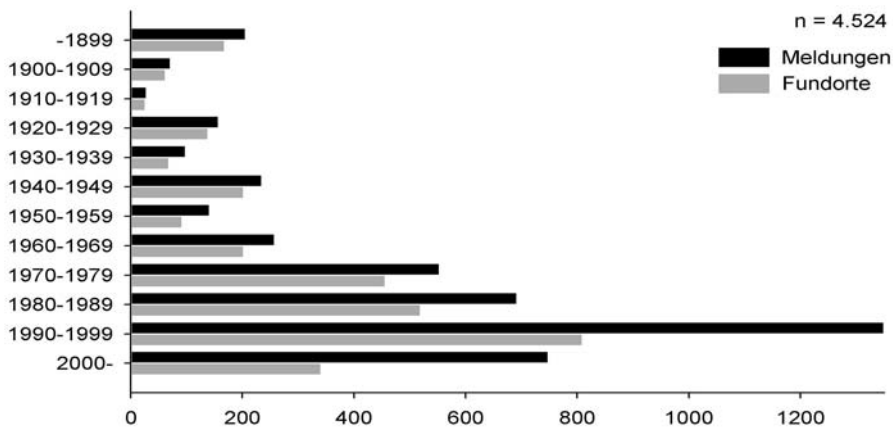


Abb. 6: Verteilung der bundesweiten Meldungen zu *Hipparchia semele* auf Zeitklassen.

für Südbayern „nur lokal an sandigen [...] Orten“ und dann wieder in den Nordtiroler Kalkalpen „überall verbreitet“.

In den Sandregionen Nordost-Deutschlands ist die Rostbinde auch aktuell noch weit verbreitet, wogegen in Mittel-, West- und Süddeutschland ein starker Rückgang festzustellen ist (Abbildung 7 sowie Tabelle 8). An Nord- und Ostseeküste (Kolligs, Köhler sowie Wachlin schriftl.) sowie in den binnenländischen Sandregionen Mecklenburg-Vorpommerns, Brandenburgs, Sachsen-Anhalts und Sachsens (Gelbrecht, Reinhardt, Schmidt, Schönborn sowie Wachlin schriftl.) befinden sich stabile Populationen. Für Sachsen – wo die historische und aktuelle Verbreitung sehr gut dokumentiert ist – ergibt sich beim Vergleich der Messtischblatt-Belegung vor und ab 1980 ein Rasterverlust von „nur“ 4–6 % (Tabelle A5 in Anlage 2). Ähnlich dürfte dies auch für das gesamte nord-östliche Tiefland gelten. Die ehemals vermutlich ebenso zahlreichen Binnenvorkommen im nordwestdeutschen Tiefland sind dagegen um mehr als ein Drittel zurückgegangen (vgl. Tabelle 8). Fast verschwunden ist *Hipparchia semele* im Rhein-Main-Gebiet, im Neckar-Tauberland, auf der westlichen Schwäbischen Alb sowie in Südbayern (vgl. auch Tabelle A5).

In den westlichen Mittelgebirgen ist ein Rasterverlust von 60–90 % zu verzeichnen (Tabelle 8). Geringer, aber noch sehr deutlich verlief der Arealschwund in den östlichen Mittelgebirgen. Bei besserer Datenlage für die Oberpfalz könnte sich die aktuelle Situation noch positiver darstellen (Bolz schriftl.). Angesichts einer historisch viel weiteren Verbreitung sind die Arealverluste im Hügel- und unteren Bergland insgesamt beachtlich. Vor allem, weil die Großlandschaften Mittel- und Süddeutschlands naturräumlich ein hohes Besiedlungspotenzial böten. In der Pfalz oder in Thüringen liegt der Anteil jemals besetzter Raster bei 50 bzw. 45 % (Anlage 2: Tabelle A11), obwohl große Landesteile aus klimatischen Gründen nie besiedelbar waren (z. B. Thüringer Wald).

Für Deutschland ergibt sich seit 1980 ein *Rasterverlust* von über 40 % (Tabelle 8). Ein Rückgang um jeweils 25–50 % wurde auch in Lettland und der Slowakei beobachtet

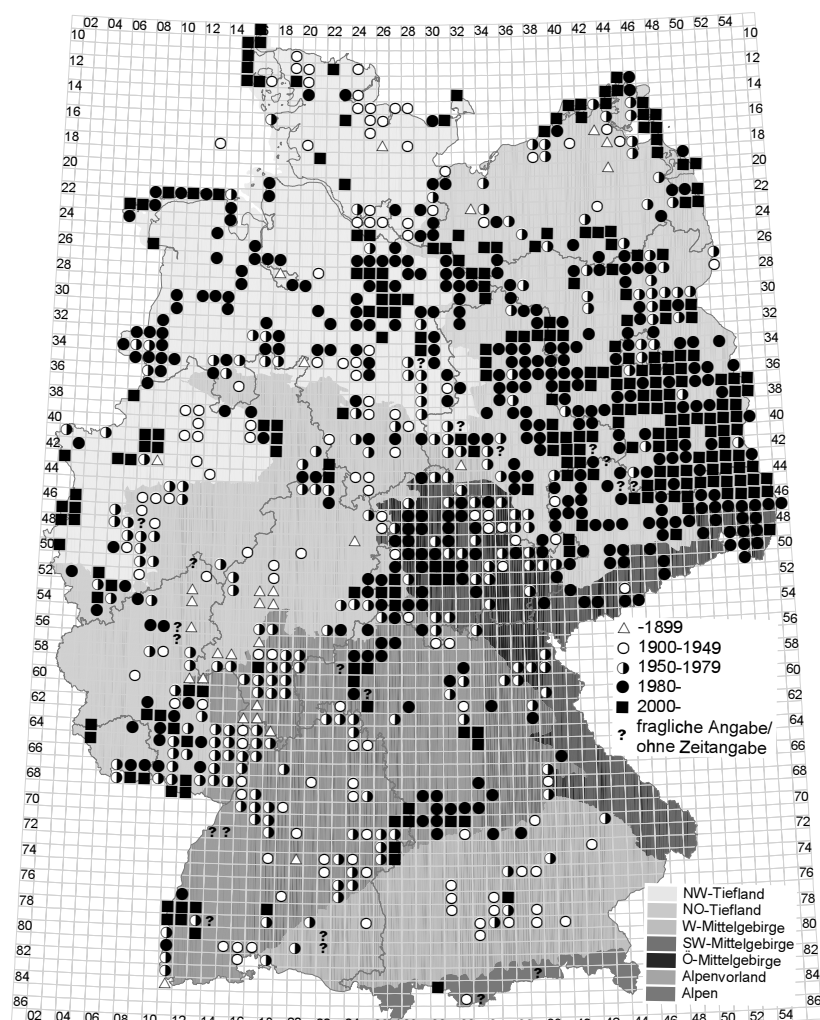


Abb. 7: Verbreitung von *Hipparchia semele* in Deutschland (n = 5.373).
Methodische Hinweise und Quellen s. Anlage 2. Als Bezugsräume sind die landschaftlichen Großräume nach SSYMANK et al. (1998) unterlegt.

Tab. 8: Messtischblatt-Belegung und zeitliche Entwicklung von *Hipparchia semele* in Deutschland (n = 4.380).

Landschaftlicher Großraum	alle Zeitklassen		ab 1980		zeitliche Entwicklung	
	Anzahl Raster	Raster- frequenz [%]	Anzahl Raster	Raster- frequenz [%]	Rasterverlust ab 1980 [%]	Rasterverlust aktuell* [%]
nordwestdeutsches Tiefland	218	34	141	22	35	40
nordostdeutsches Tiefland	361	47	290	38	k. A.	k. A.
westliche Mittelgebirge	133	28	52	11	61	71
östliche Mittelgebirge	93	34	51	18	47	47
südwestliche Mittelgebirge	161	30	51	9	70	91
Alpenvorland	24	10	3	1	90	90
Alpen	2	4	1	2	50	k. A.
Deutschland (gesamt)	1.000	33	592	20	39	43

*) Rasterbelegung ab 1980 abzüglich nachweislich erloschener Vorkommen (Stand 2005).

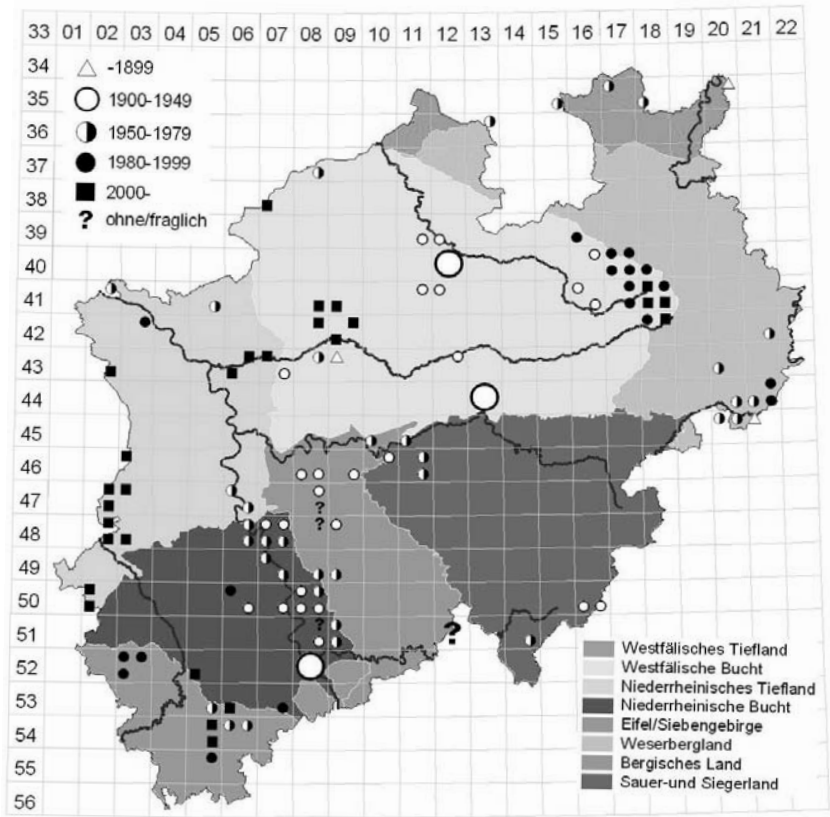


Abb. 8: Verbreitung von *Hipparchia semele* in Nordrhein-Westfalen (n = 575).
Methodische Hinweise und Quellen s. Anlage 2. Als Bezugsräume sind die Großlandschaften nach LÖBF (2005) hinterlegt.

(ASHER et al. 2001, jeweils seit 1950). Arealverluste von über 50 % sind aus Tschechien (BENEŠ & KONVIČKA 2002), Österreich, Belgien und Luxemburg dokumentiert (ASHER et al. 2001). SBN (1994) beklagen – außerhalb der subalpinen Stufe – ebenfalls starke Verluste in der Schweiz. Nach VAN SWAAY & GROENENDIJK (2005) belegt das niederländische Monitoring ein Rückgang um über 50 % (seit 1990).

In Bayern und Baden-Württemberg ist *Hipparchia semele* fast vollständig aus den Sand-Lebensräumen verschwunden. Dieser Trend bestätigt sich für die südlichen Großlandschaften insgesamt: 95 % der Sandvorkommen sind hier erloschen, wogegen sich die Verluste in Kalkhabitaten auf 78 % belaufen (verglichen wurden 121 Fundorte auf Kalk und 38 auf Sand bezüglich des Vorkommens *bis* sowie *ab* 1980). Im Westen und Norden Deutschlands verhält es sich umgekehrt: Hier sind 78 % der Kalk-, aber nur 29 % der Sandvorkommen (nach 1980) erloschen. Im norddeutschen Tiefland spielten Kalkhabitate aber auch früher nur eine untergeordnete Rolle.

2.7 Gefährdung und Schutz

In der *bundesweiten Roten Liste* ist die Rostbinde als „gefährdet“ eingestuft (PRETSCHER 1998). Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein beherbergen aktuell gute Bestände der Art (v. a. in den Küstendünen, Tagebaulandschaften sowie auf Exerzierplätzen). In den anderen Bundesländern ist der Rückgang jedoch dramatisch: So wurde *Hipparchia semele* nach Röbbeln (schriftl.) – trotz gezielter Suche – seit 2003 in Hamburg nicht mehr nachgewiesen. In Baden-Württemberg musste die Art jüngst in die Kategorie „vom Aussterben bedroht“ hochgestuft (EBERT et al. 2005) werden. In Hessen bestehen nach Lange (schriftl.) noch 2–3 Vorkommen. Für Thüringen bezeichnet Thust (schriftl.) die Art als „stark rückläufig“.

Die letzten Vorkommen *Nordrhein-Westfalens* befinden sich in den Naturräumen „Niederrheinisches Tiefland“, „Westfälische Bucht“ und „Eifel“ (Abbildung 8). Im Raum Schwalm-Nette bestehen mehrere gute Vorkommen (Hemmersbach schriftl.), die gemeinsam mit niederländischen Kolonien eine große Metapopulation bilden. Innerhalb der Westfälischen Bucht liegen die beiden größten Populationen im Großraum Senne sowie nördlich von Haltern. Zwar hat die Art im Naturraum vermutlich große Flächenverluste gegenüber der historischen Ausdehnung erfahren, jedoch sind die Kernvorkommen innerhalb der militärischen Übungsplätze weitgehend gesichert (solange sich deren Nutzung nicht ändert). Große Teile der Metapopulation im Raum Mechernich befinden sich im „Bergschadensgebiet“, wo die Habitate aufgrund der hohen Bleibelastung in gutem Zustand sind – ggf. sind Teilbereiche durch Sukzession bedroht (z. B. Reißhecke). In der Drover Heide ist nach Aufgabe der militärischen Nutzung für eine geeignete, Rohboden erzeugende Pflege zu sorgen, um das Restvorkommen zu erhalten (Stand 2003). Aktuelle Beobachtungen aus dem Raum Aachen/Stolberg fehlen seit 1990. In den Naturräumen „Niederrheinische Bucht“, „Westfälisches Tiefland“ und „Weserbergland“ ist die Rostbinde seit den 1970er Jahren ausgestorben. Im hessischen Teil des Unteren Diemeltals besteht eine Metapopulation im Raum Deisel/Trendelburg.

Nach VAN SWAAY & WARREN (1999) kommt *Hipparchia semele* europaweit ein besonderer Schutzstatus zu, da die Art arealgeografisch weitgehend auf Europa beschränkt ist.

Die größte *Gefährdung* der Rostbinde stellen Eutrophierungs- und Sukzessionsprozesse dar, in deren Folge Rohboden und kurzrasige, schütter bewachsene Grasfluren verschwinden. Notwendige habitaterhaltende Mechanismen werden ausführlich in den Kapiteln

Tab. 9: Gefährdungseinstufung von *Hipparchia semele* in Europa.

Quelle: PRETSCHER (1998), DUDLER et al. (1999), VAN SWAAY & WARREN (1999), BENES & KONVIČKA (2002), IUCN (2003), EBERT et al. (2005) und SETTELE et al. (2005) sowie Maes, Plattner, Reinhardt, Röbbelen und van Swaay (jeweils schriftl.). *) Erläuterungen siehe Text.

Einstufung	überregional	Nordrhein-Westfalen
ausgestorben	-	Bergisches Land, Sauer- und Siegerland
vom Aussterben bedroht	Tschechien, Wallonien, Hamburg*, Saarland, Baden-Württemberg	Eifel (mit Siebengebirge)*
stark gefährdet	Luxemburg, Schweiz, Bayern, Berlin, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Rheinland-Pfalz, Thüringen	Niederrheinisches Tiefland, Niederrheinische Bucht*, Westfälische Bucht*
gefährdet	Flandern, Deutschland, Österreich, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen	Westfälisches Tiefland*, Weserbergland*
potenziell gefährdet/Vorwarnliste	Brandenburg, Schleswig-Holstein	-
nicht gefährdet	Welt, Europa, Dänemark, Niederlande, Polen, Sachsen-Anhalt	-

5 und 6 diskutiert. Brachfallen oder zu extensive Beweidung sowie die Aufgabe militärischer Nutzungen – letztlich also fehlende Störungen der Vegetations- und Boden- genese – führen zu einer sich schließenden Feld- bzw. Streuschicht. Aufgrund der damit verbundenen strukturellen und mikroklimatischen Veränderungen verschwindet *Hipparchia semele* zugunsten von Arten späterer Sukzessionsstadien. Angesichts der geringen Größe und der Isolation vieler Lebensräume sowie der geringen Störungsfrequenzen (z. B. in Magerrasen) ist eine Umkehr dieses Trends – außerhalb von Küstendünen und militärischen Übungsplätzen – nicht absehbar. Das Problem dürfte sich sogar aufgrund der anhaltenden Nährstoffüberfrachtung sowie der Verlängerung der Vegetationsperiode (und der damit verbundenen größeren Wüchsigkeit) unserer Landschaft verschärfen (vgl. GATTER 2000, REICHHOLF 2005).

Gelbrecht (schriftl.) beobachtete Bestandseinbrüche verschiedener, im Mai als Raupe vorliegender Schmetterlinge, nachdem in den 1980er Jahren große Teile der brandenburgischen Kiefernwälder aus der Luft gegen den Nonnenspinner *Lymantria monacha* gespritzt wurden. Dank der enormen Flächenausdehnung der dortigen Sandgebiete konnte sich die Rostbinde wieder erholen. Als Habitat zerstörend werden zudem Aufforstungen von (Flug-)Sandflächen, Rebflurbereinigung und Umnutzungen von Schafhutungen genannt (z. B. PRETSCHER 2005). Nach Reinhardt (schriftl.) kann Feuer kleine, isolierte Vorkommen der Rostbinde auslöschen – nach Köhler sorgten Waldbrände aber auch für das Überleben der Art z. B. im Wendland (nach WEIDEMANN 1995, vgl. auch EMMET & HEATH 1990). Eine Beweidung der Larvalhabitate zur Raupenzeit (KOLLIGS 2003) dürfte nur bei extremer Nahrungsknappheit schädlich sein (vgl. Kapitel 5.3), meist ist eine früh im Jahr stattfindende Beweidung der notwendigen Habitatstruktur (v. a. im Kalklebensraum und weniger lückigen Biotopen) zuträglich. Die Rekultivierung von Abgrabungsflächen (vgl. GEISSLER-STROBEL et al. 1998 oder LOBENSTEIN 2003) – von den Initiatoren oft im Sinne einer Renaturierung verstanden – ist mit der Rostbinde unvereinbar, sobald Rohbodenbereiche aufgeschüttet oder bepflanzt werden.

3 Untersuchungsräume

Die Untersuchungen zu *Hipparchia semele* erfolgten in drei Untersuchungsräumen, welche im Binnenland die Hauptlebensräume der Art für Nordwestdeutschland wieder- spiegeln. Den in Nordrhein-Westfalen auch historisch wichtigsten Lebensraum stellen

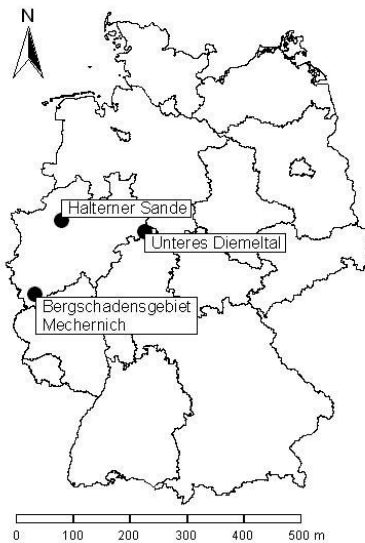


Abb. 9: Lage der Untersuchungsräume.

Lockersand-Standorte des Tieflandes dar. Exemplarisch wurden zwei Gebiete um Haltern (Halterner Sande) untersucht. Vor allem im Osten und Süden des Landes besiedelt(e) die Rostbinde offene, meist beweidete Kalkmagerrasen. Aktuell kommt *Hipparchia semele* noch (unmittelbar südlich der Landesgrenze) im hessischen Teil des Unteren Diemeltales vor. Hier wurde nordwestlich von Trendelburg in drei Gebieten nach Präimaginalstadien gesucht. Mit den beiden Untersuchungsgebieten im Raum Mechernich/Kall wird ein dritter – vor allem für Nordrhein-Westfalen bedeutsamer – Lebensraum berücksichtigt: durch primäre bzw. sekundäre Schwermetallkontamination offene Pionierrasen und Heiden.

Im folgenden werden die sieben Untersuchungsgebiete (UG) der drei Untersuchungsräume hinsichtlich Naturraum und Witterungsverlauf vorgestellt.

3.1 Halterner Sande (Sand-Standort)

Innerhalb der Halterner Sande (im Folgenden „Haltern“ genannt) wurden die beiden UG Borkenberge und Westruper Heide untersucht. Beherbergen die Borkenberge eine der größten Populationen Nordrhein-Westfalens, so konnte *Hipparchia semele* im UG Westruper Heide – trotz scheinbar guter Habitateignung und räumlicher Nähe zu den starken Vorkommen bei Lavesum bzw. in den Borkenbergen – zwischen 2002 und 2005 nicht mehr nachgewiesen werden (letzte Sichtung eines Falters durch BOSCH 1996/97 zit. in IVÖR 1998).

Der Truppenübungsplatz Haltern ist in die beiden Platzteile Lavesum und Borkenberge unterteilt. Die Untersuchungen beschränkten sich auf die offenen Binnendünen südlich des Segelflugplatzes Borkenberge (Luftbilder s. Abbildung A3 in Anlage 3), der Bestandteil des NSG Borkenberge (MTB 4209, Landkreise Coesfeld und Recklinghausen, 1.165 ha; LÖBF 2006) sowie des FFH-Gebietes Truppenübungsplatz Borkenberge (DE-4209-304, 1.717 ha; MUNLV 2006) ist. Das 5 km südwestlich gelegene UG Westruper Heide (s. Abbildung A9 in Anlage 3) entspricht in seinen Grenzen dem gleichnamigen NSG (MTB 4209, Landkreis Recklinghausen, 88 ha; LÖBF 2006). Der überwiegende Teil dieses NSG ist als FFH-Gebiet gemeldet (DE-4209-303, 78 ha; MUNLV 2006).

Naturräumlich gehören die Halterner Sande innerhalb des nordwestdeutschen Tieflandes (Großraum nach SSYMANK et al. 1998) und der Großlandschaft der münsterländischen (westfälischen) Tieflandsbucht (D34 nach LÖBF 2005) zum Westmünsterland (Haupteinheit NRW-544 nach LÖBF 2005) und hier zum Südwestmünsterland (MÜLLER-WILLE 1966). Dieses ist im Übergang der euatlantischen zur subatlantischen Klimaregion (MÜLLER-WILLE 1966) durch kühlfeuchte Sommer und milde Winter geprägt. Die Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 8,5 und 9,5 °C, die mittleren Jahresniederschläge zwischen 800 und 950 mm (MEISEL 1959 sowie Klimadiagramm für Herten s. Abbildung 10). Nach MÜLLER-WILLE (1966) treten starke Herbstregen auf. Die UG befinden sich in einer Höhe zwischen 45 und 75 m NN (höchste Erhebung der Borkenberge: 134 m).

Geologisch werden die Halterner Sande v. a. durch basenarme Terrassensedimente des Senon (Obere Kreide) aufgebaut, welche von pleistozänen Tal- sowie glazialen Flugsanden überdeckt sind (MEISEL 1959, MÜLLER-WILLE 1966). Auf den nährstoffarmen Sanden haben sich durch jahrhundertelange Heidenutzung Podsole herausgebildet (MEISEL 1959). Nach BURRICHTER et al. (1988) wären auf den trockenen, armen Sanden Stieleichen-Birkenwälder des *Betulo pendulae-Quercetum roboris* standorttypisch (pnV). Die starke Ortsteinbildung im UG Borkenberge lässt – gegenüber anderen Bereichen des Südwestmünsterlandes (MÜLLER-WILLE 1966) – auf eine sehr frühe Heidenutzung schließen (s. auch WEFELSCHIED 1965). Zeitgleich mit dem Niedergang der Heidenutzung ab Mitte des 19. Jahrhunderts (MEISEL 1959) dürfte im UG Borkenberge der Beginn der militärischen Nutzung einhergegangen sein. Ab Ende des 19. Jahrhunderts wurde der heutige Truppenübungsplatz Haltern von der Krupp AG als Schieß- und Versuchsplatz genutzt, in den 1950er Jahren übernahmen englische Alliierte den Übungsbetrieb (Wedding mündl.). Große Teile des Übungsgeländes sind aktuell mit Sandkiefernforst bestockt, teilweise aber auch durch Eichen-Birkenwald. Offene, trockene Binnendünenbereiche werden von Flugsandflächen, Sandmagerrasen, *Calluna*-Heiden und Pfeifengras-Beständen bedeckt. Die Nutzung als Truppenübungsplatz beinhaltet neben dem militärischen Übungsbetrieb (mechanische Störungen) auch den gezielten Einsatz von Feuer sowie regelmäßiges Mähen (v. a. der Pfeifengras-Bestände) (Sempel mündl.). Das NSG Westrupe Heide wurde seit den 1950er Jahren durch verschiedene Pflegemaßnahmen (Entkusseln, Schafbeweidung, kontrolliertes Brennen, Fräsen und Abschieben) offen gehalten (Biologische Station Recklinghausen, schriftl.). Es herrscht ein Mosaik von Sandrasen, Zwergstrauchheide, Wacholdergebüsch und Birken-Eichenwald vor.

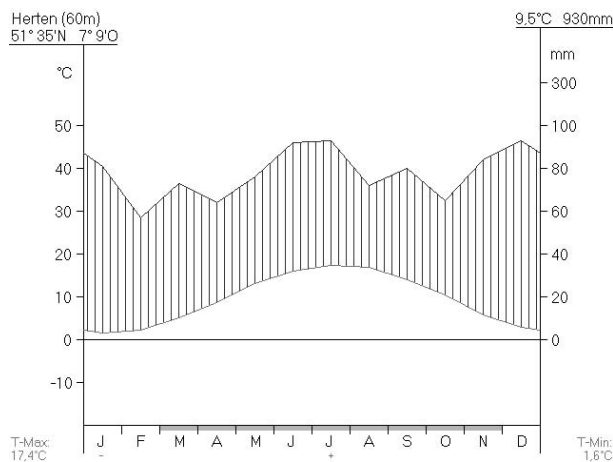


Abb. 10: Ökologisches Klimadiagramm nach WALTER & LIETH (1960) für die Station Herten. Anhand langjähriger Mittelwerte für den Zeitraum 1961–1990 erstellt mit Klima für Windows (Datenquelle: www.dwd.de). Der graue Balken kennzeichnet die Vegetationsperiode.

3.2 Unteres Diemeltal (Kalk-Standort)

Exemplarisch für den Kalk-Lebensraum, den *Hipparchia semele* um Warburg sowie im nordrhein-westfälisch-hessischen Grenzgebiet besiedelte bzw. besiedelt (vgl. Kapitel 2.6), wurden im Unteren Diemeltal (vgl. FARTMANN 2004) die UG Stahlberg, Hölleberg, Auf der Burg und Flohrberg bezüglich der Larvalhabitate untersucht (Luftbilder s. Abbildung A5 und A6 in Anlage 3). Vor allem am Stahl- und Hölleberg existiert ein individuenstarkes Vorkommen (Biermann mündl.).

Alle UG befinden sich im hessischen Teil des Unteren Diemeltals (MTB 4322 und 4422, Landkreis Kassel) nordwestlich der Ortschaft Deisel – zwischen Trendelburg im Süden und Bad Karlshafen im Norden. Das UG Stahlberg/Hölleberg (vgl. Abbildung A5, 36, 1 ha) befindet sich innerhalb des NSG Stahlberg und Hölleberg bei Deisel sowie des gleichnamigen FFH-Meldegebietes (DE-4322-301, 144 ha; HLUG 2006). Westlich von Deisel wurden Teile des Burg- und Flohrbergs untersucht (vgl. Abbildung A6, 11,5 ha), teils innerhalb des NSG bzw. FFH-Meldegebietes Flohrberg und Ohmsberg bei Deisel (DE-4422-304, HLUG 2006) gelegen.

Zur Abgrenzung des Unteren Diemeltals vgl. FARTMANN (2004). Die UG liegen im Großraum Westliche Mittelgebirge und dort in der Großlandschaft Weser- und Weser-Leine-Bergland (D36 nach SSYMANK et al. 1998). Innerhalb des Oberen Weserberglandes gehören die UG zu den Brakeler (Kalk-)Bergen und dort zum Bever-Diemel-Kalkbergland (KLAUSING 1988). Die Region weist ein subatlantisches Klima mit milden Wintern und kühlen Sommern auf. Die Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 7,5 und 9 °C (vgl. FARTMANN 2004), für die südwestlich gelegene Klimastation Borgentreich-Bühne wird 8,3 °C angegeben (s. Abbildung 11). Im Lee der Egge erreichen die mittleren Jahresniederschläge im Warburger Raum (mit 600–650 mm) ihr Minimum für Westfalen, im weiter nordwestlich gelegenen Untersuchungsraum steigen sie wieder auf 650 bis 750 mm an (MURL 1989 sowie Abbildung 11). Die UG befinden sich in einer Höhe zwischen 180 und 250 m NN.

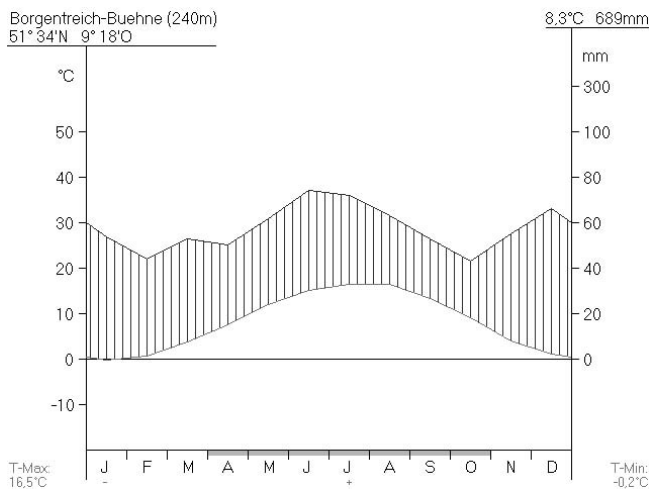


Abb. 11: Ökologisches Klimadiagramm nach WALTER & LIETH (1960) für die Station Borgentreich-Bühne.
Erläuterungen s. Abbildung 10.

Das Brakeler Kalkgebiet ist stark zertalt, besonders die Wellenkalkke des Unteren Muschelkalks bilden eine steile Schichtstufe. Über den devonischen Kalken dominieren flachgründige Rendzina-Böden mit geringem Wasserhaltevermögen. An steilen Hängen und auf Sohlen der Steinbrüche – den von *Hipparchia semele* besiedelten Mikrostandorten – sind Syrosete mit geringmächtigen Auflagehorizonten bzw. bei fortgeschrittener Pedogenese Syrosete-Rendzinen ausgebildet (BLUM 1992). Solche Standorte weisen Initialstadien von Kalkmagerrasen auf. BURRICHTER et al. (1988) geben Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) sowie für flachgründige Südlagen Seggen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*) als pnV an. Das UG Stahlberg/Hölleberg wird v. a. vom Kalkmagerrasen-Komplex bestimmt. Nach FARTMANN (2004) dominieren hier Kalkmagerrasen in einem Mosaik mit mageren Weiden und Wiesen, wärmeliebenden Säumen und Gebüsch sowie ehemaligen, kleinflächigen Steinbruchbereichen. Am Hölleberg treten in Plateaulage oberflächlich versauerte Kalkmagerrasen auf. Im UG Auf der Burg wurden v. a. ehemalige Steinbruchbereiche und angrenzende Magerrasen untersucht. Im NSG Flohrberg und Ohmsberg bei Deisel sind die Kalkmagerrasen kleinflächiger und häufig von Hecken und Laubgebüsch, Wacholderbeständen sowie Streuobstwiesen durchsetzt. In allen UG finden regelmäßige Entbuschungen statt, die Magergrünländer werden mit Schafen und Ziegen beweidet. Einen Überblick über die Nutzungsgenese der Kalkmagerrasen-Komplexe in diesem Untersuchungsraum gibt FARTMANN (2004).

3.3 Bergschadensgebiet Mechernich (Schwermetall-Standort)

Im Raum Mechernich wurden Larvalhabitate in den beiden UG Reßhecke und Kallmuther Berg (mit Westschacht) untersucht (Luftbilder s. Abbildung A7 und A8 in Anlage 3). Beide UG weisen individuenreiche Vorkommen von *Hipparchia semele* auf.

Das Bergschadensgebiet (MTB 5405, Landkreis Euskirchen) erstreckt sich zwischen Mechernich (im Nordosten) und Kall (im Südwesten) auf 9–10 km Länge und einer Breite zwischen 1–3 km (im Folgenden „Mechernich“ genannt). In Teilen, welche auch die Untersuchungsflächen beinhalten, steht das Gebiet als NSG (419 ha, LÖBF 2006) und FFH-Gebiet Kallmuther Berg (DE-5405-301, 275 ha; MUNLV 2006) unter Schutz. Naturräumlich gehört der Untersuchungsraum innerhalb des landschaftlichen Großraumes Westliche Mittelgebirge (SSYMANK et al. 1998) und der Großlandschaft Eifel (mit Vennvorland) (D45 nach LÖBF 2005) zur Mechernicher Voreifel (Haupteinheit NRW-275 nach LÖBF 2005). Diese weist zwischen der Westlichen Hocheifel und der Kölner Tieflandsbucht ein subatlantisches Übergangsklima mit milden Wintern und kühlen Sommern auf. Die Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 7,5 und 9 °C, die mittleren Jahresniederschläge zwischen 600 und 800 mm (MÜLLER-MINY 1959). In den beiden UG dürften aufgrund der östlichen Lage innerhalb des Naturraumes etwas höhere Temperaturen (8–9 °C) und geringere Niederschläge (600–650 mm) auftreten, als dies in Abbildung 12 für die Klimastation Kall-Sistig zum Ausdruck kommt (MÜLLER-MINY 1959; Vergleich zu den Klimadaten der Station Weilerswist [146 m NN]: Jahresmitteltemperatur 9,6 °C, mittlerer Jahresniederschlag 624 mm). Nach MÜLLER-MINY (1959) kommt es in der Region aufgrund des Föhncharakters der nordöstlichen Eifelabdachung zu einer erhöhten Sonnenscheindauer. Die UG befinden sich in einer Höhe zwischen 380 und 420 m NN.

Geologisch stehen blei-, zink- und kupferreiche Erze in den Konglomeratlagen des Mittleren Buntsandsteins als Bestandteil einer in unterdevonische Tonschiefer eingesenkten triassischen Schichtenfolge (Mechernicher Triasbucht) an oder wurden aus tieferen Schichten zu Tage gefördert (PARDEY et al. 1999). Der Mechernicher Raum stellt eines der

ältesten Bleiabbaugebiete der Welt dar. Bereits unter römischer Herrschaft wurden um Mechernich Bleierze abgebaut – zuerst über- und ab Mitte des 19. Jahrhunderts untertage (BRUNNEMANN 1999, STRASSMANN 1999). Vor allem am Kallmuther Berg wurden riesige, landschaftsprägende Halden mit bleireichem Lockermaterial aufgetürmt. Für *Hipparchia semele* sind v. a. die Schwermetall-Rohböden bedeutsam, die sich aus dem sandig-steinigem Abraum bilden (Lockersyroseme). Im Jahre 1957 wurde die Bleierzgewinnung eingestellt (STRASSMANN 1999). Größere Teile der Abbau- und Haldenfläche wurden – auch wegen einer potenziellen Gefährdung angrenzender Siedlungsbereiche – aufgeforstet oder mit nicht kontaminiertem Material abgedeckt oder werden als Mülldeponie genutzt (vgl. PARDEY et al. 1999). Teile des NSG Kallmuther Berg werden sporadisch mit Schafen beweidet. Es ist davon auszugehen, dass auch vor Beginn der Erzgewinnung im Gebiet Schwermetallrasen und -heiden (als natürliche Vegetation) vorkamen (PARDEY et al. 1999).

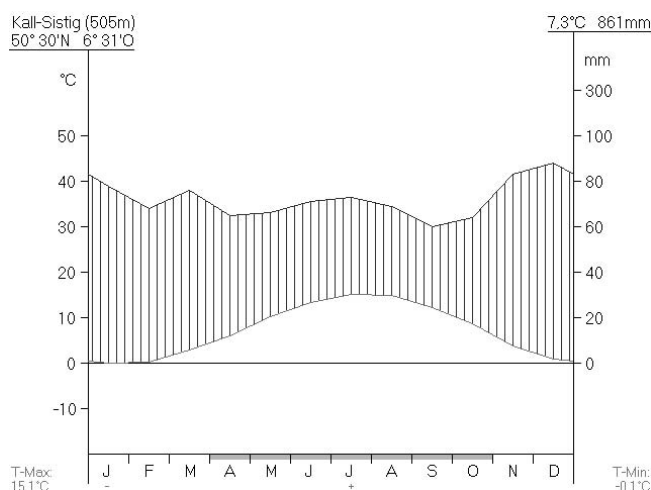


Abb. 12: Ökologisches Klimadiagramm nach WALTER & LIETH (1960) für die Station Kall-Sistig. Erläuterungen s. Abbildung 10.

3.4 Klimaveränderung und Witterungsverlauf

Nach RAPP (2002) ist das Klima in Deutschland zwischen 1896 und 1995 niederschlagsreicher (in Westdeutschland z. B. um 10–20 %) und wärmer (deutschlandweit um 0,6–1,2°C) geworden. Starkniederschlagsereignisse haben zugenommen, der rezente Temperaturanstieg hat die Jahreszeiten um einige Tage verschoben („zeitigeres“ Frühjahr und „späterer“ Herbst) und es scheint eine saisonale Niederschlagsumverteilung hin zu höheren Winter- und geringeren Sommerniederschlägen stattzufinden (ebd.). Dadurch ist das Klima in Westdeutschland innerhalb der letzten 100 Jahre humider geworden. Für *Hipparchia semele* vermutlich bedeutsame Warmphasen waren die 1920er, 1940er und 1970er Jahre sowie der Zeitraum seit Anfang der 1980er (vgl. ULLRICH & RAPP 2001).

Die Populationsentwicklung von Tagfaltern hängt nicht nur von der Witterung während der Adultphase ab, sondern wird sehr stark vom Temperatur- und Niederschlagsverlauf während der Präimaginalentwicklung geprägt (WARREN 1992, POLLARD & YATES 1993). Von entscheidender Bedeutung für die Larvalentwicklung von *Hipparchia semele* dürfte der Temperaturgang der Monate Mai und Juni (Hauptwachstumsphase) sein.

Tab. 10 : Jahresmitteltemperaturen und Jahresniederschläge der Jahre 2000 bis 2005 sowie lang-jährige Mittelwerte (1961–1990) für die jeweilige Klimastation (zu den Untersuchungs-räumen). Quelle: Deutscher Wetterdienst (schriftl.) sowie www.dwd.de.

Jahr	Herten (Haltrner Sande)		Borgentreich-Bühne (Unteres Diemeltal)		Kall-Sistig (Bergschadensgebiet Mechernich)	
	[°C]	[mm]	[°C]	[mm]	[°C]	[mm]
2000	11,8	1.016	10,0	707	8,7	866
2001	11,2	956	9,2	790	8,2	853
2002	11,5	1.137	9,6	958	8,8	902
2003	11,4	814	9,5	605	8,7	621
2004	10,6	1.015	9,0	780	7,9	738
2005	11,0	786	9,3	696	8,3	756
langjähriges Mittel	9,5	930	8,3	689	7,3	861

Im *Jahr 2000* lagen die Jahresmitteltemperaturen in allen Untersuchungsräumen mit 1,4–2,3 °C deutlich über dem langjährigen Durchschnitt (Tabelle 10), ebenso die Mitteltemperaturen der Monate Mai/Juni. Nach MÜLLER-WESTERMEIER & KREIS (2001) war 2000 das wärmste Jahr des 20. Jahrhunderts, allein der Juli war kühler als im Referenzzeitraum 1961–1990. Dieser Juli-Einbruch wurde auch in den Untersuchungsräumen verzeichnet (Abbildungen 13, 15 und 17). Die Jahresniederschläge lagen v. a. im Raum Haltern (um 9 %) über dem langjährigen Mittel (s. Tabelle 10), was auf deutlich höhere Niederschlagsmengen im Februar und März sowie im Juli und August zurückgeht. Im Unteren Diemeltal folgte den regenreichen Monaten Januar bis März ein sehr trockenes Frühjahr (deutlich unter den langjährigen Mittelwerten) und ein ebenso regenreicher Juli.

Auch im *Jahr 2001* lagen die Jahresmitteltemperaturen sowie die Mittel der Monate Mai und Juni in allen Untersuchungsräumen über dem langjährigen Durchschnitt (Tabelle 10). Die Abweichungen waren jedoch – wie auch im gesamten Deutschland (vgl. MÜLLER-WESTERMEIER et al. 2002) – weniger extrem. In den Untersuchungsräumen Haltern und Mechernich lagen die Jahresniederschläge im „Normalbereich“, im Unteren Diemeltal dagegen deutlich höher (um 39 %, Tabelle 10). Der Mai verlief in allen Untersuchungs-räumen deutlich trockener als im langjährigen Mittel, der September war kühl und nass.

Die Jahresmitteltemperaturen und v. a. auch die Mai- und Juni-Mittel des *Jahres 2002* lagen in allen Untersuchungsräumen deutlich über den langjährigen Mittelwerten (Tabelle 10). Nach MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE (2003) war 2002 ein überdurchschnittlich warmes, aber auch niederschlagsreiches Jahr. So lag die Jahresmitteltemperatur im Raum Haltern um 2,0 °C über dem langjährigen Mittel und es fielen 22 % mehr Niederschlag – im Unteren Diemeltal waren es sogar 39 % (Tabelle 10). Mai und Juni waren im Raum Haltern deutlich trockener als „normal“, im Raum Mechernich erstreckte sich die Trockenphase sogar von März bis Juni.

Das *Jahr 2003* ist durch seinen „Jahrhundertsommer“ bekannt – Hitzerekorde wurden in mehreren Monaten (v. a. im Juni und August) erzielt (vgl. MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE 2004, SCHÖNWIESE et al. 2004, BISSOLLI & WESERMEIER 2005). In den Untersuchungsräumen lagen die Jahresmitteltemperaturen um 1,2–1,9 °C über den lang-jährigen Mittelwerten – wenn auch weniger als 2002 oder 2000 (Tabelle 10). Nach einem überdurchschnittlich warmen März traten im April starke Nachfröste auf, ab Mai folgte bis in den September eine Phase mit deutlich höheren Temperaturen (Abbildungen 13, 15 und 17). Die Jahresniederschläge lagen in allen Untersuchungsräumen unter den lang-jährigen Mittelwerten (Tabelle 10). Nach BECK et al. (2004) wurde 2003 v. a. wegen der

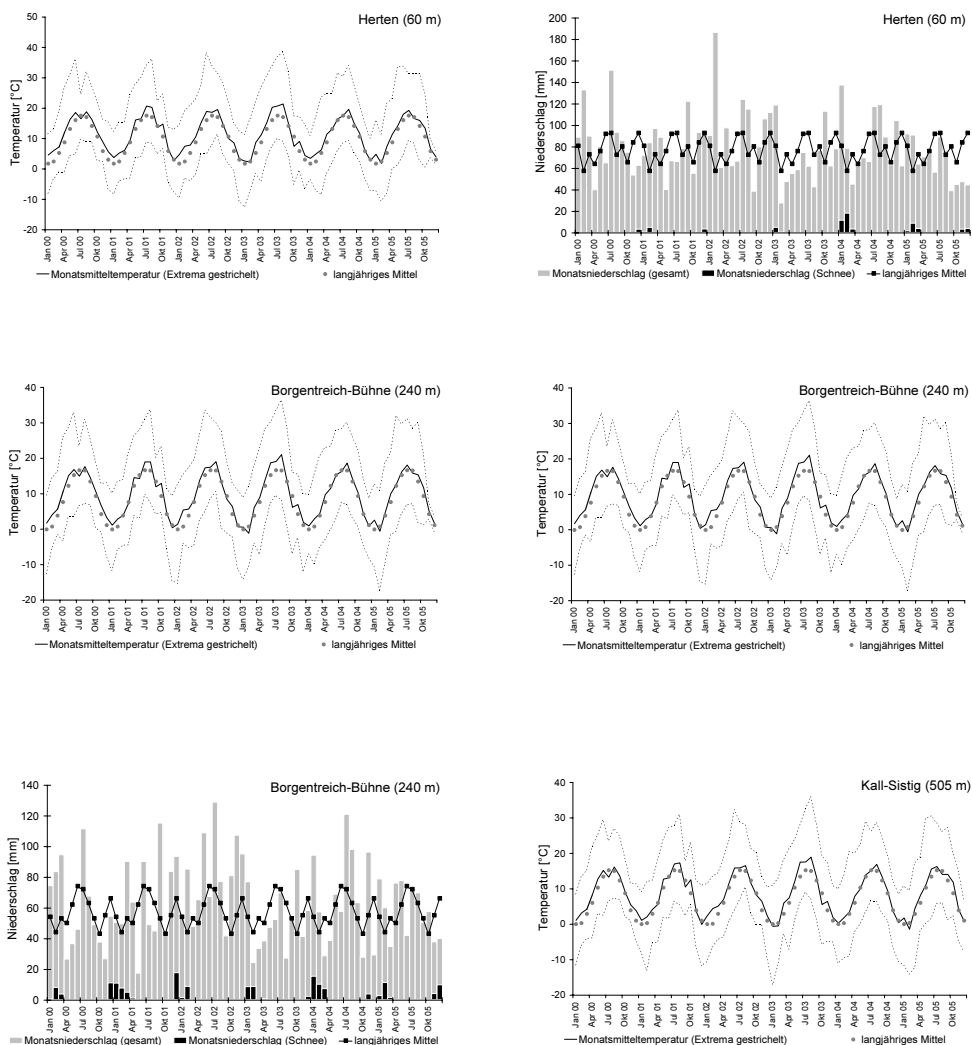


Abb. 13–18: Monatsmitteltemperatur und Extrema (links) sowie Monatsniederschläge mit Schneeanteil (rechts) für den Zeitraum 2000–2005 und langjährige Mittel (1961–1990) für die Klimastationen Herten, Borgentreich-Bühne und Kall-Sistig.
Quelle: Deutscher Wetterdienst (schriftl.) sowie www.dwd.de.

Länge der Trockenperiode und nicht aufgrund der Abweichungen der Einzelmonate zum „Jahrhundertereignis“. Im Raum Haltern reichte die Trockenperiode von Februar bis August. Ebenso im Unteren Diemeltal, wobei es hier im Juli zu einer kurzen „Erholung“ kam. Im Raum Meckernich lagen die Niederschlagssummen zwischen Februar und Dezember meist deutlich unter dem Durchschnitt (Abbildung 18), wobei einzelne Starkregenereignisse auftraten. Für ganz Deutschland geben MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE (2004) eine Sonnenscheindauer von 32 % über dem Normalwert an, wobei alle Monate überdurchschnittlich ausfielen.

Die Jahresmitteltemperaturen lagen im *Jahr 2004* in allen Untersuchungsräumen leicht über den langjährigen Mittelwerten, die Niederschlagssummen im Raum Haltern und im Unteren Diemeltal um 9–16 % über und im Raum Mechernich um 14 % unter dem Bezugswert (Tabelle 10). Entgegen den deutschlandweiten Mittelwerten bei MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE (2005) traten in den Untersuchungsräumen im Mai und Juni „normale“ Temperaturen auf, der August war etwas wärmer als im langjährigen Mittel (Abbildungen 13, 15 und 17). Zwischen März und Juni lagen die Niederschläge im Raum Haltern und im Unteren Diemeltal deutlich unter den Mittelwerten des Referenzzeitraumes (1961–1990), höhere Niederschläge im Winter sowie im Spätsommer und Herbst bedingen die hohen Jahresniederschläge. Im Raum Mechernich lagen nur die Niederschlagswerte von April und August über dem langjährigen Mittel.

Im *Jahr 2005* lagen die Jahresmitteltemperaturen der Untersuchungsräume – wieder stärker als 2004 – über dem langjährigen Durchschnitt (Tabelle 10), wobei im April die stärksten Positiv- und im August die deutlichsten Negativabweichungen von den Bezugswerten auftraten (Abbildungen 13, 15 und 17). Mai und Juni waren wärmer als „normal“. Die Niederschlagssummen lagen in den Regionen Haltern und Mechernich deutlich über dem langjährigen Mittel, im Unteren Diemeltal fielen durchschnittliche Niederschläge (Tabelle 10).

4 Präimaginalstadien

Das Verständnis der Ökologie und Habitatbindung einer Schmetterlingsart setzt eine umfassende Kenntnis zu den Bedürfnissen *aller* Entwicklungsstadien und der Verwirklichung im komplexen Wechselspiel der Biozönose (z. B. Konkurrenz, Parasitierung, Störung) voraus (vgl. GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006). Welche Bedürfnisse letztlich wie wichtig für das Überleben der Art sind, lässt sich oft nur indirekt über das Investitionsverhalten oder anhand theoretischer Überlegungen herleiten. Investiert ein eiblegendes Weibchen z. B. sehr viel Zeit in die Auswahl der „richtigen“ mikrostandörtlichen Ausprägung, dürfen hier Schlüsselqualitäten vermutet werden (vgl. PORTER 1992). Den Überwinterungsstadien kommt eine zusätzliche Bedeutung zu. Für Raupenüberwinterer mit Winterdiapause (im engeren Sinne) muss oft ein spezieller Aufenthaltsort vorhanden sein (etwa bei *Erebia aethiops*, s. LEOPOLD 2006a). Während des Winters aktive Raupen benötigen entsprechende Nahrungspflanzen (zur zeitlichen Wirtspflanzen-Verfügbarkeit vgl. Kapitel 4.3.3).

Ausgangspunkt zum Verständnis der ökologischen Einnischung eines Phytophagen ist das Spektrum im Freiland genutzter *Wirtspflanzen* (Definition s. Kapitel 4.1.3, bezüglich der Imaginalnahrung sind die meisten Tagfalter weniger spezifisch). So banal diese Erkenntnis – so erschreckend die Wissenslücken auf diesem Gebiet (vgl. EBERT & RENNWALD 1993, HERMANN 2000, FARTMANN 2004): BINK (1982) wies bereits Anfang der 1980er Jahre auf den schlechten Kenntnisstand zu den Raupen-Wirtspflanzen grasfressender Tagfalter (Augen- sowie Braundickkopffalter) hin. Trotz einiger regionaler Arbeiten der jüngsten Vergangenheit (EBERT & RENNWALD 1993, WIROOKS & THEISSEN 1998, 1999; HERMANN 1999, 2000; SCHMITT 1999, 2000; ULRICH 2000, LEOPOLD 2001, KOLLIGS 2003, FARTMANN 2004, EBERT 2005), hat sich gerade für die Satyriden daran kaum etwas geändert. Viele Literaturangaben lassen offen, ob sie z. B. aus Zuchtbeobachtungen stammen. Die tatsächliche Freilandnutzung kann aber gravierend abweichen (EBERT & RENNWALD 1993). Hinzu kommt oft eine *regional* oder *lokal engere Nahrungsnische* (z. B. BERGMAN 1999, FARTMANN 2004, LEOPOLD 2006a), die wahrscheinlich aus der eingeschränkten raumzeitlichen Verfügbarkeit geeigneter Wirtspflanzen in der notwendigen mikrostrukturellen Habitatausprägung resultieren. Dabei setzt die räumliche Verfügbarkeit v. a. eine

mikroklimatische Eignung der Wirtspflanzen-Wuchsorte, die zeitliche einen geeigneten *Vitalitäts- oder phänologischen Zustand* voraus. Im einzelnen spielen Wirtspflanzenqualität (Nährstoffgehalt und Verwertbarkeit; z. B. BINK 1982, PORTER 1992), Alter oder phänologischer Zustand (z. B. BINK 1982, PULLIN 1986, WEIDEMANN 1995), Größe bzw. Menge (z. B. ANTHES et al. 2003, KÜER & FARTMANN 2005) und Vitalität (z. B. GEYER & DOLEK 2001, LEOPOLD et al. 2005a) der Pflanzen oder spezieller Pflanzenteile (z. B. Blüten) eine Rolle. Die Nahrungsverfügbarkeit kann aber auch durch den *Aktivitätsrhythmus* der Raupen selbst oder konkurrierender Arten (z. B. anderer Grasfresser) sowie von Parasitoiden (FORD & FORD 1930) bestimmt werden. Sehr oft sind strukturelle (und damit mikroklimatische) Zwänge dafür verantwortlich, dass im Freiland andersartige Präferenzen – z. B. zu kleinwüchsigen Wirtspflanzen (z. B. DENNIS 1985, FARTMANN 2004) – auftreten, als dies aufgrund von Zuchtexperimenten zu erwarten ist. Weniger vitale Individuen von Wirtspflanzen können aber auch aufgrund geschwächter Antireaktionen gegen Phytophage bevorzugt werden (z. B. KONVIČKA & KURAS 1999). Die „*N limitation hypothesis*“ nach WHITE (1993) lässt für viele Phytophage eine Präferenz möglichst stickstoffreicher Pflanzen bzw. -teile erwarten. Tatsächlich wurde bei einigen Tagfalterarten auch eine Präferenz zu größeren *Stickstoffgehalten* beobachtet (PULLIN 1986, BOURN & THOMAS 1993, RAVENSCROFT 1994, GOVERDE & ERHARDT 2003, LEOPOLD 2006a). Ein gegenläufiges Ergebnis von FISCHER & FIEDLER (2000) jedoch zeigt, dass auch andere Strategien auftreten (s. auch Kapitel 4.3.2).

Sowohl das *Eiablageverhalten* (z. B. wann und wie wählen die Weibchen die Ablagestellen aus) als auch die *genaue Lage* der Eier im (Mikro-)Habitat sowie an der Wirtspflanze (bzw. am Ablagesubstrat) geben Hinweise zu den Bedürfnissen der Entwicklungsstadien und deren Ökologie (PORTER 1992, WEIDEMANN 1995, GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006). Anzahl und Größe der Eier, Länge der Präovipositionsphase sowie die einzelnen präimaginalen Entwicklungszeiten geben Auskunft über die ökologische Strategie einer Art (BINK 1992). Ebenso kennzeichnend sind die Merkmale, ob die Eier einzeln oder in Clustern abgelegt werden (PORTER 1992, GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006) und ob die Weibchen die Eier anheften oder einfach fallen lassen (WEIDEMANN 1995). Eiablage-, Raupen- und Verpuppungsorte wie auch das Verhalten der Raupen lassen Rückschlüsse auf die zur Entwicklung notwendigen Wärmesumme und folglich zu den mikroklimatischen Bedürfnissen zu.

4.1 Methoden der Datenerhebung

4.1.1 Ei- und Raupensuche

Für die Suche nach Eiern und Raupen wurden zwei Vorgehensweisen gewählt:

- die Beobachtung Ei-ablegender Weibchen und
- die erfolgsorientierte Suche nach HERMANN (2006c).

Bei den *Eiablage-Beobachtungen* wurde jeweils ein Weibchen über möglichst viele Eiablagen hinweg verfolgt. Die Markierung der Ablagestelle erfolgte mit einem Fähnchen (Foto 16), nachdem das Weibchen weitergeflogen war. Die Beobachtung geschah stets aus einiger Entfernung mit einem Fernglas, um eine methodenbedingte Verhaltensbeeinträchtigung zu vermeiden. So konnten bis zu sieben Eiablagen pro Weibchen in Folge beobachtet werden.

Bei der *erfolgsorientierten Suche* wurde gezielt an solchen Standorten im Lebensraum der Art nach Eiern oder Raupen gesucht, an denen erfahrungsgemäß ein schneller Erfolg zu

erwarten war (HERMANN 2006c). Die Raupensuche erfolgte nachts durch Ableuchten potenzieller Wirtsgräser mit einer Taschenlampe, da die Raupen im Frühjahr nachtaktiv sind (Kapitel 4.3). Um einen Eindruck zum Aktivitätsmuster im Verlaufe einer Nacht zu gewinnen, wurden im Jahr 2004 im Abstand von zwei Stunden die besten Raupenhabitate im UG Kallmuther Berg (Eifel) kontrolliert. Die Suche begann bei jedem Termin stets vor Einbruch der Dämmerung und wurde erst eingestellt, wenn nach erfolgreichen Suchdurchläufen einer vollständig negativ verlief.

Die erfolgsorientierte Ei- bzw. Raupensuche kam in *allen* Untersuchungsgebieten zum Einsatz, Eiablage-Beobachtungen liegen nur aus dem Untersuchungsraum Haltern (UG Borkenberge) und Mechernich vor. Zusätzlich wurden einige „pessimale“ Standorte abgesehen (kleinste Störstellen inmitten ausgedehnter *Molinia*- oder *Calluna*-Bestände, dichtwüchsige Magerrasen oder lichte Waldstellen).

4.1.2 Umweltparameter

An den Fundstellen von Eiern und/oder Raupen wurden folgende Parameter erhoben:

- Uhrzeit (bei Eiablagen und Raupenbeobachtungen);
- Temperatur (nur bei Raupenbeobachtungen) [°C];
- Anzahl der Eier bzw. Raupen pro m² (= Mikrohabitat) und Ablagesubstrat;
- Ablagehöhe des Eies bzw. Aufenthaltshöhe der Raupe [mm];
- Eiablagesubstrat bzw. Aufenthaltsort der Raupe (z. B. Pflanzenart) sowie den entsprechenden Teil des Substrates (z. B. Blatt, Stängel, Horstbasis);
- die Lage des Eies am Substrat (von unten, oben oder seitlich angebracht);
- das Verhalten der Raupe (fressend, ruhend Kopf abwärts, ruhend Kopf aufwärts);
- Zustand des Eiablagesubstrates (normal, vergilbt, abgestorben).

Zur exakten Beurteilung der Lichtverhältnisse während der Raupenbeobachtungen wurden die Uhrzeiten zum Sonnenauf- und -untergang sowie die Längen der Dämmerungszeit [min] ermittelt (Quelle: www.wetterzentrale.de).

4.1.3 Wirtspflanze

Der Begriff „*Wirtspflanze*“ wird hier nur für nachweislich im Freiland genutzte Raupen-Nahrungspflanzen verwendet. Daneben werden „*Fraßpflanzen*“ unterschieden, die von den Raupen unter Zuchtbedingungen gefressen werden oder die aufgrund ihrer Zugehörigkeit zu einer physiologisch verwertbaren Pflanzengruppe und ihrer Verfügbarkeit im Larvalhabitat als Wirtspflanzen in Frage kämen.

Bezüglich der Raupen-Wirtspflanze wurden im Freiland folgende Parameter erhoben:

- Grasart (zu Bestimmung und Nomenklatur s. Kapitel 5.1.3);
- Vergilbung der Blätter (vergilbt, nicht vergilbt) sowie Fertilität (fertil, steril) (s. unten);
- Verteilung innerhalb eines Quadratmeters (vereinzelt, geklumpt, gleich verteilt);
- Höhe und Durchmesser [cm].

Zu berücksichtigen ist der unterschiedliche Informationsgehalt einer Ei- oder Raupenbeobachtung bezüglich der Wirtspflanzen-Nutzung: Nur die im natürlichen Umfeld beim Fressen beobachtete Raupe ist ein eindeutiger Beweis für die *Freilandnutzung einer Grasart als Wirtspflanze* (WIROOKS & THEISSEN 1998, 1999). Deshalb wurde bei Raupenbeobachtungen meist einige Zeit gewartet, wenn die Raupen nur ruhend am Gras verharrten. Da auch Nicht-Gräser als Substrat für die Eiablage genutzt werden (Kapitel 4.3),

können Eiablage-Beobachtungen ebenso wie an Grasarten ruhende Raupen nur als Hinweis auf eine Wirtspflanzen-Nutzung interpretiert werden. War im direkten Umfeld von 20–30 cm oder gar im ganzen Mikrohabitat (= 1 m²) nur eine Grasart vorhanden, so wurde diese als Wirtspflanze angenommen.

Vergilbung und *Fertilität* wurden zur Beurteilung des Vitalitätszustandes der Wirtspflanzen-Individuen herangezogen. Die Kategorie „vergilbt“ wurde vergeben, wenn mindestens ein Drittel der Blätter bräunlich verfärbt waren. Als „fertil“ galt ein Wirtsgras auch dann, wenn nur noch der Stängel eines diesjährigen Blütenstandes vorhanden war (z. B. von der Raupe selbst oder vom Wild abgefressen).

4.1.4 C/N-Analyse

Zur späteren Analyse der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden Grasproben entnommen. Dabei wurde stets das tatsächliche oder anzunehmende Wirtsgras sowie – nach abnehmendem Deckungsgrad (pro m²) – weitere Grasarten beprobt.

Es ist davon auszugehen, dass die Raupen – soweit verfügbar – v. a. die grünen Pflanzenteile und Blütenansätze bzw. -stände fressen. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden nur grüne Blätter, Blattteile (z. B. verwachsene Blattscheiden bei *Corynephorus* oder *Digitaria*) sowie blattartige bzw. junge Stängel weiterverarbeitet. Die Proben wurden bei 70 °C getrocknet und in einer Scheibenmühle zu homogenem Pulver zermahlen, danach erneut getrocknet und im Exikator abgekühlt. Jede Grasprobe wurde in drei Replikaten im *elemental analyzer* (Euro EA der Firma EuroVektor Instruments) auf Kohlenstoff und Stickstoff analysiert (Nachweisbarkeitsgrenze für Kohlenstoff 0,001, für Stickstoff 0,10 mg). Zur weiteren Verwendung wurde der Mittelwert der prozentualen Anteile (Trockengewicht) aus den Replikaten ermittelt. In Einzelfällen (fehlerhafte Präparation oder zwei sehr ähnliche Werte bei stark abweichendem Drittwert) wurden nur zwei Parallelen zur Berechnung herangezogen

4.1.5 Zucht

Für Zuchtversuche wurden in mehreren UG Eier und Raupen aus dem Freiland entnommen und gezüchtet. Die Zucht unterlag (auf dem Balkon) dem Temperaturverlauf des Rheintals bei Bonn. Je nach Fragestellung wurde ein Teil der Eier und Raupen in weißen Filmdöschen mit Luftlöchern gehalten, einige Individuen in Terrarien aus Rollglas mit Gaze-Abdeckung (Foto 15). Mit der ersten Hälterungsform konnten Erkenntnisse zum Aktivitätsrhythmus (Tag/Nacht, Überwinterung) anhand von regelmäßigen Kotballenzählungen und Notizen zum Fraßverhalten gewonnen sowie Fraßversuche unternommen werden. Mit der – den Freilandbedingungen ähnlicheren – Terrarienhaltung waren Beobachtungen zum Aufenthaltsort der Raupen in Abhängigkeit von Entwicklungsstand oder Tageszeit sowie zum Verpuppungsort möglich.

Die Raupen (eine je Döschen) wurden morgens und abends kontrolliert, vermessen und deren Kotballen gezählt. Vorausgesetzt, die Kotabgabe findet nicht wesentlich zeitverzögert statt, kann deren Menge Anhaltspunkte zum *Aktivitätsrhythmus* geben. Zudem wurde bei sporadischen Kontrollen auch das Verhalten notiert, so dass ergänzend Beobachtungen tatsächlicher Fraßaktivitäten vorliegen. Im Winterhalbjahr wurde durchgängig frisches Gras gefüttert, um eine durch Nahrungsknappheit verursachte Ruhephase auszuschließen.

Zur Klärung der Frage, ob einige Grasarten zumindest unter Zuchtbedingungen verschmäht oder präferiert werden, wurden *Fraßversuche* durchgeführt. Dazu wurden die meisten Grasarten kultiviert, die im UG Borkenberge (Sand-Standort) als Fraßpflanzen zur

Verfügung stehen (ausgenommen die winterannuellen *Aira*-Arten und die im UG seltene *Danthonia decumbens*). Arten des *Festuca ovina*-Aggregates wurden hierbei nicht differenziert. Jeweils zwei Grasarten wurden für ca. 24 Stunden zur Auswahl angeboten. Die Artenpaare wurden aus dem jeweils verfügbaren Pool zufällig (durch Würfeln) zugewiesen und in ähnlicher Menge in gleichlangen Stücken angeboten (Kontrollen ergaben den Anteil gefressener Blattstücke).

Erläuterungen zu den Boxplot-Diagrammen und Testverfahren finden sich in Kapitel 5.2.1.

4.2 Eiablage

Die Weibchen von *Hipparchia semele* schlüpfen mit noch unentwickelten Ovarien, so dass die Eier erst heranreifen müssen (BINK 1992, WEIDEMANN 1995). Die Fähigkeit der Weibchen zu einer verzögerten Eiablage wurde bereits in Kapitel 2.2 als Anpassung an extreme Umweltbedingungen (z. B. Perioden extremer Trockenheit) angesprochen (vgl. GARCÍA-BARROS 1988). Die Rostbinde zählt zu den „Eiheftern“, die Eier sind vom „stehenden Typ“ (WEIDMANN 1995: 36f.). Nach WEIDEMANN (1995) weisen die große (potenzielle) Eiablagezahl, die lange Präovipositionsphase sowie die langgestreckte Ablagephase *Hipparchia semele* als r-Strategen aus. Das Balz- und Paarungsspiel ist eingehend bei TINBERGEN et al. (1942) beschrieben.

4.2.1 Ablageverhalten

Im Rahmen der Untersuchung konnten 33 Eiablagen von vierzehn Weibchen beobachtet werden. Die Ablagen erfolgten zwischen 13 und 17 Uhr bei sonniger, meist warmer Witterung. Zur Ablage flogen die Weibchen in Kniehöhe langsam suchend über potenzielles Larvalhabitat (vgl. Kapitel 5), ließen sich dann am Boden nieder, um die weitere Habitateignung zu prüfen. Nie wurde eines der oft zahlreich vorhandenen Ablagesubstrate direkt „angesteuert“. Stets folgte dem Suchflug diese Inspizierungsphase am Boden. Nachdem ein einzelnes Ei angeheftet wurde, flogen einige Weibchen ein paar Meter weiter, um ein weiteres Ei abzulegen. Nach diesem Schema konnten bis zu sieben Eier von einem Weibchen abgelegt werden (bevor sich dieses der Beobachtung entzog). Bis zur nächsten Ablage des gleichen Weibchens vergingen zwischen 2 und 15 Minuten.

Hipparchia semele vermeidet Mehrfachbelegungen eines Mikrostandorts: Nur zweimal waren 2 bzw. 3 Eier am gleichen Ablagesubstrat angeheftet (4 bzw. 5 und 7 cm von einander entfernt). An 70 % der Ablagestellen war nur *ein* Ei zu finden. Siebenmal wurden 2, dreimal 3 und viermal 4 Eier pro m² gefunden. Niemals belegte *ein* Weibchen (während eines Eiablagevorgangs) eine Ablagestelle mehrfach.

4.2.2 Ablagesubstrate

Wie bei den meisten Satyriden (vgl. EBERT & RENNWALD 1993, WEIDEMANN 1995, KÖNIGSDORFER 1996, STEINER & HERMANN 1999, LEOPOLD 2001, 2006a) werden nicht nur die Wirtsgräser mit Eiern, sondern auch andere Substrate innerhalb des Mikrohabitats belegt. Dennoch wurden 86 von 131 Eier direkt an oder unmittelbar neben einer potenziellen Wirtspflanze angeheftet (Tabelle 11). Daneben wurden Eier an *Polytrichum piliferum* (3x), *Pohlia nutans* (2x), *Rumex acetosella* (2x) oder *Potentilla tabernaemontani* (1x) abgelegt. Von 129 Eiern wurden über 60 % an Grasblättern und weitere 20 % an alten, am Boden liegenden Pflanzenstängeln gefunden. Je zweimal wurden Moos-Sporophyllstände und feine Wurzeln belegt. Die meisten pflanzlichen Ablagesubstrate (87 %) waren – wie bei *Chazara briseis* (LEOPOLD 2001) und *Erebia aethiops* (LEOPOLD 2006a) – abgestorben oder verkümmert.

Tab. 11: Von *Hipparchia semele* für die Eiablage genutzte Grasarten (n = 127).

Ablagesubstrat	Anzahl Eier		
	Sand-Habitate	Kalk-Habitate	Schwermetall-Fluren
<i>Deschampsia flexuosa</i>	58	-	3
<i>Festuca ovina</i> agg.	-	13	10
<i>Agrostis vinealis</i>	15	-	-
<i>Festuca brevipila</i>	5	-	-
<i>Brachypodium pinnatum</i>	-	4	-
<i>Corynephorus canescens</i>	4	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>	2	-	-
<i>Festuca filiformis</i>	1	-	1
<i>Aira praecox</i>	1	-	-
<i>Bromus erectus</i>	-	1	-
<i>Carex flacca</i>	-	1	-

Auffällig sind die geringen Eiablagehöhen (Abbildung 19): Durchschnittlich wurden die Eier in 7 mm Höhe über offenem Substrat (Rohboden, Fels bzw. Steine, Flechten- oder Moosrasen) abgelegt. Mehr als 60 % der Eier waren in einer Höhe unter 10 mm angebracht, ab 18 mm liegen nur noch Einzelbeobachtungen vor. Ein Weibchen erkletterte aber auch einen Blütenstängel von *Deschampsia flexuosa* (an einer Böschung gelegen), um in 15 cm Höhe ein Ei anzuheften.

Individuelle Präferenzen bezüglich Ablagesubstrat oder -höhe konnten – eventuell aufgrund der geringen Stichprobengrößen – nicht festgestellt werden.

4.2.3 Artnachweis anhand von Eiern

Aufgrund des speziellen Ablageschemas und der guten Eingrenzbareit potenzieller Larvalhabitate (Charakterisierung vgl. Kapitel 5) kann der Artnachweis für die Rostbinde – neben Falterbeobachtungen – auch effizient anhand der Eier erbracht werden. Bei günstiger Witterung und optimaler Flugphase ist der Imaginalnachweis zwar schneller geführt (vgl. HERMANN 2006c), zum Ende der Flugzeit oder bei ungünstiger Witterung sollte bei

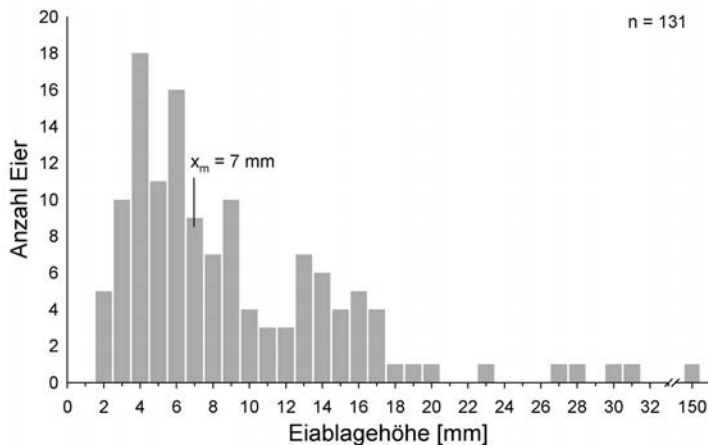


Abb. 19: Eiablagehöhen von *Hipparchia semele* mit Angabe des Medians x_m .

Habitateneignung jedoch auch nach Eiern gesucht werden. So konnten Mitte August 2003 im Unteren Diemeltal zwanzig Eier der Rostbinde gefunden werden, obwohl witterungsbedingt (vgl. Kapitel 3.4) nur *ein* Falter am Hölleberg beobachtet wurde. Da nicht alle Raupen nach dem Schlupf ihre Eihülle verzehren (Zuchtbeobachtungen) und sich einige Eier nicht entwickeln oder parasitiert sind, kann ein Einachweis auch noch einige Zeit nach dem Ende der Flugperiode erfolgen.

4.3 Raupe

Bei der Rostbinde handelt es sich um eine Art mit einjähriger Larvalentwicklung, wobei die Raupe überwintert (Kapitel 2.2). Auf die Möglichkeit einer Hungerphase frisch geschlüpfter Raupen (bei schlechtem Nahrungsangebot) wurde hingewiesen. Innerhalb Europas sind 23, für Deutschland 16 Wirtsgräser bekannt (Kapitel 2.3). Von SETTELE et al. (1999) wird die Art als polyphag eingestuft, da ihre Raupen an Gräsern verschiedener Pflanzenfamilien (Poaceae, Cyperaceae) fressen (vgl. aber Kapitel 4.5). Nach WEIDEMANN (1995: 514) sind die Raupen sehr standorttreu („*Hipparchia*-Typ“).

Zwar sind zahlreiche Wirtspflanzen bekannt, dennoch ist das Wissen um die Nutzung verschiedener Gräser im Freiland völlig unzureichend (z. B. BINK 1982, EBERT & RENNWALD 1993). Angesichts der natürlichen Seltenheit oder des Rückgangs ehemals verbreiteter Arten, die „nur“ an Gräsern fressen – und dies scheinbar unspezifisch bezüglich der Grasarten (polyphag) – stellt sich v. a. die Frage, ob das Spektrum von Wirtspflanzen (also im Freiland tatsächlich genutzter Grasarten) lokal oder regional enger ist, als es die lange Liste überregionaler Wirtspflanzen suggeriert. So wurde bei *Erebia aethiops* in der Eifel eine regionale Oligophagie (ggf. sogar Monophagie) nachgewiesen, obwohl auch zu diesem Tagfalter zahlreiche Wirts- und Fraßpflanzen bekannt sind (LEOPOLD 2006a). Ähnliche Resultate ergaben Studien an *Chazara briseis* (KÖNIGSDORFER 1997, LEOPOLD 2001), *Erebia medusa* oder *Hesperia comma* (beide FARTMANN 2004).

4.3.1 Nachweis und Verhalten der Raupen

Vor und während des Winters wurden Raupen vergeblich gesucht, obwohl zahlreiche Eiablagestellen bekannt waren. Im Frühjahr konnten 36 Raupen nach einsetzender Dunkelheit geleuchtet werden. Die Raupen ließen sich vom Kunstlicht zuerst nicht stören,

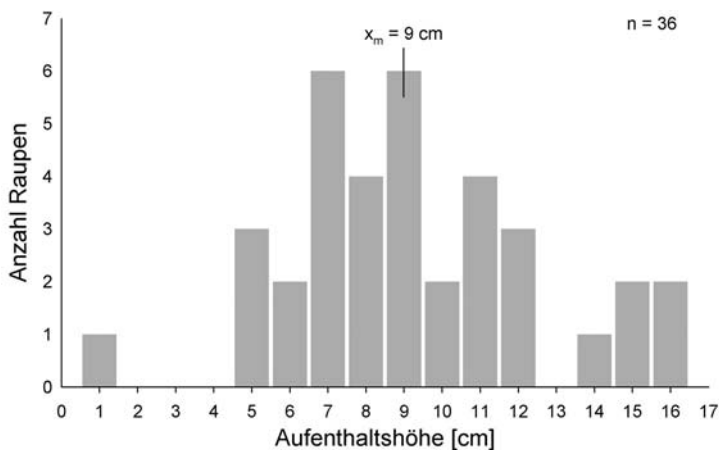


Abb. 20: Aufenthaltshöhe der Raupen von *Hipparchia semele* im Freiland.

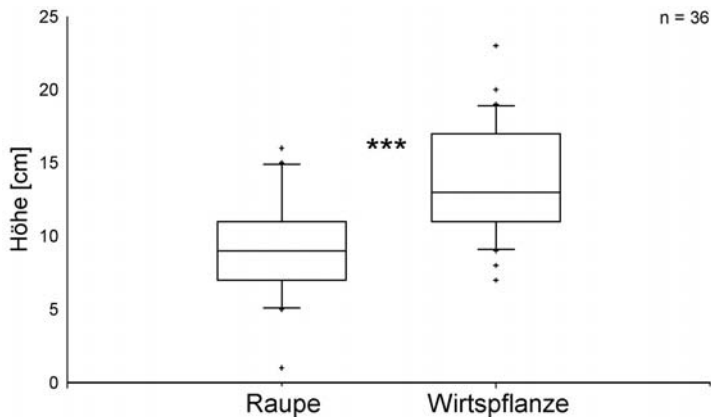


Abb. 21: Vergleich der Aufenthaltshöhe der Raupen und der mittleren Wuchshöhe ihrer Grashorste. Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, ***: Medianunterschied höchst signifikant (s. Text).

zogen sich aber bei anhaltender Beleuchtung in den Grashorst zurück und verweilten dort kopfüber. Aktive Raupen wurden zwischen 21 und 2 Uhr angetroffen. Die L₄- bzw. L₅-Raupen kamen erst nach der Dämmerungsphase aus der Basis der Grashorste gekrochen (s. Kapitel 4.3.3). Erfolgreich war die Raupensuche bei Temperaturen zwischen 5 und 11 °C: einerseits bei kühlem (5 °C) und wolkenlosem und andererseits bei warmfeuchtem (9–11 °C) Wetter. Die Raupen blieben meist unterhalb der mittleren Wuchshöhe ihres Horstes (Abbildung 21, Wilcoxon-Signed-Rank-Test: $Z = 5,176$, $p < 0,001$, $n = 36$) und waren dort sehr gut versteckt.

Analog den Erkenntnissen zur Eiablage wurden nur ein oder zwei Raupen pro m² gefunden. Nur zweimal „teilten“ sich zwei Raupen denselben Grashorst. Vier ruhend angetroffene Raupen waren kopfüber in die Horste „eingetaucht“ und nur noch am zweilappigen Analfortsatz zu erkennen. Dieses Verhalten bestätigte sich im Zuchtversuch v. a. bei den L₁- bis L₃-Raupen ($n = 88$), wogegen sich größere (nachtaktive) Raupen diesbezüglich indifferent zeigten ($n = 38$). Während der Häutungsphasen vergruben sich die – in Terrarien gehälterten – Raupen 1–2 cm tief im lockeren Sand. Die Raupen können sich mit ihren Mandibelfortsätzen und durch Schlängelbewegungen in Sekundenschnelle eingraben (Fotos 9 und 10). Einzelne Zuchttiere vergruben sich auch täglich im Sand, andere ruhten kopfüber im Inneren ihrer Wirtspflanzenhorste.

Die Suche nach Raupen der Rostbinde ist angesichts zahlreicher, oft erfolgloser Begehungen wenig effizient und folglich für den schnellen Artnachweis ungeeignet. Zudem können keine quantitativen Aussagen aus Raupen-Erfassungen abgeleitet werden (z. B. zur Vorkommensstärke). Im Zuchtversuch waren die individuellen Fressphasen stets sehr kurz. Eventuell liegt hier der Grund, warum im Freiland – trotz später zahlreich fliegender Imagines – nur wenige Raupen bzw. jeweils nur ein kleiner Teil der Population angetroffen werden. Für die Kenntnis der Wirtspflanzennutzung sind diese Beobachtungen jedoch unverzichtbar.

4.3.2 Raupen-Wirtspflanzen

Für die Untersuchungsräume Mechernich und Haltern konnten *Deschampsia flexuosa* und *Festuca brevipila* als Wirtspflanzen nachgewiesen werden. Auf den Schwermetallfluren in Mechernich tritt ein weiterer Schafschwingel des *Festuca ovina*-Aggregates hinzu: Nach BROWN (1993) handelt es sich hierbei um die schwermetallresistente Kleinart *Festuca*

aquisgranensis. Von den 139 besiedelten Mikrostandorten (Kapitel 5) verblieben zwei, die keines dieser Wirtsgräser aufwiesen. In beiden Fällen diente *Corynephorus canescens* als Eiablagesubstrat – diese Grasart ist durch Dudler und Retzlaff (schriftl.) aus der Senne als Wirtsgras belegt. Das Silbergras wird deshalb im folgenden stets mit zu den Wirtspflanzen gerechnet. Es ist davon auszugehen, dass auch die in den UG seltene *Festuca filiformis* als Wirtsgras dient. Angesichts des Angebots verschiedener Gräser innerhalb der Mikrostandorte und des überregional sehr breiten Spektrums an Wirtspflanzen ist dies eine – wie auch bei *Erebia aethiops* (LEOPOLD 2006a) – sehr kleine Anzahl tatsächlich genutzter Grasarten. Sicher wurden nicht alle jeweils aktiven Raupen auch entdeckt, obwohl mehrfach alle Gräser an den relevanten Stellen (Eifundorte) abgesucht wurden. Es bleibt zu vermuten, dass es sich bei den nachgewiesenen Grasarten um die wichtigsten regionalen Wirtspflanzen handelt. *Deschampsia flexuosa* und *Festuca ovina* agg. wurden auch am häufigsten als Substrate zur Eiablage genutzt (vgl. Kapitel 4.2.2).

Für die Kalkmagerrasen des Unteren Diemeltals liegt keine Fraßbeobachtung aus dem Freiland vor. Das am häufigsten mit Eiern belegte Gras war *Festuca ovina* agg. (wahrscheinlich *Festuca guestfalica*), welches z. B. auch am württembergischen Riesrand als Wirtsgras dient (KÖNIGSDORFER 1996, 5 Raupen). Kleinarten von *Festuca ovina* waren an allen besiedelten Mikrostandorten vorhanden. Ob zudem – wie etwa im Kaiserstuhl (Möllenbeck schriftl., 35 Raupen) – auch *Bromus erectus* als Wirtsgras eine Bedeutung zukommt, bleibt zu klären.

Vier Fünftel der befressenen Wirtspflanzen waren fertil (zum phänologischen Zustand von Wirtsgräsern s. BINK 1982).

Im Fraßversuch wurden dagegen *alle* zwölf angebotenen Grasarten von den L₄- bzw. L₅-Raupen gefressen (Tabelle 12). Hinzu kommen *Brachypodium pinnatum* und *Poa angustifolia*, die je einmal verzehrt wurden. Individuelle Präferenzen bezüglich bestimmter Grasarten konnten nicht nachgewiesen werden: Im Schnitt fraßen die sechzehn Raupen an 8–9 Grasarten (der 12 angebotenen). Junge Raupen verschmähten jedoch Grasarten wie *Brachypodium pinnatum*, *Holcus lanatus* oder *Molinia caerulea* und fraßen stattdessen an *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa*, *Festuca ovina* agg. und *Agrostis vinealis*. Möglicherweise fressen Jungraupen der Rostbinde – ähnlich anderer Raupen-Überwinterer (vgl. WEIDEMANN 1995) – vor dem Winter ausschließlich schlechter verdau-liche, dafür aber winterharte Grasarten (Kapitel 4.3.3)?

Tab. 12: Fraßpflanzenpräferenzen der L₄-/ L₅-Raupen von *Hipparchia semele* im Zuchtversuch. Zwölf Grasarten wurden im Auswahlversuch (mit 16 Falterindividuen) paarweise gegeneinander getestet (n = 153).

Fraßpflanze	Anteile verzehrten Blattmaterials ² [%]
<i>Poa compressa</i> , Zusammengedrücktes Rispengras	54 (n = 10)
<i>Agrostis capillaris</i> , Rotes Straußgras	53 (n = 46)
<i>Festuca brevipila</i> ¹ , Rauhlättriger (Schaf-)Schwingel	52 (n = 24)
<i>Carex pilulifera</i> , Pillen-Segge	48 (n = 20)
<i>Festuca ovina</i> agg. ¹ , (Schaf-)Schwingel i. w. S.	46 (n = 43)
<i>Carex arenaria</i> , Sand-Segge	43 (n = 18)
<i>Agrostis vinealis</i> , Sand-Straußgras	37 (n = 11)
<i>Molinia caerulea</i> , Gewöhnliches Pfeifengras	35 (n = 35)
<i>Poa pratensis</i> , Gewöhnliches Wiesen-Rispengras	35 (n = 2)
<i>Holcus lanatus</i> , Wolliges Honiggras	25 (n = 17)
<i>Corynephorus canescens</i> , Gewöhnliches Silbergras	24 (n = 42)
<i>Deschampsia flexuosa</i> ¹ , Draht-Schmiele	9 (n = 39)

¹) im Freiland auch als Wirtspflanzen bestätigt; ²) Berücksichtigt sind nur Paartests (Anzahl in Klammern), in denen 10–90 % der angebotenen Blattmasse verzehrt wurde.

Warum haben die älteren Raupen (im Frühjahr) aber auch im Freiland *Deschampsia* und *Festuca* präferiert? Gegebenenfalls liegt hier eine rein angebotsabhängige Nutzung vor: Immerhin gehören die Arten des *Festuca ovina*-Aggregats zu den stetigsten Grasarten im Lebensraum der Rostbinde, auch *Deschampsia flexuosa* ist häufig vertreten (Tabelle 13). Ebenfalls stetige Gräser wie *Agrostis vinealis* und *Molinia caerulea* blieben jedoch ungenutzt. Verhalten sich die Raupen derart standorttreu, dass sie ihre Eiablagestellen nicht verlassen, um etwa zu einem benachbarten Pfeifengras zu wandern oder spielen eher Unterschiede in der Verwertbarkeit verschiedener Grasarten eine Rolle?

Tab. 13: Stickstoffgehalte häufiger Fraßpflanzen im Lebensraum von *Hipparchia semele*. An 36 Raupen- und 28 Eifundorten wurde Blattmaterial zu den häufigsten Grasarten entnommen (n = 142). Dargestellt sind jeweils der Mittelwert sowie die Standardabweichung (sd) und die Extremwerte. Ergänzend sind Stetigkeiten und mittlere Deckungsgrade über alle Mikrostandorte angegeben (n = 124). Vollständige Ergebnisse s. Anlage 4.

Fraßpflanze	Stickstoffgehalt [%]					Stetigkeit [%]	Deckung Mittel ± sd [%]
	Frühjahr		Herbst				
	n	Mittel ± sd	min–max	Mittel ± sd	min–max		
<i>Agrostis vinealis</i> (Ha)	11	-	1,4–1,5	2,3 ± 0,5	1,4–3,2	67	10
<i>Corynephorus canescens</i> (Ha)	5	-	0,9	1,6 ± 0,3	1,4–2,1	24	7
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Ha)	33	1,3 ± 0,1	1,2–1,5	1,7 ± 0,4	0,9–2,5	84	10
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Me)	6	1,6 ± 0,5	1,1–2,5	-	-	49	11
<i>Festuca brevipila</i> (Ha)	8	1,3 ± 0,3	1,0–1,8	1,4 ± 0,6	0,9–2,2	19	8
<i>Festuca brevipila</i> (Me)	4	1,4 ± 0,4	1,1–1,8	-	-	29	7
<i>Festuca ovina</i> agg. (Me)	22	1,8 ± 0,5	1,1–2,9	-	-	86	16
<i>Molinia caerulea</i> (Ha)	22	2,6 ± 0,7	1,4–3,4	1,9 ± 0,4	1,3–2,9	70	5

Sortierung nach sinkendem Stickstoffgehalt. **Me**: Untersuchungsraum Mechernich (Schwermetall) bzw. **Ha**: Haltern (Sand).

Auffällig ist diesbezüglich, dass – anders als bei der Lichtwaldart *Erebia aethiops* – von den älteren Raupen der Rostbinde gerade die Gräser eines jeden Mikrohabitats gefressen wurden, die einen *geringen* Stickstoffwert aufwiesen (Abbildung 22, Wilcoxon-Signed-Rank-Test: $Z = 3,265$, $p < 0,001$, $n = 33$). Der Effekt ist auch für jedes einzelne Untersuchungsgebiet signifikant. Dies lässt sich auch für die Zeit der Jungraupen zeigen, wenn statt der tatsächlichen die potenziellen Wirtspflanzen der Eiablagestellen den jeweils anderen Grasarten gegenüber gestellt werden (Abbildung 23, Wilcoxon-Signed-Rank-Test: $Z = 2,117$, $p < 0,05$, $n = 27$). Stickstoff ist zum Aufbau von Aminosäuren (z. B. für Eiweiße oder Chlorophyll) der quantitativ wichtigste Pflanzennährstoff (ELLENBERG 1996). Einige Studien belegen einen Zusammenhang zwischen hohen Stickstoffgehalten der Nahrung und dem Wachstum sowie der Fitness von Pflanzenfressern, so z. B. GOVERDE & ERHARDT (2003) bei *Coenonympha pamphilus*. Die ebenso mesophile *Erebia aethiops* nutzte im Urfttal (Eifel) ausschließlich *Brachypodium pinnatum* gegenüber nitratärmeren Grasarten (LEOPOLD 2006a). Jedoch gibt es auch Abweichungen von der „N limitation hypothesis“ nach WHITE (1993): So fanden FISCHER & FIEDLER (2000) bei dem Bläuling *Lycaena tityrus* höhere Mortalitätsraten bei Larven, denen stickstoffreiche Blätter gefüttert wurden. Die Rostbinde bewohnt mindestens ebenso magere Lebensräume wie *Lycaena tityrus*, eine Strategie zur Stickstoffmaximierung ist bei solchen Arten offensichtlich wenig aussichtsreich.

4.3.3 Tagesaktivität und Überwinterung

Im Freiland wurden die L₄- bzw. L₅-Raupen ausschließlich während der Dunkelperiode angetroffen, also weder im Hellen noch während der Dämmerung. Im Zuchtversuch bestä-

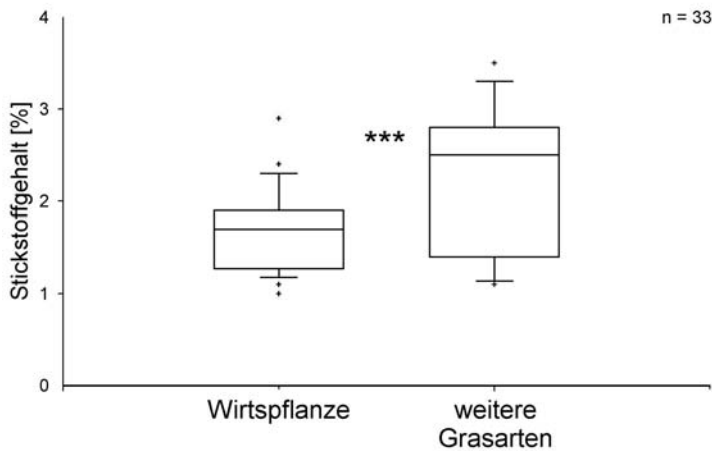


Abb. 22: Stickstoffgehalt tatsächlich befallener Wirtspflanzen (links) und weiterer Grasarten (rechts) in den Larvalhabitaten (Probenahme: Mai).
Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, ***: Medianunterschied höchst signifikant (s. Text).

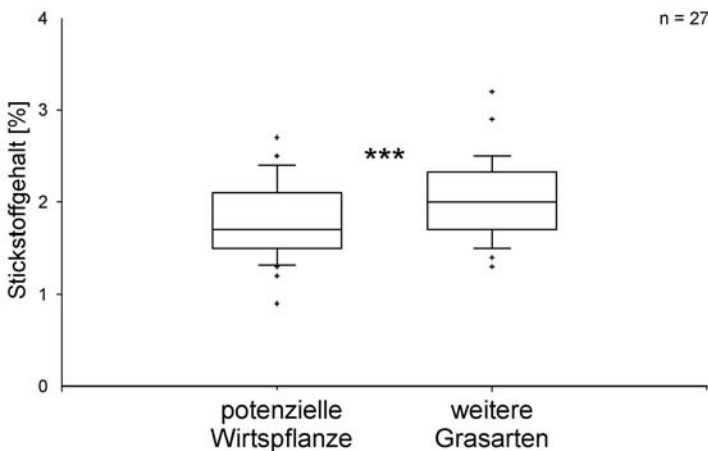


Abb. 23: Stickstoffgehalt potenzieller Wirtspflanzen (links) und weiterer Grasarten (rechts) an den Eiablagestellen (Probenahme: August/September).
Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, ***: Medianunterschied höchst signifikant (s. Text).

tigte sich dieser Befund: Im Frühjahr wurde nur bei 4 % der Tageskontrollen, aber bei 58 % der Nachtkontrollen Raupenaktivität protokolliert (Tabelle 14). Anders verhielten sich die L₁- bis L₃-Raupen: Zu etwa gleichem Anteil wurden Dämmerungs- und Nachtaktivität und doppelt so häufig Tagaktivität festgestellt. Die Raupen verhalten sich demnach bis zur sowie während der Überwinterung tag- und nachtaktiv, nach der Häutung zur L₄-Raupe fast ausnahmslos nachtaktiv.

Aufgrund der schlechten Schlupfrate in 2003 konnte die Winteraktivität nur an zwei Raupen verfolgt werden. Diese zeigten beide *keine* Winterdiapause – wie etwa bei *Erebia aethiops* im zeitgleich verlaufenden Versuch festgestellt (LEOPOLD 2006a). Aktivitätsphasen traten während des ganzen Winters auf (s. Abbildung 24). Selbst bei Temperaturen

Tab. 14: Tag-Nacht-Rhythmik von *Hipparchia semele* (n = 293 Kontrollen an 16 Individuen).

Belichtung	jüngere Raupen (L ₁ –L ₃)		ältere Raupen (L ₄ –L ₅)	
	Kontrollen	Anteil aktiver Raupen [%]	Kontrollen	Anteil aktiver Raupen [%]
Tag	104	27	55	4
Dämmerung	24	13	-	-
Nacht	65	14	45	58

zwischen 2 und 4 °C wurde gefressen – vermutlich während der wärmeren Tagesstunden. Die Raupen waren unterhalb von 0–1 °C Tagesmitteltemperatur v. a. bei anhaltend kühlem Wetter inaktiv, nahmen aber selbst nach einer nächtlichen Tiefsttemperatur von 3 °C die Nahrungsaufnahme am folgenden Tag (bei -1–3 °C) wieder auf. Abbildung 24 zeigt ein temperaturabhängiges Aktivitätsmuster (Spearman Rangkorrelation: $r_s = 0,276$, $p < 0,001$, $n = 245$): *Hipparchia semele* legt demnach keine Diapause im engeren Sinne, sondern kurze, Ruhephasen (im Sinne von Quieszens) während starker bzw. anhaltender Frostperioden ein. Fressaktivitäten im Winter wurden auch von WEIDEMANN (1995) beobachtet.

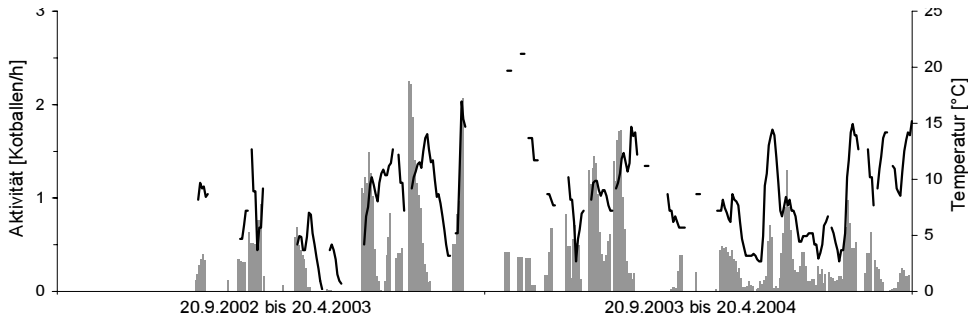


Abb. 24: Aktivitätsmuster von *Hipparchia semele* (grau) und mittlere Tagestemperatur im Winter (schwarze Linie) (n = 261 Kontrollen an je einem Zuchttier, Zeitreihen für die Darstellung mittels 3-Punkt-Glättung verändert).

Die Gesamtverbreitung der Art (s. Kapitel 2.6) legt nahe, dass der Rostbinde auch lange Frostperioden kontinental geprägter Regionen (z. B. Süd- und Ostdeutschlands sowie Polens) nichts anhaben. Dennoch stellt sich die Frage, ob auch dort milde Tagestemperaturen zur Nahrungsaufnahme genutzt werden (müssen). Braucht *Hipparchia semele* also wärmere Phasen zur Nahrungsaufnahme im Winter? Der Umstand, dass die Rostbinde höhere Berglagen meidet und sich meist an südexponierten, sich schnell erwärmenden Mikrostandorten ansiedelt – liese die Vermutung zu. So waren die Larvalhabitate im Untersuchungsgebiet Kallmuther Berg – bei einer Begehung im Januar 2006 – bereits schneefrei und abgetrocknet, obwohl alle umliegenden Felder, sämtliche Nord- und Nordosthänge sowie Tälchenlagen eine geschlossene Schneedecke aufwiesen. Möglicherweise ist die winterliche Nahrungsaufnahme auch nur in milden Winterklimaten aufgrund des dann (gegenüber kühlen Lagen) höheren Stoffwechselumsatzes notwendig. Bleibt die Tatsache, dass bei *Hipparchia semele* (wie ebenso bei *Lasiommata megera*, zeitgleiche Zuchtbeobachtungen) unter atlantischem Klimaeinfluss winterliche Fressphasen auftreten.

Dieser Erkenntnis folgend sollten die Larvalhabitate wintergrüne Grasarten aufweisen, was auch für *alle* besiedelten Mikrostandorte zutrif (n = 139): Hier kamen im Schnitt 2,1 Grasarten vor, die im Winter „frisches Grün“ produzieren – in unbesiedelten Aufnahmen dagegen nur 1,5 „Wintergrüne“. Dieser Unterschied ist signifikant (Mann-Withney-U-Test: $U = 7.584$, $p < 0,001$, $n = 326$). Dabei wären mindestens zehn Mikrostandorte ohne wintergrüne Gräser strukturell durchaus besiedelbar gewesen (Habitat eignung

s. Kapitel 5). Die meisten Grasarten im Lebensraum der Rostbinde sind Hemikryptophyten. Nach ELLENBERG (1996) können viele Arten dieser Lebensform in milden Winterphasen frisches Blattmaterial austreiben. Die Auflistung von DIERSCHKE (1994) zeigt jedoch, dass hier erhebliche Wissensdefizite herrschen (Tabelle A8 in Anlage 4). In den Habitaten der Rostbinde häufige Grasarten wie *Agrostis capillaris*, *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa* oder *Festuca ovina* agg. weisen an den wärmebegünstigten Mikrostandorten (s. Kapitel 5) während des ganzen Winters frisches Blattmaterial auf (Foto 24) – wogegen *Brachypodium pinnatum* oder *Molinia caerulea* erst im Frühjahr wieder austreiben. Die winterannuellen *Aira*-Arten traten nur in wenigen Habitataufnahmen auf.

4.4 Puppe

Mehrere Autoren erwähnen die endogäische Verpuppung der Rostbinde (ECKSTEIN 1913, FORD 1945, FRIEDRICH 1986, CARTER & HARGREAVES 1987, WEIDEMANN 1995). URBACH & URBACH (1939: 52) schreiben „unter Kräutern auf dem Sande“. Ähnliche Beobachtungen konnten im eigenen Zuchtversuch ($n = 10$ Individuen) gemacht werden. Viermal verpuppten sich die Raupen in 0,5–5 cm Tiefe *direkt im Wurzelgeflecht* der Wirtspflanzen-Horste (aus denen sie kaum zu entfernen waren), dreimal in einer Tiefe von 1–4 cm im lockeren Sandboden (Foto 13 und 14). Eine Raupe hatte sich oberirdisch in der Altgrassstreu ihres Wirtsgrases eingenistet, zwei Raupen einfach an der Sandoberfläche in der Nähe der Gräser.

4.5 Synopse zu den Präimaginalstadien

Die Rostbinde ist als *regional oligophage* Art zu bezeichnen (vgl. Definition in WEIDEMANN 1995) – in den Borkenbergen und im Bergschadensgebiet Mechernich wurden nur die vier Grasarten *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa*, *Festuca aquisgranensis* und *Festuca brevipila* als Wirtspflanzen genutzt. Vor und während des Winters kommen ausschließlich wintergrüne, trockenresistente Magergrasarten als Raupen-Wirtspflanzen in Betracht. Obwohl im Zuchtversuch viele weitere Grasarten angenommen werden, kommt diesen im Freiland keine (oder nur eine geringe) Bedeutung zu. Gräser, die einerseits während des Winters grüne Blattmasse produzieren und andererseits an trockenheiße Magerstandorte angepasst sind, weisen aufgrund der Sklerotisierung ihrer Blätter ein weites, für Phytophage ungünstiges C/N-Verhältnis auf (WHITE 1993). Alle von der Rostbinde genutzten Grasarten besaßen borstliche, eingerollte Blätter und hatten – gegenüber produktiveren Arten der jeweils untersuchten Mikrostandorte – sowohl im Herbst als auch im Frühjahr *geringere Stickstoffgehalte*. Im Verlauf von Sukzessions- oder Eutrophierungsprozessen kann die Habitateignung demnach nicht nur strukturell (s. Kapitel 5), sondern auch bezüglich der Wirtspflanzenqualität abnehmen (vgl. FISCHER & FIEDLER 2000). Offensichtlich sind selbst unter nah verwandten Falterarten – in Abhängigkeit des besiedelten Standorts – unterschiedliche Strategien bezüglich des Wasser- und Stickstoffgehaltes sowie der Verwertbarkeit von Wirtspflanzen ausgeprägt. Analog dem für Pflanzen entwickelten CRS-Kontinuum von GRIME (2001) ordnet HODGSON (1993) *Hipparchia semele* dem „*stress-tolerator*“-Typ zu: wie auch die präferierten Wirtspflanzen können die Raupen der Rostbinde „Nahrungsstress“ ertragen (in Kapitel 6.1 wird die Einstufung als RS-Strategie diskutiert).

Die Spezialisierung auf stärker sklerotisierte Blattnahrung hat weitere Vorteile: So sind diese Grasarten auch resistenter gegenüber mechanischen Bodenverletzungen – Störungen, die in den Larvalhabitaten der Rostbinde häufig vorkommen (Kapitel 5 und 6). Nach

STOUTJESDIJK & BARKMAN (1992) sind Arten wie Silbergras, Draht-Schmiele oder Schaf-Schwengel zudem relativ froshart (auf das extreme Mikroklima der Larvalhabitate wird in Kapitel 5.4 eingegangen). *Hipparchia semele* weist weitere Eigenschaften auf, die in dynamischen und kurzlebigen Lebensräumen vorteilhaft sind. Hier sei zuerst die große Flexibilität bezüglich des zeitlichen Auftretens der einzelnen Entwicklungsstadien angeführt. Aufgrund der Möglichkeit zur verzögerten Eiablage und des langgestreckten Ablagezeitraums ist es den Imagines z. B. möglich, auf schlechte Witterungsphasen oder veränderte Habitatbedingungen zu reagieren. Temperaturgang und Niederschlagsverlauf haben einen großen Einfluss auf Fekundität und Eiablagerrate bei Tagfaltern (THOMAS 1974, WARREN 1984, COURTNEY & DUGGAN 1983, WARREN et al. 1986). Da die Rostbinde ihre Eier einzeln ablegt, ist bei kühlfeuchtem Wetter angesichts der Unbeständigkeit der Eiablagehabitate (wechselnde raumzeitliche Verfügbarkeit) eine ausgedehnte Ablagephase auch erforderlich. Die große individuelle Variationsbreite bezüglich der Entwicklungszeiten der einzelnen Stadien erhöht die Flexibilität gegenüber Umweltbedingungen.

Dass sich Raupen und Puppen in der Nähe oder im Wurzelgeflecht von Grashorsten im Erdboden vergraben, ist z. B. gegenüber mechanischer Störung oder Feuer von Vorteil. Ähnliches resultiert aus der geringen Eiablagehöhe.

Die Ablage *einzelner* Eier verhindert zudem intraspezifische Konkurrenz innerhalb der kargen, meist nur mit wenig geeigneter Nahrung ausgestatteten Habitate (im Zuchtversuch erwiesen sich die Raupen als sparsame, sehr gute Futterverwerter). Von einigen Autoren wird die Ablage von Einzeleiern auch als Form der Risikostreuung diskutiert (SEGER & BROCKMAND 1987, ROFF 2002). Für die Rostbinde ist dies z. B. hinsichtlich der Stochastizität lebensraumerhaltender Störungsereignisse bedeutsam. Die bodennahe Eiablage an v. a. dürres Pflanzenmaterial stellt zudem eine Möglichkeit dar, sich dem Fraß durch Herbivoren zu entziehen (z. B. in Weidesystemen) (vgl. LEOPOLD 2001 sowie FARTMANN & MATTES 2003): So wurden die Untersuchungsflächen am Hölleberg (im Unteren Diemeltal) kurz vor der Erfassung abgeweidet, dennoch sind zahlreiche Eier im Habitat verblieben. Hierbei ist auch die Nachtaktivität der älteren Raupen (während der Hauptbeweidungsphase) von Vorteil.

Eine Beschränkung aktiver Raupenphasen auf die Nachtstunden dürfte jedoch nur im Frühjahr und Sommer funktionieren, wenn auch nachts moderate Temperaturen herrschen. Dass die jungen Raupen vor und während des Winters v. a. während der Hell- und Dämmerungsphase fressen, ist also vermutlich vom Temperaturgang abhängig. Die niedrige Eiablagehöhe ist sicher nicht zufällig, wird direkt an der Bodenoberfläche doch die größte Wärmesumme erreicht (PORTER 1992): In geringer Höhe über kargem Boden können sich die hartschaligen, gut gegen Verdunstung geschützten Eier am schnellsten entwickeln. Dies ist auch hinsichtlich eines flexiblen Schlupfzeitpunktes nützlich (Divergenz zwischen dem physiologisch möglichen und dem tatsächlichen Schlupfzeitpunkt).

Die Grabfähigkeit der Raupen bringt auch Vorteile bezüglich des Wärmehaushalts: Offensandflächen weisen ein extremes Mikroklima mit weiter täglicher und jahreszeitlicher Temperaturamplitude auf. Nur wenige Zentimeter unter der Sandoberfläche herrschen aber bereits mildere Temperaturen (LEYST 1890 zit. in GEIGER 1961) – so entziehen sich die Raupen sehr heißen Oberflächentemperaturen. Bedeutsam ist dies v. a. vor dem Hintergrund, dass die Raupen von *Hipparchia semele* morphologisch kaum an die Xerothermstandorte angepasst sind (z. B. durch eine längere Behaarung oder stärkere Pigmentierung), die sie zu besiedeln vermögen. Eventuell nutzen die Raupen durch vertikale Ortsveränderungen sogar den sogenannten Brutkammereffekt (WIESBAUER & MAZZUCCO 1999).

Die – angesichts der Ablage von Einzeleiern – langwierige Suchphase, bevor ein Weibchen zur Eiablage schreitet (Suchflug, Inspizieren des Mikrostandorts „zu Fuß“), weist auf die Bedeutung der mikrostandörtlichen Eignung der Ablagestelle hin: Hier werden die Nachkommen sehr wahrscheinlich die längste Zeit ihres Lebens verbringen – also weit mehr als nur der Ort zur Eideponierung.

5 Larvalhabitat

Wie GARCÍA-BARROS & FARTMANN (2006) treffend formulieren, ist die Beschreibung der Habitatqualität für eine (Schmetterlings-)Art kaum trivial. Neben den notwendigen Ressourcen für Überleben und Reproduktion der Imagines kommt v. a. der Ausstattung der von den Präimaginalstadien bewohnten Mikrostandorte große Bedeutung zu (PORTER 1992, FARTMANN 2004; Kapitel 1). Auf die „richtige Auswahl“ geeigneter Eiablagestellen wirkt nach GARCÍA-BARROS & FARTMANN (2006) ein enormer Selektionsdruck, schlägt sich doch jede „falsche Entscheidung“ direkt negativ auf den Reproduktionserfolg nieder. Angesichts der meist großen Standorttreue der Raupen und der (im Vergleich zur Flugzeit) relativ langen präimaginalen Entwicklungszeit kann das Eiablagehabitat als beste Näherung für die Charakterisierung des Optimalhabitats herangezogen werden (FARTMANN 2004, GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006). Im folgenden wird der Begriff des „*Larvalhabitats*“ – in Anlehnung an den anglo-amerikanischen Sprachgebrauch – synonym für Präimaginalhabitat (also Eiablage-, Raupen- und Verpuppungshabitat) verwendet. Alle nicht-erwachsenen Entwicklungsstadien der Rostbinde verbleiben (im Normalfall) im unmittelbaren Bereich der Eiablagestelle.

Auf die Bedeutung der mikrostandörtlichen *Raumstruktur* für die Einnischung von Insektenarten wurde schon früh von verschiedenen Autoren hingewiesen (z. B. PETERSEN 1954, HEYDEMANN 1956, SÄNGER 1977, DENNIS 1983a, THOMAS 1983, SEIFERT 1986, EMMET & HEATH 1990, PORTER 1992). Typisierungen von Tiergemeinschaften auf pflanzensoziologischem Raster (z. B. RABELER 1952, 1955; STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL 1987, FEDERSCHMIDT 1989, WEIDNER 1992) gehen ursächlich oft auch auf die – den Syntaxa eigenen – mikrostrukturellen und klimatischen Ausprägungen zurück (vgl. SÄNGER 1977, SAMIETZ 1996, ZEHR 1997, FARTMANN 2004). Umfassende Studien, die auf konkreten strukturellen Messungen beruhende Angaben zu mikrostrukturellen- und damit klein-klimatischen Präferenzen liefern, liegen z. B. von SÄNGER (1977), SEIFERT (1986), FARTMANN (1997, 2004), ZEHR (1997) oder BEHRENS & FARTMANN (2004) vor.

Hinsichtlich der Habitatbindung meist beachtet wird das Nahrungsangebot. Für viele phytophage Insekten scheint aber der Wirkungskomplex aus Wirtspflanze und mikro-klimatisch-struktureller Ausprägung der Wuchsorte ausschlaggebend für die räumliche Verteilung der Larvalhabitate (PORTER 1992, FARTMANN 2004; s. Einleitung zu Kapitel 4). Mikro-klimatische Aspekte dürften sogar überwiegen, wenn es sich bei den Wirtspflanzen um verbreitete Pflanzenarten handelt (z. B. *Chazara briseis* [LEOPOLD 2001] oder *Hesperia comma* [FARTMANN & MATTES 2003]).

5.1 Methoden der Datenerhebung

Grundlagen zum Stichprobendesign sind bei MÜHLENBERG (1993) oder KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) zusammengestellt. Übersichten zur Messung abiotischer Faktoren geben z. B. GEIGER 1961, STEUBING & FANGMEIER (1992), STOUTJESDIK & BARKMAN (1992), MÜHLENBERG (1993) oder DIERSCHKE (1994). Mikrostrukturelle Parameter und deren Einfluss auf Bestands- und Kleinklimate finden bei SÄNGER (1977), SEIFERT (1986), BARKMAN

(1988), OPPERMAN et al. (1989), SAMIETZ (1996), SUNDERMEIER (1996, 1997), FARTMANN (1997, 2004) oder ZEHEM (1997) besondere Beachtung. Entscheidend bei der Parameterwahl war ein günstiges Verhältnis zwischen Aufwand und Nutzen. So ist v. a. die maximale, tägliche Sonnenscheindauer (Kapitel 5.4) relativ schnell und einfach zu ermitteln – zur Beurteilung der Wärmegunst von Larvalhabitaten werden dabei gute Ergebnisse erzielt (z. B. FARTMANN 2004, LEOPOLD 2006a). Neben einfachen Merkmalen wie Höhe und Deckung einzelner Vegetationsschichten (Kapitel 5.1.2) ist der strukturelle Aufbau der Feldschicht ein wesentliches Kennzeichen von Mikrostandorten (z. B. ZEHEM 1997, FARTMANN 2004).

5.1.1 Stichprobenauswahl

Die Datensätze zu den Habitatparametern resultieren einerseits aus den verschiedenen Möglichkeiten der Präimaginalstadien-Suche (vgl. Kapitel 4.1): den Eiablage-Beobachtungen sowie der erfolgsorientierten Suche nach Eiern und Raupen. Dabei handelt es sich um eine gezielte Stichprobenahme (*subjectiv sampling*). Andererseits wurden zwei weitere Probenahme-Verfahren angewandt, um auch Daten zu unbesiedelten Bereichen (Absenz-Datensätze) zu erhalten:

- eine systematische Auswahl der Probeflächen (*systematic sampling*) und
- eine geschichtete Zufallsstichprobe (*stratified random sampling*).

Hierdurch wird eine Präferenzanalyse ermöglicht, die sich aus dem Vergleich von Angebot und Nutzung verschiedener Ressourcen im Gesamtlebensraum der Rostbinde ergibt.

In zwei Untersuchungsräumen (Haltern, Unteres Diemeltal) wurde die *systematische Stichprobenahme* angewandt (war in Mechernich aufgrund von Begehungseinschränkungen nicht möglich). Bereits die Vorstudie im Jahr 2002 ließ eine starke Abhängigkeit der Larvalhabitate von Störungen vermuten (Kapitel 6). Es lag daher nahe, eine systematische Auswahl entlang von Transekten vorzunehmen, die einem Störungsgradient folgten. Am Hölleberg (Unteres Diemeltal) wurde ein der Hangneigung folgendes *Transekt* angelegt, welches die durch Beweidung schütterten Hangbereiche sowie die stärker bewachsenen Ausläufer im Ober- bzw. Unterhang berücksichtigte. Entlang dieses Transektes wurden alle 5 m Habitataufnahmen (Kapitel 5.1.2) angefertigt. Innerhalb jeder Aufnahmefläche von einem Quadratmeter wurde mindestens 10 Minuten nach Eiern von *Hipparchia semele* gesucht.

Auf dem Truppenübungsplatz Borkenberge (Haltern) lagen Störstellen über das ganze Gebiet verstreut v. a. durch das Befahren mit Militärfahrzeugen oder durch Brand- oder Mahdgrenzen vor. Die erfolgsorientierte Eischeuche wurde deshalb mit der zuvor erläuterten Transektmethode in Form von *Kleintransekten* kombiniert: ausgehend von einer Eifundstelle wurden in jede Richtung senkrecht zum Störungsgradienten drei Habitataufnahmen im Abstand von 5 m erstellt.

Durch die Transeκτηrhebung können Unterschiede bezüglich der Habitateignung entlang von ökologischen Gradienten verglichen werden. Bedeutsam ist auch die räumliche Nähe besiedelter und unbesiedelter Mikrohabitate – letztlich die Information über die Erreichbarkeit einer Fläche durch ein Ei-ablegendes Weibchen. Die Interpretation der Ergebnisse kann jedoch durch räumliche Pseudoreplikationen erschwert werden (vgl. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001), da benachbarte Probeflächen eventuell ähnlicher sind als weiter auseinander liegende. Abhilfe schafft hier nur die zufällige Probenahme. Um eine Klumpung der Erhebungspunkte sowie unterschiedliche Repräsentativitätsgrade häufiger und seltener Standorteinheiten zu vermeiden, fand die *geschichtete Zufallsstichprobe* exemplarisch im Gebiet Borkenberge Anwendung.

Innerhalb geeignet erscheinender Lebensräume (z. B. blieben dichter Wald oder Feuchtbiootope unberücksichtigt) wurde eine Schichtung aufgrund von Vegetations-, Struktur- und Nutzungstypen vorgenommen. Anhand von Schwarz/Weiß-Luftbildern (Maßstab 1: 5.000) erfolgte eine grobe Einteilung verschiedener Vegetationsbedeckungen. Die daraus resultie-

Tab. 15: Verteilung der 114 Zufalls-Probefflächen nach Schichtungskriterien und Flächenanteil.

Vegetation/Struktur	Schichtungskriterien		Verteilung der Probefflächen		
	Vegetationsbedeckung [%]	Nutzung (Nutzungszeitpunkt)	Fläche [m²]	Anteil [%]	Anzahl Probefflächen
Offensandflächen	< 5	unberücksichtigt	268.175	13,49	13
Magerrasen	< 33	unberücksichtigt	40.850	2,06	2
	34–66	-	48.553	2,44	2
	34–66	Brand 2003 (02.2003)	1.812	0,09	1
	34–66	Brand 2004 (02.2004)	856	0,04	1
	34–66	Mahd 2003 (02.2003)	71	0,01	1
	> 66	-	11.393	0,57	1
	> 66	Brand 2003 (02.2003)	35.318	1,78	2
Magerrasen, ruderal	> 66	-	16.712	0,84	1
<i>Deschampsia flexuosa</i> -Dominanzbestand	> 66	-	754	0,04	1
<i>Nardus stricta</i> -Dominanzbestand	> 66	-	283	0,01	1
<i>Molinia caerulea</i> -Dominanzbestand	> 66	-	392.330	19,74	20
	> 66	Brand 2003 (02.2003)	134.856	6,78	7
	> 66	Brand 2004 (02.2004)	61.965	3,12	3
	> 66	Mahd 2002 (02.2002)	8.463	0,43	1
	> 66	Mahd 2003 (02.2003)	123.019	6,19	6
<i>Calluna</i> -Heide, Pionierphase	-	-	3.673	0,18	1
	-	Brand 2003 (02.2003)	5.027	0,25	1
	-	Brand 2004 (02.2004)	1.702	0,09	1
	-	Mahd 2003 (02.2003)	1.644	0,08	1
<i>Calluna</i> -Heide, Aufbau-, Reife- und Zerfallsphase	-	-	87.768	4,42	4
	-	Brand 2003 (02.2003)	5.717	0,29	1
	-	Brand 2004 (02.2004)	6.519	0,33	1
	-	Mahd 2002 (02.2002)	178	0,01	1
	-	Mahd 2003 (02.2003)	4.318	0,22	1
Komplex <i>Calluna</i> , <i>Deschampsia</i> und <i>Molinia</i>	>66	-	323.065	16,25	16
Komplex <i>Calluna</i> und <i>Molinia</i>	>66	Brand 2003 (02.2003)	15.046	0,76	1
	>66	Brand 2004 (02.2004)	2.806	0,14	1
	>66	Mahd 2003 (02.2003)	14.461	0,73	1
Böschung	-	unberücksichtigt	7.296	0,37	1
lichter Wald- oder Gehölzbestand	< 50	unberücksichtigt	89.716	4,51	5
Grenzlinien (gepuffert mit 2 Meter Breite)	-	unberücksichtigt	242.071	12,18	12
Sandweg mit grasreichem Mittelstreifen	-	Befahren	31.408	1,58	2
Gesamt			1.987.826	100,00	114

rende Kartenvorlage wurde im Freiland verifiziert und durch die Nutzungstypen Brand und Mahd ergänzt. Um Ökotope bei der Stratifizierung zu berücksichtigen, wurden im GIS die Polygone jeweils der gleichen Schichtungsklasse aggregiert und die verbliebenen Grenzlinien mit einer Breite von zwei Metern gepuffert. Tabelle 15 zeigt die Verteilung der Probestflächen auf die Gesamtfläche ausgehend von 100 Zufallspunkten. Für Schichten sehr geringer Flächenausdehnung (< 1 %) wurde zusätzlich jeweils ein Zufallspunkt ermittelt.

Die Bestimmung von Zufallspunkten als GAUSS-KRÜGER-Koordinaten erfolgte im GIS ArcView 3.2 mit Hilfe des Random Points Generator 1.27 (JENNESS 2003 unter ESRI-Support <http://arcscrips.esri.com>). Die Geokoordinaten wurden im Freiland mittels GPS (Garmin geko 201) aufgesucht. Aufgrund der unvermeidbaren Unschärfe der Schichtungskartierung konnte ein Zufallspunkt außerhalb „seiner“ Schicht liegen, so dass ein Ersatzpunkt verwendet werden musste. Bei den – nur zwei Meter breiten – Ökotonen wurde die Aufnahme vom errechneten Zufallspunkt aus deshalb im rechten Winkel (zur Grenzlinie) in die Mitte der Grenzfläche verschoben.

5.1.2 Habitat-Parameter

Zur Beschreibung der Larvalhabitate wurden strukturelle und mikroklimatische Parameter auf 1 m² um die im Zentrum liegende Ei- bzw. Raupenfundstelle erhoben (= Mikrohabitat). Einige Strukturparameter wurden zudem auf einer weiteren räumlichen Skala im Umkreis von fünfzehn Metern (= 0,07 ha) um das Mikrohabitat gemessen (= Mesohabitat).

Zur Beschreibung des *Mikrohabitats* wurden folgende Parameter erhoben:

- Exposition und Inklination [°] mittels Spiegelkompass mit Neigungsmesser;
- maximale tägliche Besonnungsdauer [h] mittels Horizontoskop nach TONNE (1954) unter Verwendung einer Sonnenscheibe für 51 ° N (notiert wurden jeweils der Juni-, März/September- und Dezember-Wert) (vgl. auch GEIGER 1961);
- Windexposition des Mikrohabitats [hoch, mittel, gering];
- die Anwesenheit von Ameisen (während einer 15–20minütigen Erhebungsphase) [ja/nein];
- Störung in fünf Kategorien [0, 1a, 1b, 2a, 2b] nach der Wirkung auf Oberboden und Vegetation sowie dem Zeitpunkt der Störung [0: keine Störung (bzw. > 10 Jahre zurückliegend), 1: Störung ohne Schaffung von Rohboden, 2: Störung mit Schaffung von Rohboden; a: 2–10 Jahre zurückliegend, b: dies- oder letztjährige Störung];
- mittlere Vegetationshöhen [cm bzw. m] der Kryptogamen-, Feld-, unteren (0,3–0,5 m), mittleren (0,5–1,5 m) sowie oberen (1,5–6 m) Strauchschicht und der unteren (6–15 m) sowie oberen (> 15 m) Baumschicht;
- vertikale Deckungsgrade der Vegetationsschichten wie oben [%] (nach BRAUN-BLANQUET 1964 zit. in DIERSCHKE 1994);
- Vegetationsdichte in Form horizontaler Deckungsgrade für einen 20 cm tiefen und 40 cm breiten Raumausschnitt in verschiedenen Höhenstufen der Feldschicht (5, 10, 15, 20, 25 sowie 30 cm über dem Boden; s. Foto 17 und 18) [%] (nach FARTMANN 2004);
- Höhe und Deckung der Streuauflage (abgestorbene Phytomasse) [%] sowie
- Anteil unbedeckten Bodens [%].

Zusätzlich wurde im GIS anhand von Luftbildern (Maßstab 1 : 2.000) die Entfernung der Aufnahmestellen zu „Gehölzbeständen“ ermittelt (bzw. die Feldangaben verifiziert). Alle Gehölze der oberen Strauchschicht sowie der Baumschichten wurden dabei als Gehölz-

bestand angesprochen, soweit die Distanzen zwischen den Einzelgehölzen kleiner waren als deren Höhe.

Innerhalb des *Mesohabitats* wurden nochmals folgende Parameter erhoben:

- Exposition und Inklination (wie oben);
- vertikale Deckungsgrade der Vegetationsschichten (wie oben);
- Anteil unbedeckten Bodens (wie oben) sowie
- Anteil geeigneten Larvalhabitats [%] (subjektive Einschätzung).

5.1.3 Vegetationserhebung

Zur weiteren Kennzeichnung der Larvalhabitate wurden *Vegetationsaufnahmen* angefertigt, deren Mittelpunkte die Mikrohabitate (s. oben) bildeten. Die Größe der Aufnahmen orientierte sich am Minimumareal des untersuchten Bestandes (nach DIERSCHKE 1994), die Artmächtigkeit wurde nach der von BARKMAN et al. (1964 zit. in DIERSCHKE 1994) verfeinerten Braun-Blanquet-Skala geschätzt (Anlage 6). Die Zuordnung nach Kenn- und Differentialarten wurde anhand folgender Quellen vorgenommen: Schwermetallrasen: SCHUMACHER (1977), BROWN (1993) sowie PARDEY (1999); Sandmagerrasen und Zwergstrauchheiden: SCHRÖDER (1989), POTT & HÜPPE (1991) und POTT (1995); Kalkmagerasen: SCHMIDT (2000) sowie FARTMANN (2004).

Farn- und Blütenpflanzen wurden anhand der Floren von ROTHMALER (1994, 2000), OBERDORFER (1994) und bei Gräsern ergänzend durch HUBBARD (1985) sowie KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990) bestimmt. Die Kleinarten von *Festuca ovina* agg. wurden wegen ihrer Bedeutung als Raupen-Wirtspflanzen möglichst anhand von Blattquerschnitten v. a. nach HAEUPLER & MUER (2000) differenziert. Die Determination der Moose übernahmen Melanie Neukirchen und Dr. Eckhard Schröder, Flechten wurden nicht unterschieden. Die Nomenklatur richtet sich für die Höheren Pflanzen nach HAEUPLER & MUER (2000), für die Moose nach KOPERSKI et al. (2000) sowie für die Pflanzengesellschaften nach RENNWALD (2000).

5.2 Methoden der Datenaufbereitung

Insgesamt wurden Habitatparameter zu 182 unbesiedelten und 139 besiedelten Mikrostandorten erhoben, davon 119 gezielt, 114 zufällig und 88 systematisch ausgewählt (Tabelle 16).

Kritisch bei vergleichenden Auswertungen bezüglich der Präsenz-Absenz-Verteilung ist zdie „Auswahl“ der unbesiedelten Mikrostandorte: Je weiter man den Bezugsraum („außerhalb“ der tatsächlich besiedelbaren Habitatausstattung) fasst, um so deutlicher werden letztlich vermeintliche Unterschiede ausfallen. Bei der systematischen Probenahme werden in einem heterogenen Lebensraum fast zwangsläufig auch Standorte erhoben, die für eine Art nicht geeignet sind. So wurden z. B. Mikrostandorte erfasst, die keine Wirts-

Tab. 16: Anzahl erfasster Mikrostandorte in den Untersuchungsgebieten (n = 321).

	Haltern	Unteres Diemeltal			Mechernich	
	Bb	Bu	Fb	Hb	Kb	Rh
unbesiedelte Standorte	149	0	0	33	0	0
besiedelte Standorte	89	2	2	11	21	14
davon Eifundorte	81	2	2	11	7	3
davon Raupenfundorte	8	0	0	0	14	11

Bb: Borkenberge, Bu: Auf der Burg, Fb: Flohrberg, Hb: Hölleberg, Kb: Kallmuther Berg, Rh: Reßhecke.

pflanzen aufwiesen. Selbst bei struktureller Eignung wären diese also nicht besiedelbar gewesen. Bei der geschichteten Probenahme können derartige Vorkenntnisse einfließen.

Mit einer zu eng gefassten Auswahl der Probestandorte kann jedoch auch der entgegengesetzte Fall eintreten: Wären *alle* Standorte potenziell besiedelbar, sind (bei genügend großer Stichprobe) *keine* Unterschiede zu erwarten. Wie in Kapitel 5.1 beschrieben, wurde die zufällige Probenahme (einschränkend) ausschließlich im Imaginallebensraum vorgenommen. Weiterhin bleiben im folgenden – außer bei den Ordinationsverfahren – 26 Mikrostandorte außer Acht, die weniger als 1 % Deckung der Wirtsgräser *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa* sowie Arten des *Festuca ovina*-Aggregats aufweisen (Kapitel 4.3 und 5.3).

5.2.1 Habitatparameter und -präferenzen

Zuerst wurden alle Variablen mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf Abweichung von der *Normalverteilung* geprüft (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2002). Tests, Korrelationen und Regressio-
nen sowie die Clusteranalyse wurden in SPSS, die Hauptkomponenten-Analyse in PC-
Ord berechnet.

Einige der erhobenen Parameter können interkorreliert sein, d. h. sie sind nicht unabhän-
gig voneinander. So ist z. B. oft der Anteil unbedeckten Bodens das Spiegelbild des
Gesamtdeckungsgrades der Vegetation. Bei anderen Parameterkombinationen sind Abhän-
gigkeiten ggf. weniger augenscheinlich, deshalb wurde vorab die *Interkorrelation* einiger
Variablen ermittelt (Tabellen 17 bis 21). Da keine der Variablen normalverteilt ist, wurde
der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient errechnet (BÜHL & ZÖFEL 2002).

Die Sommer-, Frühjahr/Herbst- sowie Winterwerte zur maximalen täglichen Sonnen-
scheindauer der Mikrostandorte sind sich aufgrund der in den Jahreszeiten ähnlichen
Horizontabschattung ähnlich. Die beste Erklärung der Präsenz-Absenz-Verteilung bietet
der Frühjahr/Herbst-Wert (Tabelle A10 in Anlage 5).

Tab. 17: Interkorrelationen zur max. tägl. Sonnenscheindauer an den Mikrostandorten (n = 321).
Dargestellt sind der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (r_s) sowie die Irrtums-
wahrscheinlichkeit (*: $p < 0,05$, **: $p < 0,005$, ***: $p < 0,001$, n. s.: nicht signifikant).

	Frühjahr/Herbst (März/September)	Sommer (Juni)
maximale tägliche Sonnenscheindauer		
Sommer (Juni)	0,78***	-
Winter (Dezember)	0,80***	0,68***

Die mittlere Höhe der Streuauflage ist an den Mikrostandorten mit der Streudeckung
korreliert und von Feldschichthöhe und -deckung sowie leicht von der Anwesenheit von
Sträuchern (v. a. *Calluna*) abhängig (Tabelle 18). Der Anteil an Rohboden (also nicht mit
Pflanzenmaterial bedeckt) und der Deckungsrad der gesamten Vegetation – wie auch der
der Feldschicht als dominantester Vegetationsschicht – sind stark negativ korreliert
(Tabelle 19).

Tab. 18: Interkorrelationen zur Streuschichthöhe der Mikrostandorte (n = 258).
Erläuterung s. Tabelle 17.

	Streuschichthöhe
Deckung Streuschicht	0,81***
Feldschichthöhe	0,66***
Deckung Feldschicht	0,65***
Deckung Strauchschicht ST3	0,42***
Deckung Strauchschicht ST2	0,32***

Tab. 19 : Interkorrelationen zum Rohbodenanteil der Mikrostandorte (n = 321).
Erläuterung s. Tabelle 17.

Anteil unbedeckten Bodens	
Gesamtdeckung Vegetation	-0,96***
Deckung Feldschicht	-0,90***

Starke Abhängigkeiten gibt es erwartungsgemäß bei den horizontalen Deckungsgraden von einer auf die jeweils darunter liegende Höhenschicht der Vegetation (Tabelle 20). Die Höhe der Feldschicht korreliert dagegen etwas schwächer mit den Dichtewerten der einzelnen Vegetationshöhen.

Tab. 20: Interkorrelationen zur Vegetationsdichte der Mikrostandorte (n = 321).
Erläuterungen s. Tabelle 17.

Vegetationsdichte in einer Höhe von	Feldschichthöhe	5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm
5 cm	0,74***	-	-	-	-	-
10 cm	0,73***	0,94***	-	-	-	-
15 cm	0,70***	0,89***	0,96***	-	-	-
20 cm	0,68***	0,85***	0,92***	0,96***	-	-
25 cm	0,66***	0,83***	0,89***	0,93***	0,96***	-
30 cm	0,64***	0,84***	0,89***	0,92***	0,94***	0,97***

Innerhalb der Mesohabitate ergibt sich eine negative Abhängigkeit zwischen der Feldschichtdeckung und dem Rohbodenanteil sowie den Deckungsgraden der Gesamtvegetation (Tabelle 21).

Tab. 21: Interkorrelationen zur Gesamtdeckung der Vegetation in den Mesohabitaten (n = 320).
Erläuterung s. Tabelle 17.

Deckung Feldschicht	
Anteil unbedeckten Bodens	-0,92***
Gesamtdeckung Vegetation	-0,92***

Als statistische Kenngrößen werden im Text stets *Median* x_m (wahlweise mit kleinstem und größtem Wert oder der Variationsbreite V [max minus min]) und *Häufigkeitsverteilung* verwendet. In den *Box-Whisker-Plots* sind jeweils Median und Interquartil (Box), der Vertrauensbereich zwischen 10 und 90 %-Quantil (Whisker) sowie die Extrema (Kreuze) dargestellt. Für *Medianvergleiche* wurden der Mann-Withney-U-Test für unabhängige bzw. der Willcoxon-Signed-Rank-Test für abhängige Stichproben verwendet (da stets mindestens eine der verglichenen Stichproben *nicht* normalverteilt war).

Den Pflanzenarten der Vegetationsaufnahmen wurden die entsprechenden Stickstoff-, Feuchte-, Temperatur- und Licht-*Zeigerwerte* nach ELLENBERG et al. (1992) bzw. ELLENBERG (1996) zugeordnet. KOWARIK & SEIDLING (1989) folgend blieben Arten der Strauch- und Baumschicht bei weiteren Betrachtungen unbeachtet. Die Interpretation der von *Hipparchia semele* besiedelten Mikrostandorte erfolgt über die Häufigkeitsverteilung und den Median x_m (abweichende Berechnung nach SACHS 1988: $x_m = U + (n/2 - B_u)/n_x$, wobei U = untere Grenze der Medianklasse [x₅-Werte], n = Anzahl Zeigerwerte, B_u = Anzahl Zeigerwerte unterhalb der Medianklasse, n_x = Anzahl Zeigerwerte in der Medianklasse). Mediane einzelner Mikrostandorte wurden erst ab zehn Einzelwerten berechnet (DURWEN 1982).

5.2.2 Bi- und multivariate Auswertungen

Alle ordinal-, intervall- oder verhältnisskalierten Habitatparameter wurden einzeln mit dem Verfahren der *bivariaten, logistischen Regression* auf die Frage hin überprüft, wie sie

die Präsenz-Absenz-Verteilung der Präimaginalstadien erklären (Ergebnisse in Anlage 5: Tabelle A10). *Korrelationen* wurden anhand der Rangkorrelation nach Spearman getestet. Eine *multiple, logistische Regression* (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2002) gibt Hinweise auf die Frage, welcher der erhobenen Parameter die beste Erklärung für die Besiedlung durch die Rostbinde gibt (s. Kapitel 5.10). Bei dem Verfahren wurden alle bedeutsamen Variablen (vgl. Kapitel 5.3 bis 5.7) schrittweise und vorwärts gerichtet nach absteigender Rangkorrelation in das Regressionsmodell aufgenommen, bis sich die Modellgüte nicht mehr steigern ließ.

Zur Vorsortierung der Mikrostandort-Aufnahmen für den Sand-Lebensraum (UG Borkenberge, $n = 231$) zu Strukturtypen wurde das hierarchische Clusterverfahren nach Ward verwandt (s. Kapitel 5.7). Nach BACKHAUS et al. (2003) gilt das Ward-Verfahren als bester Fusionierungsalgorithmus, wenn zuvor Ausreißer, interkorrelierte Variablen und „konstante Merkmale“ eliminiert werden. Deshalb wurde mit dem Single-Linkage-Verfahren („nearest neighbor“) nach Ausreißern gesucht (BACKHAUS et al. 2003), die nicht in die Analyse eingingen und den Strukturtypen später manuell zugeordnet wurden ($n = 6$). Stark korrelierte Variablen (Kapitel 5.2.1) und Merkmale wie die Baum- und Strauchdeckungen – welche viele Nullwerte enthalten – blieben ebenfalls zuerst unberücksichtigt und wurden nach rein inhaltlichen Kriterien weiterbearbeitet. Durch das Clusterverfahren ergaben sich drei Hauptcluster (die Clusterzahl entspricht dem „elbow“ im Heterogenitätsdiagramm, vgl. BACKHAUS et al. 2003: 524) mit sieben Untergruppen. Im Clusterverfahren wurden folgende Strukturparameter (auf Mikrostandort-Ebene) verwendet: horizontale Vegetationsdichte in 5 bzw. 25 cm Höhe, Anteil unbedeckten Bodens, Deckungsgrade von Feld-, Kryptogamen-, Streu- und unterer Strauchschicht [jeweils %]. Der Strukturtyp Wald wurde manuell ergänzt (Kapitel 5.7).

Durch eine Hauptkomponenten-Analyse (PCA) wurden bedeutsame Umweltvariablen (auf Mikro- und Mesebene) für das UG Borkenberge zu Hauptfaktoren zusammengefasst und in ein zweidimensionales Diagramm projiziert (s. Kapitel 6.1). Die Hauptmatrix umfasste die Mikroparameter Sonnenscheindauer [h], horizontale Vegetationsdichte in 5 bzw. 25 cm Höhe, Anteil unbedeckten Bodens, Deckungsgrade von Feld-, Strauch- und Baum-schicht [jeweils in %], Feld- und Streuschichthöhe [cm] sowie die Mesoparameter Anteil unbedeckten Bodens und Feld-, Strauch- und Baumdeckung [%].

Für die analytischen Verfahren wurden aus Gründen der Repräsentativität der Ergebnisse nur Daten aus der zufälligen Probenahme sowie alle besiedelten Standorte des UG Borkenberge berücksichtigt.

5.3 Verfügbarkeit der Wirtspflanzen

Das Vorkommen von (geeigneten) Wirtspflanzen ist eine Grundvoraussetzung zur Besiedlung von Lebensräumen durch Phytophage. Die Wahrscheinlichkeit der Besiedlung sollte mit zunehmender Verfügbarkeit innerhalb klimatisch und strukturell geeigneter Lebensräume steigen (SHREEVE et al. 2004).

Hinsichtlich der zeitlichen Verfügbarkeit von Wirtsgräsern wurde in Kapitel 4.3 bereits die Notwendigkeit wintergrüner Grasarten im Larvalhabitat diskutiert. Als Maß für das räumliche Auftreten kann die Stetigkeit der Wirtspflanzen herangezogen werden (vgl. FARTMANN 2006a). Beispielfhaft wird diese anhand der Daten aus der geschichteten Zufallsstichprobe für das UG Borkenberge ermittelt: An 88 % aller Mikrostandorte ($n = 114$) kam mindestens eine der drei Wirtspflanzen vor. *Deschampsia flexuosa* oder

Festuca ovina agg. sind in den Hauptlebensräumen der Rostbinde (Kapitel 2.3) relativ häufig – deutschlandweit zählen sie (in den entsprechenden Lebensräumen) zu den stete-
sten Pflanzenarten (BfN 1999). Eine gute *räumliche Verfügbarkeit* geeigneter Grasarten
dürfte angesichts der Unbeständigkeit der Larvalhabitate (s. unten) zumindest von Vorteil
sein.

Zur Beurteilung des kleinräumigen Nahrungsangebotes kann der Deckungsgrad der Wirts-
gräser an den besiedelten Mikrostandorten herangezogen werden (Tabelle 22). Der Median
liegt mit 12 % Wirtspflanzendeckung relativ niedrig (Abbildung 25). Eine höhere Wirts-
pflanzendeckung (> 40 %) wird nur selten akzeptiert, was v. a. an der abnehmenden struk-
turellen Habitataeignung liegen dürfte (vgl. Kapitel 5.5). Nach unten liegt die Grenze bei
einem Prozent: So blieben sechs strukturell geeignete Mikrostandorte mit weniger als
100 cm² Bedeckung (= 1 %) irgendeiner Wirtspflanze unbesiedelt. Bei getrennter Betracht-
ung der drei Kategorien < 3 %, 3–20 % und > 20 % Wirtspflanzendeckung werden
schwache Unterschiede deutlich (Abbildung 26): So liegt der Median besiedelter Mikro-
standorte bei geringem Angebot signifikant über dem unbesiedelter (2,0 gegenüber 0,5 %;
Mann-Whitney-U-Test: $U = 0,000$, $p < 0,01$, $n = 12$). Für die mittlere Deckungs-
kategorie ergibt sich – trotz hohem Stichprobenumfang – kein Unterschied ($x_m = 10,0$ %):
In diesem Bereich ist der Deckungsgrad nicht relevant. Bei hoher Wirtspflanzendeckung
liegt zwar kein signifikanter Unterschied der Mediane ($x_m = 35,0$ %) vor, dennoch liegen
Maximum und 75 %-Quartil unbesiedelter Mikrostandorte deutlich über denen besiedelter
(Abbildung 26).

Tab. 22: Deckung der Wirtspflanzen in den Larvalhabitaten von *Hipparchia semele* (n = 139).
Angabe-
nen sind jeweils der Median sowie die Extrema (bzw. die Einzelwerte bei n < 3).

Untersuchungsgebiete	<i>Corynephorus canescens</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>Festuca ovina</i> agg.
	Median (min–max) [%]	Median (min–max) [%]	Median (min–max) [%]
Auf der Burg (Kalk)	-	-	4/15
Borkenberge (Sand)	2 (1–40)	9 (1–63)	3 (1–23)
Flohrberg (Kalk)	-	-	15/20
Hölleberg (Kalk)	-	-	12 (5–25)
Kallmuther Berg (Schwermetall)	-	5 (1–40)	12 (2–42)
Reßhecke (Schwermetall)	-	4	20 (10–50)

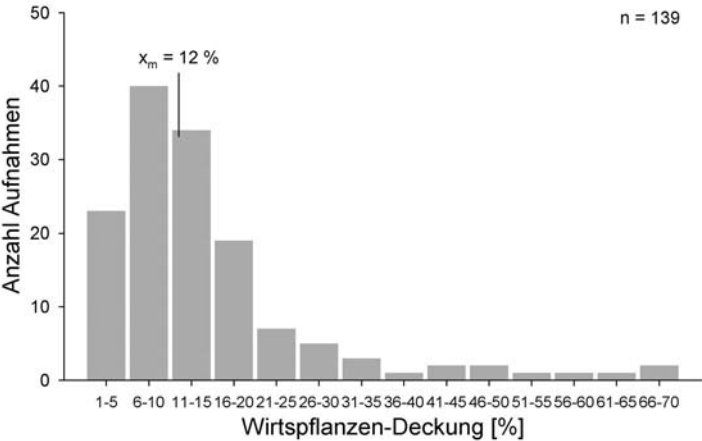


Abb. 25: Deckungsgrad der Wirtspflanzen (pro m²) in den Larvalhabitaten.

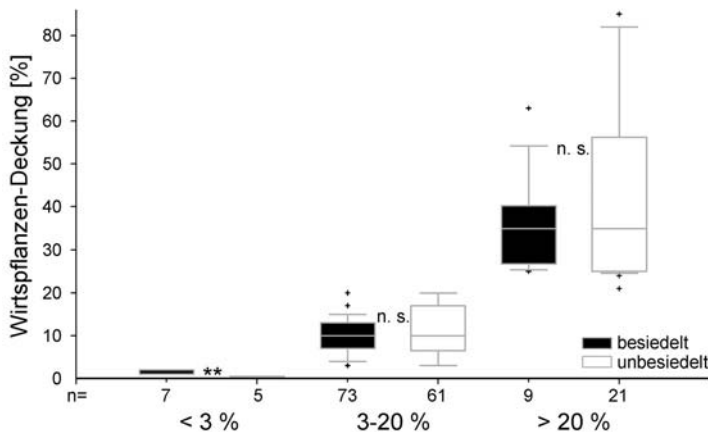


Abb. 26:Wirtspflanzendeckung besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte für drei Deckungskategorien.
 Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Medianunterschied **: sehr signifikant bzw. n. s.: nicht signifikant.

5.4 Mikroklima

In Kapitel 2 wurde bereits darauf hingewiesen, dass *Hipparchia semele* eine wärmeliebende Tagfalterart ist, für ihre Entwicklung also eine höhere Wärmesumme benötigt. Zur Beurteilung der maximalen, (direkten) Sonneneinstrahlung auf einen Mikrostandort werden die drei Parameter maximale, tägliche *Sonnenscheindauer*, *Exposition* und *Inklination* herangezogen. Je länger ein Mikrostandort besonnt und je steiler und südlichwestlicher dieser ausgerichtet ist, desto höher der Strahlungsgenuss (GEIGER 1961, STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992). Vereinfachend bleibt die tatsächliche Besonnungszeit außer Acht (zum Tagesgang des Wärmeumsatzes vgl. FRANKENBERGER 1955 zit. in GEIGER 1961).

5.4.1 Sonnenscheindauer

Die von den Präimaginalstadien nutzbare Wärme wird v. a. durch die absorbierte Sonnenstrahlung bestimmt (STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992). Diese ist um so größer, je länger ein Mikrostandort besonnt wird: GEIGER (1961: 67) erläutert dies am Zusammenhang zwischen der maximalen, täglichen Sonnenscheindauer und der Bodentemperatur in 1 cm Tiefe. Daraus resultierende Temperaturunterschiede sind exemplarisch in Tabelle 23 dargestellt. So werden etwa im Frühjahr und Herbst bei vierstündiger Besonnung 13, bei zwölfstündiger 22 °C im Oberboden erreicht.

Im UG Borkenberge liegen die Mediane der maximalen, täglichen Sonnenscheindauer in allen Jahreszeiten in den Larvalhabitaten signifikant höher als an den unbesiedelten

Tab. 23: Abhängigkeit der Bodentemperatur (in 1 cm Tiefe) von der maximalen, täglichen Besonnungsdauer (nach DIRMHIRN 1951 zit. in GEIGER 1961, geografische Breite: 48 °N).

Jahreszeit	Bodentemperatur in 1 cm Tiefe [°C]		
	bei 4 h Sonnenschein	bei 8 h Sonnenschein	bei 12 h Sonnenschein
Winter	6–7	9	-
Frühjahr/Herbst	13	18	22
Sommer	19	22–23	26

Mikrostandorten (Abbildung 27). Die Mediane von 16 bzw. 12 h für Sommer bzw. Frühjahr/Herbst stellen außerdem die jeweiligen Maxima täglicher Besonnung (bei einer geografischen Breite von 51 °N) dar: *Hipparchia semele* besiedelt im Schnitt also Mikrostandorte, die bezüglich der Horizontabschirmung einer maximalen Besonnung unterliegen. Im Winter liegt die maximale Besonnungsdauer in den UG bei 8 h, in den Larvalhabitaten erreicht sie im Schnitt 7 h. Angesichts des im Winter geringen Einfallswinkels der Sonne ist das beachtlich, da bereits leichte Erhöhungen im Makrorelief oder in der Nähe der Mikrostandorte befindliche Nadelgehölze die Sonneneinstrahlung deutlich reduzieren.

Von den drei jahreszeitlichen Besonnungsmessungen korreliert jeweils der Frühjahr/Herbst-Wert am stärksten mit der Präsenz-Absenz-Verteilung (Spearman Rangkorrelation: $r_s = 0,559$, $p < 0,001$, $n = 176$; Tabelle A10 in Anlage 5). Dennoch fällt in

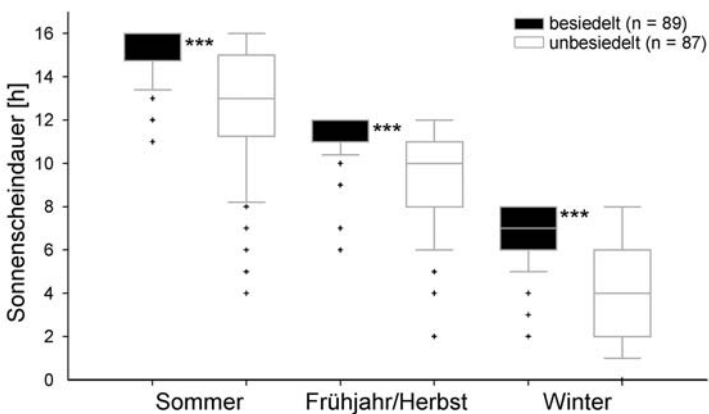


Abb. 27: Maximale, tägliche Sonnenscheindauer besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte für alle Jahreszeiten im Untersuchungsgebiet Borkenberge.
Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Medianunterschied ***: höchst signifikant.

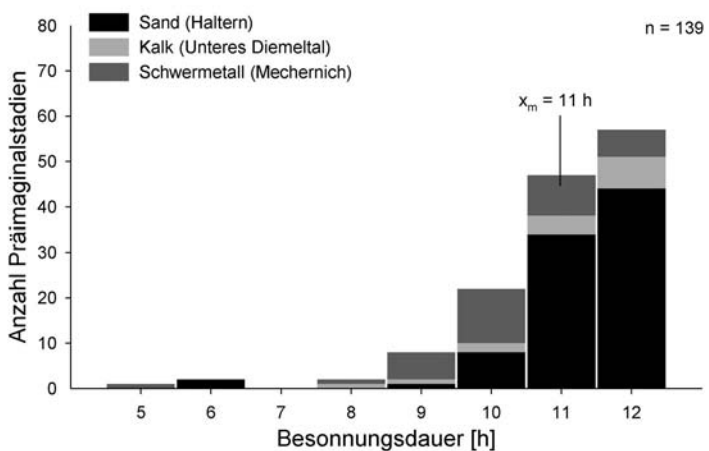


Abb. 28: Verteilung der maximalen, täglichen Sonnenscheindauer im Larvalhabitat von *Hipparchia semele* im Frühjahr bzw. Herbst.

Abbildung 27 die mehr als doppelt so große Mediandifferenz (zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten) im Winter auf. Angesichts der Ergebnisse aus Kapitel 4.3, wonach die überwinternden Raupen der Rostbinde bei milden Temperaturen Nahrung aufnehmen (müssen?), könnte der winterlichen Besonnungsdauer sogar eine Schlüsselrolle zukommen. Potenzielle Mikrostandorte, die im Sommer (bei höherem Sonnenstand) eine ausreichende Einstrahlung erhalten, können im Winter „Frostlöcher“ darstellen (GEIGER 1961), wenn die Sonne dort aufgrund der Horizontabschirmung gar nicht „hingelangt“. Solch abgeschirmte Kleinstandorte kommen auf dem Truppenübungsplatz Borkenberge regelmäßig vor, wenn das Militär z.B. kleine Rohbodenstellen inmitten kniehocher *Calluna*-Heide schafft oder Kaninchen dort Baue anlegen. Derartige Standorte waren trotz regelmäßiger Kontrollen *nicht* von *Hipparchia semele* besiedelt.

Ökophysiologisch kommt Temperaturunterschieden eine große Bedeutung zu. Die van't Hoffsche Regel (sogenannte Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel, vgl. SCHWERTFEGER 1978) besagt, dass sich die Reaktionsgeschwindigkeit bei einer Steigerung um 10 °C verdoppelt bis verdreifacht. Für die Stoffwechselvorgänge einer wechselwarmen Tierart sind *kleinräumige Temperaturunterschiede* folglich von enormer Bedeutung. Nach Tabelle 23 könnten die Aufenthaltsorte der Raupen bei maximaler Sonnenscheindauer im Mai (Hauptwachstumsphase) um 8 °C wärmer als bei vierstündiger Besonnung werden und die Raupen somit – ausreichend Nahrung und günstige Witterung vorausgesetzt – ihren Wachstumsprozess um etwa das 2fache beschleunigen. Damit einher ginge auch eine geringere Larvalmortalität durch Parasiten, Krankheiten oder Prädatoren aufgrund der kürzeren Entwicklungszeit.

Die Larvalhabitate der Rostbinde weisen im Frühjahr/Herbst eine tägliche Sonnenscheindauer von durchschnittlich 11 h (Abbildung 28) und von mindestens 5 h auf. Die Verteilungen der einzelnen Lebensräume (Sand-, Kalk- und Schwermetallhabitate) ergeben dabei ein sehr ähnliches Bild. Zwei der drei Mikrostandorte mit „nur“ 5–6 h maximaler Besonnung sind stark nach Südwesten geneigt und nur wenig von Vegetation bedeckt (30–50 %). Eine ausreichende Wärmegunst könnte hier – trotz reduzierter Sonneneinstrahlung – durch die Eigenheiten des sogenannten Hanglagenklimas erzielt werden (s. Kapitel 5.4.2). Als grenzwertig für ebene Mikrohabitate kann eine maximale Sonnenscheindauer von 5–6 h im Frühjahr/Herbst gelten, welche am dritten Mikrostandort erreicht wird (einer 4° nach Nordost geneigten Lockersandfläche mit 50 % deckender, niedriger Vegetation). Während des Winters wird dieser Mikrostandort nur 3, im Sommer dagegen 11 h besonnt.

5.4.2 Exposition und Inklination

Neben der täglichen Dauer der Sonneneinstrahlung wird der Wärmehaushalt eines Standorts auch entscheidend von Exposition und Neigung – durch das sogenannte *Hanglagenklima* (GEIGER 1961) – bestimmt. Je steiler die Sonnenstrahlen auf die Absorptionsfläche treffen, desto größer der Wärmegenuss (STOUTJESDIK & BARKMAN 1992). So steigt die Sonneneinstrahlung bei 20° Neigung nach Süden gegenüber einer ebenen Fläche um das Doppelte an (GEIGER 1961, geografische Breite 50°N). Das Einstrahlungsmaximum wird dabei in Südwestlagen bei einer Inklination zwischen 60 und 90° erreicht (ebd.). Die ökologischen Konsequenzen verdeutlichen STOUTJESDIK & BARKMAN (1992: 79) am Blühbeginn des Löwenzahn auf niederländischen Deichen: So konnten Pflanzen der Südseiten um zwei Wochen früher blühen als solche der Nordseiten (geografische Breite 53°N).

Die Larvalhabitate der Rostbinde waren in den UG meist eben oder nur schwach geneigt – stärker inklinierte Mikrohabitate jedoch v. a. süd- bis südwestlich ausgerichtet (Abbil-

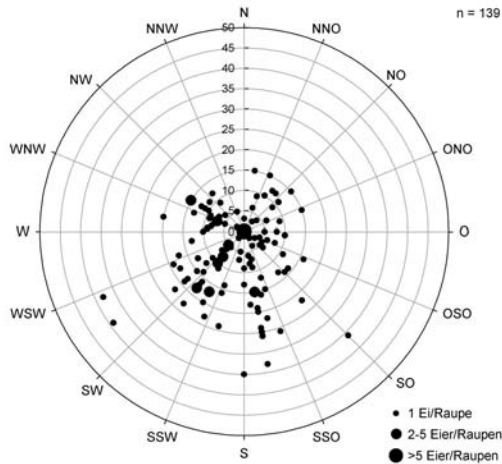


Abb. 29: Expositions-Inklimations-Diagramm für die Larvalhabitate von *Hipparchia semele* (für alle UG).

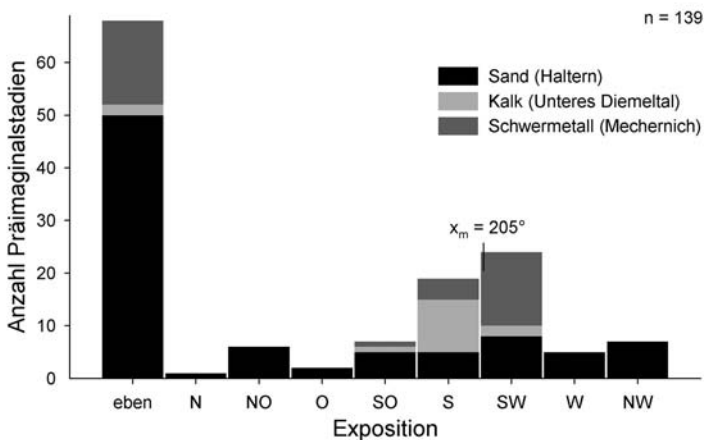


Abb. 30: Verteilung der Mikrohabitate von *Hipparchia semele* auf Kategorien verschiedener Expositionen.

dung 30). Abbildung 29 zeigt für Nordwest- bis Ostlagen eine „Schwelle“ bei 15–20 °: Stärker geneigte Hänge dieser Lagen wurden *nicht* besiedelt. Nach GEIGER (1961: 392) werden Nordhänge ab einer Inklinations von 20 ° im Winter nicht mehr direkt von der Sonne erreicht, aber auch im Frühjahr und Herbst ist die Einstrahlung deutlich reduziert (geografische Breite 50 °N). Sehr große Neigungswinkel „lohn“ sich bezüglich der Strahlungsintensität erst in südwestlichen Lagen: Dann kann die Sonne abends länger einstrahlen. Geringe Neigungswinkel zwischen 0 und 10 ° haben dagegen in beliebiger Exposition nur wenig Auswirkungen auf den Wärmehaushalt. In die Häufigkeitsverteilung in Abbildung 30 gingen – in Anlehnung an WARREN (1993) und FARTMANN (2006a) – folglich Mikrohabitate bis zu einer Neigung von 10 ° noch als „eben“ ein. Für die restlichen, steileren Mikrohabitate ergibt sich ein Median von 205 ° (also Süd-Südwest), die Hälfte der Aufnahmen liegt zwischen 160 ° und 230 ° (also Süd-Südost bis Südwest, Interquartil s. Tabelle A11 in Anlage 5).

Die von *Hipparchia semele* bevorzugte Hangrichtung „Südwest“ entspricht (auf der Nordhalbkugel) auch der wärmsten (GEIGER 1961), was den Wärmeanspruch der Art unterstreicht. Tendenziell kommt dies auch in der niedrigeren Besiedlungsrate potenziell geeigneter Nordwest- bis Südostlagen von 49 gegenüber 63 % der West- und Südlagen zum Ausdruck. Die vier bezüglich der Hanglage ungünstigsten Mikrohabitate (in Abbildung 29 rechts oben) zeichnen sich durch eine lange Besonnungsdauer sowie eine niedrige und schütterte Feldschicht aus. So wird möglicherweise die geringere Strahlungsintensität kompensiert. Das jedoch weder Mediantest noch bivariate, logistische Regression signifikante Zusammenhänge zwischen Exposition und Besiedlung der Mikrostandorte erbringen (Tabelle A10 in Anlage 5), könnte auf einen methodischen Mangel hinweisen: Gegebenenfalls war die Bezugsfläche von 1 m² (= Mikrostandort) für diesen Parameter zu groß. Es bleibt zu vermuten, dass bei kleinerem Flächenbezug (vielleicht 20 cm um den Präimaginalstadien-Fundort) bessere Ergebnisse hätten erzielt werden können. So ergaben mikroklimatische Messungen an „Häufelreihen“ (LESSMANN 1950 zit. in GEIGER 1961, Abbildung 31) beachtliche Temperaturunterschiede von bis zu 12 °C (am frühen Nachmittag) zwischen den Süd- und Nordflanken der nur 15 cm hohen Anhäufungen. Ein derartiges Mikorelief ist auf dem Truppenübungsplatz Borkenberge vielerorts anzutreffen: Jede neue Wagenspur erzeugt zwei „Häufelreihen“ von vergleichbarer Kammhöhe. An den südseitigen Flanken könnte so vielleicht auch die reduzierte Strahlungsintensität flacher Nordhänge ausgeglichen werden.

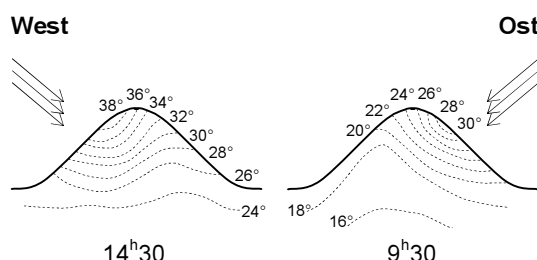


Abb. 31: Häufelreihenklimate nach LESSMANN (1950, aus GEIGER 1961: 407).

Isothermen (gestrichelte Linien) in unbedeckten Ackerboden-Häufelreihen (Pfeile = Sonneneinstrahlung, Kammhöhe 15 cm, Neigung 45 °) bei Freiburg/Breisgau (50 °N) vom 31. August (1948).

Zuletzt sei noch auf den Faktor *Wind* hingewiesen: 67 % der Larvalhabitate sind stark von Wind beeinflusst (Tabelle 24). Wind hat aufgrund seiner Konvektionsleistung einen beachtlichen Einfluss auf den Wärmehaushalt der Mikrostandorte. Starke bodennahe Winde sorgen für einen schnellen Abtransport von Energie. Andersherum sind windgeschützte Kleinstandorte (etwa eine von dichter Vegetation umgebene Südböschung) stark begünstigt (Wärmestau). Zum Einfluss des Windes auf den Wärmehaushalt von Kleinklimaten sei auf STOUTJESDIK & BARKMAN (1992) verwiesen.

5.4.3 Der Mikrostandort „Lockersandboden“

Schütter bewachsene Lockersandfluren stellen den wichtigsten Lebensraumtyp für *Hipparchia semele* in Deutschland dar (Kapitel 2.3). Nach BOLZ (1998) ist die Rostbinde zwar nicht obligat an Sandstandorte gebunden, hat dort aber ihren Schwerpunkt- und Rückzugsraum – vornehmlich in Gebieten, in denen Sandumlagerungen stattfinden. Hinsichtlich des Temperatur- und Wasserhaushalts handelt es sich dabei um einen Extrem-

Tab. 24: Einfluss des Windes auf die Mikrohabitate von *Hipparchia semele* (n = 138).

Untersuchungsräume	prozentuale Verteilung		
	gering	mittel	hoch
Haltern (Sand)	0	22	78
Unteres Diemeltal (Kalk)	7	13	80
Mechernich (Schwermetall)	0	66	34
Gesamt	1	32	67

lebensraum (GEIGER 1961, STOUTJESDIK & BARKMAN 1992, QUINGER & MEYER 1995, WIESBAUER & MAZZUCCO 1999):

Unbewachsene Sandböden können im Sommer *Oberflächentemperaturen* um 60–70 °C erreichen (GEIGER 1961, geografische Breite 50 °N). So ermittelten STOUTJESDIK & BARKMAN (1992) in niederländischen Heidekomplexen eine Maximaltemperatur von 59 °C an der Bodenoberfläche eines *Spergulo-Corynephorum*. Diese Werte dürften nahe an der oberen Letaltemperatur der Larven von *Hipparchia semele* liegen. Aufgrund der geringen Vegetationsbedeckung und der schlechten Wärmeleitfähigkeit der obersten Sandschicht kommt es tagsüber zu einem Hitzestau – wenn die Wärme nicht durch Wind abtransportiert wird. Nachts kühlt die Sandoberfläche dagegen rasch und stark aus. So fand HOMÉN (1897 zit. in GEIGER 1961) im Sommer Tag-Nacht-Schwankungen von 5–34 °C (im südlichen Finnland, vgl. auch TISCHLER 1993). Diese extreme Temperaturamplitude nimmt jedoch mit der Bodentiefe sehr schnell ab: In 5 cm Tiefe halbierte sich die Amplitude im Mai (bei Pawlowsk), in 10 cm Tiefe war sie bereits auf ein Drittel reduziert (LEYST 1890 zit. in GEIGER 1961).

Ein starker Niederschlagsabfluss auf geneigten Sandoberflächen, die schnelle Versickerung in tiefere Bodenbereiche sowie die hohe Oberflächentemperatur lockerer Sandböden führen zu einer *raschen Austrocknung* des Oberbodens (GEIGER 1961, WALTER 1990). Die Bodentrockenheit verschärft wiederum den Wärmehaushalt. Andererseits führt der geringe Bodenwassergehalt im Winter zu einer Gefrierpunktniedrigung im Oberboden (GEIGER 1961).

Auf das Verhalten der Rostbinden-Larven wurde in Kapitel 4.3 bereits eingegangen. Ein Wechsel zur Nachtaktivität und der Rückzug in mildere Bodenbereiche oder dichte Grashorste während des Tages ist möglicherweise weniger als Anpassung an tagaktive Prädatoren zu verstehen, sondern stellt v. a. ein räumliches Ausweichen gegenüber ungünstigen oder gar lebensbedrohlichen Bedingungen dar (vgl. TISCHLER 1993: 248). Die Präferenz zu Südwestlagen vereint zudem Vorteile bezüglich des Temperatur- und Wasserhaushalts: Morgens werden Tau und bodennahe Luftfeuchte durch den späteren Sonnenaufgang länger gehalten, im weiteren Tagesverlauf jedoch eine optimale Wärmegunst erreicht.

5.5 Mikrohabitatstruktur

Die Pflanzendecke eines Mikrostandorts bestimmt nicht nur wegen der Wirtspflanzen (Kapitel 5.3) oder dem Raumwiderstand (HEYDEMANN 1956) die Besiedlungswahrscheinlichkeit durch ein phytophages Insekt, vielmehr haben die Vegetationsschichten aufgrund ihrer strukturellen Ausprägung großen Einfluss auf den Wärme- und Wasserhaushalt.

Folgende Strukturparameter der Mikrostandorte werden genauer betrachtet:

- der nicht von Vegetation oder toter Biomasse bedeckte *Rohbodenanteil*,
- Deckung und Mächtigkeit der *Streuauflage* (tote, pflanzliche Biomasse),
- Deckung und Höhe einzelner Vegetationsschichten sowie die *Vegetationsdichte* der Feldschicht (horizontale Deckung).

Die mikroklimatische Wirkung dieser Standortfaktoren besteht zum einen darin, dass sich die „äußere tätige Oberfläche“ (GEIGER 1961: 284) bezüglich des Strahlungsumsatzes verschiebt. Bei unbedecktem Boden findet der komplette Strahlungsumsatz direkt an der Bodenoberfläche statt. Eine Pflanzendecke wirkt in ähnlicher Weise, einen Teil der Strahlung lässt sie jedoch bis zur nächst tieferen Vegetationsschicht oder bis zum Erdboden durch. Sind größere Bereiche zudem von Streu oder Vegetation bedeckt, verändert sich das Mikroklima v. a. durch Höhe, Deckungsgrad und Absorptionsfähigkeit der für den Strahlungsumsatz jeweils aktivsten Flächen (z.B. unbedeckter Boden, Kryptogamen- oder Streudecke, mittlere Feldschichthöhe). Zudem wird ein Pflanzenbestand stärker von Luft durchströmt als der Boden, wobei auch der Konvektionsverlust reduziert ist. Weiterhin ist die nächtliche Abstrahlung durch die abschirmende Vegetation verringert. Die Konsequenz all dessen ist ein besonderes Bestandsklima, welches „ozeanischer“, also milder ist als das „kontinentale“ Oberflächenklima unbedeckter Böden (STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992). Daneben wirkt die Pflanzendecke beschattend auf die Mikrostandorte, was sich in der bereits besprochenen maximalen, täglichen Sonnenscheindauer ausdrückt. Insgesamt sinkt durch die Pflanzendecke also die Temperaturamplitude, es kann mehr Feuchtigkeit im Boden und im Pflanzenbestand gehalten werden, die Tagesgänge von Temperatur und Feuchtigkeit sowie die Orte der größten Wärmegunst verschieben sich (STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992).

Die „mildernde“ Eigenschaft der Pflanzendecke wirkt sich auf die Organismen v. a. durch eine Veränderung im Selektionsdruck aus (WIESBAUER & MAZZUCCO 1999): Der Druck durch klimatische Extreme sinkt, der durch interspezifische Konkurrenz steigt.

5.5.1 Anteil unbedeckten Bodens

Je nach Rohbodenanteil ähnelt ein Mikrostandort mehr oder weniger dem mikroklimatischen Extrem des unbedeckten Bodens. *Hipparchia semele* scheint diesbezüglich das „Extreme“ zu präferieren: Für den Sand-Lebensraum im UG Borkenberge ergibt der Vergleich besiedelter zu unbesiedelten Mikrostandorten einen Unterschied bezüglich der Mittelwerte und Interquartilbereiche (Abbildung 32). Die Larvalhabitate weisen mit einem Median von 70 % einen *beachtlichen Rohbodenanteil* auf. An unbesiedelten Mikrostandorten liegt er dagegen nur bei 5 % (Mann-Withney-U-Test: $U = 803,5$, $p < 0,001$, $n = 176$).

Angeichts der offenkundigen Bedeutung des Parameters – der 83 % der Präsenz-Absenz-Verteilung erklärt (Tabelle A10 in Anlage 5) – erstaunt die große Varianzbreite (Abbildung 33). Den größten Anteil unbedeckten Bodens von 97 % erreicht ein Larvalhabitat im UG Borkenberge. Dieser südwestlich geneigte, stark gestörte Mikrostandort wird nur von 3 % Feldschicht bedeckt, wovon 2 % auf das Wirtsgras *Deschampsia flexuosa* entfallen. In 5 cm Höhe über dem Boden liegt die horizontale Vegetationsdeckung um die Eiablagestelle aber bei immerhin 20 %. Dieses Extrembeispiel verdeutlicht die hervorragende Anpassung der Präimaginalstadien von *Hipparchia semele* an trockenheiße Lockersandstandorte. Auf der anderen Seite duldet die Art aber auch geringe Rohbodenanteile, wie zwei Beispiele aus den Sand- und Schwermetall-Lebensräumen zeigen: Unter allen untersuchten Larvalhabitaten wies nur eine keinen Rohboden auf. Dieser vollbesonnte und kleinflächig

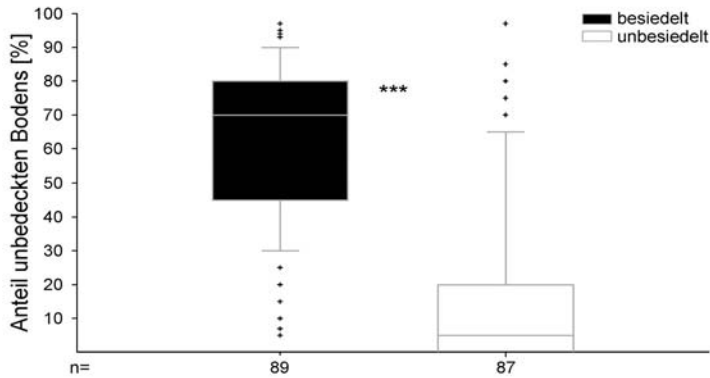


Abb. 32: Anteile unbedeckten Bodens besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge.
Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

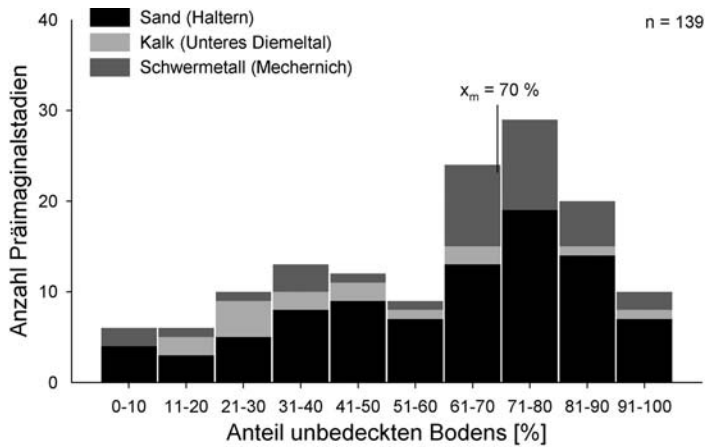


Abb. 33: Verteilung des Rohbodenanteils in den Mikrohabitaten von *Hipparchia semele*.

(durch Heidekrautbüsche) windgeschützte Schwermetallstandort wurde zu 70 % von einer dünnen, stark verfestigten Streuauflage (vgl. Kapitel 5.5.2) und zu 50 % von einer durch Beweidung kurz gehaltenen Feldschicht (v. a. aus *Deschampsia flexuosa*) bedeckt. Offensichtlich erzeugen Windschutz und die verfestigte Streudecke hier ein geeignetes Mikroklima (s. unten). Ein weiteres Larvalhabitat erreichte nur 5 % Rohbodenanteil, wobei ein Großteil des Mikrostandorts von einem nur 1 cm hohen Moosteppich von *Polytrichum piliferum* bedeckt wurde und die horizontale Deckung in 5 cm Höhe bereits auf 15 % reduziert war. Scheinbar wirkt die dichte und niedrige Moosschicht hier ähnlich wie eine unbedeckte Bodenoberfläche (vgl. STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992). Die Beispiele weisen einerseits auf das komplexe Zusammenspiel mehrerer Parameter hin (Gesetz der relativen Standortkonstanz nach WALTER & WALTER 1953) und belegen andererseits eine hohe Flexibilität im Eiablageverhalten der Rostbinde – eine für die Pionierart hilfreiche Eigenschaft.

Interessant ist zuletzt die Verteilung der Klassen zum Rohbodenanteil in den verschiedenen Lebensräumen (Abbildung 33): Sind die Mediane im Lockersand- und Schwermetall-Lebensraum bei ähnlicher Varianzbreite gleich ($x_m = 70$ %, $V = 92-95$ %), so liegt der

Median auf den Kalkmagerrasen deutlich darunter ($x_m = 40 \%$, $V = 80 \%$). Durchschnittlich waren die untersuchten Kalkmagerrasen dichter von Vegetation bedeckt. Das größere Wärmespeichervermögen der Kalkrohböden und Rendzinen mit hohem Stein-, Grus- oder Felsanteil kompensiert offensichtlich die dichtere Vegetationsdecke.

5.5.2 Streuauflage und Kryptogamenschicht

Im letzten Kapitel bereits angedeutet, kann der *Höhe* und *Struktur* der Streuauflage sowie der Art und Deckung durch Kryptogamen eine große Bedeutung zukommen. Grundsätzlich wird das Mikroklima bei größerer Deckung durch eine lockere, luftdurchströmte Streuauflage oder Moosbedeckung gemildert: So erzeugt die mehrere Zentimeter mächtige Altgrasstreue in den Habitaten von *Erebia aethiops* eine höhere Substratfeuchte, die es der mesophilen Art ermöglicht, sehr trockene Lebensräume zu besiedeln (LEOPOLD 2006a). Ein Moosteppich sorgt – wenn er nicht völlig ausgetrocknet ist – ebenfalls für mildere Temperaturen und eine gewisse Feuchtigkeit des Oberbodens (STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992). Zudem führt der Bewuchs mit Kryptogamen durch die Festigung der Sandoberfläche zu einer geringeren Substratdynamik der Sandstandorte, was in windbeeinflussten Larvalhabitaten von Vorteil sein kann.

Von entscheidender Bedeutung ist auch die Struktur der Streuauflage oder Kryptogamenschicht. Kann eine lockere und hohe Streuschicht für ein milderes Kleinklima sorgen, so kehrt sich der Effekt bei einer dichten Streudecke um. So fanden STOUTJESDIJK & BARKMAN (1992) sehr hohe Tagestemperaturen in Dünenkomplexen der Niederlande an den Oberflächen kompakter Streudecken, gefolgt von unbedeckten Böden. Für die Art der Kryptogamenbedeckung gilt ähnliches: Niedrig- und dichtwüchsige Moose können trockenheißes Kleinklima aufgrund ihrer dunkleren Färbung verstärken (s. auch SEIFERT 1986), wogegen mächtige, lockere Moosauflagen mildernd wirken. Wird die Kryptogamenschicht von Flechten dominiert, kehrt sich der mildernde Effekt ebenfalls um: Die höchsten Oberflächentemperaturen (von 65°C) in niederländischen Heidekomplexen ermittelten STOUTJESDIJK & BARKMAN (1992) in einem Flechtenrasen des *Cladonietum mitis*. Es muss also nicht verwundern, dass *Hipparchia semele* einige südexponierte Flechtenrasen trotz sonstiger Eignung als Larvalhabitat im UG Borkenberge meidet.

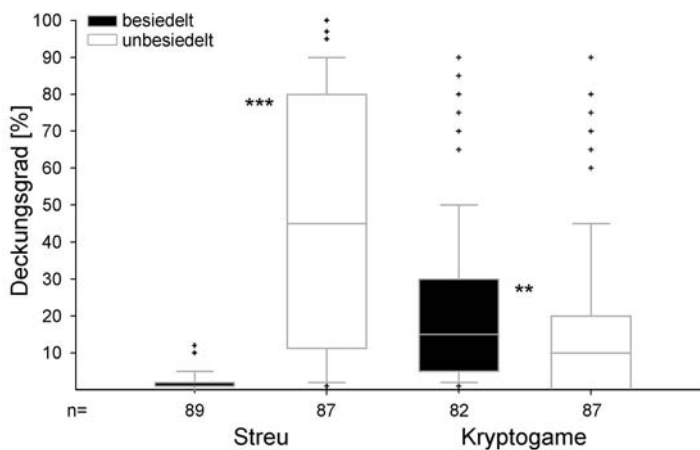


Abb. 34: Streu- und Kryptogamendeckung besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge.

Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest **: sehr signifikant, ***: höchst signifikant.

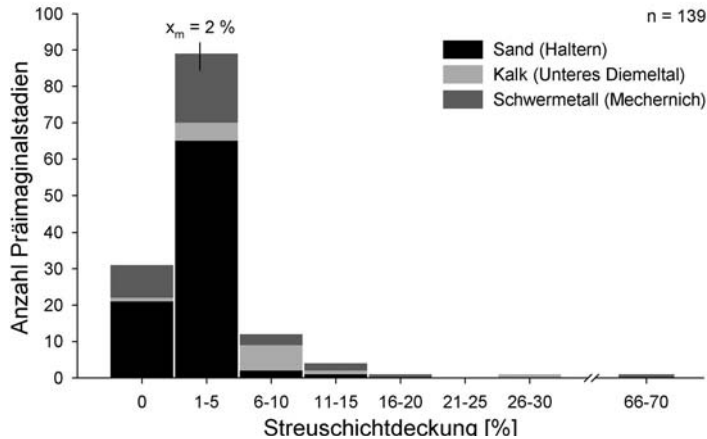


Abb. 35: Verteilung der Streuschichtdeckungen in den Mikrohabitaten von *Hipparchia semele*.

Die Deckung der Streuauflage erklärt 88 % der Präsenz-Absenz-Verteilung im UG Borkenberge (Tabelle A10 in Anlage 5). Dies legt der große Medianunterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten auch nahe (Abbildung 34; Mann-Whitney-U-Test: $U = 768,0$, $p < 0,001$, $n = 176$). In den Larvalhabitaten liegt der Median der Streudeckung bei 2 %, 20 % werden kaum überschritten (Abbildung 35). Nur in zwei Mikrohabitaten liegt die Streudeckung mit 30 bzw. 70 % darüber (zu letzterer vgl. Kapitel 5.5.1). Interessant ist wiederum ein Vergleich der Lebensraumtypen: So liegen die Mediane zur Streudeckung in den Sand- und Schwermetallhabitaten mit 1 bzw. 2 % deutlich unter dem der Kalkmagerrasen ($x_m = 7$ %). In den dichter bewachsenen Kalkhabitaten kann sich mehr Streu ansammeln. Umso bedeutender dürften Störungsprozesse, die Rohboden schaffen und die Streuakkumulation reduzieren, in den Kalklebensräumen sein. In den kargeren Sandhabitaten wird offensichtlich weniger Streu aufgebaut, mechanische Bodenverletzungen sowie regelmäßige Brandereignisse (im UG Borkenberge) wirken der Akkumulation entgegen.

Zuletzt sei noch auf eine Sonderform der Streuauflage hingewiesen: Auf den Brandflächen kann es – bei feuchter Witterung kurz nach dem Brennen – zur Ausbildung einer sehr kompakten, 1–2 cm mächtigen, dunkelgrauen Asche-Streu-Schicht kommen. Diese dürfte sich an Strahlungstagen aufgrund ihrer Farbe und Kompaktheit noch stärker erwärmen als der oben beschriebene Streufilz. Elf Brandflächen blieben im UG Borkenberge – trotz sonstiger Habitategnung – unbesiedelt, wenn dieser Filz nicht durch mechanische Einwirkungen „aufgebrochen“ wurde, so dass sich die Larven hätten vergraben können.

5.5.3 Feldschicht

Für die nahe der Bodenoberfläche lebenden Präimaginalstadien der Rostbinde sind Höhe und Struktur der Feldschicht von großer Bedeutung. Je höher die Feldschicht, desto höher liegt z. B. auch das tägliche Temperaturmaximum im Sommer (STOUTJESDIK & BARKMAN 1992) und desto weniger Strahlung wird an der Bodenoberfläche umgesetzt (GEIGER 1961). Je dichter die bodennahe Vegetation und je stärker sie durch horizontale Blattflächen geprägt ist, desto weiter verschiebt sich die wärmste Zone (im Sommer) zur oberen Feldschichtgrenze (PORTER 1992, STOUTJESDIK & BARKMAN 1992). Nach einem Diagramm von WATERHOUSE (1955 zit. in GEIGER 1961) ergab sich z. B. in einer 50 cm hohen Wiese im Sommer folgende Situation (in Schottland): Gegenüber unbedecktem

Boden verlagerte sich die „äußere tätige Oberfläche“ (und damit das tägliche Temperaturmaximum) von der Erdoberfläche in ca. 30 cm Höhe. Wurden dort über 20 °C erreicht, waren es nahe der Bodenoberfläche nur noch 16 °C. Die relative Luftfeuchte stieg dagegen von der oberen Feldschichtgrenze zur Bodenoberfläche um ein Drittel an. Ähnlich verliefen Messungen zur Bodentemperatur (in 2 cm Tiefe) und mittleren Vegetationshöhe durch ZEHM (in SCHWABE et al. 2004) in Sand-Ökosystemen bei Darmstadt.

Nach SUNDERMEIER (1997) korrelieren in lückigen Magerrasen viele Strukturparameter mit der Gesamtdeckung der Vegetation. In den Abbildungen 36 und 37 sind mittlere Höhe und Deckung der Feldschicht zur Kennzeichnung der Larvalhabitate dargestellt. Als aussagestärkstes Strukturmaß erweist sich jedoch die *Vegetationsdichte der Feldschicht* (horizontale Deckung), die als Vegetationsprofil nach FARTMANN (2004, vgl. „Strukturkurve“ bei ZEHM 1997) dargestellt wird (Abbildung 38).

Der Median der *Feldschichtdeckung* liegt in allen Larvalhabitaten mit nur 20 % sehr niedrig (Sand: $x_m = 20$ %, Schwermetall: $x_m = 25$ %, Kalk: $x_m = 50$ %). Die Larvalhabitate der Rostbinde weisen durchschnittlich eine relativ niedrige mittlere *Feldschichthöhe* von 8 cm auf, wobei diese in den Kalkhabitaten mit 6 cm am niedrigsten und in den Schwermetallfluren mit 10 cm am höchsten ist (Abbildung 36). Dem Gesetz der relativen Standortskonstanz folgend, ist die mittlere Feldschichtdeckung in den Kalkhabitaten auch am größten (Abbildung 37). Eine geringe Feldschichthöhe ist angesichts der Wärmebedürftigkeit der Art meist notwendig. Hinsichtlich des Zusammenspiels mehrerer Umweltfaktoren ist die Betrachtung hoch- bzw. dichtwüchsiger Mikrostandorte aufschlussreich: So wurde ein im Schnitt 23 cm hoher, besiedelter Straußgrasrasen (*Agrostis capillaris*) im UG Borkenberge in allen Jahreszeiten fast voll besonnt und erreichte immerhin 30 % Rohbodenanteil bei einer Feldschichtdeckung von 55 %. Das Larvalhabitat lag vor einer südgeneigten Böschung, die mit einer dichten Weißdornhecke bewachsen war (Wärmestau). Ein weiteres Mikrohabitat im UG Borkenberge wies einen 25 cm hohen Magerrasen (v. a. mit *Agrostis vinealis*) auf, jedoch war das Ei südseitig entlang einer störungsbedingten Grenzlinie angebracht. Die horizontale Deckung in 5 cm Höhe lag deshalb bei nur 25 %. Um Ökotone höherwüchsiger Grasfluren zu störungsbedingt schütterten Bereichen handelt es sich auch bei den beiden Mikrohabitaten mit der dichtesten Feldschicht: Ein Larvalhabitat mit 80 % Deckung im UG Mechernich lag direkt an der Grenze eines Schwemmsandbereichs (Bei Starkregen kommt es an den Flanken der fast unbewachsenen Schwermetallhalde zu Erosion.). Dieser südexponierte Larvalstandort dürfte

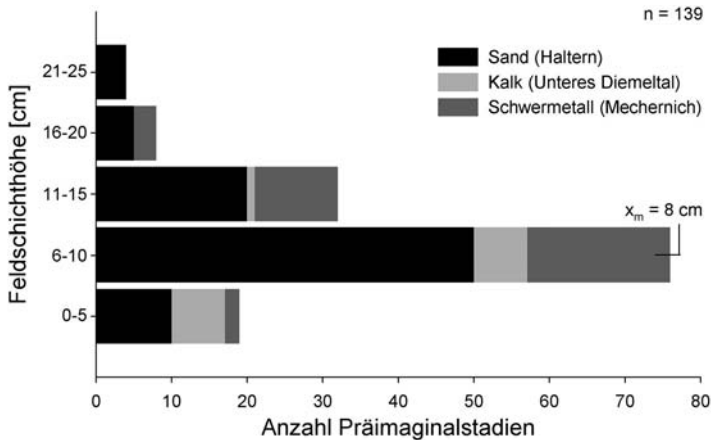


Abb. 36: Verteilung der Feldschichthöhen in den Mikrohabitaten von *Hipparchia semele*.

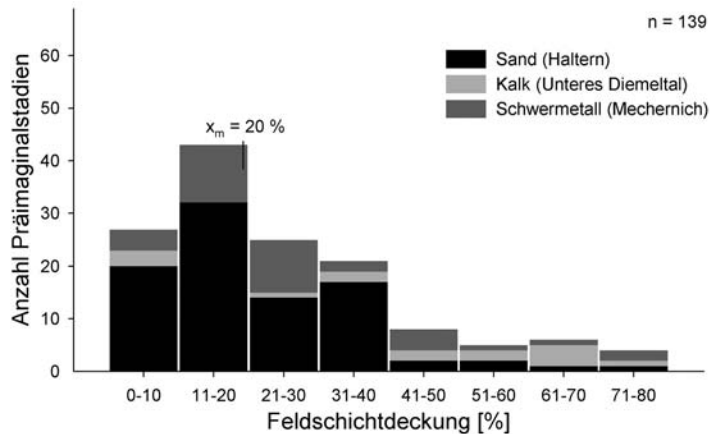


Abb. 37: Verteilung der Feldschichtdeckungen in den Mikrohabitaten von *Hipparchia semele*.

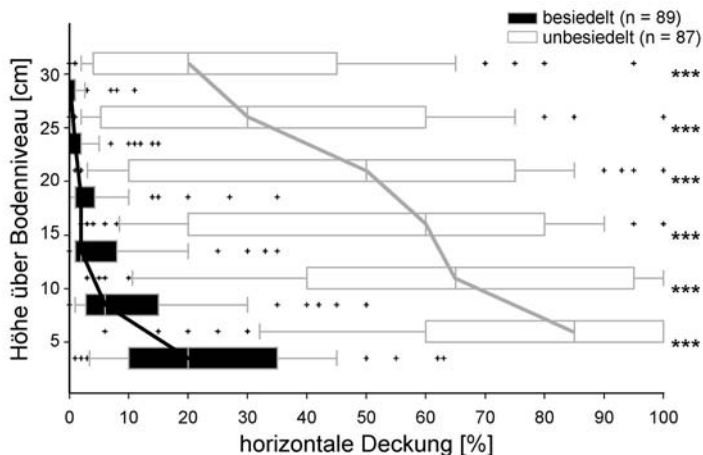


Abb. 38: Vegetationsprofile zur horizontalen Dichte der Feldschicht unbesiedelter Mikrostandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge.

Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

durch die scharfe Grenzlinie zur hochwüchsigen *Calluna*-Heide eine ausreichende Wärme-
gunst aufweisen (Windschutz). Ähnlich lag die Situation innerhalb einer stark durch Mili-
tärfahrzeuge zerfurchten, ruderalisierten Schaf-Schwingelflur. Bei maximaler Besonnung
(in allen Jahreszeiten) kann sich der südwestexponierte Mikrostandort vermutlich schnell
und stark aufheizen, so dass sich eine „Milderung“ durch die dichtere Feldschicht (hori-
zontale Deckung in 10 cm Höhe noch bei 65 %) in diesem Fall womöglich sogar positiv
auswirkte.

Sowohl Höhe als auch Deckung der Feldschicht erklären die Präsenz-Absenz-Verteilung
der Präimaginalstadien sehr gut (Tabelle A10 in Anlage 5) und weisen höchst signifikante
Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten auf (Abbildung
39). Eine noch bessere Erklärung liefert jedoch der „kombinierte“ Parameter der Vege-

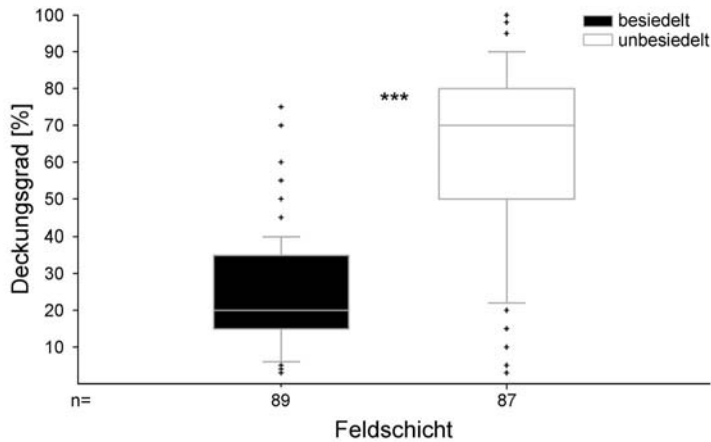


Abb. 39: Feldschichtdeckung besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge. Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

tationsdichte (vgl. auch Kapitel 5.10). Das *Vegetationsprofil* der Feldschicht zeigt dies recht eindrucksvoll (Abbildung 38): Für alle Schichthöhen ergibt sich ein sehr großer Medianunterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten. Die beste Modellerklärung (88 %, Tabelle A10 in Anlage 5) liefert dabei der horizontale Deckungsgrad in 5 cm Höhe (über dem Erdboden). Für die besiedelten Mikrostandorte ergibt sich in Abbildung 38 in den oberen Schichten ein steiler Kurvenverlauf (also insgesamt keine bis geringe Deckungen), der sich nach unten potenziell abflacht ($y = x^a$). Dagegen zeigen die unbesiedelten Mikrostandorte auch im oberen Feldschichtbereich dichtere Vegetationsstrukturen, die nach unten stetig (fast linear) zunehmen. Das Schema zeigt sich in allen drei UG (Abbildungen 38 sowie A11 und A12 in Anlage 5).

5.5.4 Strauch- und Baumbedeckung

Die durch Präimaginalstadien von *Hipparchia semele* besiedelten Mikrostandorte weisen fast *keine* Strauch- oder Baumschicht auf. Im UG Borkenberge (Sand-Lebensraum) waren nur 14 Larvalhabitate (= 17 %) mit sehr geringen Deckungsgraden (2–10 %) von *Calluna vulgaris* in der Strauchschicht bedeckt. Fast die Hälfte der Mikrohabitate innerhalb von Kalkmagerrasen waren zwar mit einer unteren Strauchschicht versehen, deren Deckung mit 1–3 % jedoch irrelevant. Aufschlussreich ist aber die Bedeckung von drei Larvalhabitaten durch Birken im UG Mechernich (Schwermetallhabitat), die eine Überschirmung von 15–20 % verursachten. Das lückige Blätterdach hatte jedoch *keine* Auswirkungen auf die Mikroklimata: Die Sonnenscheindauer im Frühjahr/Herbst sowie im Winter war dadurch kaum beeinträchtigt (9–11 bzw. 5 h).

5.6 Vegetation

5.6.1 Pflanzensoziologische Einordnung der Mikrostandorte

Aus der Zuordnung der Mikrostandorte zu pflanzensoziologischen Einheiten (Syntaxa) können standörtlich wichtige Informationen gewonnen werden (ELLENBERG 1954, 1967; KRATOCHWIL 1987, WILMANN 1987, MATTES 1996, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, FARTMANN 1997, 2004).

Tab. 25: Von *Hipparchia semele* als Larvalhabitat genutzte Syntaxa mit Angabe der Besiedlungsrate (n = 239).
Zur pflanzensoziologischen Zuordnung und Gliederung s. Anlage 6.

Syntaxon	Anzahl Larvalhabitate	Besiedlungs- rate [%]
Schwermetallfluren der Klasse <i>Violetea calaminariae</i>		
<i>Silene vulgaris</i> - <i>Armeria maritima</i> -Gesellschaft, typische Variante	16	-
<i>Silene vulgaris</i> - <i>Armeria maritima</i> -Gesellschaft, typische Variante, Ausbildung von <i>Deschampsia flexuosa</i> und <i>Calluna vulgaris</i>	13	-
<i>Silene vulgaris</i> - <i>Armeria maritima</i> -Gesellschaft, typische Variante, artenreich	6	-
Sandmagerrasen der Klasse <i>Koelerio-Corynephoretea</i>		
<i>Spergulo-Corynephorum typicum</i>	7	100
<i>Spergulo-Corynephorum</i> , Ausbildung von <i>Festuca brevipila</i>	9	100
<i>Agrostietum vinealis cladonietosum</i>	7	100
<i>Agrostietum vinealis typicum</i>	15	73
Kalkmagerrasen der Klasse <i>Festuco-Brometea</i>		
<i>Gentiano-Koelerietum pyramidatae cladonietosum</i>	10	-
<i>Gentiano-Koelerietum pyramidatae cladonietosum</i> , Variante von <i>Calluna vulgaris</i> und <i>Danthonia decumbens</i>	4	-
<i>Gentiano-Koelerietum pyramidatae typicum</i>	1	-
Sandheiden der Klasse <i>Calluno-Ulicetea</i>		
<i>Deschampsia flexuosa</i> -Gesellschaft, rohbodenreich	26	81
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> , Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> , Pionierphase	14	57
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> , Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> , Degenerationsphase	16	56
<i>Deschampsia flexuosa</i> -Gesellschaft, rohbodenarm	6	33
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> , Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> , Aufbauphase	10	30
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> , Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> , Reifephase	14	14
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> , Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> , Degenerationsphase mit <i>Molinia caerulea</i>	21	5

Im Bergschadensgebiet Mechernich werden Schwermetallfluren der *Silene vulgaris*-*Armeria maritima*-Gesellschaft des Verbandes *Armerion halleri* von *Hipparchia semele* besiedelt (Tabelle A13 in Anlage 6, BROWN 1993), die v. a. durch das Vorkommen der Metallophyten *Armeria maritima* ssp. *halleri*, *Festuca aquisgranensis* und *Silene vulgaris* ssp. *vulgaris* var. *humilis* gekennzeichnet sind (PARDEY 1999). Daneben tolerieren *Agrostis capillaris*, *Calluna vulgaris*, *Campanula rotundifolia*, *Festuca filiformis*, *Polygala vulgaris*, *Rumex acetosa* und *R. acetosella* s. l. eine höhere Schwermetallbelastung (ebd.). Nach PARDEY et al. (1999) handelt es sich in den UG um Sekundärstandorte (Kapitel 3.3). Aufgrund der Bleikontamination hat sich – ohne gravierende anthropozoogene Einflüsse – eine nur lückige Feldschicht (mittlere Deckung 25 %) entwickelt. Aufgrund einer verringerten mikrobiellen Aktivität und der niedrigen Biomasseproduktion verläuft die Bodenentwicklung dieser Standorte gehemmt (BROWN 1993), weshalb im UG vielerorts – noch 50 Jahre nach Aufgabe der Erzförderung – humusfreie bis -arme Rohböden vorkommen. Gehölze wie *Betula pendula* oder *Robinia pseudoacacia* etablieren sich nur sehr langsam. Pflanzensoziologisch werden neben der typischen Variante mit einer mittleren Feldschichtdeckung von 22 % (Spalte 1 in Tabelle A13) noch eine Ausbildung mit Arten der

Calluna-Heide („Schwermetallheide“, Spalte 2 in Tabelle A13) und eine artenreiche Ausbildung (Spalte 3 in Tabelle A13) unterschieden. Bei letzterer sind Bodenbildung und Sukzession am weitesten vorangeschritten, die mittlere Feldschichtdeckung beträgt 36 % (beim Heidetyp 43 %).

Die mikrostrukturelle Larvalhabitateignung von Schwermetallfluren und -heiden für *Hipparchia semele* ist offenkundig, doch stellt sich die Frage nach der toxischen Wirkung des Blattmaterials auf die Raupen. Einige Heuschreckenarten weisen bei schwermetallhaltiger Pflanzennahrung z. B. verringerte Schlupfraten oder längere Larvenentwicklungen auf (INGRISCH & KÖHLER 1998). BROWN (1993) fand in Blättern von *Festuca ovina* agg. im UG (Mechernich/Westschacht) immerhin einen Bleigehalt von durchschnittlich 280 mg (93–578) pro Kilogramm Trockenmasse. Angesichts der seit Jahren starken Population der Rostbinde im UG, scheint eine gewisse Bleibelastung der Wirtsgräser von den Larven toleriert zu werden. Die Kleinarten von *Festuca ovina* agg. eignen sich an den Schwermetallstandorten – zusätzlich zu den in Kapitel 4.3 bzw. 4.5 diskutierten Eigenschaften – in besonderer Weise als Wirtsgräser: Die sogenannten „excluders“ akkumulieren Schwermetalle in den Wurzeln und minimieren so den Transport in die oberirdischen Organe (BAKER 1981, BROWN 1993). Aufschlussreich bezüglich der Präferenz für *Festuca ovina* agg. (im UG Mechernich) wäre ein Vergleich zu anderen potenziellen Wirtsgräsern wie *Deschampsia flexuosa* – leider sind hierzu keine Literaturangaben verfügbar.

Im Sand-Lebensraum dienen *Hipparchia semele* v. a. Silbergrasfluren des *Spergulo-Corynephorum* und schütterere Straußgrasrasen des *Agrostietum vinealis* (beide *Corynephorion*) als Larvalhabitate (Tabelle A14 in Anlage 6). Der Verband ist durch *Corynephorus canescens* gekennzeichnet. In den Frühlingsspark-Silbergras-Rasen (*Spergulo-Corynephorum*) sind *Spergula morisonii*, *Teesdalia nudicaulis* und *Aira caryophyllea* sehr stet vertreten. Innerhalb der typischen Subassoziation kann eine Ausbildung mit höherer Feldschichtdeckung (27 gegenüber 18 %) und geringerem Rohbodenanteil (65 gegenüber 80 %) abgetrennt werden. In dieser treten v. a. *Festuca brevipila* und *Poa compressa* sowie höhere Moosdeckungsgrade auf. Beide Syntaxa wurden zu 100 % als Larvalhabitat besiedelt. Strukturell sind beide hervorragend als Larvalhabitate geeignet und mit *Corynephorus canescens* und *Festuca brevipila* (sowie *F. filiformis*) mehrere Wirtsgräser maßgeblich am Aufbau der Vegetationstypen beteiligt. Die an Differentialarten arme Sandstraußgras-Gesellschaft (*Agrostietum vinealis*) ist gegenüber den Silbergrasrasen durch höhere Deckungsgrade von *Agrostis vinealis* und eine höhere Feldschicht- (37 %) und Moosdeckung (v. a. *Polytrichum piliferum*, *Ceratodon purpureus* oder *Pohlia nutans*) gekennzeichnet (SCHRÖDER 1989). Die Gesellschaft tritt auf bereits ruhenden Dünen-sanden als Folgegesellschaft des *Spergulo-Corynephorum* oder als Pioniergesellschaft vegetationsfreier, verfestigter Sandflächen auf. Neben Dünen- und offenen Sandflächen (wie auch beim *Spergulo-Corynephorum*), sind Sandwege und sonnige Ränder von Sandkiefernwäldern die häufigsten Wuchsorte der Sandstraußgras-Rasen (ebd.). Neben der typischen wird eine flechtenreiche Subassoziation abgetrennt (Tabelle A14). Die (präimarginale) Besiedlungsrate der Rostbinde ist mit 73–100 % (Tabelle 25) sehr hoch.

Im Kalklebensraum dienen drei Typen des (beweideten) *Gentiano-Koelerietum pyramidatae* als Larvalhabitate von *Hipparchia semele* (Tabelle A15 in Anlage 6). Die Aufnahmen gehören zu einer typischen und einer flechtenreichen Subassoziation, wobei gegenüber FARTMANN (2004) auch wenig geneigte bzw. ebene Flächen ehemaliger Steinbruchbereiche ins *Gentiano-Koelerietum cladonietosum* einbezogen werden. Die Assoziation ist durch *Koeleria pyramidata* gekennzeichnet. Gegenüber der typischen Subassoziation weisen die flechtenreichen Syntaxa eine – für Kalkmagerrasen – sehr niedrige Feld-

schichtdeckung von durchschnittlich 57–69 % und einen hohen Stein- bzw. Grusanteil auf. Innerhalb des *Gentiano-Koelerietum cladonietosum* wird eine Variante oberflächlich versauerter Standorte (Hölleberg) mit *Calluna vulgaris*, *Danthonia decumbens* und *Agrostis capillaris* abgetrennt (Spalte 2 in Tabelle A15). FARTMANN (2004) gibt einen detaillierten Überblick über die verschiedenen Typen der Kalkmagerrasen im Unteren Diemeltal. Ein Vergleich bestätigt, dass *Hipparchia semele* auf die schotter- bzw. rohbodenreichsten Typen der dortigen Kalkmagerrasen angewiesen ist. Die typische Subassoziatio wurde – trotz langer Suche – nur einmal als Larvalhabitat nachgewiesen (Spalte 3 in Tabelle A15, Feldschichtdeckung 85 %), wobei es sich hierbei um die „schotterarme Ausbildung“ nach FARTMANN (2004: 56f.) handelt. *Hipparchia semele* nutzt an Nordhängen des Flohrbergs (Unteres Diemeltal) auch Bereiche des *Gentiano-Koelerietum trifolietosum* (FARTMANN 2004), wenn diese „scharf“ beweidet werden (strukturell damit sehr ähnlich den oben beschriebenen Einheiten).

Wie nutzt die Rostbinde – oft als *der* Heidefalter charakterisiert – nun letztlich die Klasse der Heidekraut- und Borstgrasrasen (*Calluno-Ulicetea*)? Die Ausführungen der Kapitel 5.3 bis 5.5 sowie 5.7 lassen eine Präferenz zu niedrigwüchsigen, rohbodenreichen Heidetypen mit einem gewissen Wirtsgrasanteil erwarten. Von *Hipparchia semele* wurde die rohbodenreiche Ausbildung der (ranglosen) *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft (Tabelle A16 in Anlage 6) am stärksten als Larvalhabitat genutzt. Diese Ausbildung weist mit 79 % im Mittel einen sehr hohen Rohbodenanteil auf (durchschnittliche Feldschichtdeckung 17 %). Bezüglich der Präimaginal-Besiedlungsrate (für das UG Borkenberge) folgen die Pionier- sowie die Degenerationsphase des *Genisto pilosae-Callunetum*, welche mit 39 bzw. 47 % eine noch lückige Feldschicht besitzen. Die Assoziatio des *Genisto pilosae-Callunetum* ist durch *Calluna vulgaris* und auf höherer Ebene durch verschiedene Klassenkennarten charakterisiert (Spalten 1–6 in Tabelle A16). Da in allen Einheiten des *Genisto pilosae-Callunetum* die Draht-Schmiele stet vertreten ist, werden diese einer *Deschampsia flexuosa*-Variante zugerechnet. Die stärker grasbedeckten Heidebereiche der *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft sowie die Aufbauphase des *Genisto pilosae-Callunetum* wurden von *Hipparchia semele* bereits weniger häufig besiedelt. Die Reifephase des Heidezyklus wurde nur in zwei Fällen genutzt – in diesem Stadium wächst die Heide mit höchsten Deckungsgraden bis in die mittlere Strauchschicht (Spalte 4 in Tabelle A16). Hier liegt eine Larvalhabitateignung nur in Sonderstrukturen vor: Bei einer Aufnahme handelt es sich um eine breite Fahrspur einer Südböschung, bei der anderen um einen kleinen von Horsten der Draht-Schmiele durchsetzten Flechtenbestand inmitten der hochwüchsigen Besenheide. In einem Fall wurde ein niedrigwüchsiges *Molinia*-Degenerationsstadium (Spalte 6 in Tabelle A16) als Larvalhabitat genutzt, dabei handelte es sich um eine zwei Jahre alte Brandfläche. Die vier Entwicklungsphasen der Heide (vgl. SCHRÖDER 1989, POTT & HÜPPE 1991) wurden v. a. am Deckungsgrad von *Calluna vulgaris* innerhalb der Vegetationsschichten unterschieden, wobei mehrere Phasen kleinflächig in einem Mosaik auftreten können. So erreicht die Besenheide im (niedrigwüchsigen) Pionierstadium hohe Deckungsgrade nur als Keimling, in der Aufbauphase verschiebt sich der Bereich höchster Deckung in die Feld- und untere Strauchschicht. In der Reifephase besitzt *Calluna vulgaris* vitale Bestände in der unteren und mittleren Strauchschicht, wogegen große Heidesträucher in der Degenerationsphase auseinanderbrechen und bereits wieder Keimlingen und niedrigwüchsigem Austrieb „Platz machen“ (ohne Brand oder Bodenstörung allerdings mit dichter Heidestreu-Bedeckung). Die pflanzensoziologisch typischer Weise hohe Moosdeckung der Zerfallsphase wurde an den Eiablageorten der Rostbinde nicht beobachtet, offensichtlich nutzt die Falterart auch hier „Sonderstandorte“.

5.6.2 Zeigerwerte

Zeigerwertspektren nach Ellenberg können zusätzliche Hinweise zu den Standortbedingungen geben (ELLENBERG et al. 1992, ELLENBERG 1996). Pflanzen überdauern an einem Standort nur, wenn das Zusammenspiel aller für die betreffende Art bedeutsamen Umweltfaktoren in ihrem zeitlichen Verlauf günstig ist. Die augenblickliche Artenkombination lässt folglich Aussagen über den tatsächlich wirksamen Faktorenkomplex eines Standorts zu. Die Beurteilung von Parametern, die im Jahresverlauf größeren Schwankungen und einem kleinräumig starken Wechsel unterliegen (z. B. die Bodenfeuchte), würde aufwändige Messreihen erfordern. Hier können die einfach zu ermittelnden Zeigerwerte wertvolle Informationen liefern (KOWARIK & SEIDLING 1989). Ebenso bei sehr komplexen Verhältnissen, wie dem Nährstoffhaushalt. Dass die Analyse von Zeigerwerten eine äußerst hilfreiche Ergänzung tierökologischer Untersuchungen darstellt, zeigen Arbeiten von SEIFERT (1986), OPPERMAN et al. (1987), WEIDNER (1992), FARTMANN (1997), LEOPOLD (2001, 2006a) oder WALLISDEVRIES (2006).

Die Stickstoffzahlen (als Anhaltspunkt für den Nährstoffhaushalt) aller besiedelten Mikrostandorte der Rostbinde sind erwartungsgemäß niedrig: Die Mediane liegen zwischen 2,1 in den Schwermetall- und 2,5 in den Sandhabitaten (Abbildung 40, vgl. ELLENBERG 1996). Dass in den Larvalhabitaten aber auch Pflanzenarten nährstoffreicherer Vegetationseinheiten wie *Arrhenatherum elatius* (v. a. Kalk- und Schwermetallstandorte), *Leontodon hispidus* (v. a. Kalkstandorte) oder *Coryza canadensis* (v. a. Sandstandort) anzutreffen sind, weist auf eine Einschränkung der Standortbeurteilung anhand von Zeigerwerten hin: Zeigerwerte beziehen sich auf das ökologische Verhalten der Pflanzenarten und geben keinen Hinweis auf die physiologische Amplitude (ELLENBERG et al. 1992: 11f. sowie BÖCKER et al. 1983 und KOWARIK & SEIDLING 1989). Demnach können die meisten Pflanzen – je nach Faktorenkomplex und Konkurrenzsituation – auch abweichende Standorte besiedeln. Die Larvalhabitate von *Hipparchia semele* gehören zu den *nährstoffärmsten* Standorten: die Stickstoffzahl 2 stellt bereits die zweitkleinste Kategorie bezüglich der Nährstoffversorgung dar. BÖCKER et al. (1983) berechneten Nährstoff-Mittelwerte von 2,4 bzw. 2,8 für süddeutsche Corynepforeten bzw. Mesobrometen, FARTMANN (1997) 2,4 für ostbrandenburgische Silbergrasfluren. Vergleichbar niedrige Mediane wiesen auch die Larvalhabitate von *Iphiclides podalirius* oder *Chazara briseis* im Unteren Unstruttal (Sachsen-Anhalt) auf (LEOPOLD 2001), wogegen der Median bei der mesophilen Art *Erebia aethiops* in der nördlichen Eifel mit 5 deutlich darüber liegt (LEOPOLD 2006a, jeweils Kalkstandorte).

Die Feuchtigkeit des Oberbodens ist – ebenso wie der Nährstoffhaushalt – ein schwierig zu beurteilender, aber bedeutsamer Standortparameter (DANCAU 1983, SEIFERT 1986). Die Mediane der Feuchtespektren liegen im Lebensraum der Rostbinde zwischen 3,7 in den Sand- und 3,9 in den Schwermetallhabitaten (Abbildung 41). BÖCKER et al. (1983) berechneten z. B. Feuchte-Mittelwerte von 3,0 bzw. 4,6 für süddeutsche Corynepforeten bzw. Mesobrometen, FARTMANN (1997) 2,9 für ostbrandenburgische Silbergrasfluren. Mittlere Zeigerwerte zwischen 3 und 4 wurden im Unteren Unstruttal auch für die Larvalhabitate von *Iphiclides podalirius* und *Chazara briseis* ermittelt (jeweils Kalkstandorte). Da *Molinia caerulea* (Feuchtezahl 7, UG Borkenberge) oder *Carex flacca* (Feuchtezahl 6, Unteres Diemeltal) wechselfeuchte bzw. trockene Standorte besiedeln (OBERDORFER 1994), erstaunt deren Vorkommen in den Larvalhabitaten der Rostbinde nicht – führt aber zu entsprechend erhöhten Feuchtemedianen. Auf den stark gestörten Sandstandorten des Truppenübungsplatzes Borkenberge kommt hinzu, dass kleinste Reliefunterschiede zu einer (methodisch bedingten) Unschärfe führen: So kommt das feuchteliebende *Illecebrum verticillatum* (Feuchtezahl 7) in Wagenspuren häufig vor, 30 cm daneben können jedoch schon *Teesdalia nudicaulis* (Feuchtezahl 3) oder *Polytrichum piliferum* (Feuchtezahl 2) gedeihen.

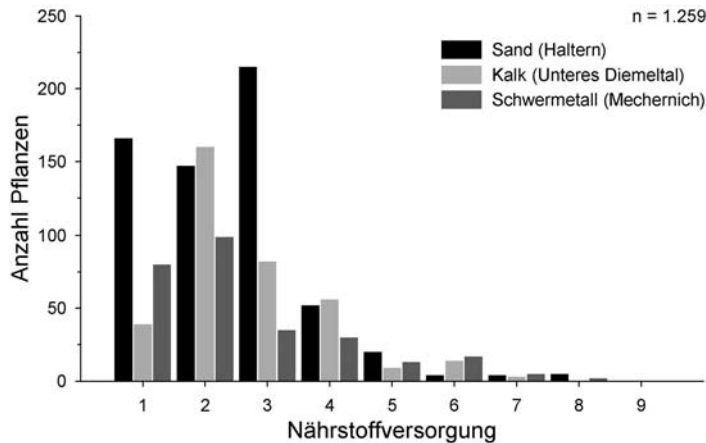


Abb. 40: Spektrum der Stickstoff-Zeigerwerte in den Larvalhabitaten von *Hipparchia semele* (Mediane für Sand, Kalk bzw. Schwermetall: 2,5, 2,4 bzw. 2,1).

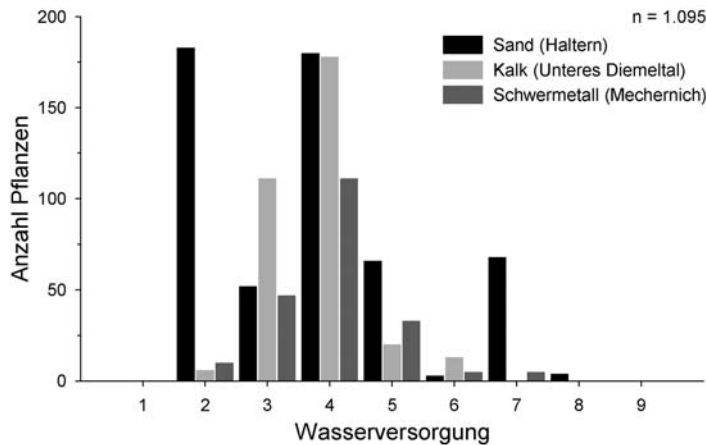


Abb. 41: Spektrum der Feuchte-Zeigerwerte in den Larvalhabitaten von *Hipparchia semele* (Mediane für Sand, Kalk bzw. Schwermetall: 3,7, 3,8 bzw. 3,9).

Trotz der genannten Einschränkungen bringt ein Vergleich besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte für das UG Borkenberge einen Unterschied bezüglich der mittleren Feuchtezahlen: Der Median besiedelter liegt mit 3,7 um fast *ein* Skalenniveau niedriger (also „trockener“) als der unbesiedelter Mikrostandorte (4,6). Der – weil feuchte Biotope unberücksichtigt blieben – nicht überraschend geringe Unterschied ist höchst signifikant (Abbildung 42; Mann-Withney-U-Test: $U = 57.149,0$, $p < 0,001$, $n = 843$).

Die Mediane bezüglich der Lichtzahl (Abbildung 43) liegen mit Werten zwischen 7,3 in den Kalk- und 7,6 in den Schwermetallhabitaten im oberen, stärker besonnten Bereich. Die Messergebnisse zur Sonnenscheindauer (Kapitel 5.4) hätten allerdings eine deutlichere Indikation erwarten lassen – erst Lichtzahl 9 zeigt nach ELLENBERG (1996) einen voll belichteten Standort an (vgl. aber auch BÖKER et al. 1983). Einen Median von 7 wiesen aber auch die Larvalhabitate von *Iphiclides podalirius* und *Chazara briseis* auf (LEOPOLD 2001, jeweils Kalkstandorte). Ebenso wie *Hipparchia semele* tolerieren diese keine (oder nur wenig) Beschattung ihrer Larvalhabitate.

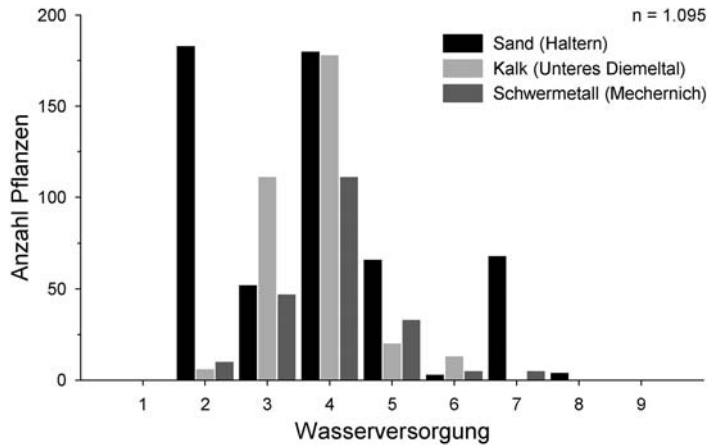


Abb. 42: Wasserversorgung besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte im Vergleich (s. Text). Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

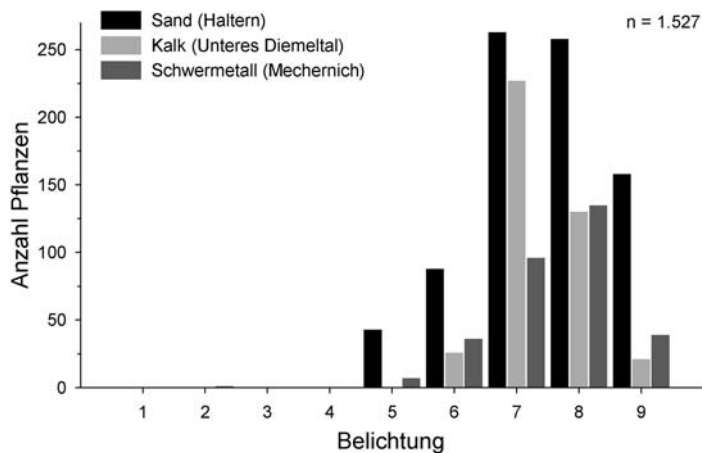


Abb. 43: Spektrum der Licht-Zeigerwerte in den Larvalhabitaten von *Hipparchia semele* (Mediane für Sand, Kalk bzw. Schwermetall: 7,5, 7,3 bzw. 7,6).

Stickstoff- und Feuchtezahlen können für Vergleiche (z. B. zwischen den Larvalhabitaten von Tagfaltern oder zwischen verschiedenen Mikrostandorten) demnach wertvolle Zusatzinformationen im Rahmen von tierökologischen Studien liefern. Der Strahlungsegenuss eines Mikrostandorts wird jedoch treffender über die Kombination aus Exposition, Inklination und Sonnenscheindauer als über die Lichtzahl beschrieben (vgl. auch SEIFERT 1986).

5.7 Strukturelle Differenzierung der Mikrostandorte

In den vorherigen Kapiteln wurde die Bedeutung der mikrostrukturellen Ausprägung herausgearbeitet. Zur Beurteilung von Habitatspektrum und Lebensraumdiversität wurden ähnliche Mikrostandorte mit Hilfe der in Kapitel 5.2.2 beschriebenen Clustermethode exemplarisch für die Sandhabitate (UG Borkenberge) zu vier Haupt Strukturtypen

zusammengefasst (Tabelle 26, s. auch Abbildung 49 in Kapitel 6.1):

- die *Strukturtypen I* und *II* umfassen lückig bewachsene Lockersandstandorte mit geringen Vegetationsdichten in der Feldschicht und fehlender bzw. spärlicher Streuauflage,
- die *Strukturtypen III* und *IV* stellen Sandstandorte mit hohen und dichten Feld- und Streuschichten dar. Mikrostandorte von *Typ IV* werden zudem teilweise von einer Baumschicht bedeckt.

Die übergeordneten Strukturtypen werden im Folgenden in acht Subtypen unterteilt und nach ihrem Sukzessionsgrad aufgelistet. Drei dieser acht Subtypen wurden von *Hipparchia semele* als Larvalhabitate genutzt. Die Mikrohabitate lassen sich strukturell wiederum in verschiedene Varianten unterteilen.

Subtyp I

Mit Feldschichtdeckungen zwischen 0 und 30 % ($x_m = 10$ %) umfasst Typ I sehr *karge Flugsandflächen* mit Pioniervegetation. Eine Streu- (0–5 %) oder Kryptogamendecke (0–25 %) kann sich hier kaum ausbilden, durchschnittlich wird der maximale Besonnungsgrad ($x_m = 12$ h im Frühjahr/Herbst) erreicht. Interessant im Vergleich zum Strukturtyp II ist das geringere Auftreten von Ameisen (Kapitel 5.8.1). Es werden zwei Subtypen differenziert.

Strukturtyp I.1

Diese vegetationsärmsten Flugsand- und Störf Flächen können – trotz struktureller Eignung – von *Hipparchia semele* aufgrund fehlender oder zu geringer Wirtspflanzendeckung (< 1 %) nicht als Larvalhabitate genutzt werden. Dieser Subtyp kennzeichnet strukturell die „untere Grenze“ des Habitatspektrums innerhalb der Sukzessionsfolge. Für *alle* Aufnahmen wurde die höchste Störungskategorie (2b) notiert: Diese Bereiche des Truppenübungsplatzes Borkenberge werden regelmäßig mit militärischen Fahrzeugen befahren, so dass eine Weiterentwicklung der Pflanzenbestände kaum möglich ist. Pflanzensoziologisch handelt es sich um Fluren der Haferschmiele (*Airetum praecocis*) sowie Initialstadien des *Corynephorion* (Tabelle A18 in Anlage 6).

Bei maximaler Besonnung im Sommer ($x_m = 16$ h) und fehlender oder extrem niedriger Vegetationsdeckung ($x_m = 1$ %, 0–2 %) herrscht an diesen Mikrostandorten „Rohbodenklima“ (Kapitel 5.4). Kryptogamen können hier aufgrund der Substratbewegung nicht Fuß fassen.

Subtyp I.2

Der in der Sukzessionsreihe folgende Subtyp vereint lückig bewachsene Flugsand- und Störf Flächen, an denen eine ausreichende Wirtspflanzendeckung (Kapitel 5.3) vorhanden ist. Mikrostandorte dieses Typs wurden zu 75 % als Larvalhabitat genutzt. Allen Aufnahmen ist der hohe Störungsgrad (93 % Störung 2b) gemein, sonst sind verschiedenste Flächen vereint: Am häufigsten (39 %) sind Wegränder, schütterte Grasstreifen zwischen den Fahrspuren der Sandwege sowie Ökotope zu stärker befahrenen Bereichen (s. oben). Weiterhin sind Böschungen mit Erosionserscheinungen (9 %) und geschützte Bereiche innerhalb von Flugsandflächen (5 %) sowie der Grenzbereich einer Brandfläche zu einer Fahrspur, ein *Polytrichum*-Teppich, eine Silbergrasflur und diverse Anfangsstadien von Sandmagerrasen-Vegetation beinhaltet. Viele Aufnahmen gehören neben den Initialstadien des *Corynephorion* zum *Spergulo-Corynephorum typicum*, der rohbodenreichen Ausbil-

Tab.: 26: Untersuchte Strukturtypen im Sand-Lebensraum von *Hipparchia semele* (n = 231).
 I: Flugsandflächen, II: lückige Sandmagerrasen und Heidephasen, III: dichtwüchsige *Calluna*-Heiden und Magerrasen, IV: Lichtwald. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Umweltparameter, Erläuterungen zur Vorsortierung vgl. Kapitel 5.2.2.

Strukturtyp	I		II		III			IV
	1	2	1	2	1	2.1	2.2	
Anzahl Mikrostandorte	16	59	46	30	40	7	32	8
Präimaginal-Besiedlungsrate [%]	0	75	52*	53	0	0	0	0
Horizontale Deckung [%]								
in 5 cm Höhe	1	12	32	40	82	95	100	100
in 10 cm Höhe	0	3	13	20	65	85	95	73
in 15 cm Höhe	0	2	7	10	55	78	85	18
in 20 cm Höhe	0	1	3	5	40	83	78	18
in 25 cm Höhe	0	1	3	2	25	82	65	4
in 30 cm Höhe	0	0	1	1	15	65	50	4
Anteil unbedeckten Bodens [%]	99	85	60	23	5	2	0	0
Streuschichtdeckung [%]	0	1	11	5	40	70	80	70
Kryptogamendeckung [%]	0	3	15	45	20	10	0	10
Feldschichtdeckung [%]	1	15	30	40	70	30	85	80
Deckung unt. Strauchschicht (bis 0,5 m) [%]	0	0	0	0	0	70	0	0
Deckung Baumschicht [%]	0	0	0	0	0	0	0	20
Gesamtdeckung Vegetation [%]	1	20	40	75	83	90	90	96
Höhe [cm]								
der Feldschicht	4	7	8	12	20	30	33	20
der Streuauflage	-	1	1	1	3	5	9	5
max., tägliche Sonnenscheindauer Fr/He [h]	11	12	11	11	10	7	9	5
Ameisenfrequenz [%]	6	31	58	80	58	14	34	38

Fr/He: Frühling/Herbst-Wert (März/September) zur maximalen, täglichen Sonnenscheindauer. *) Aufgrund zu geringer Wirtspflanzendeckung (vgl. Kapitel 5.3) wurde der Wert bereits um 11 % (nicht besiedelbarer Mikrostandorte) reduziert.

dung der *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft sowie dem *Agrostietum vinealis typicum*.
 In Strukturtyp I.2 sind letztlich sehr schütterere Sandstandorte mit Substratbewegung zusammengefasst, deren Sukzession zwar (v. a. durch mechanische Zerstörung) regelmäßig unterbrochen bzw. „zurückgeworfen“ wird – im Mittel aber dennoch eine Feldschichtdeckung von 15 % (1–30 %) möglich ist. Mit einer im Schnitt maximalen Besonnung (x_m = 16 h) im Sommer bei gleichsam geringer Vegetationsdichte (Tabelle 26) herrschen auch hier rohbodenähnliche Kleinklimate.

Die besiedelten Mikrostandorte weisen in einigen Variablen große Varianzen auf, so dass eine weitere Untergliederung in mindestens drei strukturelle Varianten möglich ist: So haben 51 Mikrohabitate eine geringere (bis 20 %) und 8 eine höhere (bis 40 %) bodennahe, horizontale Vegetationsdichte. Die Variante mit geringer Vegetationsdichte kann wiederum in eine moosarme (≤ 5 % Deckung, n= 18) und eine moosreiche (n = 33) untergliedert werden. Auf die damit einhergehenden mikroklimatischen Veränderungen wurde bereits in Kapitel 5.5 hingewiesen.

Strukturtyp II

In Strukturtyp II sind *lückige Sandmagerrasen* zusammengefasst ($x_m = 35 \%$, in 5 cm Höhe). Innerhalb der Feldschicht werden aufgrund der durchschnittlich geringen Höhe von 10 cm (5–25 cm) im oberen Bereich nur sehr geringe Vegetationsdichten erreicht ($x_m = 1–2 \%$). Die Mikrostandorte weisen mit einem Median von 45 % noch einen beachtlichen Rohbodenanteil auf. Die Streudeckung ist gering ($x_m = 2 \%$), die der Kryptogamen kann aber bis zu 90 % erreichen ($x_m = 25 \%$). Der Besonnungsgrad ist mit durchschnittlich 11 h im Sommer recht hoch. Es werden zwei Subtypen differenziert.

Subtyp II.1

Dieser Subtyp vereint die rohbodenreichen Mikrostandorte innerhalb der Sandrasen mittlerer Feldschichtdeckung. Die Besiedlungsrate liegt mit 52 % deutlich unter der von Subtyp I.2. Bei einer mittleren Gesamtdeckung der Vegetation von 40 % werden noch Rohbodenanteile ab 30 % erreicht. In den bodennahen Höhenschichten liegen entsprechend niedrige Vegetationsdichten von 32 bzw. 13 % (in 5 bzw. 10 cm Höhe) vor. Der Anteil „jüngerer“ Störungen mit mechanischer Bodenverletzung (2b) ist mit 78 % noch sehr hoch, 80 % der Mikrostandorte waren durch Militärfahrzeuge „zerfahren“ und 7 % aufgrund von Brand nur schütter bewachsen. Ein Drittel der Mikrostandorte waren von lückigen Schwingel- und Straußgrasrasen bedeckt, ein Fünftel lagen in Ökotonen (Ränder von Sandwegen, größeren Störbereichen etc.). Weiterhin fallen Initialphasen und Rohbodenstellen in Reifephasen der *Calluna*-Heide sowie lückige Moosrasen und Heide-Sandrasen-Komplexe in diesen Strukturtyp. Pflanzensoziologisch gehören viele Aufnahmen zur *Festuca brevipila*-Ausbildung des *Spergulo-Corynephorum typicum* sowie dem *Agrostietum vinealis typicum*.

Die besiedelten Mikrostandorte können wiederum in drei Varianten unterteilt werden. Vier Mikrohabitate weisen eine bis zu 50 cm hohe Strauchschicht auf: Dabei handelt es sich um stärker nach Südwesten geneigte und mit 65 % relativ rohbodenreiche Mikrostandorte. Zwölf der verbleibenden Mikrohabitate zeigen in 10 cm Höhe eine geringere ($< 10 \%$) und dreizehn eine höhere Vegetationsdichte. Die Varianten unterscheiden sich in der Feldschichthöhe (Mediane 7 bzw. 12 cm) und in der Moosdeckung (Mediane 28 bzw. 18 %). Die etwas höher- und dichtwüchsiger Variante wird im Winter durchschnittlich 1 h weniger besonnt.

Dem Subtyp gehören auch die von *Hipparchia semele* besiedelten Schwermetallhabitate bei Mechernich an.

Subtyp II.2

In diesem Subtyp sind niedrigwüchsige Sandmagerrasen mit geringem Rohbodenanteil zusammengefasst. Besiedelt werden mit 53 % ähnlich viele Mikrostandorte wie im vorherigen Subtyp. Der Anteil unbedeckten Bodens liegt zwischen 5 und 40 %. Ein Teil der Aufnahmen weist eine deutlich höhere Feldschichtdeckung (bis 80 %), ein anderer Teil eine gut ausgebildete Kryptogamenschicht (bis 90 % Deckung) auf. Bei einer durchschnittlichen Feldschichthöhe von 12 cm (6–25 %) nimmt die Vegetationsdichte innerhalb der Feldschicht jedoch rasch ab: Gegenüber Strukturtyp II.1 werden zwar bodennah mit 40 bzw. 20 % (in 5 bzw. 10 cm Höhe) höhere Dichten erzielt, im oberen Feldschichtbereich (in 20–30 cm Höhe) liegen aber bereits keine Unterschiede mehr vor. Die Störungsintensität ist ggü. II.1 reduziert: Kategorie 2b wird nur noch in 52 % der Mikrostandorte erreicht (47 % durch Befahren), wogegen Störungen mit Bodenverletzung in

38 % der Flächen länger bereits zurückliegen. Fast ein Fünftel stellen Brandflächen dar, ein Zehntel gemähte, lückige Pfeifengrasbestände. Zwei Mikrostandorte waren durch Kaninchen und einer durch Wildschweine offen gehalten (je einer auch besiedelt). Am häufigsten sind moos- und flechtenreiche Sandmagerrasen (33 %) sowie Pionierphasen der *Calluna*-Heide (13 %) beinhaltet und weiterhin jeweils zwei Böschungen und lückige Heide-Magerrasen-Komplexe. Pflanzensoziologisch gehören viele Aufnahmen dieses Subtyps zum *Agrostietum vinealis* (v. a. zur Subassoziation mit *Cladonia* spp.) und zur Initialphase des *Genisto pilosae-Callunetum*.

Innerhalb der besiedelten Mikrostandorte können zwei Varianten nach der Vegetationsdichte der oberen Feldschichtbereiche unterschieden werden. Sieben Mikrohabitate weisen geringere (< 5 %) und neun höhere horizontale Deckungsgrade (in 20 cm Höhe) auf. Die Varianten unterscheiden sich zudem in der Höhe der Feldschicht (10 bzw. 15 cm) sowie in der Dichte der unteren und mittleren Feldschichtbereiche (z. B. 2 bzw. 10 % in 25 cm Höhe). Die höherwüchsige und dichtere Variante vereint innerhalb der Sukzessionsreihe die gerade noch besiedelbaren „Grenzfälle“ bezüglich der strukturellen Habitat-eignung.

Strukturtyp III

Mit einer bodennahen Vegetationsdichte zwischen 50 und 100 % ist in diesem Strukturtyp kaum noch unbedeckte Bodenoberfläche vorhanden. Zugleich kann sich eine im Schnitt 70 % deckende und bis zu 15 cm mächtige Streuschicht aufbauen (Tabelle 26). Störungen, welche die Bodenoberfläche verletzen, treten kaum noch auf. Der Strukturtyp vereint *dichte Calluna-Heiden* und *artenarme Grasbestände*. Es werden wiederum zwei Subtypen unterschieden.

Subtyp III.1

Dieser Subtyp umfasst die dicht-, aber niedrigwüchsigen Mikrostandorte. Zwar können hier im Sommer durchschnittlich noch 10 h Sonnenscheindauer und geringere Vegetationsdichten in der oberen Feldschicht (ab 20 cm Höhe) erreicht werden – die Bodenbedeckung mit Streu, Gras-, Kraut- und Zwergstrauchbeständen ist jedoch zu hoch für eine Besiedlung durch Präimaginalstadien von *Hipparchia semele*. Störungstypen, die Rohboden schaffen sind auf einen Anteil von 18 % reduziert, in 15 % der Mikrostandorte findet keine Störung statt. Der Strukturtyp beinhaltet v. a. Heide-Pfeifengras-Bestände (25 %), Reife- und Degenerationsphasen der *Calluna*-Heide (20 %) (*Genisto pilosae-Callunetum*) sowie Dominanzbestände des Pfeifengrases (18 %) (alle gemäht oder „ungestört“) – darunter einige Brandflächen, auf denen sich dichte, artenarme Pfeifengrasbestände gebildet haben. Weiterhin gehen dichtwüchsige Straußgras- (*Agrostis capillaris*-Gesellschaft), Borstgras- (*Nardus stricta-Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft) und Draht-Schmielen-Magerrasen (rohbodenarme Ausbildung der *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft) ein.

Subtyp III.2

Dieser Subtyp vereint hochwüchsige, dichte Zwergstrauchheiden (Typ III.2.1) und Magerrasen (Typ III.2.2). Die Streuauflage erreicht hier höchste Deckungsgrade bei Höhen bis zu 15 cm. Der Besonnungsgrad bodennaher Bereiche nimmt stark ab. Rohboden-erzeugende Störungstypen wirken nicht mehr auf die Mikrostandorte ein, die meisten Flächen werden gemäht oder sind ungenutzt. Pflanzensoziologisch sind v. a. Reife- und *Molinia*-Degenerationsphase des *Genisto pilosae-Callunetum* und Dominanzbestände von *Molinia caerulea* beinhaltet (Tabelle A21 in Anlage 6).

Strukturtyp IV

Angesichts der Besiedlung lichter Wälder durch die Rostbinde (Kapitel 2.3) z. B. in Nordostdeutschland wird zuletzt noch ein „Lichtwald-Typ“ (des *Betulo pendulae-Quercetum roboris*) betrachtet. Zwar wird an einigen Mikrostandorten im lichten Waldbestand noch eine Besonnung von 8 h im Sommer bzw. im Frühjahr/Herbst erreicht (Überschirmungsgrad durch Bäume: 5–75 %), die Struktur der Feldschicht ist jedoch als Larvalhabitat für *Hipparchia semele* völlig ungeeignet: Bodennahe Feldschichtbereiche haben eine mittlere Dichte von 100 bzw. 73 % (5 bzw. 10 cm Höhe). Möglicherweise toleriert die Rostbinde eine gewisse Überschirmung ihrer Larvalhabitate (v. a. in Wärmegebieten), wenn der Waldboden (z. B. durch Waldweide) strukturell den Strukturtypen I.2 und II.1 ähnelt. Derartige Lichtwaldbestände konnten in den UG – mangels Vorkommen – nicht untersucht werden.

5.8 Weitere mögliche Einflussfaktoren in den Mikrohabitaten

Zuletzt werden noch zwei Umweltfaktoren ergänzt, bei denen ein abschließendes Urteil zu ihrer Bedeutung für die Larvalhabitatqualität der Rostbinde noch ausbleiben muss.

5.8.1 Ameisenpräsenz

Zwischen den besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten ergibt sich für den Lockersand-Lebensraum (UG Borkenberge) ein signifikanter Unterschied bezüglich der Ameisenpräsenz (Mann-Whitney-U-Test: $U = 1.298,5$, $p < 0,05$, $n = 125$). Deshalb liegt die These nahe, *Hipparchia semele* präferiere Mikrostandorte, die seltener von Ameisen (als bedeutende tag- wie nachtaktive Prädatorengruppe) frequentiert werden.

Tab. 27: Verteilung von *Hipparchia semele* besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte bezüglich der Ameisenpräsenz.

Lebensraumtyp	besiedelte Mikrostandorte			unbesiedelte Mikrostandorte		
	n	mit Ameisen [%]	ohne Ameisen [%]	n	mit Ameisen [%]	ohne Ameisen [%]
Lockersand-Lebensraum (Haltern)	38	40	60	124	52	48
Kalk-Lebensraum (Unteres Diemeltal)	15	100	0	7	100	0
Schwermetall-Lebensraum (Mechernich)	35	34	66	k. A.	k. A.	k. A.
Gesamt	88	58	42	131	76	24

Im Kalk-Lebensraum waren an *allen* untersuchten Mikrostandorten Ameisen präsent – hier könnte die Falterart also höchstens die direkte Nähe größerer Ameisennester bei der Eiablage meiden (Tabelle 27). Für die Sandstandorte ergibt sich jedoch folgendes Bild: 52 % der unbesiedelten, aber nur 40 % der besiedelten Mikrostandorte wurden von Ameisen besucht (Tabelle 27). Der Vergleich der Ameisenfrequenzen der von *Hipparchia semele* besiedelten Strukturtypen in Kapitel 5.7 liefert einen weiteren Hinweis: Mit steigendem Sukzessionsgrad der Lockersandflächen sinkt die Besiedlungsrate der Rostbinde, wogegen die Ameisenfrequenz zunimmt. Ergibt sich durch die Fähigkeit von *Hipparchia semele*, extreme Lockersandbiotopie zu besiedeln gleichzeitig eine Verringerung bedeutsamer Prädatoren? Eiablegende Weibchen könnten von Ameisen frequentierte Mikrostandorte (aktiv) meiden – der Unterschied könnte aber auch allein auf die gegensätzlichen Präferenz bezüglich des Anteils an lockerem Rohboden zurückgehen. Allerdings ergibt sich – vielleicht methodenbedingt – keine signifikante Korrelation zwischen der Ameisenpräsenz

und dem Rohbodenanteil oder solchen Störungstypen, die zu einer Bodenverletzung führen (Spearman Rangkorrelation jeweils $p > 0,05$). Nach SEIFERT (1986 sowie 1996) sind vegetationsarme Dünenflächen zwar faunistisch interessant, zählen jedoch zu den arten- und individuenärmsten Ameisenlebensräumen.

Zum Arteninventar der Ameisen im UG Borkenberge siehe SONNENBURG & HANNIG (2005, Truppenübungsplatz Haltern, Platzteil Lavesum).

5.8.2 Entfernung zu höherwüchsigen Gehölzen

In Kapitel 2.3 wurde bereits darauf hingewiesen, dass viele Autoren eine „Gehölzbindung“ der Imagines beschreiben. Tatsächlich kommen Larvalhabitate der Rostbinde oft in mosaikhaften Landschaftsbereichen mit einem gewissen Baum- und Strauchanteil vor. Es stellt sich also die Frage, welche Bedeutung die Nähe von Larvalhabitaten zu Gehölzen oder Solitäräbäumen hat. Dazu wurde für alle Mikrostandorte die Entfernung zu Gehölzbeständen ab 1,5 m Höhe ermittelt (vgl. Kapitel 5.1).

In den Mikrohabitaten selbst ist *keine* nennenswerte Gehölzdeckung zu verzeichnen (Kapitel 5.5.4). Eine Überschirmung durch Sträucher oder Bäume wird aber toleriert, solange damit keine (oder nur geringe) Verluste hinsichtlich der Wärmegunst der Larvalhabitate verbunden sind. Im Schnitt waren die Mikrohabitate jedoch 50 m von höheren Gehölzen entfernt (Abbildung 44), der größte Abstand betrug sogar 380 m. Demnach stellt die Nähe zu Gehölzgruppen oder einzelnen Bäumen keine Notwendigkeit für die Larvalhabitateignung dar. Abbildung 45 zeigt trotzdem einen höchst signifikanten Medianunterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten bezüglich der Entfernung zu Gehölzen (Mann-Whitney-U-Test: $U = 2.196,0$, $p < 0,001$, $n = 175$) für das UG Borkenberge. Unter Berücksichtigung aller UG verringert sich zwar der Medianunterschied, er bleibt aber signifikant (Mann-Whitney-U-Test: $U = 8.710,5$, $p < 0,01$, $n = 296$). Sind einzelne Bäume oder Sträucher in der Nähe der Reproduktionshabitate doch bedeutsam (vgl. Kapitel 5.9)? Im UG Borkenberge könnte der Effekt auch auf eine nutzungsbedingte Scheinkorrelation zurückgehen: Die weitläufigen, mikrostrukturell als Larvalhabitate ungeeigneten Mähflächen (z. B. *Molinia*-Bestände) sind nahezu gehölzfrei. Demgegenüber weisen die durch Militärfahrzeuge zerfahrenen Sandflächen (UG Borkenberge) oder beweidete Steilhänge (UG Hölleberg) mit guter Habitateignung Gehölze auf.

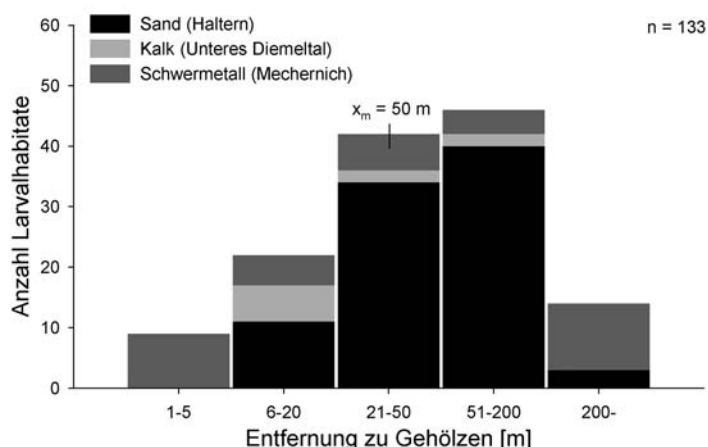


Abb. 44: Entfernung der Larvalhabitate von *Hipparchia semele* zu Gehölzen ab 1,5 m Höhe.

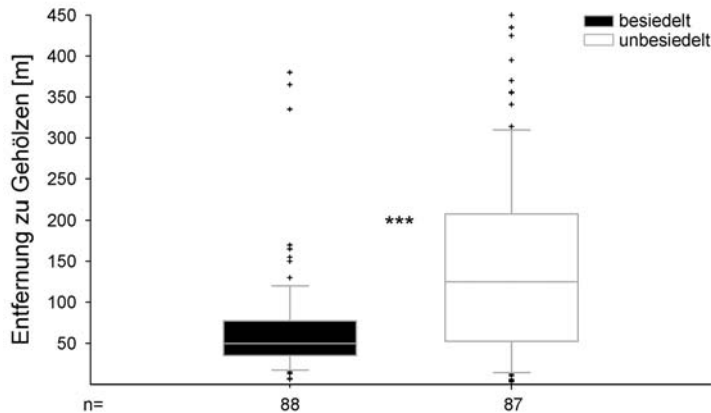


Abb. 45: Abstand besiedelter und unbesiedelter Mikrostandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge zu Gehölzen (ab 1,5 m Höhe).
Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

5.9 Mesohabitat

In den vorherigen Kapiteln wurden die Mikrohabitate von *Hipparchia semele* charakterisiert. Es stellt sich nun die Frage, wie diese Kleinstandorte auf höherer räumlicher Ebene eingebunden sind (vgl. LEOPOLD 2006a, s. Kapitel 5.1.2).

Die durchschnittliche Feldschichtdeckung der Mikrohabitate ist in allen Lebensräumen geringer als in deren näherer Umgebung – dem Mesohabitat (Umkreis von 15 m). Dieser Unterschied ist für den Sand- und Kalklebensraum signifikant (Abbildung 46; Mann-Whitney-U-Test: $U = 1.881$ bzw. 45, $p < 0,001$ bzw. 0,01, $n = 177$ bzw. 30).

Die Mesohabitate weisen in allen Lebensräumen geringe Deckungsgrade der Feldschicht auf (Sand: 35, Kalk: 70 und Schwermetall: 30 %), und darin wählt *Hipparchia semele* wiederum die schüttersten Kleinstandorte zur Eiablage. Am deutlichsten ist das innerhalb der Kalkmagerrasen, dem in der Feldschicht dichtwüchsigsten Lebensraum. Strukturell ist die Rostbinde damit *nicht* unbegünstigt auf größere Rohbodenbereiche in ihrem Lebensraum angewiesen (vgl. aber Kapitel 6). Offensichtlich genügen auch kleine Störstellen oder Ökotope, wenn die Mikrostandorte ausreichend besonnt sind. Dennoch sind im UG Borkenberge besiedelte Mesohabitate mit 35 % Feldschichtdeckung deutlich lückiger bewachsen als unbesiedelte Flächen (Mann-Whitney-U-Test: $U = 175$, $p < 0,001$, $n = 175$). Der Grund für eine Präferenz großflächiger Rohbodenbereiche könnte eine effizientere Eiablage sein: Das Angebot geeigneter Mikrostandorte ist größer, Suchzeit und Flugstrecke der Weibchen sind minimiert (Steigerung der individuellen Reproduktionsrate, vgl. GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2006). Der durchschnittliche Anteil potenziellen Larvalhabitats an den Mesohabitaten liegt im Sand-Lebensraum mit 57 % tatsächlich auch sehr hoch, erreicht im Schwermetallgebiet noch 30 % und sinkt innerhalb der Kalkmagerrasen auf 10 %.

In den Mikrohabitaten wird keine nennenswerte Strauch- oder Baumschichtdeckung erreicht (Kapitel 5.5.4), in den Mesohabitaten ist jedoch ein – wenn auch geringer – Gehölzanteil vorhanden (vgl. auch vorheriges Kapitel). So liegen die Deckungsgrade der Strauch- und Baumschichten im Sand-Lebensraum bei 10, auf Kalk bei 14 und in den Schwermetallhabitaten bei 22 % (pro 0,7 ha, Tabelle A9 in Anlage 5).

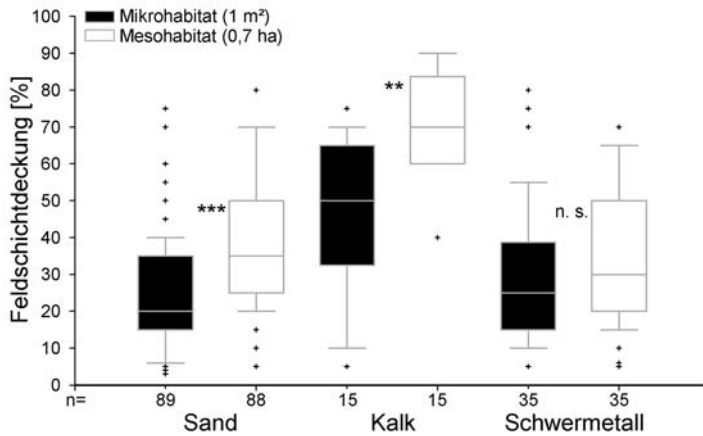


Abb. 46: Feldschichtdeckung von Mikro- und Mesohabitaten der Lebensräume im Vergleich. Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant, **: sehr signifikant bzw. n. s.: nicht signifikant.

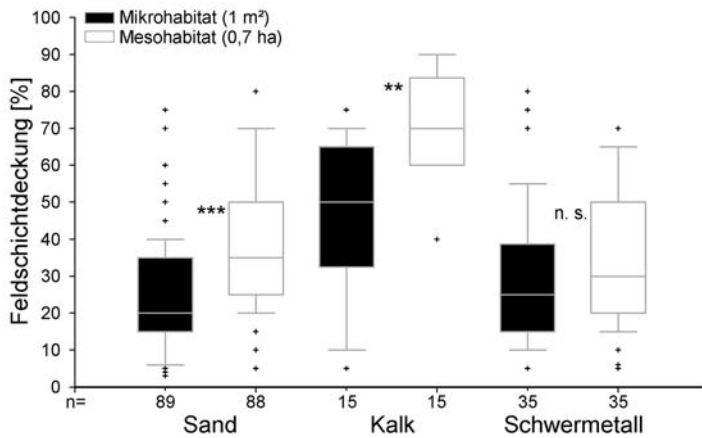


Abb. 47: Strauchschichtdeckung von Mikro- und Mesohabitaten der Lebensräume im Vergleich. Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest ***: höchst signifikant.

Ein größeres Gehölzaufkommen im näheren Umfeld strukturell geeigneter Mikrostandorte dürfte die Besiedlungswahrscheinlichkeit deutlich verringern, sobald dadurch die Sonnenscheindauer reduziert wird und sich eine dichtwüchsige Feldschicht bildet (Kapitel 5.4.1). Dies betrifft v. a. wenig bis nicht geneigte Flächen sowie Nordwest- bis Nordostlagen.

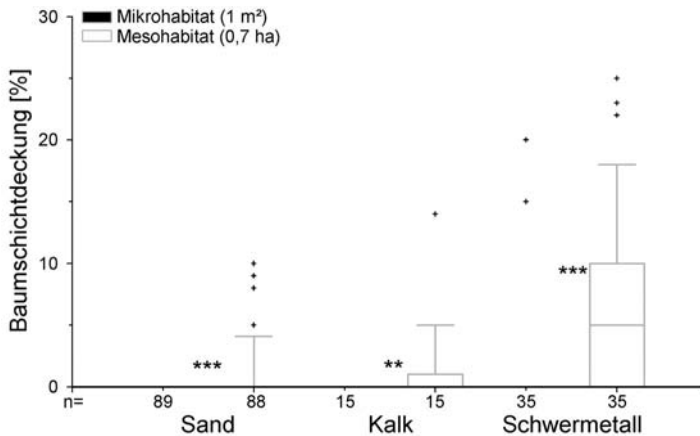


Abb. 48: Baumschichtdeckung von Mikro- und Mesohabitaten der Lebensräume im Vergleich. Erläuterungen s. Kapitel 5.2.1, Mediantest: ***: höchst signifikant, **: sehr signifikant.

5.10 Besiedlungslimitierende Faktoren im Sand-Lebensraum

Anhand der Daten zum UG Borkenberge können für die Sandhabitate multivariate Regressionsmodelle berechnet werden (Kapitel 5.2.2). Mit diesem Verfahren werden diejenigen Umweltparameter herausgearbeitet, welche die abhängige Variable – hier die Präsenz-Absenz-Verteilung der Präimaginalstadien – für die Stichprobe am besten vorhersagen (BÜHL & ZÖFEL 2002). Weitere, im Modell nachrangige Umweltfaktoren sind deshalb nicht zwangsläufig unwichtig, sie konnten in der Konstellation der eingespeisten Variablen aber keine Modellverbesserung erzielen.

Zuerst wurde ein Modell mit ausgewählten Mikrohabitat-Parametern errechnet (Tabelle 28): Von den acht Variablen kann die Kombination aus bodennaher Vegetationsdichte (in 5 cm Höhe) und Streuschichtdeckung die Verteilung der Präimaginalstadien am besten – nämlich zu 90 % – vorhersagen. Dabei kommt der *Vegetationsdichte* die weitaus größere Bedeutung zu, wogegen die Streuschichtdeckung nur zu einem Zehntel zur Modellverbesserung beiträgt (beide negativ korreliert). Ein ähnliches, etwas schlechteres Modellergebnis wurde bei alternativer Verwendung der Vegetationsdichten in 10 bzw. 15 cm Höhe erzielt.

In den vorherigen Kapiteln wurden – neben der Vegetationsdichte – auch Sonnenscheindauer, Rohbodenanteil sowie Deckung der Feld- und Streuschicht als wichtige Umweltfaktoren herausgearbeitet. Warum soll der bodennahen Vegetationsdichte nun eine besondere, vielleicht die Schlüsselrolle zukommen? Methodisch vereint die Vegetationsdichte Informationen zu Feldschichtdeckung und -höhe sowie zum Rohbodenanteil (Interkorrelation s. Kapitel 5.2.1). Wie auch im Rahmen der Hauptkomponenten-Analyse (Kapitel 6.1) erklärt folglich die Vegetationsdichte (in 5 cm Höhe) den größten Teil der Datenvarianz. Ökologisch ist dies ebenso folgerichtig: Eine hohe Vegetationsdichte in den Larvalhabitaten wird von *Hipparchia semele* aufgrund der damit einhergehenden mikroklimatischen Verschlechterung nicht toleriert (Kapitel 5.4 und 5.5.3), wogegen ein hoher Rohbodenanteil in bestimmten Situationen auch durch Kryptogamen- oder Streuschicht ersetzt sein kann. Um die für eine zügige Larvalentwicklung nötige Wärmesumme zu erreichen, muss der Bereich des größten Wärmeumsatzes (Kapitel 5.5) – angesichts der bodennahen Lebensweise *aller* Präimaginalstadien – auch möglichst nahe der Bodenoberfläche liegen.

Tab. 28: Schrittweise, vorwärts gerichtetes logistisches Regressionsmodell zum Einfluss limitierender Mikro-Habitatparameter auf die Präsenz-Absenz-Verteilung der präimaginalen Stadien der Rostbinde im Untersuchungsgebiet Borkenberge (n = 176 Mikrostandorte).

Dargestellt sind Regressionskoeffizient B, Standardabweichung sd, Wald-Statistik und Irrtumswahrscheinlichkeit p, das Bestimmtheitsmaß r bzw. der Freiheitsgrad df sowie die Modellverbesserung χ^2 .

unabhängige Variable	Regressionskoeffizient B	sd	Wald	p	r	χ^2
Konstante	3,4255	0,5699	36,1229	< 0,001	.	.
Vegetationsdichte in 5 cm	-0,0513	0,0150	11,6876	< 0,001	-0,1993	136
Streuschichtdeckung	-0,1561	0,0626	6,2176	< 0,05	-0,1315	15
Inklination	.	.	.	n. s.	.	.
max. tägl. Besonnungsdauer	.	.	.	n. s.	.	.
Anteil unbedeckten Bodens	.	.	.	n. s.	.	.
Feldschichthöhe	.	.	.	n. s.	.	.
Wirtspflanzendeckung	.	.	.	n. s.	.	.
Störungsintensität (kategorisch)	.	.	.	n. s.	.	.
Modellzusammenfassung	90 % Modellgüte (korrekte Vorhersagen), $\chi^2 = 151$, df = 2, p < 0,001					

Gegenüber zu hohen Temperaturen oder Trockenheit sind die Präimaginalstadien dagegen bestens angepasst (Kapitel 4).

Die *Streuschichtdeckung* tritt als weiterer, bedeutsamer Faktor hinzu. Offensichtlich ersetzt die Streuauflage mit ihrer klimamildernden Eigenschaft an einigen Stellen die negative Wirkung hoher Vegetationsdichte. Möglicherweise kommt hier aber auch den kompakten Streuformen Bedeutung zu, die zu noch größeren Maximaltemperaturen an deren Oberfläche führen. Gerade auf den Brandflächen schließt der Asche-Streu-Filz so dicht, dass sich die Raupen nicht (oder nur sehr eingeschränkt) in den Sandboden verkriechen können. Dann blieben nur die wenigen und jungen, dort meist noch schütterten Grashorste als Rückzugsraum (vor zu hohen Temperaturen, Feinden oder Störungen).

Im zweiten Schritt wurden alle Mesohabitat-Parameter mittels der multiplen, logistischen Regression für das UG Borkenberge untersucht (Tabelle 29). Danach kommt der Feldschichtdeckung innerhalb der 0,07 ha großen Mesohabitate (unter den erhobenen Para-

Tab. 29: Schrittweise, vorwärts gerichtetes logistisches Regressionsmodell zum Einfluss limitierender Meso-Habitatparameter auf die Präsenz-Absenz-Verteilung der präimaginalen Stadien der Rostbinde im Untersuchungsgebiet Borkenberge (n = 106 Mesostandorte).
Erläuterungen s. Tabelle 28.

unabhängige Variable	Regressionskoeffizient B	sd	Wald	p	r	χ^2
Konstante	5,0587	0,9347	29,2930	< 0,001	.	.
Feldschichtdeckung	-0,0823	0,0147	31,2201	< 0,001	-0,4496	62
Anteil unbedeckten Bodens	.	.	.	n. s.	.	.
Deckung der unteren Strauchschicht	.	.	.	n. s.	.	.
mittleren Strauchschicht	.	.	.	n. s.	.	.
oberen Strauchschicht	.	.	.	n. s.	.	.
Baumschicht	.	.	.	n. s.	.	.
Exposition	.	.	.	n. s.	.	.
Inklination	.	.	.	n. s.	.	.
Anteil potenziellen Larvalhabitats	.	.	.	n. s.	.	.
Modellzusammenfassung	82 % Modellgüte (korrekte Vorhersagen), $\chi^2 = 62$, df = 1, p < 0,001					

metern) die größte Bedeutung zu. Die Gesamtdeckung der Vegetation blieb unberücksichtigt (Interkorrelationsmatrix in Kapitel 5.2.1). Alternativ zur Feldschichtdeckung eingespeist, würde der Anteil unbedeckten Bodens an deren Stelle treten (allerdings bei 2 % geringerer Modellgüte). Angesichts der oben beschriebenen Überlebensstrategie der Rostbinde, war das Ergebnis zu erwarten: In Mesohabitaten mit wenig Feldschichtbedeckung und folglich hohem Anteil unbedecktem Lockersandboden steigt die Wahrscheinlichkeit, geeignete Larvalhabitate anzutreffen.

Gibt man letztlich die drei „wichtigsten“ Habitatparameter (Vegetationsdichte in 5 cm Höhe und Streuschichtdeckung der Mikrostandorte sowie die Feldschichtdeckung auf Mesostandortniveau) in eine Regressionsanalyse, so kann das Gesamtmodell um 2 % verbessert werden, wobei der Mesohabitat-Parameter aber nur mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p = 0,0751$ eingeht.

5.11 Synopse zum Larvalhabitat

Die Rostbinde bewohnt in Nordrhein-Westfalen *schütter bewachsene, vollbesonnte und trockene Rohbodenstandorte* innerhalb von offenen, mageren und *wärmebegünstigten* Lebensräumen auf Lockersand-, Kalk- und Schwermetallböden. Als wichtigste mikrostandörtliche Charakteristika der Larvalhabitate von *Hipparchia semele* sind die *geringe Dichte der bodennahen Vegetation* und der (damit oft korreliert) hohe Anteil unbewachsenen Bodens sowie eine lange Besonnungsdauer zu nennen (Kapitel 5.4 und 5.5). Die zur Eiablage präferierten Kleinstandorte weisen bei einer mittleren Feldschichtdeckung von 20 % mit einer durchschnittlichen Höhe von 8 cm (Kapitel 5.5.3) beachtliche Rohbodenanteile von 70 % auf (Kapitel 5.5.1). Die Vegetationsdichte der Feldschicht ist dabei extrem gering: In 5 cm Höhe werden durchschnittlich nur 20 % Deckung erreicht. Dem hyperbelartigen Kurvenverlauf des Vegetationsprofils folgend, nimmt die Dichte der Feldschicht in 10, 15 und 20 cm Höhe rasch ab und erreicht in 25 und 30 cm Höhe eine mikroklimatisch vernachlässigbare Größenordnung (Kapitel 5.5.3). Für die bodennahe Vegetationsdichte (in 5 cm Höhe) treten die stärksten Medianunterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Mikrostandorten auf – sowohl im Regressionsmodell (Kapitel 5.10) als auch in der Hauptkomponenten-Analyse (Kapitel 6.1) kommt diesem Umweltparameter die größte Bedeutung zu.

Hinsichtlich Bodengenese und Vegetationsentwicklung derart frühe Initialstadien besitzen ein extremes Kleinklima (Kapitel 5.4): Bei (im Durchschnitt) maximaler Besonnung treten in den Larvalhabitaten der Rostbinde große Temperaturamplituden mit Höchstwerten über dem Letalbereich und eine sehr geringe Luft- und Oberbodenfeuchte auf. Die präimaginalen Besiedlungsraten der untersuchten Strukturtypen für den Lockersand-Lebensraum (Halterner Sande) zeigen: Hinsichtlich des Larvalhabitats präferiert *Hipparchia semele* die extremsten Mikrostandorte innerhalb des Imaginallebensraumes. Sobald ein Minimum von 1–3 % Wirtsgasdeckung erreicht ist (Kapitel 5.7), werden selbst die schüttersten (z. B. 97 % Rohbodenanteil) Flugsandflächen besiedelt (s. auch Kapitel 6.1). Die Auswertung der Feuchtezahlen belegt zudem eine Bevorzugung der trockensten Mikrostandorte (Kapitel 5.6.2). Deshalb sind Verhaltensweisen wie das Eingraben im Oberboden oder der Übergang zur nächtlichen Lebensweise (Kapitel 4.5) primär als Anpassung gegenüber lebensfeindlichen mikroklimatischen Bedingungen zu interpretieren.

Die Stellung der Larvalhabitate im Sukzessionsverlauf wird v.a. durch die pflanzensoziologische Stellung deutlich: Mit einer Präferenz für das *Corynephorion* (bzw. dessen Initialstadien) sowie zu den jeweils schüttersten Ausprägungen der *Calluno-Ulicetia* im Sand- bzw. zu den lückigsten Subassoziationen des *Gentiano-Koelerietum* im Kalklebens-

raum besiedelt die Rostbinde sehr *frühe* und relativ *kurzlebige* Vegetationsstadien (Kapitel 5.6.1). Derartige Bestandsstrukturen können nur durch Störungsprozesse erzeugt werden (Kapitel 6). Bei den Schwermetallfluren der *Violetea calaminariae* hingegen „sorgt“ die Blei-Kontamination für die notwendige Lückigkeit der Pflanzendecke. Es ist sicher kein Zufall, dass auf Mesohabitat-Ebene die höchsten Deckungsgrade größerer Gehölze im Schwermetall-Lebensraum erreicht wurden: Hier bleibt die Feldschicht – trotz stärkeren Gehölzaufkommens – länger offen (Kapitel 5.9).

Der Vergleich der Habitatsprüche auf Mikro- (Kapitel 5.4 und 5.5) und Mesohabitat-Ebene (Kapitel 5.9) zeigt, dass kleine Bereiche als Larvalhabitat zwar nutzbar sind, Mesohabitate mit einem hohen Anteil geeigneten Larvalhabitats jedoch präferiert werden. Demnach genügen kleinste Störstellen bei einer gewissen Regelmäßigkeit ihres räumlichen Auftretens (z. B. in den meisten Kalkmagerrasen-Vorkommen). Eine großflächige Larvalhabitateignung dürfte jedoch hinsichtlich einer effizienteren Eiablage energetisch von Vorteil sein. Größere Offenbereiche sind – bei fehlenden Störereignissen – zudem langlebiger als kleinere.

Eine Fokussierung auf *das* optimale Larvalhabitat oder *den* Schlüsselfaktor dürfte jedoch problematisch sein. Mehrfach wurden in den vorherigen Kapiteln deshalb „Ausreißer“ hinsichtlich bestimmter Parameter diskutiert, welche auf die Komplexität des Zusammenspiels mehrerer Umweltfaktoren hinweisen (z. B. SCHWERTFEGER 1978). Erstaunlich sind dabei die – für eine stenöke Art – großen Varianzen der meisten Einzelparameter. Dieser Umstand manifestiert sich in der vorgefundenen Diversität besetzter Mikrostandorte (Kapitel 5.7). Dieser Habitatbreite kommt eine entscheidende Bedeutung für den langfristigen Arterhalt zu: Zwar muss eine bestimmte Kombination der Schlüsseleigenschaften hinsichtlich der Habitatqualität vorliegen, die Ausprägung der einzelnen Parameter jedoch kann stark variieren. Diese Variabilität gewährleistet letztlich die für eine Pionierart lebensnotwendige Flexibilität.

Ähnliche Mikrostrukturen bezüglich Feldschichtdeckung bzw. Rohbodenanteil in Larvalhabitaten von *Hipparchia semele* fanden R. Feldmann in der Oranienbaumer Heide (Sandstandort, 46 bzw. 54 %, n = 9; schriftl. Mitteilung), KÖNIGSDORFER (1996) am württembergischen Riesrand (Kalkstandort, 40–60 bzw. 20–40 %, n = 5), FARTMANN (2004) im Unteren Diemeltal (UG Stahlberg/ Hölleberg, 40 bzw. 50 %, n = 1) und JOY (1996) im englischen „West Midland“ (Bleiminen nordwestlich von Birmingham, 18–36 bzw. 59–80 %, n = 40). Überregional kann die Rostbinde mit zunehmender großklimatischer Wärmegunst aber offensichtlich höhere Vegetationsdichten in den Larvalhabitaten tolerieren (z. B. im Kaiserstuhl, Möllenbeck schriftl.). Mikrostrukturelle Verlagerungen der Larvalhabitate unter veränderten großklimatischen Bedingungen wurden z. B. auch bei *Maculinea arion* (THOMAS et al. 1998, FARTMANN 2005) oder *Hesperia comma* (THOMAS et al. 1986) beschrieben (Gesetz der relativen Standortskonstanz nach WALTER & WALTER 1953).

Die Larvalhabitate von *Hipparchia statilinus* – durch STEINER & TRUSCH (2000) aus Brandenburg beschrieben – ähneln strukturell den in Nordrhein-Westfalen vorgefundenen Mikrohabitaten der Rostbinde. Ähnliche Strukturpräferenzen in vergleichbaren Lebensräumen sind in Deutschland z. B. für die Tagfalter *Chazara briseis*, *Hesperia comma*, *Hipparchia fagi*, *Maculinea arion*, *Pyrgus serratulae* oder *Scolitantides baton* (PAULER et al. 1995, HERMANN & STEINER 1997, KÖNIGSDORFER 1997, LEOPOLD 2001, FARTMANN & MATTES 2003, FARTMANN 2004, LEOPOLD et al. 2005b sowie Möllenbeck schriftl.) oder die Heuschrecken *Myrmeleotettix maculatus*, *Oedipoda caerulescens*, *Sphingonotus caeruleus*, *Tetrix bipunctata* und *T. tenuicornis* (FARTMANN 1997, ZEHEM 1997, SALM & FARTMANN 2001, SCHULTE 2002, PONIATOWSKI 2006) belegt. Interessant sind hierbei Unterschiede hinsichtlich der Einnischung v. a. solcher Tagfalterarten, deren Raupen – wie *Hipparchia semele* – Gräser fressen: Nach Thust (schriftl.) besetzt *Chazara briseis* im

Mitteldeutschen Trockengebiet intensiver beweidete (und folglich offenere) Standorte als die Rostbinde, die klimatisch den Volltrocken- (*Xerobromion*) oder Steppenrasen (*Festucetalia valesiacae*) näher stehen (vgl. auch LEOPOLD 2001). Ähnlich äußert sich KÖNIGSDORFER (1996) für syntope Vorkommen am württembergischen Riesrand. Im Kaiserstuhl belegt *Hipparchia fagi* v. a. steile Xerobrometen, wogegen *H. semele* in niedrigwüchsigen Mesobrometen angesiedelt ist (Möllenbeck schriftl.). Nach STEINER & TRUSCH (2000) scheint *Hipparchia statilinus* (bei Vergesellschaftung beider Arten) in Brandenburg die offenen Flugsandflächen stärker einzunehmen als die Rostbinde.

6 Das Störungsgefüge als Überlebensgarant

In den vorangegangenen Kapiteln wurde oft der Begriff der „*Störung*“ verwendet und zwar nicht in der, im normalen Sprachgebrauch üblichen, negativen Bedeutung. Die Existenz (natürlicher) Störungen und deren Bedeutung für die Entwicklung und Vielfalt von Biozönoson sind heute unumstritten (z. B. CONELL 1978, PICKETT & WHITE 1985, WEIDEMANN 1989, JAX 1999, GRIME 2001, FARTMANN 2004, 2006b; REICHHOLF 2005). Wahrscheinlich stellen Störungsereignisse – entgegen den Gleichgewichtstheorien – sogar eher die Regel als die Ausnahme in Ökosystemen dar (vgl. JAX 1999, GATTER 2000). Beispiele natürlicher Störungsprozesse sind Überflutungen, Dünenbildung, Schnee- und Windbruch, Lawinen, Brände oder das Umstürzen altersschwacher Baumriesen (z. B. JAX 1999, GATTER 2000, FARTMANN 2006b), aber auch Tritt, Verbiss (inkl. Insektenkalamitäten) oder die Wühltätigkeit von Wildtieren (Kaninchen, Maulwurf, Wildschwein etc.; z. B. THUST 1996, HOLTMEIER 2002). Häufige anthropo(zoo)gene Störungen stellen etwa Beweidung und Mahd, Holzeinschlag oder das Befahren mit Fahrzeugen sowie andere Bodenverletzungen (Materialabbau, weitere landwirtschaftliche Nutzungen), aber auch Pflegemaßnahmen wie Plaggen, Fräsen, Entkusseln oder Brennen dar.

Erklärungen der Diversität von Lebensräumen stoßen an Grenzen (JAX 1999) – folgt man der Vorstellung vom Gleichgewicht ökologischer Systeme, die einem stabilen Endzustand (*Klimax*) zustreben. Biotopmosaik ließen sich hiernach ausschließlich mit pedologischen, hydro(geo)logischen oder klimatischen Standortunterschieden erklären. REMMERT (1987; 1991a, b) brachte deshalb mit dem *Mosaik-Zyklus-Konzept* eine raumzeitliche Komponente ins Spiel. Viel weiter und v. a. unabhängig von einem ökosystemaren Gleichgewicht geht das Konzept der *patch dynamics* nach PICKETT & THOMPSON (1978 zit. in PICKETT & WHITE 1985). Veränderungen ökologischer Faktoren sowie prägende Einzelereignisse werden dabei in ihrem zeitlichen Verlauf innerhalb von „*patches*“ einer mosaikhaften Landschaft auf unterschiedlichsten räumlichen Ebenen betrachtet. Zufälligen (stochastischen) Einzelereignissen kommt dabei eine entscheidende, prozessprägende Funktion zu (JAX 1994), welche zudem zu *einzigartigen Historien* von Lebensräumen führen (JAX 1999).

Nach GRIME (2001: 80) sind Störungen mit der *Zerstörung pflanzlicher Biomasse* verbunden. Es wurde bereits deutlich, dass daneben auch *Bodenstörungen* (vgl. auch GOLDAMMER et al. 1997 oder JENTSCH et al. 2002) bedeutsam sind: Beides kann – je nach Störungsintensität – zu jeweils jüngeren Phasen der Vegetations- oder Bodengenese führen. Damit gehen bedeutsame Veränderungen der (mikro-)strukturellen und (mikro-)klimatischen Verhältnisse einher (Kapitel 5.4 und 5.5). PICKETT & WHITE (1985: 7) definieren Störungen deshalb als relativ *diskrete Ereignisse, welche die Struktur von Ökosystemen, Biozönoson oder Populationen (zer)stören und Ressourcen, Substratverfügbarkeit oder die physikalische Umgebung verändern* (vgl. auch JAX 1994). In diesem weitreichenden Sinne wird der Begriff der Störung auch in der vorliegenden Studie verstanden, wenngleich hier v. a. anthropo(zoo)gene Störungstypen untersucht wurden. Innerhalb des patch dyna-

mic-Konzeptes hat CONELL (1978) die *intermediate disturbance hypothesis* aufgestellt (s. auch GRIME 2001). Danach wird die höchste Artenvielfalt bei mittlerer Störungsintensität erreicht. Wenig gestörte Lebensräume (z. B. unsere heutigen „Naturwälder“, die auch aufgrund fehlender Störungen wie reduziertem Wildverbiss, Windbruch, Feuer oder umstürzender Bäume keine tatsächlichen Natur- und noch weniger Urwälder sind), aber auch häufig oder intensiv gestörte Räume (z. B. stark befahrene Sandwege oder intensiv genutzte Äcker und Wiesen) beherbergen eine geringe Anzahl entweder konkurrenzstarker oder extrem stresstoleranter Arten. Mosaikhafte Lebensräume, in denen verschiedene Sukzessionsstadien nebeneinander existieren, weisen dagegen die höchste strukturelle, mikroklimatische und folglich biologische Diversität auf (z. B. GATTER 2000, FARTMANN 2004). Störungsprozesse fügen demnach zur standörtlichen eine weitere, störungsbedingte Biotopvielfalt hinzu (JAX 1999). Viele Arten sind außerdem auf Übergänge (Grenzlinien, *edge effect*) zwischen oder auf das räumliche Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien angewiesen (z. B. DENNIS 1983b, 1984; SCHERZINGER 1991, FARTMANN 2004).

Störungen wirken in verschiedener Weise auf Ökosysteme (PICKETT & WHITE 1985): Zum Beispiel kann Raum für Neubesiedlung und Sukzession geschaffen werden – im Extremfall wird die Sukzession „auf Null gesetzt“ (Bodenabtrag). Solche Lebensraum-Veränderungen ziehen Populations- und Dominanzverschiebungen nach sich, führen zu neuen Besiedlungsmustern (von Organismen) und können Stoff- und Energieflüsse verändern (VITOUSEK 1985). Nicht alle Störungstypen erbringen gleichsam auch einen (meist wünschenswerten) Nährstoffaustrag. Zur Verlagerung von Nährstoffen kommt es jedoch bei zahlreichen Störungstypen, wodurch auch Lebensraum für Magerarten entsteht.

WEIDEMANN (1989) wies bereits früh auf die Bedeutung von Störungen für den Schutz v. a. wärmeliebender Schmetterlingsarten hin. Stärkere Beachtung innerhalb der deutschen Lepidopterologie fand das Thema in jüngster Vergangenheit (z. B. STELTER et al. 1996, THUST 1996, BOLZ 1998, HERMANN & STEINER 1998, RENNWALD 1999, DOLEK 2000, FARTMANN & MATTES 2003, TREIBER 2003, FARTMANN 2004, LEOPOLD 2006b). Die Bedeutung von Störungen für den Erhalt der mitteleuropäischen Tagfalter und Widderchen hat jüngst FARTMANN (2006b) herausgearbeitet. Hinsichtlich *Hipparchia semele* weisen VAN SWAAY et al. (2002) darauf hin, dass die Vorkommen der Art in den Küstendünen seit Jahren „stabil“ – im Binnenland jedoch vielerorts rückläufig sind (s. Kapitel 2.6 und 2.7). Analog existieren in Deutschland die besten Vorkommen in den Dünenkomplexen der ost- und nordfriesischen Inseln (Kolligs sowie Köhler, beide schriftl.) sowie auf den großen, noch in Nutzung befindlichen, militärischen Truppenübungsplätzen im Binnenland. Augenscheinliche Gemeinsamkeit solcher, langfristig überlebensfähigen Populationen ist die *natürliche* bzw. *anthropogene Dynamik* – also Störung.

Zur Beschreibung von Störungsprozessen werden im Folgenden drei räumliche Ebenen unterschieden (zum Kontext- bzw. Objektbezug von Störungsereignissen vgl. JAX 1999): Zuerst ist die Störungswirkung auf das einzelne Individuum (hier v. a. der immobilen Präimaginalstadien) (*Individualebene*), dann auf dessen Larvalhabitat (*Mikrohabitatebene*) und zuletzt innerhalb einer Metapopulation (*Lebensraum-* oder *Populationsebene*) zu betrachten. In einem Störungsregime wirken meist verschiedene Typen von Störungen, jeder *Störungstyp* ist in seiner räumlichen und zeitlichen Wirkung auf das jeweils betrachtete Objekt zu analysieren. So kann ein Feuer während der Eiphasen von *Hipparchia semele* zahlreiche der oberirdisch angebrachten Eier vernichten, auf der gleichen Brandfläche für ein zu dieser Zeit endogäisch lebendes Insekt neutral verlaufen oder die Besenheide hinsichtlich ihrer Verjüngung fördern – das gleiche Stör-Ereignis hat also verschiedene Auswirkungen auf die Organismen *eines* Raumausschnittes. Entlang der „Hauptverkehrsstrecken“ eines Truppenübungsplatzes ist die Wahrscheinlichkeit, dass Raupen von *Hipparchia semele* „überfahren“ werden, sehr groß – die dortigen Hauptwirtsgräser (z. B. *Festuca*

brevipila) können die Störung jedoch (gegebenenfalls mit einigen beschädigten Blättern) überleben. Zugleich wird die Bedeutung der Betrachtungsebenen deutlich: Sowohl das Feuer als auch die mechanische Beanspruchung durch das Befahren erzeugen bzw. erhalten die überlebenswichtige Habitatstruktur für die Rostbinde (*Mikrohabitatebene*), obwohl einige Individuen getötet werden (*Individualebene*). Übersteigt die störungsbedingte Mortalität ein kritisches Maß hinsichtlich des Reproduktionserfolges, so ist das Überleben der Art nur bei räumlicher Entkoppelung der verschiedenen Habitatpatches oder Kolonien gegeben – so dass nur Teile einer Kolonie oder Metapopulation betroffen sind (*Populationsebene*, HANSKI 1999).

6.1 Störungsregime im Lebensraum der Rostbinde

Hinsichtlich des Störungsregimes sehr aufschlussreich ist die Anordnung der untersuchten Sandstandorte in Nordrhein-Westfalen mit Hilfe der Hauptkomponenten-Analyse (Abbildung 49, Parameterauswahl s. Kapitel 5.2): Parallel zur Hauptachse verlaufen die Vektoren der Mikrohabitatparameter Vegetationsdichte in 5 cm Höhe (Vd05, nach rechts zunehmend) sowie Rohbodenanteil (Rohb, nach links zunehmend). In gleicher Weise wie letzterer korrelieren auch die Variablen Störung sowie Streu- und Feldschichtdeckung (im Diagramm teilweise durch Vd05 verdeckt). Damit folgt die wichtigste Komponente (Achse 1) exakt einem *Störungsgradienten*: Links befinden sich die gestörtesten (rohbodenreichsten) und rechts die (in Bodennähe) am dichtesten mit Vegetation bzw. Streu bedeckten Standorte. In Achse 2 fließen die Deckungsgrade der oberen Strauch- und Baumschicht (auf Meso- und Mikroebene) als stärkste Parameter ein. Die zweite Komponente stellt damit einen „*Überschirmungsgradienten*“ dar: Entlang von Achse 2 nimmt also die Deckung hochwüchsiger Gehölze zu. Die Konzentration der durch *Hipparchia semele* genutzten Mikrostandorte (schwarz gefüllte Symbole) im linken, unteren Bereich des Diagrammes zeigt (hinsichtlich der Larvalhabitate) eine eindeutige Präferenz zu den gestörtesten Magerrasen und Heidestandorten innerhalb des Truppenübungsplatzes Borkenberge. Werden die Strukturtypen (aus Kapitel 5.7) nach der Störungsintensität aufgetragen (Abbildung 50), so ergibt sich für den Besiedlungsgrad (durch Präimaginalstadien von *Hipparchia semele*) ein steil ansteigender, spitzer und etwas flacher wieder abfallender Kurvenverlauf (gestrichelte Linie). Auch dieses Auswertungsverfahren verdeutlicht, dass die Rostbinde aufgrund ihrer Larvalhabitatbindung strukturell auf die extremsten Offenbereiche angewiesen ist, die sich in ihrem Gesamtlebensraum (also inkl. Imaginalhabitate) bieten. Im stärker gestörten Spektrumsbereich (links) ist nur das Extrem (Strukturtyp I.1) aufgrund zu geringen oder fehlenden Wirtspflanzenangebotes nicht als Larvalhabitat nutzbar. Mit abnehmender Störungsintensität nimmt im weiteren Sukzessionsverlauf auch die Besiedlung relativ schnell ab (rechts).

Wenn Störungsprozesse für *Hipparchia semele* so bedeutsam sind, ist zuletzt noch die in Kapitel 4.5 aufgeworfene Frage der Einordnung im Grime'schen Strategiesystem zu diskutieren: Will man das von GRIME (2001) für Pflanzenarten entwickelte CRS-Modell überhaupt auf Tiere übertragen (vgl. HODGSON 1993), so wäre die Rostbinde im SR-Kontinuum einzuordnen und würde damit eine Zwischenstellung der störungstoleranten (*stress-tolerators*) und Ruderalarten (*ruderals*) einnehmen.

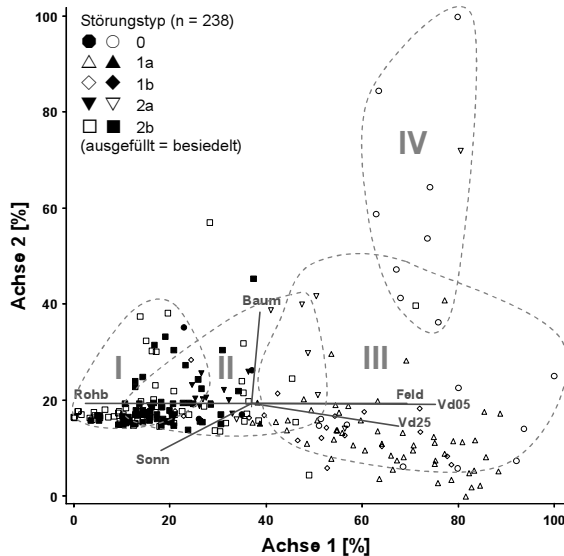


Abb. 49: Hauptkomponenten-Analyse (PCA) besiedelter und unbesiedelter Sandstandorte im Untersuchungsgebiet Borkenberge.

Zur Methodik vgl. Kapitel 5.2. Störung: 0: keine Störung, 1: Störung ohne Rohboden-schaffung, 2: Störung mit Bodenverletzung, a: Störung 2–10 Jahre zurückliegend, b: dies- oder letztjährige Störung. Die Achsen 1 und 2 erklären 44 bzw. 14 % der Varianz ($r^2 = 0,857$ bzw. $0,088$). Mikrostandörtliche Strukturtypen (s. Kapitel 5.7): I: (Flug-) Sandflächen, II: rohbodenreiche Magerrasen, III: dichtwüchsige Magerrasen und Heiden, IV: Lichtwald. Die Vektoren verdeutlichen Richtung und Stärke der Korrelation folgender Parameter (in Klammern jeweils der Pearson-Koeffizient): Vd05 bzw. Vd25: Vegetationsdichte in 5 cm ($r = 0,92$) bzw. 25 cm Höhe ($r = 0,83$), Rohb: Rohbodenanteil ($r = 0,88$), Feld: Feldschichtdeckung ($r = 0,85$), Sonn: Sonnenscheindauer ($r = 0,65$), Baum: Baumschichtdeckung ($r = 0,21$).

6.1.1 Analyse ausgewählter Störungstypen

Exemplarisch sollen nun bedeutsame anthropogene Störungstypen betrachtet werden, die zu geeigneten Larvalhabitatstrukturen (und -klimaten) führen. Zwei flächenwirksame Störungstypen auf Truppenübungsplätzen sind das Befahren mit militärischen Fahrzeugen und das Abbrennen von Flächen. Desweiteren wird noch auf Weidesysteme eingegangen.

Befahren

Durch das Befahren von Sandflächen wird die Vegetationsdecke und bei Einsatz von schwerem Gerät bzw. bei häufiger Befahrung zudem der (Ober-)Boden zerstört. Diese mechanische Störung kann die Mortalität aller Präimaginalstadien (ohne zeitliche Einschränkung) erhöhen – sofern es zu unmittelbaren Beschädigungen kommt. Auf Mikrohabitatebene werden jedoch die zur Präimaginalentwicklung notwendigen rohbodenreichen Lockersandstellen geschaffen. Die Wahrscheinlichkeit des „Überfahrenwerdens“ steigt für ein einzelnes Individuum mit der Störungsfrequenz (Befahrungshäufigkeit pro Zeiteinheit) und der Flächenwirksamkeit (gestörte Fläche), wogegen die Stärke der Störung (Kraftein-

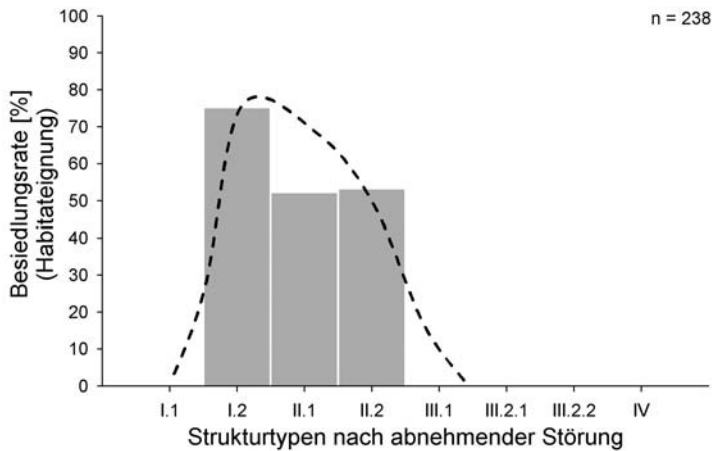


Abb. 50: Besiedlung verschiedener Strukturtypen durch Präimaginalstadien von *Hipparchia semele* und schematische Darstellung der Habitateignung (gestrichelte Linie) in Abhängigkeit von der Störungsintensität.
Zu den Strukturtypen vgl. Abbildung 49 sowie Kapitel 5.7.

wirkung des Fahrzeuges) einen geringeren Einfluss auf die Mortalitätsrate hat. Geringe mechanische Einwirkungen – etwa das „Zertreten“ von Raupen (z. B. durch Menschen) – dürften v. a. auf Lockersandstandorten ohnehin nur in (nicht populationswirksamen) Ausnahmefällen eine tödliche Wirkung haben, v. a. vor dem Hintergrund, dass die meisten Raupen tagsüber im Boden eingegraben sind. Auch die Zeit zwischen den Stör-Ereignissen hat wenig Bedeutung auf der Individualebene.

Hinsichtlich der Mikrohabitatstruktur kommt es v. a. auf den Ausgangszustand der Fläche an: Bereits sehr lückige Sandfluren bedürfen – gegenüber dichter bewachsenen (Pessimal-) Habitaten oder hochwüchsigen Nicht-Habitatflächen – keiner starken oder häufigen Störung, um (weiterhin) als Larvalhabitat geeignet zu sein. Aus der Betrachtung auf Individual- und Mikrohabitatebene resultiert, dass sich v. a. starke, seltene Stör-Ereignisse optimal auswirken (Schaffung geeigneter Larvalhabitate bei geringer störungsbedingter Mortalität). Dieser Effekt wird z. B. an den Rändern breiter Sandwege erzielt: Die Befahrungshäufigkeit nimmt zum „Fahrbahnrand“ hin deutlich ab. Schmale und häufig befahrene Sandwege sind dagegen weniger geeignet, da die Störungsintensität auf dem Weg selbst meist zu hoch ist. Störstellen im Quadratmeterbereich werden zudem schnell wieder von umgebender Vegetation (z. B. durch vegetative Ausbreitung konkurrenzstarker Pflanzen) eingenommen. Intensive oder großflächige Störungen erzeugen strukturell dagegen eine längerfristige Habitateignung. Aus Sicht des Flächenmanagements kann die Störungshäufigkeit dann folglich reduziert werden. Auf großen Flugsandflächen kann die Vegetationsentwicklung außerdem durch zusätzliche, natürliche Störprozesse (v. a. Sanddynamik) gehemmt werden.

Lokal erhöhte Mortalitätsraten werden innerhalb einer Kolonie ausgeglichen, solange eine ausreichende Anzahl reproduktiver Falter zur Wiederbesiedlung verbleiben (z. B. durch eine entsprechende, von der Störung verschont gebliebene Habitatfläche). Gestörte Flächen können bereits während der nächsten Eiablagephase (wieder)besiedelt werden (sofern ausreichend Wirtgräser vorhanden sind). Der Störungstyp eignet sich hervorragend, um Larvalhabitate zu erhalten (also nicht nur neu zu schaffen).

Feuer

Als zweiter Störungstyp soll Feuer betrachtet werden. Auf der Individualebene muss zunächst wieder die Betroffenheit bzw. Empfindlichkeit der Entwicklungsstadien gegenüber der Störung – also der Wirkung von Flammen und Hitzeentwicklung – beurteilt werden (BUCHWEITZ et al. 2006). Grundsätzlich ist dabei zu beachten, dass optimal strukturierte Larvalhabitate von *Hipparchia semele* nur lückig von Vegetation bewachsen sind und kaum nennenswerte Streuauflagen aufweisen (Kapitel 5.5) – also kaum brennbare Biomasse für eine negative Feuerwirkungen auf Individualebene vorhanden ist. So kommen MÖLLENBECK & HERMANN (2006) zu dem Schluss, dass die meisten Larvalhabitate (73 %) von *Hipparchia fagi* auf Rebböschungen des Kaiserstuhls nicht ausreichend brennbar sind.

Eine abweichende Situation liegt in den von der Rostbinde präimaginal präferierten Ökotonen vor: Hier wäre aus den dichteren Vegetationsstrukturen heraus eine Hitzeeinwirkung durchaus denkbar. Die für *Hipparchia semele* sensibelste Phase gegenüber Feuer ist der Zeitraum zwischen Eiablage und Schlupf der Raupe (August bis Oktober). Während dieser Zeit wirken selbst Feuer von geringer Stärke (Temperatur und Einwirkungszeit an der Bodenoberfläche) tödlich, weshalb die Störungsstärke dann keinen Einfluss hat. Im Boden befindliche Raupen bzw. Puppen sollten einen Brand dagegen unbeschadet überleben. „Kalte“ oder nur kurz wirksame Feuer (z. B. Mitwindfeuer) werden selbst von Arthropoden der unteren Streuschichtbereiche überstanden (GOLDAMMER et al. 1997). Bereits wenige Millimeter unterhalb der Erdoberfläche sind kaum noch Hitzeeinwirkungen messbar (ZIMMERMANN 1979, LUNAU & RUPP 1988), so dass direkte Individuenverluste eingegrabener Entwicklungsstadien feuerphysikalisch auszuschließen sind oder nur in Ausnahmefällen (und folglich nicht populationswirksam) auftreten (vgl. BUCHWEITZ & HERMANN 2006). Dies legen Ergebnisse von BUCHWEITZ (2006) beim Steppengrashüpfer oder BRÄUNICKE (2006) für die Westliche Smaragdeidechse bei Brandversuchen im Kaiserstuhl nahe. Anders hingegen ist die Situation für die Jungraupen der Rostbinde zu beurteilen, geht man von einem oberirdischen Aufenthaltsort (z. B. in den Wirtsgrashorsten) aus. Hier kann ein negativer Einfluss des Brennens – wie auch bei *Minois dryas* im Kaiserstuhl (HERMANN 2006a) – nicht ausgeschlossen werden. Dabei sollte der Störungsstärke (Temperaturhöhe und Einwirkungszeit) allerdings eine große Bedeutung zukommen.

Auf der Ebene von Teilpopulationen ist – selbst im Spätsommer (Eiphasen) – keine negative Wirkung von Feuer auf *Hipparchia semele* zu erwarten, da der überwiegende Teil der als Larvalhabitat geeigneten Fläche kaum brennbar ist und bei großflächigen Bränden genau diese Mikrostandorte als „Brandinseln“ vom Feuer verschont bleiben bzw. einer geringen Hitzeeinwirkung unterliegen. Selbst in einem theoretisch sehr „ungünstigen“ Brandfall (mit hoher störungsbedingter Mortalitätsrate) sollte die Art aufgrund ihres hohen Dispersionsvermögens (Kapitel 2.5) verwaiste Flächen sehr schnell wiederbesiedeln (Metapopulationsebene). Selbst bei Tagfalterarten wie *Minois dryas* oder *Plebeius argyrognomon*, die auf der Individualebene viel stärker von Feuer betroffen sind (gute Brennbarkeit der Haupt-Larvalhabitate), zeigt sich auf Populationsebene eine weitaus geringere Empfindlichkeit gegenüber Feuer, als erwartet (HERMANN 2006a, b). Ähnliche Ergebnisse zeigen Untersuchungen zur Gottesanbeterin durch BUCHWEITZ & STÄRZ (2006; Kaiserstuhl). Diese Erkenntnisse unterstreichen die Bedeutung von nach Tierart und Einzelfall differenzierter Betrachtung von Störereignissen. Allein bei verinselten Vorkommen mit (bereits) schlechter Larvalhabitatstruktur (höhere Vegetationsdichte, geringer Rohbodenanteil, kleinste geeignete Restflächen) könnte ein Aussterberisiko durch Feuer (wie durch alle anderen stochastischen Ereignisse) für Vorkommen der Rostbinde vermutet werden (vgl. Kapitel 2.7).

Bleibt zuletzt die Frage zu klären, ob Feuer geeignete Larvalhabitat-Strukturen erhalten bzw. erzeugen können: Sehr gut strukturierte Larvalhabitate können aufgrund der geringen Brennbarkeit durch Feuer (in ihrem Status quo) nicht erhalten werden, hierzu bedarf es v. a. mechanischer Störungstypen. Kleinste Rohbodenstellen innerhalb z. B. ausgedehnter *Calluna*-Bestände können aber durch „Freistellen“ mittels Feuer eine größere Attraktivität als Larvalhabitat erlangen. Für die Schaffung von Larvalhabitaten aus strukturell ungeeigneten Heide- oder Grasbeständen ist Feuer – zumindest auf oligotrophen Standorten – sehr gut geeignet. Fünf Mikrostandorte (von vierzehn) auf Brandflächen wurden von *Hipparchia semele* im UG Borkenberge zur Eiablage genutzt. Hinsichtlich Wirtspflanzenangebot und Vegetationsstruktur waren mindestens vier weitere geeignet. Bedeutsam für die Habitatstrukturen sind Störungsintensität sowie die Länge der Zeiträume zwischen den Brandereignissen: Nach einem Intensivfeuer – welches den meisten Rohboden freilegt – müssen sich erst wieder Wirtgräser etablieren (Kapitel 5.3), bei zu langen Brandintervallen wird – je nach Störungsintensität und Standorteigenschaften (vgl. SCHREIBER 1997) – die Larvalhabitateignung aber schnell wieder verloren gehen (oder gar nicht erst wirksam werden). So bildeten *Molinia caerulea* oder *Deschampsia flexuosa* auf einigen Brandflächen im UG Borkenberge relativ schnell dichte Dominanzbestände aus. Ähnliche Beobachtungen machten MÜLLER et al. (1997) in nordwestdeutschen Sandheiden. In Kapitel 5.5.2 wurde auf die filzartige Asche-Streu-Schicht hingewiesen, wie sie bei feuchter Witterung während (oder kurz nach) Brand-Ereignissen entstehen kann. Solche Mikrostandorte waren im NSG Westrupe Heide (potenziell) nutzbar, wenn zum Abbrennen noch ein Rohboden erzeugender Störungstyp (wie z. B. Beweidung) hinzutrat. In solchen Situationen wie auch auf nährstoffreichen Standorten eignet sich Feuer folglich „nur“ zur Erstpflge. Insgesamt wären „heiße“ und lang einwirkende Feuer zur Schaffung von Larvalhabitaten der Rostbinde am besten geeignet. Bei diesen dürfte es auch am ehesten zu dem – oft gewünschten – Nährstoffaustrag (z. B. durch Windfracht) kommen.

Beweidung

Weitere – im Naturschutz oft als Pflegemaßnahmen angewandte – Störungstypen sind *Beweidung* und *Mahd*. Während Mahd für *Hipparchia semele* kaum bedeutsam ist, da diese Nutzform keine (bzw. nur marginal) lückige Vegetationsstrukturen schafft, so ist Beweidung zum Erhalt der notwendigen Larvalhabitatstruktur sehr bedeutsam. Zudem werden bei entsprechender Haltungsform, v. a. der als Pflegeform zu präferierenden Hütelhaltung, Nährstoffe ausgetragen. Sogar bei Standweiden oder Koppelhaltung kann dies kleinflächig durch Nährstoffverlagerungen (z. B. von tradierten Fress- zu Geilstellen) erreicht werden.

Wie wirkt Beweidung auf Individuen der Rostbinde? Die Eier werden sehr dicht am Boden und v. a. an vergilbtes oder totes Pflanzenmaterial abgelegt (Kapitel 4.2) und entgehen damit meist dem Fraß von Herbivoren (vgl. FARTMANN & MATTES 2003 zu *Hesperia comma* oder LEOPOLD 2006c zu *Chazara briseis*). Nach der Überwinterung sind die Raupen nachtaktiv (Kapitel 4.3) und entziehen sich somit ebenfalls dem „Gefressenwerden“ durch die in der Regel tagaktiven Weidetiere (vgl. LEOPOLD 2006c zu *Chazara briseis*). Die Verpuppung findet im Boden statt (Kapitel 4.4). Eine Beweidung ist damit hinsichtlich Verbiss und Tritt – bis auf seltene Ausnahmen – unproblematisch für *Hipparchia semele*. Zur Schaffung einer geeigneten, kurzen Vegetationsstruktur mit hohem Anteil an Rohbodenstellen (Mikrohabitatebene) kann – je nach Wüchsigkeit der Habitate – eine höhere Beweidungsintensität (Störungsintensität) notwendig sein: also eine große Beweidungsfrequenz und/oder Viehdichte. Da letztere bei der Pflege von Magerrasen ggf. anderen Arten im Wege steht, ist wahrscheinlich eine regelmäßige, mehrfach im Jahr stattfindende Beweidung (z. B. 3–5 Weidedurchgänge mit Schafen/Ziegen im Hüteverfahren) vorzuziehen.

Weidesysteme schaffen ein strukturelles Mosaik, weil (bei ausreichender Fläche) keine räumlich homogene Ausnutzung erzielt wird und die meisten Weidetiere zeitlich unterschiedliche Fraßpräferenzen zeigen. Zum Beispiel wird bei feuchter Witterung eher schlecht verwertbare Pflanzenmasse verzehrt, was eine andere räumliche Nutzung und Unterschiede in der Nährstoffbilanz nach sich zieht. Eventuelle Individualverluste kann die Rostbinde auf wahrscheinlich den meisten Weideflächen auf (Teil-)Populationsebene ausgleichen. Allein sehr kleine und isolierte Vorkommen wären in Ausnahmefällen gegenüber zu starker Beweidung anfällig.

Zur Bedeutung einer intensiveren Beweidung von Kalkmagerrasen sei auf WEIDEMANN (1995), THUST (1996), FARTMANN (2004, 2006b) oder LEOPOLD (2006b, c) verwiesen. Der Begriff „intensiv“ ist dabei ausschließlich auf Störungsfrequenz bzw. Viehdichte und nicht auf eine mögliche Aufdüngung zu beziehen (welche grundsätzlich kontraproduktiv wirkt). So dürften nicht oder wenig aufgedünnte „Fettweiden“ (des *Cynosurion*), wie etwa von MEISEL (1970 zit. in ELLENBERG 1996) beschrieben, wenn heute überhaupt noch vorhanden, durchaus von *Hipparchia semele* bewohnt sein. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, welch verheerende Auswirkung die Jahrzehnte lang zu extensive Weide vieler Naturschutzflächen (seit Ende der 1970er Jahre) hat: Die unaufhörlich voranschreitende Nährstoffakkumulation (auch aus der Luft) erfordert – will man die gleiche, lückige Habitatstruktur erzeugen, die einst das Artenrepertoire beherbergte – eine immer größere „Störungsintensität“ (also in der Regel Beweidungsfrequenz) (vgl. LEOPOLD 2006c). Die wenigsten Arten aber werden sehr intensive Störungen tolerieren können.

Da die Präimaginalstadien der Rostbinde auf *früheste* und *äußerst kurzlebige Sukzessionsstadien* angewiesen sind (Kapitel 5.6), kommt Störungsprozessen in den meisten Lebensräumen die entscheidende habitaterzeugende Bedeutung zu. Selbst innerhalb der Schwermetallfluren um Mechernich führt v. a. Erosion dazu, dass immer wieder bleihaltiges Material nachgeliefert wird und die Hangbereiche bzw. Schwemmfächer an den Hangfüßen offen bleiben. Gegen ein zu starkes Aufkommen schwermetalltoleranter Gehölze (v. a. Birken) bedarf es auch hier in regelmäßigen Abständen Entbuschungsmaßnahmen. Als weitere bedeutsame Störungen im Lebensraum der Rostbinde sind Abplaggen bzw. Abschieben von Felschicht und Oberboden zu nennen – Störungsereignisse, die rohbodenreiche Initialstandorte erzeugen bzw. erhalten. DENNIS & BARDELL (1996) berichten von Bodenerosion aufgrund von Unwetterereignissen, die hinsichtlich der Habitatstruktur erhaltend wirkte und zumindest den tiefer im Erdreich „sitzenden“ Puppen von *Hipparchia semele* wenig Schaden zufügte (im Gegensatz z. B. zu *Plebeius argus*).

6.1.2 Bedeutung von Grenzlinien und Flächengröße

Zuletzt sei noch auf die Bedeutung von Grenzlinien und Flächengröße hingewiesen. Im Rahmen der Schichtungskartierung (für die stratifizierte Zufallsstichprobe) wurden die *Grenzlinien* zwischen den verschiedenen Kartiereinheiten (Tabelle 15 in Kapitel 5.1.1) separat erhoben. Die Bedeutung von Ökotonen als Larvalhabitat der Rostbinde verdeutlicht Tabelle 30. Grenzlinien und schmale Sandwege erreichen in dem knapp 200 ha großen UG Borkenberge einen Flächenanteil von 14 %. Innerhalb der Zufallsstichprobe wird aber gerade in diesem Habitattyp die höchste Besiedlungsrate erreicht (21 %). Insgesamt wurden 7 % der trockenen Offenbereiche (feuchte Biotope und dichtere Gehölze blieben unberücksichtigt) als Larvalhabitat genutzt. Ökotone haben hinsichtlich vieler Störungsprozesse den Vorteil, dass sie bei geringerer Störungsintensität (und folglich niedrigerer Mortalitätsrate) noch geeignete Habitatstrukturen für die xerothermophilen Präimaginalstadien aufweisen. Auf die 1–2 m breiten Übergangsbereiche breiter Sandwege zu angrenzenden Heide- oder Magerrasenflächen wurde oben bereits hingewiesen. Aber auch

das – von Teilen des Naturschutzes verpönte – „Querfeldein-Fahren“ (s. Foto 20) erzeugt Übergangszonen, die für einige Zeit nach dem Stör-Ereignis als Eiablagestellen nutzbar sind. Vor allem in Südlagen kann es an der „Grenze“ von Rohbodenstellen zum höherwüchsigen Vegetationsbestand zu einem Wärmestau kommen, der sogar kleine Störstellen für *Hipparchia semele* mikroklimatisch nutzbar macht.

Tab. 30: Präimaginal-Besiedlungsrate von *Hipparchia semele* bezogen auf die Flächenanteile aggregierter Schichten aus der stratifizierten Zufallsstichprobe des Untersuchungsgebietes Borkenberge (114 Aufnahmen, 198,8 ha).

aggregierte Schichten (nach Tabelle 15)	Anzahl	Flächenanteil	Besiedlungsrate
	Mikrostandorte	[%]	[%]
Okotone und Sandwege mit lückigen Sandfluren	14	14	21
Flugsandflächen, lückige Sandmagerrasen sowie rohbodenreiche Pionierstadien der <i>Calluna</i> -Heide	26	21	19
dichtwüchsige Sandrasen und <i>Calluna</i> -Heiden	74	65	0

Der Grad zwischen habitaterhaltender Dynamik und störungsbedingter Mortalität mag auf der Ebene einzelner Individuen sehr schmal sein. Lokales Aussterben ist – v. a. für Pionierarten wie *Hipparchia semele* – jedoch ein häufiger und natürlicher Prozess (PLACHTER 1998, GILPIN & HANSKI 1991), der durch Mechanismen auf höherer Raumebene kompensiert wird (s. auch Hanski 1999 oder REICH & GRIMM 1996). Dabei ist ein Wiederbesiedlungspotenzial (von benachbarten Habitatflächen) notwendig, was eine bestimmte *Minimalfäche geeigneten Larvalhabitats* innerhalb der Quell- und Zielflächen einer Metapopulation voraussetzt. Aufgrund der Flugstärke und Dispersionsfreudigkeit der Rostbinde (vgl. Kapitel 2.5) können die Teilflächen vermutlich sogar einige Kilometer auseinanderliegen. Das hohe Kolonisationspotenzial der Rostbinde ist vor dem Hintergrund unbeständiger, durch zufällige Ereignisse entstehender Larvalhabitate auch notwendig. Wichtiger als ein enger Habitatverbund scheint v. a. wegen der Seltenheit (frühester Sukzessionsstadien) und Unbeständigkeit der Larvalhabitate ein insgesamt großes Flächenangebot: Die Borkenberge weisen etwa 500 ha offene Sandmagerrasen- und Heideflächen auf (Olthoff mündl.). Innerhalb der knapp 200 ha großen Untersuchungsfläche waren ca. 14 ha als Larvalhabitat geeignet. Im gesamten Binnendünen-Komplex der Borkenberge ständen damit ca. 35 ha Larvalhabitatfläche zur Verfügung (hinzu kommen Flächen des westlich angrenzenden Lavesumer Venns).

6.2 Management und Naturschutz

6.2.1 Störungsregime im Naturschutz

„Der zweite Weltkrieg brachte für die Heide ruhigere Zeiten, in denen sich wohl auch die Bestände an merkwürdigen Pflanzen- und Tierarten wieder erholen konnten. Aber nach dem Kriege kam es umso schlimmer. Die englische Besatzungsmacht beanspruchte das Schutzgebiet als militärisches Übungsgelände. Die Folge waren neue Schäden an der Pflanzendecke, tiefe Fahrrinnen und Sandlöcher.“ schrieb WEFELSCHIED (1965: 176) zum NSG Westruper Heide. Einige der Bedenken gegenüber den angesprochenen Störungsprozessen sind aus damaliger Sicht – als einerseits die Intensivierung (v. a. der Nutzungsfrequenz infolge mineralischer Aufdüngung) von Äckern, Wiesen und Weiden massiv vorangetrieben wurde und andererseits die „verbliebene“ Landschaft noch weitaus offener (gestörter) war als heute – ggf. verständlich. Aber auch heute gibt es aus Teilen des Naturschutzes erheblichen Widerstand gegen die o. g. „Schäden an der Pflanzendecke“ oder den Einsatz von Feuer. *Dabei beherbergen heute gerade die Truppenübungsplätze seltene, anderswo längst verschollene Arten.* Problematisch ist v. a. die Argumentation:

Die „Gesundung“ der Natur ist zwar im wahrsten Sinne augenscheinlich – entfallen Störungsprozesse, verschwinden ebenso die störungsbedingten Mortalitäten und folglich nehmen zuvor „seltene“ Tierarten in ihren Abundanzen zu (z. B. LEOPOLD 2006c) und „bedrohte“ Pflanzenarten gelangen in höherer Dichte zur Blüte. Ignoriert wird jedoch die *habitaterhaltende Wirkung solcher Störungen* (s. Kapitel 6.1). Die „ruhigeren Zeiten“ führen zwangsläufig zur Verschlechterung der Habitatqualität für viele, nicht nur xerothermophile Offenlandarten, die infolge der Sukzession (oft endgültig) verschwinden. Im UG Borkenberge sind dies neben der Rostbinde weitere, im Fokus des Naturschutzes stehende Tierarten wie Kreuzkröte, Zauneidechse, Schlingnatter, Heidelerche oder Ziegenmelker, die in den militärisch „intensiv“ genutzten Offenbereichen des Truppenübungsplatzes sehr gute Bestände ausbilden, im übrigen Kreisgebiet (Coesfeld) aber vom Aussterben bedroht oder bereits ausgestorben sind (vgl. STEPHAN et al. 2006).

Nach FARTMANN (2006b) sind mindestens 45 % der bundesweit vom Aussterben bedrohten Tagfalter- und Widderchenarten hinsichtlich ihrer Larvalhabitate auf früheste Sukzessionsstadien (und folglich Störungen) angewiesen. Hinzu kommen 29 % der stark gefährdeten und 20 % der gefährdeten Arten. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt THOMAS (1993) für Großbritannien. Für die zunehmende Bedeutung *anthropo(zoo)gener Störungen* für den Naturschutz sprechen v. a. folgende Gründe:

- Der *Verlust natürlicher Prozesse* in der Landschaft aufgrund zu geringer Flächenausdehnung von Schutzgebieten (vgl. SCHERZINGER 1991), aber auch wegen der Trennung von Wald und Weide (ELLENBERG 1996) und in jüngster Zeit vielerorts sogar von Wald und Wild (vgl. REICHHOLF 2005). Aber selbst kleinflächigen Störungen wird häufig entgegengewirkt: Auch Erosionsereignisse, Feuerstellen oder die Wühltätigkeit von Tieren (v. a. Kaninchen) erhöhen die Habitatvielfalt.
- Die immer stärkere Trennung der heutigen Kulturlandschaft in einerseits *intensivste Agrarflächen* (mit einer für die meisten Arten nicht mehr tolerierbar hohen Störungsintensität) und andererseits *ungenutztes Brachland* (keine bis geringe Störung) (vgl. GATTER 2000, PLACHTER et al. 2004, REICHHOLF 2005 sowie FARTMANN 2006b). Notwendig für den Erhalt biologischer Vielfalt wären extensive Störungssysteme (v. a. auf Grenzertragsstandorten sowie im Wald), die entsprechend der *intermediate disturbance hypothesis* (CONNELL 1978, s. oben) zu Habitatdiversität führen. Für einige Arten – wie *Hipparchia semele*, *Chazara briseis*, *Hesperia comma*, *Maculinea arion* oder *Pyrgus serratalae* – sind aber auch „intensivere“ Störungsregime (und folglich größere Flächen) notwendig, sollen sie auf Dauer erhalten werden.
- Die zunehmende und *flächenhafte Eutrophierung* der Landschaft durch hohe Düngermengen im Agrarbereich, eine erhöhte Luftstickstoff-Fracht sowie fehlenden Nährstoffentzug in weiten Teilen der „Rest-Landschaft“ führen zur Verkürzung der Nutzungsintervalle bzw. zu Veränderungen der Bestandsklimare (dichtere Vegetation kann kleinflächig trotz Klimaerwärmung zu Abkühlung führen) (GATTER 2000, REICHHOLF 2005). Zwei Effekte der Klimaveränderung sind in diesem Zusammenhang eine verlängerte Vegetationsperiode sowie die zusätzlich erhöhte Wüchsigkeit der Pflanzendecke aufgrund steigender Temperaturen und der veränderten Niederschlagsverteilung (vgl. Kapitel 3.4). Zur Erhaltung geeigneter Lebensraumstrukturen z. B. für Xerotherm- und Lichtarten werden demnach (auch in Schutzgebieten) höhere Störungsintensitäten und damit größere Flächen (Kapitel 6.1) notwendig sein.
- Der *Verlust historischer Austragsnutzungen* (z. B. Streugewinnung oder Mittelwaldwirtschaft) und ehemals *landschaftsprägender Wirtschaftsweisen*. Nach GOLDAMMER

et al. (1997) war Feuer bis in die 1960er Jahre ein weitverbreitetes Instrument der Landbewirtschaftung. Zu einer mosaikhaften Kulturlandschaft trugen aber nicht nur die vielfältigen Nutzungsformen auf kleinem Raum bei, sondern auch deren zeitliche Verteilung. Nicht zuletzt der Naturschutz selbst fördert heute durch (regional) vereinheitlichtes Vorgehen (z. B. terminierte Vorgaben im Vertragsnaturschutz) eine Homogenisierung raumzeitlicher Prozesse (PLACHTER 1998).

- Fehlende *Akzeptanz* anthropogener Störungen zur Simulation natürlicher bzw. naturnaher Prozesse. „Bäume pflanzen“ gilt weiterhin – trotz größter Waldausdehnung in Deutschland seit dem Mittelalter (GATTER 2000) – als Naturschutz, militärische und viele andere Störungsregime sind dagegen verpönt. Warum soll eine vom Naturschutz initiierte Beweidung per se besser sein als eine betriebswirtschaftlich induzierte? Eine differenzierte Betrachtung der Störungsregime und ihrer tatsächlichen, positiven wie negativen Wirkungen – eine Bilanzierung also, wie sie in Kapitel 6.1.1 versucht wurde – dürfte helfen, die eigentlichen Schlüsselprozesse besser zu verstehen bzw. steuern zu können (vgl. dazu REICHHOLF 2005).
- Viele Gesetze, Verordnungen oder Subventionsauflagen sind zudem nicht „offenlandfreundlich“ (WIEGLEB & BRUNK 2004) und ignorieren die flächenhafte Überdüngung der Landschaft (REICHHOLF 2005).

6.2.2 Habitat-Management für die Rostbinde in Nordrhein-Westfalen

Für die *Lockersand-Lebensräume* des Binnenlandes kann das „Pflege“-Regime des Truppenübungsplatzes Borkenberge als ein optimales Nutzungssystem gelten. Auf relativ großer Fläche kommen verschiedene Störungstypen wie Befahren, Feuer und Mahd zum Einsatz – wobei v. a. die ersten beiden einer starken raumzeitlichen Dynamik und Stochastizität unterliegen. Meist treten Störungen lokal mit großer Intensität und dafür selten auf. Vielerorts stellt sich die Frage, wie das gut „funktionierende“ System nach Aufgabe der militärischen Nutzung simuliert werden kann. Erste Priorität kommt der Offenhaltung möglichst großer Flächen mit entsprechenden Anteilen junger Sukzessionsstadien zu. Der Einsatz von Feuer in Kombination mit Weidetieren könnte eine Möglichkeit darstellen (WIEGLEB & BRUNK 2004). Wahrscheinlich werden aber zusätzliche mechanische Verfahren notwendig sein, die zu Bodenstörungen führen. Zu Beweidungsregimen auf Binnendünen vgl. SCHWABE et al. (2004) oder PERSIGHEHL & ASSMANN (2004).

Auf vielen (meist staatlich gepflegten) *Kalkmagerrasen* ist eine intensivere – also v. a. häufigere – Hütebeweidung mit Schafen und Ziegen notwendig (vgl. FARTMANN 2004, 2006b). Auch hier kommt der Flächengröße Bedeutung zu: Die Kalkmagerrasen-Komplexe um Deisel und Eberschütz im Unteren Diemeltal umfassen etwa 250 ha. Wichtig sind die steinigten Hangbereiche (da hier zusätzlich zur Störung durch das Weidevieh noch Erosion auftritt) und regelmäßige Störstellen innerhalb dichtwüchsiger, kurzrasiger Bereiche. Zum Einsatz von Feuer auf Kalkstandorten vgl. SCHREIBER (1997).

Allein auf den *Schwermetallflächen* dürfte eine sporadische Entbuschung genügen, solange ausreichende Rohbodenanteile (aufgrund der Kontamination) verbleiben.

Wichtiger als die Beachtung konkreter Nutzungs- oder Pflegetermine (z. B. bezüglich sensibler Phasen) oder ausgefeilter Nutzungsrestriktionen (z. B. für die Beweidung) ist das Variieren verschiedener Störungstypen hinsichtlich ihres räumlichen und zeitlichen Auftretens auf möglichst großer Fläche (bzw. mehreren Teilflächen) im Sinne des Metapopulationskonzepts. Auch deshalb sind Truppenübungsplätze so bedeutsam für den

Artenschutz und weil außerhalb natürliche Prozesse im dicht besiedelten Mitteleuropa nicht mehr zugelassen werden (können) oder anthropogene Störungsprozesse aus unterschiedlichsten Gründen versagt sind.

6.2.3 Die Rostbinde als Zielart

Zuletzt soll die Eignung von *Hipparchia semele* als Zielart in der Naturschutz- und Landschaftsplanung betrachtet werden. Das Zielartenkonzept (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991) stellt eine effiziente Möglichkeit des Biotopschutzes durch die Sicherung ausgewählter Arten zur Verfügung (MÜHLENBERG 1993). Zielarten sind v. a. schutzbedürftige (regionaltypische) Arten, die eine hohe Korrelation zu bestimmten, naturschutzfachlich gewünschten Biotopeigenschaften und weiteren biotoptypischen Arten aufweisen (PLACHTER 1989, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991, WALTER et al. 1999). Nach ZEHLIUS-ECKERT (1998) ermöglichen Zielarten eine sachliche und räumliche Konkretisierung von Naturschutzzielen sowie die Kontrolle der Zielerreichung.

Vor allem die Kombination eines großen Raumbedarfes (auf Metapopulationsebene), der notwendigen räumlichen Populationsstruktur (Anordnung und Distanzen der Kolonien) und der spezifischen mikrostrukturellen Habitatbindung (Larvalhabitat) machen die Rostbinde zu einem geeigneten Bewertungsinstrument für ausgedehnte, dynamische Offenlebensräume mit großem Anteil früher Sukzessionsstadien. *Hipparchia semele* erfüllt alle Auswahlkriterien nach MÜHLENBERG (1993) sehr gut (vgl. FELDMANN 1995):

- Die Art ist in vielen Regionen gefährdet, die Hauptgefährdungsfaktoren wirken v. a. auf der Ebene von Habitatveränderungen (Kapitel 2.7) und Lebensraumgröße (Kapitel 6.1).
- Tagfalter stellen nach THOMAS (2005) hervorragende Indikatoren hinsichtlich des Zustandes anderer Tiergruppen oder Pflanzen dar (großer Mitnahmeeffekt). Vor allem Xerothermartens früher Sukzessionsstadien von Magerstandorten (mit hohem aktuellem Gefährdungspotenzial) profitieren von Sicherungsmaßnahmen für die Rostbinde.

Die Art bildet in einigen Regionen noch gute Vorkommen in Primär- (Küstendünen) und Sekundär-Lebensräumen aus (überregionale Anwendbarkeit, vgl. Kapitel 2.6).

Die Chancen der Bestandssicherung sind gut, wenn entsprechende natürliche oder anthropogene Störungsregime erhalten oder „revitalisiert“ werden. Der Schutz solcher Prozesse ist für den Arterhalt der Rostbinde essenziell. Zudem sorgen derartige Störungsregime für einen hohen Grenzlinienanteil und folglich eine große Habitatdiversität (*within-patch diversity*).

Bei Betrachtung auf Metapopulationsebene hat *Hipparchia semele* einen hohen Raumanspruch (Kapitel 6.1). Zudem ist die räumliche Anordnung der Habitatpatches von Bedeutung, was Arten ähnlicher räumlicher Populationsstruktur zu Gute kommt.

7 Literatur

- ANTHES, N., FARTMANN, T., HERMANN, G. & G. KAULE (2003): Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for succesful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. – J. Ins. Cons. **7**: 175–185.
- ASHER, J., WARREN, M., FOX, R., HARDING, P., JEFFCOATE, G. & S. JEFFCOATE (2001): The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland. – University Press, Oxford.
- BADTKE, G. & H. BIERMANN (1986): Die Großschmetterlinge der Trockenrasen bei Willebadessen. – Egge-Weser **3** (3): 104–117.
- BADTKE, G. & H. BIERMANN (2001): Veränderungen im Bestand der Tagfalter und Zygaenen (Blutströpfchen, Widderchen) der Kalkmagerrasen bei Willebadessen. – Egge-Weser **14**: 3–8.
- BARKMAN, J. J. (1988): A new method to determine some characters of vegetation structure. – Vegetatio **78**: 81–90.
- BECK, C., GRIESER, J. & S. TRÖMEL (2004): Die Trockenperiode des Jahres 2003 in Deutschland im Kontext langzeitlicher Niederschlagsvariabilität. – Klimastatusbericht **2003**: 142–151.
- BEHRENS, M. & T. FARTMANN (2004): Die Heuschreckengemeinschaften isolierter Schieferkuppen der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen). – Tuexenia **24**: 303–327.
- BELLMANN, H. (1995): Hautflügler Europas – Bienen, Wespen, Ameisen. – Kosmos Naturführer, Stuttgart.
- BENEŠ, J. & M. KONVIČKA (Hrsg.) (2002): Motyli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. – SOM, Praha.
- BERGMAN, K.-O. (1999): Habitat utilisation bei *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and oviposition females. – Biol. Cons. **88**: 69–74.
- BERGMANN, A. (1939): Entomologische Beobachtungen aus Thüringer Landschaften im Jahre 1938. – Ent. Zeitschr. **53**: 303–308, 315–316, 319–323. c
- BERGMANN, A. (1952): Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands. Band 2: Tagfalter – Verbreitung, Formen und Lebensgemeinschaften. – Urania Verlag, Jena.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (1999): Datenbank Gefäßpflanzen der Zentralstelle für Phytodiversität am Bundesamt für Naturschutz. – www.floraweb.de (Abfrage April 2006).
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1 : 2.500.000. – Interaktive CD-Rom.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2006): Wissenschaftliches Informationssystem zum Internationalen Artenschutz. – www.wisia.de (Abfrage April 2006).
- BIERMANN, H. (1989): Die Tagfalter und Widderchen des Kreises Höxter und des angrenzenden Diemeltals. – Städtisches Gymnasium Bad Driburg.
- BIERMANN, H. (2000): Die Entwicklung der Tagfalter- und Widderchenfauna im Raum Warburg-Diemelstadt seit etwa 1850 (Lepidoptera, Rhopalocera et Zygaenidae). – Atalanta **31** (3/4): 531–542.
- BINK, F. A. (1982): Host plant preference of some grass feeding butterflies. – Proc. 3rd Congr. Eur. Lepid. **1982**: 23–29.
- BINK, F. A. (1992): Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. – Schuyt & Co, Haarlem.
- BINOT, M. (1996): Besiedlung und Nutzung urban beeinflusster Biotope durch tagaktive Schmetterlinge (Lepidoptera: Rhopalocera; Zygaenidae) im rechtsrheinischen Teil der Stadt Bonn. – Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- BINOT-HAFKE, M., GRUTTKE, H., LUDWIG, G. & U. RIECKEN (2000): Bundesweite Rote Listen – Bilanzen, Konsequenzen, Perspektiven. – Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz **65**: 71–88.
- BISSOLLI, P. & G. MÜLLER-WESTERMEIER (2005): Die Witterung der Sommermonate 2002 bis 2004. – Klimastatusbericht **2004**: 159–162.
- BKG (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE) (2004): Digitales Geländemodell 1 : 1.000.000 DGM1000. – Digitale Lieferung.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **24**.

- BLUM, W. E. H. (1992): Bodenkunde in Stichworten. – Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin.
- BOLZ, R. (1998): Die Schmetterlingsfauna (Lepidoptera) der „Lockersandgebiete“ in den Reichswäldern zu Nürnberg (Sebalder und Lorenzer Reichswald). – *Natur und Mensch* **1997**: 33–48.
- BÖKER, R., KOWARIK, I. & R. BORNKAMM (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – *Verh. Ges. Ökol.* **11**: 35–56.
- BOURN, N. A. D. & J. A. THOMAS (1993): The ecology and conservation of the brown argus butterfly *Aricia agestis* in Britain. – *Biol. Cons.* **63**: 67–74.
- BRÄUNICKE, M. (2006): Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- BROCKMANN, E. (1989): Schutzprogramm für Tagfalter in Hessen (Papilionidea und Hesperioidea). – In Zusammenarbeit mit der AG Hessischer Lepidopterologen. – Selbstverlag.
- BROSZKUS, W. (1995): Verzeichnis der in den Jahren 1992–1994 beobachteten Großschmetterlinge im Hunsrück-Nahe-Gebiet. – *Melanargia* **7** (4): 75–88.
- BROWN, G. (1993): Pflanzensoziologische, vegetationsökologische und ökophysiologische Untersuchungen der Schwermetallrasen der Eifel. – Dissertation an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- BRUNNEMANN, H.-G. (1999): Geologisch-montanhistorische Aspekte auf Schwermetallstandorten in der Nordeifel mit besonderer Berücksichtigung des Mechnicher Raums. – *LÖBF-Schr.R.* **16**: 178–188.
- BUCHWEITZ, M. (2006): Steppengrashüpfer (*Chorthippus vagans*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- BUCHWEITZ, M. & G. HERMANN (2006): Zielarten auf Kaiserstühler Rebböschungen. – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- BUCHWEITZ, M. & C. STÄRZ (2006): Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- BUCHWEITZ, M., HERMANN, G. & J. TRAUTNER (2006): Ökologisches Monitoring zur kaiserstuhlweiten Integration eines Feuer-Managements in die Böschungspflege. – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- BURRICHTER, E., POTT, R. & H. FURCH (1988): Potenziell natürliche Vegetation. – Geographisch-landeskundlicher Atlas II, Lieferung 4. – Geographische Kommission für Westfalen, Münster.
- CARTER, D. J. & B. HARGREAVES (1987): Raupen und Schmetterlinge Europas und ihre Futterpflanzen. – Paul Parey, Hamburg.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1.302–1.310.
- COURTNEY, S. P. & A. E. DUGGAN (1983): The population biology of the Orange Tip butterfly *Anthocharis cardamines* in Britain. – *Ecol. Ent.* **8**: 271–281.
- CUNGS, J. (1991): Beitrag zur Faunistik und Ökologie der Schmetterlinge im ehemaligen Erzabbau-

- gebiet „Haardt“ bei Düdelingen (Insecta, Lepidoptera). – Travaux Scientifiques du Musee national d'histoire naturelle de Luxembourg 17.
- DAHL, F. (1925): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Zweiter Teil: Schmetterlinge oder Lepidoptera, I: Tagfalter (Rhopalocera). – Fischer Verlag, Jena.
- DANCAU, B. (1983): Erfahrungen bei der Anwendung der Feuchtezahlen zur Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes. – Verh. Ges. Ökol. 11: 67–70.
- DE LATTIN, G., JÖST, H. & R. HEUSER (1957): Die Lepidopteren-Fauna der Pfalz. I. Teil. A. Systematisch-chorologischer Teil. – Mitt. der Pollichia III (4): 51–167.
- DEMPSTER, J. P. (1967): The control of *Pieris rapae* with DDT. 1. The natural mortality of the young stages of *Pieris*. – J. Appl. Ecol. 4: 485–500.
- DEMPSTER, J. P., KING, M. L. & K. H. LAKHANI (1976): The status of the swallowtail butterfly in Britain. – Ecol. Ent. 1: 71–84.
- DENNIS, R. L. H. (1983a): Egg-laying cues in the wall brown butterfly, *Lasiommata megera* (L.) (Lepidoptera: Nymphalidae). – Entomologist's Gazette 34: 89–95.
- DENNIS, R. L. H. (1983b): The 'edge effect' in butterfly oviposition: a simple calculus for an insect in a hurry. – Entomologist's Gazette 34: 5–8.
- DENNIS, R. L. H. (1984): Egg-laying sites of the common blue butterfly, *Polyommatus icarus* (Rottemburg) (Lepidoptera: Lycaenidae): the edge effect and beyond the edge. – Entomologist's Gazette 35: 85–93.
- DENNIS, R. L. H. (1985): Small plants attract attention! Choice of egg-laying sites in the green-veined white butterfly (*Artogeia napi*) (L.) (Lep.: Pieridae). – Bulletin of the Amateur Entomologist's Society 44: 77–82.
- DENNIS, R. L. H. (1992): Islands, regions, ranges, and gradients. – DENNIS, R. L. H. (Hrsg.): The Ecology of Butterflies in Britain. – University Press, Oxford: 1–21.
- DENNIS, R. L. H. & P. BARDELL (1996): The impact of extreme weather events on local populations of *Hipparchia semele* (L.) (Nymphalidae) and *Plebejus argus* (L.) (Lycaenidae): hindsight, inference and lost opportunities. – Entomologist's Gazette 47: 211–225.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G. & T. H. SPARKS (1998): The effects of island area, isolation and source population size on the presence of the grayling butterfly *Hipparchia semele* (L.) (Lepidoptera: Satyrinae) on British and Irish offshore islands. – Biodiversity and Conservation 7: 765–776.
- DIERKS, K. (1995): Freilandökologische Untersuchungen zur Tagfalter- und Widderchenfauna (Lepidoptera) ausgewählter Flächen im Naturpark Märkische Schweiz. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftsökologie Münster.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- DOLEK, M. (2000): Der Einsatz der Beweidung in der Landschaftspflege: Untersuchungen an Tagfaltern als Zeigergruppe. – Laufener Seminarbeiträge 4 (2000): 63–77.
- DOYLE, U., VON HAAREN, C., OTT, K., LEINWEBER, T. & C. BAROLOMÄUS (2005): Noch fünf Jahre bis 2010 – eine Biodiversitätsstrategie für Deutschland. – Natur & Landschaft 80 (8): 349–354.
- DUDLER, H., KINKLER, H., LECHNER, R., SCHMITZ, W. & H. SCHUMACHER (1999): Rote Liste der gefährdeten Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. – 3. Fassung mit Artenverzeichnis. – LÖBF/LAFAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. – LÖBF-Schr.R. 17: 575–626.
- EBERT, G. (Hrsg.) (2005): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 10 Ergänzungsband. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- EBERT, G. & E. RENNWALD (Hrsg.) (1993): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 und 2. korr. Nachdruck der 1. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- EBERT, G., HOFMANN, A., MEINEKE, J.-U., STEINER, A. & R. TRUSCH (2005): Rote Liste der Schmetterlinge (Macrolepidoptera) Baden-Württembergs (3. Fassung). – EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 10 Ergänzungsband. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 110–133.
- ECKSTEIN, K. (1913): Die Schmetterlinge Deutschlands mit besonderer Berücksichtigung der Biologie. 1. Band. 1. Tagfalter. – Schriften des Deutschen Lehrervereins für Naturkunde 26.
- EITSCHBERGER, U., REINHARDT, R. & H. STEINIGER (1991): Wanderfalter in Europa (Lepidoptera). – Atalanta 22 (1): 1–67.

- ELBING, K., GÜNTHER, R. & U. RAHMEI (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis*. – GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Fischer Verlag, Jena.
- ELIASSON, C. U. & N. RYRHOLM (Hrsg.) (2005): Fjarilar: Dagfjarilar. Hesperidae – Nymphalidae. – Nationalhyckeln till Sveriges flora and fauna. – Artdatabanken, Uppsala.
- ELLENBERG, H. (1954): Naturgemäße Anbauplanung, Melioration und Landespflege. – Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie **3**.
- ELLENBERG, H. (1967): Vegetations- und bodenkundliche Methoden der forstlichen Standortskartierung. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Stftg. Rübel **39**.
- ELLENBERG, H. (1981): Was ist ein Bioindikator? – Ökol. Vögel **3**, Sonderheft: 83–99.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica **18**.
- EMMET, A. M. & J. HEATH (Hrsg.) (1990): The Butterflies of Great Britain and Ireland. – Harley Books, Colchester.
- ENGEL, D. (1987): Beitrag zur Faunistik der hessischen Tagfalter (Insecta: Lepidoptera: Papilionoidea). – Nachr. entomol. Ver. Apollo, Suppl. 7.
- FARTMANN, T. (1997): Biozöologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna auf Magerrasen im Naturpark Märkische Schweiz (Ostbrandenburg). – Arbeiten a. d. Institut f. Landschaftsökologie Münster **3**: 1–62.
- FARTMANN, T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales. Biozöologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudellandschaft. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **66** (1).
- FARTMANN, T. (2005): Quendel-Ameisenbläuling *Glauropsyche arion* (Linnaeus, 1758). – DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten des Anhangs IV und V der FFH-Richtlinie. – Nat.schutz Biol. Vielfalt **20**.
- FARTMANN, T. (2006a): Oviposition preferences, land-use history and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in Central Europe.
- FARTMANN, T. (2006b): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? – FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abh. Westf. Mus. Naturk. (3/4): **68** 259–270.
- FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **68** (3/4): 11–57.
- FARTMANN, T. & H. MATTES (2003): Störung als ökologischer Faktor beim Koma-Dickkopffalter (*Hesperia comma*). – Abh. Westf. Mus. Naturk. **65**: 131–148.
- FEDERSCHMIDT, A. (1989): Zur Koinzidenz von Heuschreckenvorkommen und Pflanzengesellschaften auf den Rasen des NSG Taubergießen. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde Naturschutz **N. F. 14** (4): 915–926.
- FELDMANN, R. (1995): Zur Eignung von *Hipparchia semele* L. (Lepidoptera) als Zielart im Naturschutz-Management. – Verh. Ges. Ökol. **24**: 645–648.
- FELDMANN, R., HENLE, K. & J. SETTELE (1995): Applicability of mark-recapture methods to butterfly conservation research. – BISSONETTE, J. A. & P. R. KRAUSMAN (Hrsg.): Integrating people and wildlife for sustainable future. – Proc. 1. Int. Wildl. Manage. Congr. **1995**: 624–626.
- FISCHER, K. & K. FIEDLER (2000): Response of the copper butterfly *Lycaena tityrus* to increase leaf nitrogen in natural food plants: evidence against the nitrogen limitation hypothesis. – Oecologia **124**: 235–241.
- FORD, E. B. (1945): Butterflies. – Collins, London.
- FORD, H. D. & E. B. FORD (1930): Fluctuation numbers and its influence on variation in *Melitea aurinia*, ROTT. (Lepidoptera). – Trans. Entomol. Soc. Lond. **78**: 345–351.
- FRANZ, H. (1985): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt – eine Gebietsmonographie. Band V. Rhopalocera, Hesperioidea, Zygaenidae. – Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 13–71, 71–79, 111–122.

- FRIEDRICH, E. (1986): Breeding Butterflies and Moths. A practical handbook for British and European Species. – Harley Books, Essex.
- GARCÍA-BARROS, E. (1988): Delayed ovarian maturation in the butterfly *Hipparchia semele* as a possible response to summer drought. – Ecol. Ent. **13**: 391–398.
- GARCÍA-BARROS, E. & T. FARTMANN (2006, eing.): Oviposition sites. – SETTELE, J., SHREEVE, T. G., KONVIÈKA, M. & H. VAN DYCK (Hrsg.): Ecology of Butterflies in Europe.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. – Aula Verlag, Wiebelsheim.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie. – Friedr. Vieweg & Sohn Verlag, Braunschweig.
- GEISSLER-STROBEL, S., BUGNER, J., FELDMANN, R., GÜNTHER, K., GRAS, J., HERBST, F. & K. SELUGA (1998): Bergbaufolgelandschaften in Ostdeutschland – durch Sanierung bedrohte Sekundärlebensräume. – Naturschutz und Landschaftsplanung **30** (4): 106–114.
- GEYER, A. & M. DOLEK (2001): Das Artenhilfsprogramm für den Apollofalter (*Parnassius apollo*) in Bayern. – Schr.R. Bayer. Landesamt Umweltschutz **156**: 301–317.
- GILPIN, M. E. & I. HANSKI (Hrsg.) (1991): Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations. – Academic Press, San Diego.
- GOLDAMMER, J. G., PAGE, H. & J. PRÜTER (1997): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. – NNA-Ber. **10** (5): 2–17.
- GOTTSCHALK, K. (2003): Die Tagfalter des Werra-Meißner-Kreises. – Schriften des Werratalvereins Witzenhausen.
- GOVERDE, M. & A. ERHARDT (2003): Effects of elevated CO₂ on development and larval food-plant preference in the butterfly *Coenonympha pamphilus* (Lepidoptera, Satyridae). – Global Change Biology **9**: 74–83.
- GREUBEL, S. (1985): Beitrag zur Tagfalterfauna in einzelnen fränkischen Landschaften. – Naturwiss. Jb. Schweinfurt **3**: 47–63.
- GRIME, J. P. (2001): Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. – Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- GROSSER, N. (1983): Die Großschmetterlinge der Dübener Heide. 1. Tagfalter – Diurna. – Hercynia **N.F. 20**: 1–37.
- GROSSER, N. & K. DRECHSLER (1995): Zur Lepidopteren- und Syrphiden-Fauna der FND „Kalkfluren“ und „Bläulings-Biotop“ bei Lieskau (Saalkreis) im Raum Halle. – Hercynia **N.F. 29**: 241–267.
- HANNIG, K. (1997): Beitrag zur Macrolepidopterenfauna des Kreises Coesfeld (Nordrhein-Westfalen) (I). – Melanargia **9** (1): 13–21.
- HANNIG, K. (2000): Bemerkenswerte Macrolepidopteren-Beobachtungen im Kreis Recklinghausen (Nordrhein-Westfalen). – Melanargia **12** (2): 46–55.
- HANNIG, K. (2002): Beitrag zur Macrolepidopterenfauna des Kreises Coesfeld (Nordrhein-Westfalen) (II). – Melanargia **14** (2): 25–44.
- HANNIG, K. (2005a): Die Laufkäfer (Insecta, Coleoptera: Carabidae) des Truppenübungsplatzes Haltern-Platzteil Lavesum (Kreis Recklinghausen und Kreis Borken). – Abh. Westf. Mus. Naturk. **67** (4): 5–28.
- HANNIG, K. (2005b): Die Großschmetterlinge (Insecta, Macrolepidoptera) des Truppenübungsplatzes Haltern-Platzteil Lavesum (Kreis Recklinghausen und Kreis Borken). – Abh. Westf. Mus. Naturk. **67** (4): 29–54.
- HANSKI, I. (1999): Metapopulation Ecology. – University Press, Oxford.
- HANSKI, I. & M. E. GILPIN (1997): Metapopulation biology: Ecology, genetics and evolution. – Academic Press, London.
- HARKORT, W. (1967): Beobachtungen zur Schmetterlingsfauna im Raum Dortmund-Hagen-Iserlohn. – Dortmund. Beitr. Landeskr. **1**: 13–47.
- HARKORT, W. (1971): Nachtrag aus den Jahren 1969 und 1970 zu den Beobachtungen zur Schmetterlingsfauna im Raum Dortmund-Hagen-Iserlohn. – Dortmund. Beitr. Landeskr. **5**: 45–60.
- HARKORT, W. (1975): Schmetterlinge in Westfalen (ohne Ostwestfalen). Fundortkarten und Fundortlisten; Stand Ende 1974. – Dortmund. Beitr. Landeskr. **9**: 33–102.

- HARKORT, W. (1977): Schmetterlinge in Westfalen (ohne Ostwestfalen). Fundortkarten und Fundortlisten; Stand Ende 1976. Teil 3. – Dortmund. Beitr. Landesk. **11**: 99–150.
- HEATH, J., POLLARD, E. & J. A. THOMAS (1984): Atlas of butterflies in Britain and Ireland. – Viking, Harmondsworth.
- HEMMERSBACH, A. (1993): Bemerkenswerte Macrolepidopteren-Beobachtungen im Niederrheinischen Tiefland und Randgebieten zur Niederrheinischen Bucht (Macrolepidoptera). – *Melanargia* **5** (3): 65–86..
- HEMMERSBACH, A. & S. STEEGERS (1991): Beitrag zur Macrolepidopterenfauna des Niederrheinischen Tieflandes und Randgebieten zur Niederrheinischen Bucht. – *Melanargia* **3** (2): 32–76.
- HENNICKE, M. (1995): Beitrag zur Kenntnis der Großschmetterlinge im Landkreis Ueckermünde. – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg **XXXIV**: 89–135.
- HENNICKE, M. (1999): Beitrag zur Kenntnis der Großschmetterlinge (Lepidoptera) im NSG „Ahlbecker Seegrund“ und seiner Umgebung. – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg **XXXVIII**: 145–178.
- HENSLE, J. (1988): Ist *Hipparchia semele cadmus* FRUHSTORFER, 1908 in Süddeutschland vom Aussterben bedroht? – *Atalanta* **18**: 255–257.
- HENSLE, J. (1994): Erklären Dispersionsflüge das Vorkommen von *Hipparchia semele* LINNAEUS, 1758 und *Brinthesia circe* FABRICIUS, 1775 im Südschwarzwald? – *Atalanta* **25** (1/2): 149–150.
- HENSLE, J. (2002): Danaidae, Libytheidae, Nymphalidae (Rest) und Lycaenidae 1993. – *Atalanta* **33** (1/2).
- HENSLE, J. (2004): Nymphalidae s. l. und Lycaenidae 2003. – *Atalanta* **35** (3/4): 207–238.
- HENSLE, J. (2005): Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae und Lycaenidae 2004. – *Atalanta* **36** (1/2): 15–86.
- HERMANN, G. (1999): Neue Beobachtungen zu Eiablage- und Raupennahrungspflanzen von Tagfalterarten in Baden-Württemberg (Lepidoptera, Rhopalocera). – *Atalanta* **29** (1/4): 245–254.
- HERMANN, G. (2000): Methoden der qualitativen Erfassung von Tagfaltern. – SETTELE, J., FELDMANN, R. & R. REINHARDT (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 124–143.
- HERMANN, G. (2006a): Blaukernauge (*Minois dryas*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- HERMANN, G. (2006b): Kronwicken-Bläuling (*Plebeius argyrognomon*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- HERMANN, G. (2006c): Präimaginalstadien-Suche als Nachweismethode für Tagfalter – Rahmenbedingungen, Chancen, Grenzen. – FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **68** (3/4): 223–231.
- HERMANN, G. & R. STEINER (1997): Eiablage- und Larvalhabitat des Komma-Dickkopffalters (*Hesperia comma* Linné 1758). – *Carolinea* **55**: 35–42.
- HERMANN, G. & R. STEINER (1998): Eiablagehabitat und Verbreitung des Violettten Feuerfalters (*Lycaena alciphron*) in Baden-Württemberg (Lepidoptera, Lycaenidae). – *Carolinea* **56**: 99–102.
- HEYDEMANN, B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. – Verh. Dt. Zool. Ges. 1956: 332–347.
- HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2006): Umweltatlas Hessen. – <http://atlas.umwelt.hessen.de> (Abfrage April 2006).
- HODGSON, J. G. (1993): Commonness and rarity in British butterflies. – *Journal of Applied Ecology* **30**: 407–427.
- HOLTMEIER, F.-K. (2002): Tiere in der Landschaft. Einfluss und ökologische Bedeutung. – Ulmer Verlag, Stuttgart.

- IUCN (2003): The IUCN Red List of Threatened Species. - www.iucnredlist.org (Abfrage Januar 2006).
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1998): Pflege- und Entwicklungsplan „NSG Westruper Heide“. – Unveröffentlichtes Gutachten, Düsseldorf.
- JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. – Z. Ökol. & Natursch. **3**: 107–112.
- JAX, K. (1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? – Z. Ökol. & Natursch. **7**: 241–253.
- JENTSCH, A., BEYSLAG, W., NEZADAL, W., STEINLEIN, T. & W. WELSS (2002): Bodenstörungen – treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sand Lebensräumen. Konsequenzen für Pflegemaßnahmen im Naturschutz. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **34** (2/3): 37–44.
- JOY, J. (1996): The larval habitats of the Grayling butterfly *Hipparchia semele* (LINNAEUS) (Lepidoptera: Satyridae) at inland lead mine sites in Shropshire. – Entomologist's Gazette **47**: 139–142.
- KINKLER, H. (1978): Die Tagfalter (Diurna) und Widderchen (Zygaenidae) der Kalkmagerrasen der Nordeifel (Nordrhein-Westfalen). – Mitt. der Arbeitsgem. Rhein.-Westf. Lepidopterologen **1** (2): 74–77.
- KINKLER, H. (1994): Bemerkenswerte Falterfunde und Beobachtungen im Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft rheinisch-westfälischer Lepidopterologen e. V. – 8. Zusammenstellung. – Melanargia **6** (4): 79–86.
- KINKLER, H. (1996): Bemerkenswerte Falterfunde und Beobachtungen im Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft rheinisch-westfälischer Lepidopterologen e. V. – 9. Zusammenstellung. – Melanargia **8** (1): 38–44.
- KINKLER, H. (1997): Bemerkenswerte Falterfunde und Beobachtungen im Arbeitsgebiet der Arbeitsgemeinschaft rheinisch-westfälischer Lepidopterologen e. V. – 10. Zusammenstellung. – Melanargia **9** (3): 73–82.
- KINKLER, H. & W. SCHMITZ (1971): Die Tagfalter des Bergischen Landes. – Jb. Naturwiss. Ver. Wuppertal **24**: 20–63.
- KINKLER, H., KWIATKOWSKI, I., KWIATKOWSKI, H. & J. BOSSELMANN (1996): Die Tagschmetterlinge des Landkreises Mayen-Koblenz und der angrenzenden Gebiete. – Pflanzen und Tiere in Rheinland-Pfalz, Sonderheft III.
- KIRCH, R. & C. VENNE (2003): Beitrag zur Schmetterlingsfauna von Ostwestfalen-Lippe und angrenzenden Bereichen (Lepidoptera: Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae, Arctiidae, Sesiidae). – Mitt. der Arbeitsgem. westf. Entomologen **19** (1/2): 1–26.
- KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens. – Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz **67**.
- KLIMA, F. (1975): Beitrag zur Kenntnis der Macrolepidopteren-Fauna Südwestthüringens. – Ent. Nachr. **19**: 81–87.
- KÖHLER, J. & K.-H. MÜLLER-KÖLLGES (1999): Die Tagfalter einschließlich Dickkopffalter (Lepidoptera: Rhopalocera incl. Hesperidae) im Hannoverschen Wendland (Ost-Niedersachsen). Neu- und Wiederfunde in Niedersachsen verschollener Arten. – Braunschweig. naturkdl. Schr. **5** (4): 883–904.
- KOLLIGS, D. (2003): Schmetterlinge Schleswig-Holsteins. Atlas der Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen. 2. Aufl. – Wachholtz Verlag, Neumünster.
- KÖNIGSDORFER, M. (1996): Biologie und Habitatbindung von *Chazara briseis* (LINNÉ 1764) am württembergischen Riesrand (Lepidoptera, Satyridae). – Diplomarbeit an der Universität Ulm.
- KÖNIGSDORFER, M. (1997): Die Berghexe (*Chazara briseis* L. Satyridae) in Schwaben und angrenzenden Gebieten. – Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben **110**: 69–87.
- KONVIÁKA, M. & T. KURAS (1999): Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví, Czech Republic. – J. Ins. Cons. **3**: 211–223.
- KOWARIK, I. & W. SEIDLING (1989): Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. – Landschaft und Stadt **21** (4): 132–143.

- KRATOCHWIL, A. (1987): Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster – Methoden, Probleme und Beispiele biozöologischer Forschung. – *Tuexenia* 7: 13–51.
- KROLL, C., KLIMA, F., KRAUSE, T., KUNZE, D., SCHULZ, C., WEISBACH, P. & D. ZISKA (1998): Untersuchungen zur Entwicklung von Schmetterlingsgemeinschaften im Gebiet der Krummen Lake/Berlin-Grünau von 1993–1997. – *Novius* 24: 547–572.
- KUDRNA, O. (1998): Die Tagfalter der Rhön. – *Oedippus* 15: 1–158.
- KÜER, A. & T. FARTMANN (2005): Prominent shoots are preferred: microhabitat preferences of *Maculinea alcon* ([Dennis & Schiffermüller], 1775) in Northern Germany (Lycaenidae). – *Nota lepid.* 27 (4): 309–319.
- KUNA, G. (1997): Bemerkenswerte Tagfalterbeobachtungen 1996 in Thüringen. – *Mitt. Thüringer Entomologenverband* 4 (2): 48–55.
- KUNA, G. (1999): Bemerkenswerte Tagfalter- und Zygaenenbeobachtungen 1998 in Thüringen. – *Mitt. Thüringer Entomologenverband* 6 (2): 51–56.
- KUSDAS, K. & E. R. REICHL (1973): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1: Allgemeines, Tagfalter. – Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Linz.
- LEDERER, G. (1941): Die Naturgeschichte der Tagfalter unter besonderer Berücksichtigung der paläarktischen Arten. – *Handbuch für den praktischen Entomologen*. II. Band: Tagfalter (Diurna). – 2. Auflage. – Buchreihe des Intern. Entomol. Ver. (Frankfurt/Main).
- LEOPOLD, P. (2001): Schmetterlingszönosen ausgewählter Kalk-Magerrasen im Saale-Unstrut-Gebiet (Sachsen-Anhalt) – unter besonderer Berücksichtigung der Habitate des Segelfalters und der Berghexe. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftsökologie Münster.
- LEOPOLD, P. (2006a): Die Larvalökologie des Waldteufels (*Erebia aethiops*) in Nordrhein-Westfalen und deren Bedeutung für den Erhalt der Art. – FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – *Abh. Westf. Mus. Naturk.* 68 (3/4): 61–82.
- LEOPOLD, P. (2006b): Tagfalter und Widderchen der Kalkmagerrasen-Komplexe im Unteren Unstruttal. – Ein Refugium von überregionaler Bedeutung. – *Saale-Unstrut-Jahrbuch* 11: 112–121.
- LEOPOLD, P. (2006c): Kalkmagerrasen im Unteren Unstruttal und deren Bedeutung für den Schmetterlingsschutz. – Die Tagfalter- und Widderchen-Gemeinschaften der Kalkmagerrasen-Komplexe im Osten des Mitteldeutschen Trockengebietes. – *Natur und Geschichte im Unstruttal* 2006: 37–43.
- LEOPOLD, P. & M. VISCHER-LEOPOLD (2006): Monitoring tagaktiver Schmetterlinge in Nordrhein-Westfalen. – *LÖBF-Mitt.* 2 (2006): 39–44.
- LEOPOLD, P., HAFNER, S. & P. PRETSCHER (2005a): Schwarzer Apollofalter *Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758). – DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten des Anhangs IV und V der FFH-Richtlinie. – *Nat.schutz Biol. Vielfalt* 20.
- LEOPOLD, P., VISCHER-LEOPOLD, M., BEHRENS, M. & M. OLTHOFF (2005b): Erfassung und Bewertung der Vorkommen des Thymian-Ameisenbläulings (*Maculinea arion*) im Oberen Ahrtal (Kalkeifel). – unveröffentlichtes Gutachten.
- LOBENSTEIN, U. (1990): Zur Bestandsentwicklung der Schmetterlingsfauna (Macrolepidoptera) im Stadtgebiet von Hannover. – *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 132: 207–234.
- LOBENSTEIN, U. (2003): Die Schmetterlingsfauna des mittleren Niedersachsens. Bestand, Ökologie und Schutz der Großschmetterlinge in der Region Hannover, der Südeide und im unteren Weser-Leine-Bergland. – NATURSCHUTZBUND LANDESVERBAND NIEDERSACHSEN & U. LOBENSTEIN (Hrsg.). – Schlütersche Druck, Langenhagen.
- LÖBF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NORDRHEIN-WESTFALEN) (2005): Natur und Landschaft in Nordrhein-Westfalen 2005. – *LÖBF-Mitt.* 4 (2005).
- LÖBF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NORDRHEIN-WESTFALEN) (2006): Naturschutzgebiete in Nordrhein-Westfalen. – <http://www.loebf.nrw.de/static/infosysteme/05000000/gebiete/nsg/> (Abfrage April 2006).
- LOTZING, K. (1988): Bemerkungen zur Tagfalterfauna (Lepidoptera, Rhopalocera) des NSG ‚Oberharz‘. – *Ent. Nachr. Ber.* 32 (2): 85–90.

- LUNAU, K. & L. RUPP (1988): Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergsböschungen im kaiserstuhl auf die Fauna. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **63**: 69–116.
- MAAS, S., DETZEL, P. & A. STAUDT (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. – Gelbdruck des Bundesamtes für Naturschutz. – Landwirtschaftsverlag, Münster.
- MAES, D., GHESQUIERE, A., LOGIE, M. & D. BONTE (2006): Habitat use and mobility of two threatened coastal dune insects: implications for conservation. – J. Ins. Cons. **10**: 105–115.
- MATTES, H. (1996): Ist die Pflanzensoziologie eine sinnvolle Grundlage für die Biozönose-Forschung? Ein Diskussionsbeitrag zur Problematik von Tier-Pflanzen-Assoziationen. – Arb. a. Inst. f. Landschaftsökol. **1**: 101–105.
- MEISEL, S. (1959): 54 – Westfälische Tieflandsbucht. – MEYNEN, E., SCHMIDTHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & H. J. SCHULTZE (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Selbstverlag Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen: 800–821.
- MÖLLENBECK, V. & G. HERMANN (2006): Großer Waldportier (*Hipparchia fagi*). – Endbericht Untersuchungszeitraum 2002–2005: Gutachten im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes. – AG für Tierökologie und Planung, Filderstadt.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. – Quelle & Meyer, Heidelberg.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1991): Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. – Berichte aus der ökologischen Forschung **4**: 142–157.
- MÜLLER, J., VAGTS, I. & E. FRESE (1997): Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden nach Brand. – NNA-Ber. **10** (5): 87–104.
- MÜLLER-MINY, H. (1959): 27 – Östliche Eifel. – MEYNEN, E., SCHMIDTHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & H. J. SCHULTZE (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Selbstverlag Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen: 381–386, 398–400.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & A. KREIS (2001): Die Witterung in Deutschland. – Klimastatusbericht **2000**.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G., CZEPLAK, G. & A. KREIS (2002): Die Witterung in Deutschland. – Klimastatusbericht **2001**: 125–130.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & W. RIECKE (2003): Die Witterung in Deutschland. – Klimastatusbericht **2002**: 79–87.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & W. RIECKE (2004): Die Witterung in Deutschland. – Klimastatusbericht **2003**: 71–78.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & W. RIECKE (2005): Die Witterung in Deutschland. – Klimastatusbericht **2004**: 93–100.
- MÜLLER-WILLE, W. (1966): Bodenplastik und Naturräume Westfalens. – Geographische Kommission für Westfalen, Münster.
- MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2006): NATURA 2000 – Netzwerk für den Naturschutz – Nordrhein-Westfalens Beitrag zum Europäischen Naturerbe. – www.natura2000.munlv.de (Abfrage April 2006).
- MURL (MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1989): Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen. – Landesamt für Agrarordnung, Düsseldorf.
- OPPERMANN, R., REICHOLF, Y. & Y. PFADENHAUER (1987): Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württemberg **62**: 347–379.
- OSTHELDER, L. (1925): Die Schmetterlinge Südbayerns und der angrenzenden nördlichen Kalkalpen. I. Teil. Die Großschmetterlinge. Allgemeiner Teil – Tagfalter. – Mitt. der Münchner Entomol. Ges., Beilage zu Band **15** (1).
- OWEN, D. F. (1954): The relationship between environment and coloration in *Eunemis semele* L. (Lep. Satyridae). – Entomologist's Gazette **5**: 43–47.

- PARDEY, A. (1999): Grundlagen des Naturschutzes auf Schwermetallstandorten in Nordrhein-Westfalen. Abiotische Verhältnisse, Flora, Vegetation, Fauna, aktuelle Schutzsituation und zukünftige Zielsetzungen. – LÖBF-Schr.R. **16**: 7–48.
- PARDEY, A., DALBECK, L., HACKER, E., SCHIPPERS, B. & A. UHLISCH (1999): Schutzgebiets- und Biotopverbundplanung für Schwermetallstandorte im Raum Mechernich (Nordoststeifel). – LÖBF-Schr.R. **16**: 138–177.
- PATZAK, H. (1969): Die Großschmetterlinge des nordöstlichen Harzvorlandes. – Abh. und Ber. für Naturkunde und Vorgeschichte Magdeburg **11**: 179–218.
- PAULER, R., KAULE, G., VERHAAGH, M. & J. SETTELE (1995): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* (Linnaeus 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae), in Südwestdeutschland. – Nachr. entomol. Ver. Apollo **N. F. 16** (2/3): 147–186.
- PERSIGHEHL, M. & T. ASSMANN (2004): Heuschrecken-Gemeinschaften auf Sandrasen im Emsland (Nordwest-Deutschland) – Beweidung und Restitution als Instrumente zum Schutz von Sandökosystemen. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **78**: 111–118.
- PETERSEN, B. (1954): Egg-laying and habitat selection in some *Pieris* species. – Entomologisk Tidskrift **75**: 194–203.
- PICKETT, S. T. A. & P. S. WHITE (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press, New York.
- PLACHTER, H. (1989): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **29**: 107–135.
- PLACHTER, H. (1998): Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **56**: 21–66.
- PLACHTER, H., BONTJER, A., CONRADI, M., HAMPICKE, U., HAUCK, M., KOSTRZEWA, S., POPP, A., ROEDENBECK, I. & M. RÜHS (2004): Großflächige Nutztierbeweidung: eine naturfördernde Entwicklungsalternative für „Periphere Räume“ zentraleuropäischer Mittelgebirge. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **78**: 219–243.
- POLLARD, E. & T. J. YATES (1993): Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation. The British Butterfly Monitoring Scheme. – Chapman & Hall, London.
- PONIATOWSKI, D. (2006): Die Heuschreckengemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales (Ostwestfalen/Nordhessen). Mit einem Beitrag zur Ökologie der Kurzflügeligen Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*). – Diplomarbeit am Institut für Landschaftsökologie Münster.
- PORTER, K. (1992): Eggs and egg-laying. – DENNIS, R. L. H. (Hrsg.): The ecology of butterflies in Britain. – University Press, Oxford, 46–72.
- POTT, R. & Y. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **53** (1/2).
- PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). – BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **55**: 87–111.
- PRETSCHER, P. (2005): Artsteckbrief *Hipparchia semele* (LINNAEUS, 1758). – Auszug aus LEPIDAT (Abfrage Januar 2005).
- PULLIN, A. S. (1986): Influence of the food plant, *Urtica dioica*, on larval development, feeding efficiencies, and voltinism of a specialist insect, *Inachis io*. – Holarct. Ecol. **9**: 72–78.
- QINGER, B. & N. MEYER (1995): Lebensraumtyp Sandrasen. – BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN & BAYER. AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.4.
- RABELER, W. (1952): Die Tiergesellschaft Hannoverscher Talfettwiesen. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **N. F. 4**: 166–171.
- RABELER, W. (1955): Zur Ökologie und Systematik von Heuschreckenbeständen nordwestdeutscher Pflanzengesellschaften. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **N. F. 6/7**: 297–319.
- RAPP, J. (2002): Regionale Klimatrends in Deutschland im 20. Jahrhundert. – Klimabericht **2001**: 175–184.

- RAVENSCROFT, N. O. M. (1994): The feeding behaviour of *Carterocephalus palaemon* (Lepidoptera: HesperIIDae) caterpillars: does it avoid host defences or maximize nutrient intake? – Ecol. Ent. **19**: 26–30.
- REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: eine kritische Bestandsaufnahme. – Z. Ökol. Natursch. **5**: 123–139.
- REICHHOLF, J. H. (2001): Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen. – Laufener Seminarbeiträge **1** (2001): 11–16.
- REICHHOLF, J. H. (2005): Die Zukunft der Arten. – Verlag C. H. Beck, München.
- REINHARDT, R. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Lepidoptera: Rhopalocera et Hesperidae. 2. Nachtrag. – Ent. Nachr. Ber. **33**: 103–110.
- REINHARDT, R. (1991): Hornissen auf Schmetterlingsjagd. – Atalanta **22** (2/4): 235–236.
- REINHARDT, R. & P. KAMES (1982): Beiträge zur Insektenfauna der DDR. Lepidoptera – Rhopalocera et Hesperidae. I. Allgemeiner Teil, Papilionidae – Pieridae – Satyridae. – Ent. Nachr. Ber., Beiheft 1.
- REMMERT, H. (1987): Sukzessionen im Klimax-System. – Verh. Ges. Ökol. **16**: 27–34.
- REMMERT, H. (1991a): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. – Laufener Seminarbeiträge **5** (1991): 5–15.
- REMMERT, H. (1991b): The mosaic-cycle concept of ecosystems. – Springer Verlag, Berlin.
- RENNWALD, E. (1999): Schmetterlinge in der Kulturlandschaft – was haben sie mit Wisent und Auerochse zu tun? – Natur- und Kulturlandschaft **3**: 132–137.
- RETTIG, K. (1986): Die Großschmetterlinge Ostfrieslands. – Beitr. zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands **25**.
- RETZLAFF, H. (1973): Die Schmetterlinge von Ostwestfalen-Lippe und einigen angrenzenden Gebieten Hessens und Niedersachsens (Weserbergland, südöstliches Westfälisches Tiefland und östliche Westfälische Bucht). I. Teil. – Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld **21**: 129–248.
- RETZLAFF, H. (1981): Die Schmetterlinge von Ostwestfalen-Lippe und einigen angrenzenden Gebieten Hessens und Niedersachsens. Nachtrag. – Mitt. Arbeitsgem. ostwestf.-lipp. Entomol. **24**: 21–61.
- RETZLAFF, H. (1987a): Heide- und Moorpfl egemaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Schmetterlingsfauna und ausgewählter anderer Insekten. – Mitt. Arbeitsgem. ostwestf.-lipp. Entomol. **4** (38): 1–16.
- RETZLAFF, H. (1987b): Heide- und Moorpfl egemaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Schmetterlingsfauna und ausgewählter anderer Insekten. – Mitt. Arbeitsgem. ostwestf.-lipp. Entomol. **4** (40): 37–75.
- RETZLAFF, H. (1992): Bericht über die Wanderfalter – Situation für Ostwestfalen-Lippe. – Mitt. Arbeitsgem. ostwestf.-lipp. Entomol. **8** (1): 1–26.
- RICHERT, A. (1984): Die Schmetterlinge der Diluviallandschaften um Eberswalde-Finow (Lepidoptera) – Artenverzeichnis. – Ent. Nachr. Ber. **28** (4): 175–178.
- ROFF, D. A. (2002): Life History Evolution. – Sinauer, Sunderland.
- ROMMEL, R.-P. & W. SCHÄFER (1999): Die Tagfalterfauna Nordwestthüringens. – Naturschutzzentrum Nordthüringens e.V. (NIZ).
- RÖSZLER, G. (1966): Schmetterlingsbeobachtungen am Untersteinacher Weinberg. 1. Teil: Tagfalter. – Ber. der Naturwiss. Ges. Bayreuth **12** (1964/66): 165–179.
- SALM, P. & T. FARTMANN (2001): Heuschrecken. – GÜNNEMANN, H. & T. FARTMANN: Ökologische Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – Angewandte Landschaftsökologie **42**: 465–468.
- SAMIETZ, J. (1996): Zur Mikrohabitatnutzung einer Heuschreckenart in Halbtrockenrasen: *Stenobothrus lineatus* (Panzer) (Insecta: Caelifera). – Verh. Ges. Ökol. **26**: 569–573.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. – Zool. Jb. Syst. **104**: 433–488.
- SBN (SCHWEIZER BUND FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (1994): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. Band 1. – Fotorotar AG, Egg.

- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. – *Natur & Landschaft* **65** (6): 292–298.
- SCHERZINGER, W. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. – *Laufener Seminarbeiträge* **5** (1991): 30–42.
- SCHMIDT, G. (1990): Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) des nördlichen und mittleren Regierungsbezirks Braunschweig unter Einschluß des niedersächsischen Harzes. 1. Tagfalter (Diurna) – Fortsetzung. – *Braunschweig. naturkdl. Schr.* **3** (3): 775–839.
- SCHMITT, T. (1998): Tagfalterbeobachtungen in rheinland-pfälzischen Naturschutzgebieten. – *Mainzer Naturwiss. Archiv* **36**: 217–251.
- SCHMITT, T. (1999): Eiablageverhalten und Raupenfutterpflanzen von Tagfaltern im südwestlichen Hunsrück. – *Faunistisch-floristische Notizen aus dem Saarland* **30** (1/2): 659–670.
- SCHMITT, T. (2000): Beobachtungen zum Eiablageverhalten und zu Raupenfutterpflanzen von Tagfaltern im südwestlichen Hunsrück im Jahr 2000. – *Abh. Delattinia* **26**: 143–148.
- SCHMITZ, W. (2001): Die Schmetterlingsfauna des NSG „Kallmuther-Berg mit Westschacht“ bei Mechernich-Kalenberg (Nordeifel/NRW) (Macrolepidoptera et Pyralidae). – *Melanargia* **13** (3/4): 117–130.
- SCHÖNWIESE, C.-D., STAEGE, T., TRÖMEL, S. & M. JONAS (2004): Statistisch-klimatologische Analyse des Hitzesommers 2003 in Deutschland. – *Klimastatusbericht 2003*: 123–132.
- SCHREIBER, K.-F. (1997): 20 Jahre Erfahrungen mit dem kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. – *NNA-Ber.* **10** (5): 59–71.
- SCHULTE, A. M. (2002): Taxonomie, Verbreitung und Ökologie von *Tetrix bipunctata* (Linnaeus 1758) und *Tetrix tenuicornis* (Sahlberg 1893) (Saltatoria: Tetrigidae). – Dissertation am Institut für Landschaftsökologie Münster.
- SCHUMACHER, W. (1977): Flora und Vegetation der Sötenicher Kalkmulde (Eifel). – *Decheniana*, Beiheft 19.
- SCHWABE, A., ZEHE, A., EICHBERG, C., STROH, M., STORM, C. & A. KRATOCHWIL (2004): Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. – *Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz* **78**: 63–92.
- SCHWERTFEGE, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. – Paul Parey, Hamburg.
- SCHWIBINGER, M. & M. BRÄU (2001): Die Tagfalterfauna des Naturraumes Münchner Ebene gestern und heute (Insecta, Lepidoptera, Rhopalocera). – *Nachr.Bl. bayer. Ent.* **50** (4): 152–176.
- SEGER, J. & H. J. BROCKMANN (1987): What is bet hedging? – *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* **4**: 182–211.
- SEIFERT, B. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im mittleren und südlichen Teil der DDR. – *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **59** (5).
- SEIFERT, B. (1996): Ameisen – beobachten, bestimmen. – Naturbuchverlag, Augsburg.
- SETTELE, J. & R. REINHARDT (1999): Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. – SETTELE, J., FELDMANN, R. & R. REINHARDT (Hrsg.): *Die Tagfalter Deutschlands*. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 60–123.
- SETTELE, J., FELDMANN, R. & R. REINHARDT (Hrsg.) (1999): *Die Tagfalter Deutschlands*. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SETTELE, J., STEINER, R., REINHARDT, R. & R. FELDMANN (2005): *Schmetterlinge – Die Tagfalter Deutschlands*. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SETTELE, L. (1973): Die Großschmetterlinge vom Kaiserstuhl und der näheren Umgebung. – *Mitt. Entomol. Ges. Basel* **23**: 29–74.
- SEUFERT, P. (1993): Grundlagen zum Schutz der Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea) im NSG „Mäusberg“ (Landkreis Main-Spessart). – *Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg* **34**: 75–184.
- SHAW, R. (1977): On the distribution of some Satyrid (Lep.) larvae at a coastal site in relation to their Ichneumonid (Hym.) parasite. – *Entomologist's Gazette* **28**: 133–134.
- SHREEVE, T. G. (1990): Microhabitat use and hindwing phenotype in *Hipparchia semele* (Lepidoptera, Satyrinae): thermoregulation and background matching. – *Ecol. Ent.* **15**: 201–213.

- SHREEVE, T. G. (1992): Monitoring butterfly movements. – DENNIS, R. L. H. (Hrsg.): The ecology of butterflies in Britain. – University Press, Oxford, 120–138.
- SHREEVE, T. G. (1995): Butterfly mobility. – PULLIN, A. S. (Hrsg.): Ecology and conservation of butterflies. – Chapman & Hall, London, 37–45.
- SONNENBURG, H. & K. HANNIG (2005): Die Ameisen (Insecta, Hymenoptera: Formicidae) des Truppenübungsplatzes Haltern-Platzteil Lavesum (Kreis Recklinghausen und Kreis Borken). – Abh. Westf. Mus. Naturk. **67** (4): 85–92.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & E. SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz **53**.
- STEFFNY, H., KRATOCHWIL, A. & A. WOLF (1984): Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, *Bombus*) im NSG Taubergießen (Oberrheinebene). – Natur & Landschaft **59** (11): 435–443.
- STEINER, R. (1996): Habitatnutzung, Arealodynamik und Schutzaspekte einer Population des Segelfalters (*Iphiclides podalirius*, LINNAEUS 1758) im Heckengäu (Baden-Württemberg). – Diplomarbeit an der Universität Hohenheim.
- STEINER, R. & R. TRUSCH (2000): Eiablageverhalten und -habitat von *Hipparchia statilinus* in Brandenburg (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). – Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A (Biologie) **606**: 1–10.
- STELTER, C., SETTELE, J. & C. WISSEL (1996): Die Bedeutung von Störungen und Pflegemaßnahmen für das Überdauern von Schmetterlingspopulationen im Kontext eines Modells. – Verh. Ges. Ökol. **26**: 483–488.
- STOUTJESDIJK, P. H. & J. J. BARKMAN (1992): Microclimate: Vegetation and fauna. – Opulus Press, Knivsta.
- STRASSMANN, A. (1999): Geologie und Montangeschichte nordrhein-westfälischer Schwermetallstandorte. – LÖBF-Schr.R. **16**: 73–98.
- SUNDERMEIER, A. (1998): Methoden zur Analyse der Vegetationsstruktur. – TRAXLER, A. (Hrsg.): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Teil A. – Umweltbundesamt Wien, 123–158.
- THOMAS, J. A. (1974): Factors influencing the numbers and distribution of the Brown Hairstreak, *Thecla betulae* L., (Lepidoptera, Lycaenidae) and the Black Hairstreak, *Strymonidia pruni* L., (Lepidoptera, Lycaenidae). – Thesis of the University of Leicester (UK).
- THOMAS, J. A. (1983): The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. – J. Appl. Ecol. **20**: 59–83.
- THOMAS, J. A. (1993): Holocene climate change and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies inhabit innatural early-successional habitats. – Ecography **16**: 278–284.
- THOMAS, J. A. (2005): Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. – Phil. Trans. Royal Soc. Biol. Scienc. **360**: 339–357.
- THOMAS, J. A. & R. LEWINGTON (1991): The butterflies of Britain and Ireland. – Dorling Kindersley, London.
- THOMAS, J. A., THOMAS, C. D., SIMCOX, D. J. & R. T. CLARKE (1986): The ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. – J. Appl. Ecol. **23**: 365–380.
- THOMAS, J. A., SIMCOX, D. J., WARDLAW, J. C., ELMES, G. W., HOCHBERG, M. E. & R. T. CLARKE (1998): Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. – J. Ins. Cons. **2**: 39–46.
- THOMAS, J. A., BOURN, N. A. D., CLARKE, R. T., STEWART, K. E., SIMCOX, D. J., PEARMAN, G. S., CURTIS, R. & B. GOODGER (2001): The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. – Proc. R. Soc. Lond. **B 268**: 1.791–1.796.
- THOMAS, J. A., TELFER, M. G., ROY, D. B., PRESTON, C. D., GREENWOOD, J. J. D., ASHER, J., FOX, R., CLARKE, R. T. & J. H. LAWTON (2004): Comparative Losses of British Butterflies, Birds and Plants and the Global Extinction Crisis. – Science **303** (19): 1.879–1.881.
- THUST, R. (1996): Die Tagfalter der Trockenrasen Thüringens, Gefährdung und Möglichkeiten der Erhaltung. – Artenschutzreport **6**: 6–11.

- TIEDEMANN, O. (1986): Die Macro- und Microlepidopteren der Insel Helgoland. – Verh. Ver. naturw. Heimatforsch. Hamburg **39**: 1–37.
- TINBERGEN, N., MEEUSE, B. J. D., BOEREMA, L. K. & W. W. VAROSSIEAU (1942): Die Balz des Samtfalters, *Eumenis* (= *Satyrus*) *semele* (L.). – Z. Tierpsychol. **5** (1943): 182–226.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. – Fischer Verlag, Stuttgart.
- TREIBER, R. (2003): Genutzte Mittelwälder – Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Südsass. Nutzungsdynamik und Sukzession als Grundlage für ökologische Kontinuität. – Naturschutz & Landschaftsplanung **35** (1): 50–63.
- UFFELN, K. (1908): Die Großschmetterlinge Westfalens mit besonderer Berücksichtigung der Gegenden von Warburg, Rietberg und Hagen. – 36. Jahresbericht der Zoologischen Sektion des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst (1907/1908), Beiheft: 1–158.
- ULLRICH, R. & J. RAPP (2001): Monatliche Temperaturabweichungen vom Referenzzeitraum 1961–1990. – Klimabericht 2000: 93–98.
- ULRICH, R. (1988): Die Tagfalter der saarländischen Muschelkalklandschaften. – Nota Lepid. **11** (2): 144–157.
- ULRICH, R. (2000): Die Raupen-Nahrungspflanzen der Tagschmetterlinge des Saarlandes – eine erste zusammenfassende Darstellung. – Abh. Delattinia **26**: 99–142.
- ULRICH, R. (2003): Die Tagfalter der Kalkhalbtrockenrasen des Naturschutzgroßvorhabens „Bliesgau/Auf der Lohe“ – ein Tagfaltergebiet von bundesweiter Bedeutung (Lepidoptera: Hesperioidea und Papilionoidea). – Nachr. entomol. Ver. Apollo **N.F. 24** (1/2): 83–96.
- URBAHN, E. & H. URBAHN (1939): Die Schmetterlinge Pommerns mit einem vergleichenden Überblick über den Ostseeraum. – Stettiner Entomologische Zeitung **100** (I/II).
- VAN SWAAY, C. A. M. (2003): Butterfly densities on line transects in The Netherlands from 1990–2001. – Ent. Ber. **63** (4): 82–87.
- VAN SWAAY, C. A. M. & D. GROENENDIJK (2005): Vlinders en libellen geteld – Jaarverslag 2004 van de Landelijke Meetnetten Vlinders en Libellen. Rapport VS2005.007. – De Vlinderstichting, Wageningen.
- VAN SWAAY, C. A. M. & M. S. WARREN (1999): Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera). – Nature and Environment **99**.
- VAN SWAAY, C. A. M., PLATE, C. L. & A. J. VAN STRIEN (2002): Monitoring butterflies in the Netherlands: how to get unbiased indices. – Proc. Exper. Appl. Entomol. **13**: 21–27.
- VENNE, C. & V. VENNE (1996): Die Tagfalter (Lepidoptera – Diurna) des Naturschutzgebietes Moosheide. – Natur und Heimat **56** (2): 51–63.
- VISCHER, M. & M. BINOT-HAFKE (2003): Artenhilfsprogramme der Bundesländer: Fauna. – Natur & Landschaft **78** (2): 56–63.
- VITOUSEK, P. M. (1985): Community turnover and ecosystem nutrient dynamics. – PICKETT, S. T. A. & P. S. WHITE (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press, New York, 325–333.
- VOGEL, B. & R. FELDMANN (1997): Schlagfluren und Waldheiden: Biotope für gefährdete Tierarten im Naturpark Dübener Heide. – FELDMANN, R., HENLE, K., AUGÉ, H., FLACHOWSKY, J., KLOTZ, S. & R. KRÖNERT (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung – Konzepte für belastete Regionen. – Springer Verlag, Heidelberg, 137–141.
- VOLLRATH, G. (1966): Die Groß-Schmetterlinge des Fichtelgebirges. – Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth **12**: 45–164.
- VOLLRATH, G. (1975): Die Groß-Schmetterlinge des Fichtelgebirges. Dritte, abschließende Ergänzung. – Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth **15**: 241–258.
- VORBRÜGGEN, W. (1981): Die Lepidopteren des geplanten Naturschutzgebietes Schlangenberg (Breiniger Berg) bei Stolberg (Reg-Bez. Köln). – Decheniana **134**: 149–161.
- VORBRÜGGEN, W. & J. VIEHMANN (1987): Die Makrolepidopteren der Drover Heide (Kreis Düren). – Decheniana **140**: 123–133.
- WAGENER, S. & B. NIEMEYER (2003): Beitrag zur Großschmetterlingsfauna des Kreises Borken. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **65**: 149–202.

- WALLISDEVRIES, M. F. (2006): Larval habitat quality and its significance for the conservation of *Melitaea cinxia* in northwestern Europe. – FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abh. Westf. Mus. Naturk. **68** (3/4): 281–294.
- WALTER, H. & E. WALTER (1953): Einige allgemeine Ergebnisse unserer Forschungsreise nach Südwestafrika 1952/1953. Das Gesetz der relativen Standortskonstanz; Wesen der Pflanzengemeinschaften. – Ber. Dt. Bot. Ges. **66**: 228–236.
- WALTER, R., RECK, H. & G. KAULE (1999): Auswahl von Arten für Planungen auf der Basis eines regionalen Zielartenkonzeptes. – AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 23–29.
- WARREN, M. S. (1984): The biology and status of the wood white butterfly, *Leptidea sinapis* (L.) (Lepidoptera: Pieridae), in the British Isles. – Entomologist's Gazette **35**: 207–223.
- WARREN, M. S. (1992): Butterfly populations. – DENNIS, R. L. H. (Hrsg.): The ecology of butterflies in Britain. – University Press, Oxford, 73–92.
- WARREN, M. S., POLLARD, E. & T. J. BIBBY (1986): Annual and long-term changes in a population of the wood white butterfly *Leptidea sinapis*. – J. Anim. Ecol. **55**: 707–719.
- WEFELSCHIED, H. (1965): Wacholderheiden im Raume um Haltern. – Natur und Landschaft im Ruhrgebiet **2**: 171–185.
- WEIDEMANN, H. J. (1989): Die Bedeutung von Sukzession und „Störstellen“ für den Biotopschutz bei Schmetterlingen. – Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz **29**: 239–247.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter – beobachten, bestimmen. – Naturbuchverlag, Augsburg.
- WEIDNER, A. (1992): Beziehungen zwischen Vegetation und tagaktiven Schmetterlingen im Seidenbachtal bei Blankenheim (Eifel). – Naturschutzforum **5/6** (1991/92): 131–156.
- WHITE, T. C. R. (1993): The Inadequate Environment. Nitrogen and the abundance of animals. – Springer Verlag, Berlin.
- WIEGLEB, G. & I. BRUNK (2004): Die künftige Bedeutung großflächiger Beweidungssysteme mit Haus- und Wildtieren für das Biotopmanagement auf Truppenübungsplätzen. – Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz **78**: 129–144.
- WIESBAUER, H. & K. MAZZUCCO (1999): Sandlebensräume in Österreich und ihre Bedeutung für Stechimmen. – Umweltbundesamt Österreich, Wien.
- WILMANN, O. (1987): Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozönologie. – Tuexenia **7**: 3–12.
- WILSON, E. O. (1999): The diversity of life. – Norton, New York.
- WIROOKS, L. & B. THEISSEN (1998): Neue Erkenntnisse zur Nahrungsökologie und Phänologie von Makrolepidopterenraupen. – Melanargia **10** (3): 69–109.
- WIROOKS, L. & B. THEISSEN (1999): Neue Erkenntnisse zur Nahrungsökologie und Phänologie von Makrolepidopterenraupen. – Melanargia **11** (1): 1–79.
- WITT, R. (1998): Wespen – beobachten, bestimmen. – Naturbuch Verlag, Augsburg.
- WOLF, W. (1981): Die sogenannten Großschmetterlinge des nordöstlichen Bayreuther Umlandes (Insecta, Lepidoptera). Ein Beitrag zur Kenntnis des Obermain-Hügellandes. – Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth **XVII** (1979/81): 145–254.
- WOLFE (1896): The egg-laying of *Hipparchia semele*. – The Entomologist's record and journal of variation **8**: 266–267.
- ZEHM, A. (1997): Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschrecken-Zönosen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. – Tuexenia **17**: 193–222.
- ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. – Laufener Seminarbeiträge **8** (1998): 9–32.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. – Phytocoenologia **5** (4): 447–524.
- ZINNERT, K.-D. (1966): Beitrag zur Faunistik und Ökologie der in der Oberrheinebene und im Südschwarzwald vorkommenden Satyriden und Lycaeniden (Lepidoptera). – Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg **56**: 77–141.

8 Glossar

CRS-Modell, -Kontinuum

Von GRIME (2001) für Pflanzen entwickelte Klassifikation von Lebensstrategien nach dem Störungsniveau und der Verfügbarkeit lebenswichtiger Ressourcen (z. B. Licht, Wasser, Nährstoffe). Grime unterscheidet Konkurrenz- (*competitors*, behaupten sich bei geringer Störung und guter Ressourcenverfügbarkeit), Ruderal- (*ruderals*, bei hohem Störungsgrad) und Toleranzstrategen (*stress-tolerators*, bei geringer Ressourcenverfügbarkeit).

Diapause

Durch exogene und/oder endogene Faktoren gesteuerte, fakultative oder obligate Entwicklungshemmung einer Tierart (Diapause im weiteren Sinne) (SCHAEFER 1992). *Diapause im engeren Sinne* wird hier als endogen gesteuerte, obligate Ruheperiode verstanden (vgl. SCHWERDTFEGGER 1978).

Dormanz

Durch exogene und/oder endogene Faktoren gesteuerte Ruheperiode in der Entwicklung einer Tierart (SCHAEFER 1992).

Eiablagerate

Anteil vom Weibchen tatsächlich abgelegter Eier an der potenziellen, individuellen bzw. artspezifischen Eizahl (PORTER 1992). Die individuelle Eiablagerate ist abhängig vom Witterungsverlauf während der Eiablagezeit und von der Verfügbarkeit geeigneter Eiablagestellen (also Larvalhabitate).

Fekundität

Fruchtbarkeit, d. h. durchschnittliche potenzielle oder realisierte Anzahl an Nachkommen (SCHAEFER 1992). Die *potenzielle Fekundität* ist artspezifisch, die *realisierte Fekundität* hängt von der Verfügbarkeit notwendiger, imaginaler Nahrungsressourcen sowie vom Witterungsverlauf während der Eiablagezeit ab.

Festuca ovina agg.

Unter der Artengruppe *Festuca ovina* werden zahlreiche, schwierig zu differenzierende Kleinarten zusammen gefasst (vgl. HAEUPLER & MUER 2000). In den Untersuchungsräumen treten v. a. die gut zu trennenden *Festuca brevipila* (im UG Borkenberge ggf. indigen) und *F. filiformis* auf. Im UG Unteres Diemeltal sollte es sich nach FARTMANN (2004) daneben v. a. um *Festuca guestfalica*, im UG Mechernich nach BROWN (1993) um *Festuca aquigranensis* handeln.

Fraßpflanze

Der Begriff umfasst *alle* Pflanzen, die von Schmetterlingsraupen unter Zucht- oder Freilandbedingungen gefressen werden und solche, die als Nahrungs-

	pflanzen aufgrund ihrer biochemischen Zusammensetzung und Verfügbarkeit im Schmetterlingshabitat in Frage kommen. (gegenüber Wirtspflanze).
Gegenwindfeuer	Das Feuer läuft langsam gegen die Hauptwindrichtung (Temperaturmaximum wird näher zur Bodenoberfläche verlagert, vollständigere Verbrennung des Brandmaterials) (GOLDAMMER et al. 1997).
Geophyt	ausdauernde krautige Pflanze mit periodisch oberirdisch absterbenden Sprossen, Überdauerung im Boden (DIERSCHKE 1994).
Habitat	Auf Linné zurückgehende Bezeichnung für den charakteristischen Wohn- bzw. Wuchsort einer Art (SCHAEFER 1992). Oft aber auch synökologisch als anderer Begriff für Lebensraum oder Biotop verwendet.
Hemikryptophyt	ausdauernde krautige Pflanze mit periodischer Sprossreduktion bis zur Bodenoberfläche (DIERSCHKE 1994).
Herbivore	Tiere, die sich von pflanzlichen Kormus (Blätter, Spross, Wurzeln) ernähren. Hier gegenüber Phytophagen v. a. für größere Weidetiere verwendet.
kaltes Feuer	Mit zunehmender Feuchtigkeit des Brandmaterials verringert sich die Temperatur des Feuers (GOLDAMMER et al. 1997).
Larvalhabitat	Ort, an dem die Entwicklung der Präimaginalstadien (Ei, Raupe und Puppe) abläuft.
Letaltemperatur	Bereich hoher bzw. tiefer Temperaturen, ober- bzw. unterhalb derer ein Überleben nicht mehr möglich ist (SCHAEFER 1992).
Mesohabitat	Wird alternativ zum Begriff des Mesostandes verwendet, wenn eine Besiedlung des Standortes durch Präimaginalstadien vorliegt. Für die hier untersuchte Tagfalterart wurde das Mesohabitat auf 0,07 ha um das Mikrohabitat festgelegt.
Mesostandort	(methodische) Abgrenzung von 0,07 ha zur Erhebung struktureller und klimatischer Parameter auf mittlerem Raumniveau (bei Besiedlung durch Präimaginalstadien wird der Begriff des Mesohabitats verwendet).
Metapopulation	Für viele Tagfalter ist die raumzeitliche Strukturierung ihrer Vorkommen für das langfristige Über-

leben bedeutsam. Nach HANSKI (1999) liegt eine Metapopulation (Gruppe von Einzelvorkommen) vor, wenn (I) abgrenzbare Kolonien als diskrete Habitatpatches vorliegen, (II) keine der Kolonien allein langfristig überlebensfähig ist, (III) die Wiederbesiedlung (Kolonisation) verwaister patches möglich ist und (IV) das gleichzeitige Aussterben aller Kolonien aufgrund der Asynchronie der lokalen Dynamiken unwahrscheinlich ist.

Mikrohabitat

Wird alternativ zum Begriff des Mikrostandortes verwendet, wenn eine Besiedlung des Standortes durch Präimaginalstadien vorliegt. Für die hier untersuchte Tagfalterart wurde das Mikrohabitat auf 1 m² festgelegt.

Mikrostandort

(methodische) Abgrenzung von 1 m² zur Erhebung struktureller und klimatischer Parameter auf kleinem Raum (bei Besiedlung durch Präimaginalstadien wird der Begriff des Mikrohabitats verwendet).

Mitwindfeuer

(auch Lauffeuer genannt) brennen in Windrichtung, wobei das Feuer schnell über die Fläche läuft (hohe Temperaturen im oberen Flammenbereich, teils unvollständige Verbrennung des Brandmaterials) (GOLDAMMER et al. 1997).

monophag

Nahrungsspezialisierung auf *eine* Wirtsart (hier nur hinsichtlich der Raupennahrung verwendet; WEIDEMANN 1995). Demgegenüber definiert SCHAEFER (1992) Monophagie ersten bis dritten Grades (eine Wirtsart, einige Wirtsarten einer Gattung und alle Wirtsarten einer Gattung). Nach SETTELE & REINHARDT (1999) werden Pflanzen einer Gattung gefressen.

oligophag

Nahrungsspezialisierung auf *wenige* Wirtsarten (hier nur hinsichtlich der Raupenwirtspflanze verwendet), die meist nah verwandt sind bzw. identische oder ähnliche Inhaltsstoffe enthalten (WEIDEMANN 1995, vgl. auch SCHAEFER 1992). Nach SETTELE & REINHARDT (1999) werden demgegenüber Pflanzen einer Familie gefressen.

Phytophage

Organismen, die sich auf pflanzlicher Basis ernähren. Neben den Herbivoren auch solche, die z. B. Samen, Früchte, Pollen oder Nektar verzehren.

polyphag

es liegt keine Nahrungsspezialisierung vor (Allesfresser).

Potenz	Fähigkeit eines Tieres, sich mit einem Umweltfaktor auseinanderzusetzen (zu beachten sind die Relativität der Potenz und das Zusammenwirken von Faktoren) (SCHWERTDFEGER 1978).
Präimaginalstadien	nicht erwachsene (= fortpflanzungsfähige) Entwicklungsstadien innerhalb der Ontogenese eines Tieres (z. B. Ei, Raupe und Puppe eines Schmetterlings).
Präovipositionsphase	Zeitraum zwischen Schlupf des Weibchens und der ersten Eiablage (WEIDEMANN 1995).
Protandrie	früheres Erscheinen der Männchen gegenüber den Weibchen
Quieszens	Durch Kälte (exogen) verursachte Ruheperiode in der Entwicklung einer ektothermen Tierart (= Kältestarre).
Schwermetallstandort	Böden (oder Gewässer), in denen Schwermetalle in den oberen Bodenschichten oder im Oberflächenwasser in einer pflanzen- oder tierverfügbaren Form in höherer Konzentration als auf „normalen“ Standorten vorliegen. Im Vordergrund stehen dabei Metalle wie Blei, Zink, Cadmium oder Kupfer, die bereits in geringer Konzentration negativ auf Organismen wirken. (PARDEY 1999).
Sonnenscheindauer	Hier als maximale, tägliche Sonnenscheindauer (GEIGER 1961) zur Beurteilung der Besonnungsverhältnisse eines Mikrostandorts verwendet. Wird durch die geografische Breite, die Geländeneigung und die Horizonteinengung (= -abschirmung) beeinflusst und stellt eine Maximalvariable dar (da der durch Bewölkung reduzierte Strahlungsanteil unbeachtet bleibt, auch: potenzielle Sonnenscheindauer).
Störung	Unter Störungen werden diskrete Ereignisse in Raum und Zeit verstanden, die zur Vernichtung von Biomasse führen oder das Bodengefüge bzw. geologische Substrat zerstören und dadurch die Vegetations- oder Bodengenese aufhalten oder „zurückwerfen“ und folglich Populationen, Biozönosen oder Ökosysteme strukturell verändern (PICKETT & WHITE 1985, GRIME 2001; vgl. Kapitel 6). Nach PICKETT & WHITE (1985: 7) werden v. a. folgende Kriterien zur Beschreibung von Störungen herangezogen: räumliche Verteilung, Flächenwirksamkeit, Frequenz, Intervall und Stärke. Der Begriff Störung (bzw. Störungsökologie) findet zudem im ethologischen Sinne Verwendung (z. B. REICHHOLF 2001).

Störungsfrequenz	Häufigkeit eines Stör-Ereignisses pro Zeiteinheit.
Störungsintensität	wird hier als Kombination aus Störungsfrequenz und -stärke verwendet.
Störungsintervall	Zeitraum zwischen den Stör-Ereignissen.
Störungssstärke	physikalische Intensität der Störung (z. B. Kraft pro Flächeneinheit bei mechanischen Prozessen oder Temperaturhöhe und Wirkungsdauer eines Feuers).
Therophyt	einjährige Pflanze, welche die ungünstige Jahreszeit als Samen überdauert (DIERSCHKE 1994).
Toleranz	entspricht der Potenz des Tieres (s. dort) bei schädigenden Faktoren (SCHWERTDFEGER 1978).
Valenz	Wertigkeit eines Umweltfaktors für ein Tier je nach Intensitätsstufe des Faktors (zu beachten sind der Bereich der wirksamen Amplitude sowie die Lage der pessimalen und optimalen Bereiche) (SCHWERTDFEGER 1978).
Vegetationsdichte	Hier in vereinfachter Form als horizontale Deckungsgrade in verschiedenen Höhen der Feldschicht und der mittleren, vertikalen Vegetationsdeckung pro Vegetationsschicht (vgl. Kapitel 5.1) ermittelt. Die Vegetationsdichte (vegetation denseness) wird hier als ein Maß für die Durchdringbarkeit der Bestandsschichten der Pflanzendecke (z. B. für Licht, Luft oder Organismen) nach SUNDERMEIER (1997) verwendet. BARKMAN (1988) unterscheidet dabei zwischen vertikaler (<i>v</i>) und horizontaler Vegetationsdichte (<i>h</i>). SEIFERT (1983) benutzt den Begriff der „Pflanzendichte“ als Produkt aus Deckung und Höhe von Kryptogamen-, Feld- und unterer Strauchschicht. ZEHM (1997) schlägt eine fotografisch ermittelte „relative Raumfüllung“ vor (Pixelsumme der Höhenschichten als Biomassemaß).
(Ressourcen-)Verfügbarkeit	Die Verfügbarkeit (v. a. von Schlüsselressourcen) hat bedeutenden Einfluss auf Fortpflanzungserfolg und Siedlungsdichte. Die Verfügbarkeit wird bestimmt durch die Verteilung der Ressourcen in Raum und Zeit sowie durch deren Erreichbarkeit (Mobilität, Witterung, Habitatverbund) durch das Tier.
Wirtspflanze	Der Begriff umfasst alle nachweislich im Freiland genutzten (also befressenen) Nahrungspflanzen von Schmetterlingsraupen (gegenüber Fraßpflanze).

Zeigerwert

Zeigerwerte nach Ellenberg geben (auf einer Ordinalskala von 1–9 bzw. 1–12) das ökologische Verhalten von Pflanzenarten gegenüber dem jeweiligen Standortfaktor Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion, Stickstoff, Salz oder Schwermetall) an (ELLENBERG 1996).

Zielart

Arten, „die der Formulierung von konkreten und überprüfbaren Zielen des Naturschutzes dienen, d. h. sie ermöglichen die sachliche und räumliche Konkretisierung von abstrakt gehaltenen Zielen bzw. von Zielen übergeordneter Planungsebenen. Die Eigenschaften von Arten bzw. deren Vertretern oder Populationen, die für die Operationalisierung der Ziele herangezogen werden, können als Bewertungskriterien verwendet werden und als Parameter, anhand derer sich der Erfolg von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege messen lässt.“ (ZEHLIUS-ECKERT 1998: 13).

Anschrift des Verfassers:

Patrick Leopold,
Pastoratsweg 4,
53343 Wachtberg
E-Mail: patrickleopold@yahoo.de

Anlagen

Anlage 1: Ermittlung und Auswertung von Phänologiedaten

Anlage 2: Ermittlung und Auswertung von Verbreitungsdaten

Anlage 3: Karten zu den Untersuchungsgebieten

Anlage 4: Raupen-Wirtspflanzen und Fraßversuch

Anlage 5: Larvalhabitat-Parameter

Anlage 6: Vegetation (synsoziologische Zuordnung der Mikrostandorte)

Anlage 7: Fotos

Anlage 1: Ermittlung und Auswertung von Phänologiedaten

Daten zum zeitlichen Auftreten einzelner Entwicklungsstadien liegen aus folgenden Quellen vor:

- eigene Beobachtungen im Freiland (533 Individuen),
- eigene Beobachtungen aus Zuchtversuchen (28 Individuen, $n = 661$; s. Kapitel 3.1.5),
- Recherche fremder Daten (8.286 Individuen; bundesweit ohne Niedersachsen; s. Anlage 2).

Zur quantitativen Auswertung wurde das Datenmaterial – in Anlehnung an EBERT & RENNWALD (1993) sowie (FARTMANN 2004) wie folgt behandelt:

- Plausibilitätsprüfung der Extremwerte pro Entwicklungsstadium.
- Wörtliche Häufigkeitsangaben wurden nach Tabelle A1 zugeordnet.
Aufgrund der sehr unterschiedlichen Vorgehensweisen bezüglich der Angabe von Individuenzahlen wurden *auch* konkrete Zahlenwerte den Klassen aus Tabelle A01 zugeordnet. Eine Ausnahme stellten die im Rahmen des nordrhein-westfälischen Tagfaltermonitorings erhobenen Daten dar. Diese wurden *raumzeitlich* standardisiert, *regelmäßig* und während der *ganzen* Flugzeit der Rostbinde erhoben (vgl. LEOPOLD & VISCHER-LEOPOLD 2006) und gingen „1 zu 1“ in die Auswertungen ein ($n = 162$).

Tab. A1: Einteilung textlicher und numerischer Häufigkeitsangaben in Klassen für die phänologische Auswertung.

textliche Angaben	numerische Angaben	zugewiesener Zahlenwert
einzel, vereinzelt, sehr selten, rar, spärlich	1 Individuum	1
selten, einige, wenige	2–4 Individuen	2
mehrere, mehrfach, nicht selten, viele, häufig, zahlreich, in Anzahl, in großer Zahl	5–9 Individuen	5
starkes Vorkommen, sehr häufig, sehr zahlreich, sehr viele, gemein, massenhaft, in Massen, zu Tausenden	> 9 Individuen	10

Jede Artrennung ohne Häufigkeitsangabe floss mit „1“ ein. Ebenso Angaben wie „regelmäßig“ oder „verstreut“. Die Darstellung erfolgt auf der Basis von Pentaden analog FARTMANN (2004). Zur getrennten Auswertung nach Höhenstufen wurden die Fundorte den in EBERT & RENNWALD (1993) verwandten Höhenklassen zugeordnet (s. Tabelle A2). Die Obergrenze für die subalpine Stufe wird dabei der Baumgrenze (zwischen 1.700 und 1.900 m, vgl. ELLENBERG 1996) gleichgesetzt.

Tab. A2: Höhenstufen nach EBERT & RENNWALD (1993) sowie ELLENBERG (1996).

Höhenstufe	Höhe [m NN]
planar	0–199
kollin	200–499
montan	500–1.199
subalpin	1.200–1.699

Zur besseren optischen Darstellung in Kapitel 2.2 wurden die Imaginalflugzeiten mittels 3-Punkt-Glättung (vgl. EBERT & RENNWALD 1993) „interpoliert“. Es handelt sich stets um die Summe der Individuen über *alle* Zeiträume.

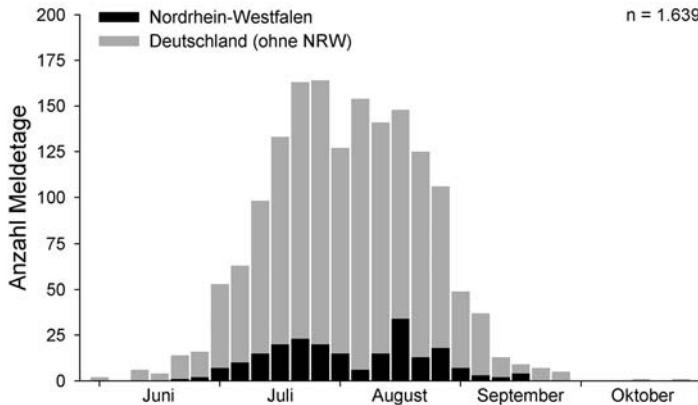


Abb. A1: Anzahl Meldetage pro Pentade.

Zur Ermittlung der Entwicklungszeiten (s. Kapitel 2.2) wurden ausschließlich Zuchtdaten verwandt. Dabei sind pro Entwicklungsstadium und Zuchtindividuum jeweils die frühesten und spätesten Notierungen eingeflossen. Pro Stadium wurden dann die Extrema und die mittleren Entwicklungszeiten errechnet. Zeitliche Erfassungslücken wurden nur interpoliert, wenn zwischen den vorherigen und späteren Notierungen weniger als zwei Tage lagen.

Anlage 2: Ermittlung und Auswertung von Verbreitungsdaten

Daten zum raumzeitlichen Auftreten liegen aus folgenden Quellen vor:

- eigene Beobachtungen im Freiland (533 Individuen),
- Recherche fremder Daten (5.373 Datensätze, >3.071 Fundorte).

Zur quantitativen Auswertung wurde das Datenmaterial wie folgt behandelt:

- Plausibilitätsprüfung von Extremwerten.
- Allgemeine Angaben über mehrere Messtischblätter wurden *nur* dargestellt bzw. ausgewertet, wenn sich ein plausibler Bezug nach Expertenabsprache ergab.
- Die Zuordnung zu den landschaftlichen Großräumen erfolgte nach SSYMANK et al. (1998). Nicht eindeutige Angaben blieben unberücksichtigt (vgl. demgegenüber MAAS et al. 2002).
- Migrierende von bodenständigen Tieren *standardisiert* zu trennen, war im Rahmen einer überregionalen Auswertung unmöglich. Bis auf wenige Ausnahmen wurden *alle* Meldungen berücksichtigt.
- Die Zuweisung einer Höhenangabe erfolgte anhand von topografischen Karten im Maßstab 1 : 25.000. Die Zuordnung zu Höhenklassen (50 m-Intervalle) folgt dem Vorgehen in EBERT & RENNWALD (1993): Eindeutig zugeordnete Fundorte erhielten den Wert „1“. Angaben über mehrere Höhenklassen wurden anteilig mit Wert 1/n zugewiesen. Anhand des digitalen Geländemodells im Maßstab 1 : 1.000.000 (DGM1000, BKG 2004) konnte zum Vergleich ein Höhenprofil für Deutschland erstellt werden (vgl. Tabelle A3).
- Nicht eindeutige Zeitangaben wurden wie folgt auf die Zeitklassen (Intervalle s. Tabelle A3) verteilt: Zuordnung stets zur mittleren, aller betroffenen – bei gerader Klassen-

anzahl zur jeweils älteren der beiden mittleren Kategorie. Angaben wie „bis 1980“ kamen in die jeweils ältere Klasse (nicht „1980–1999“).

- Fehlende Angaben zur Bodenreaktion und zur Substratfestigkeit wurden – soweit möglich – anhand des geologischen Ausgangsgesteins, mittels Sekundärquellen oder der Karte zur natürlichen Vegetation Europas (M 1 : 2.500.00, BfN 2004) zugewiesen. Aufgrund der zu erwartenden Unschärfe (Zuordnung bzw. Maßstab) wurden alle – letztlich analysierten Angaben – von regionalen Experten verifiziert. Bezüglich des pH-Wertes im Boden wurde zwischen „basisch“ und „sauer“ unterschieden, intermediäre Standorte blieben unberücksichtigt. Da Schwermetallfluren – je nach Kontaminierungsgrad – bezüglich der Vegetationsstruktur und unabhängig vom Boden-pH abweichen, wurde zudem eine dritte Kategorie „Schwermetall“ ergänzt. In Bezug auf die Festigkeit des Oberbodens wurden drei Kategorien unterschieden: Locker- und Festsubstrat sowie Moorboden.
- Für die Bundesländer Baden-Württemberg (Hermann sowie Hafner, schriftl.), Bayern (Bolz, schriftl.), Berlin (Gelbrecht, schriftl.), Hamburg (Röbbelen, schriftl.), Hessen (Lange, schriftl.), Nordrhein-Westfalen (eigene Einschätzung), die Pfalz (Schulte, schriftl.), Saarland (Ulrich, schriftl.), das südliche Sachsen (Reinhardt, schriftl.) sowie Schleswig-Holstein (Kolligs, schriftl.) wurde – wenn möglich – der derzeitige Status pro Fundort ergänzt.

Insgesamt sind folgende Quellen und Expertenabfragen eingeflossen:

UFFELN (1908), OSTHELDER (1925), BERGMANN (1939, 1952), DE LATTIN et al. (1957), RÖSZLER (1966), VOLLRATH (1966, 1975), ZINNERT (1966), HARKORT (1967, 1971, 1976, 1977), PATZAK (1969), KINKLER & SCHMITZ (1971), RETZLAFF (1973, 1981, 1981, 1987a, b, 1992), SETTELE (1973), KLIMA (1975), KINKLER (1978, 1994, 1996, 1997, 2002), VORBRÜGGEN (1981), WOLF (1981), GROSSER (1983), RICHERT (1984), STEFFNY et al. (1984), GREUBEL (1985), BADTKE & BIERMANN (1986, 2000, 2001), RETTIG (1986), ENGEL (1987), VORBRÜGGEN & VIEHMANN (1987), HENSLE (1988, 1994, 2002, 2004, 2005), LOTZING (1988), ULRICH (1988, 2003), BIERMANN (1989), BROCKMANN (1989), IVÖR (1989), REINHARDT (1989), LOBENSTEIN (1990, 2003), SCHMIDT (1990), HEMMERSBACH & STEEGERS (1991), EBERT & RENNWALD (1993), HEMMERSBACH (1993), SEUFERT (1993), UMLAND (1994), BROSZKUS (1995), DIERKS (1995), FELDMANN (1995), GROSSER & DRECHSLER (1995), HENNICKE (1995, 1999), WEIDEMANN (1995), KINKLER et al. (1996), KÖNIGSDORFER (1996), VENNE & VENNE (1996), BINOT (1997), HANNIG (1997, 2000, 2002, 2005b), KUNA (1997, 1999), BOLZ (1998), KROLL et al. (1998), KUDRNA (1998), SCHMITT (1998), KÖHLER & MÜLLER-KÖLLGES (1999), ROMMEL & SCHÄFER (1999), STEINER & TRUSCH (2000), SCHMITZ (2001), SCHWIBINGER & BRÄU (2001), GOTTSCHALK (2003), KIRCH & VENNE (2003), KOLLIGS (2003), FARTMANN (2004).

M. Albrecht, A. Augustin, P. Barwinski, R. Bellstedt, F.-O. Bennedsen, R. Boczki, R. Bolz, U. Bosch, O. Brauner, S. Brunzel, Dörre, M. Dolek & A. Geyer, H. Dudler, H.-J. Falkenhahn, T. Fartmann, R. Feldmann, J. Gelbrecht, C. Grüneberg, S. Hafner, K. Hannig, A. Hemmersbach, J. Hensle, G. Hermann & R. Steiner, J. Hillig, M. Huth, K.-H. Jelinek, J. Kinkle, H. Kinkler, J. Köhler, D. Kolligs, O. Kudrna, A. Lange, H. Lemm, LfU Baden-Württemberg, LfU Bayern, U. Lobenstein, LUNG Mecklenburg-Vorpommern, LUWG Rheinland-Pfalz, M. Meier, M. Meyer, NLWKN Hildesheim, A. Nunner, M. Olthoff, P. Pretscher, R. Reinhardt, H. Retzlaff, J. Rodeland, J. Rodenkirchen, F. Röbbelen, A. Salz, R. Schiller, A. Schmidt, P. Schmidt, T. Schmitt, C. Schönborn, M. Schorr, T. Schulte, H. Schumacher, W. Seufert, M. Steverding, B. Steinbrecher, E. Stöveken, R. Thust, TLUG Jena, R. Twelbeck, R. Ulrich, C. Venne, V. Wachlin, H. Wegner, C. Widder, H.-J. Windeln, L. Wirooms, H. Wolter (jeweils schriftl.); www.lepiforum.de, www.science4you.org, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle sowie eigene Beobachtungen.

Tab. A3: Daten zur Höhenverbreitung von *Hipparchia semele* im Vergleich zum Höhenprofil Deutschlands.
Dargestellt sind die Häufigkeitswerte (Berechnung s. Text) pro Höhenklassen im Vergleich zur realen Häufigkeitsverteilung innerhalb Deutschlands (BGK 2004).

Höhenklassen [m]	Höhenverbreitung <i>Hipparchia semele</i>			reale Höhenverteilung	
	Anzahl Fundorte	Häufigkeitswert	prozentualer Anteil [%]	Anzahl Höhenpunkte	prozentualer Anteil [%]
0–49	357	353,5	20,6	80.254	22,7
50–99	362	357,5	20,8	52.829	14,9
100–149	223	222,0	12,9	23.122	6,5
150–199	112	112,0	6,5	15.656	4,4
200–249	99	99,0	5,8	16.408	4,6
250–299	69	69,0	4,0	19.436	5,5
300–349	108	108,0	6,3	22.563	6,4
350–399	82	82,0	4,8	20.998	5,9
400–449	116	104,7	6,1	22.684	6,4
450–499	108	93,8	5,5	22.675	6,4
500–549	67	57,8	3,4	15.127	4,3
550–599	39	34,4	2,0	10.760	3,0
600–649	16	14,3	0,8	7.701	2,2
650–699	7	5,3	0,3	5.899	1,7
700–749	3	2,1	0,1	4.609	1,3
750–799	2	1,1	0,1	3.400	1,0
800–849	1	0,1	0,0	2.372	0,7
850–899	1	0,1	0,0	1.789	0,5
900–949	2	1,1	0,1	1.321	0,4
950–999	2	1,1	0,1	964	0,3
1.000–1.049	0	0,0	0,0	785	0,2
1.050–1.099	0	0,0	0,0	642	0,2
1.100–1.149	0	0,0	0,0	509	0,1
1.150–1.199	0	0,0	0,0	485	0,1
1.200–1.249	0	0,0	0,0	386	0,1
1.250–1.299	1	1,0	0,1	345	0,1
Summe	1.777	-	100	353.719	100

Tabelle A4 zeigt die Verteilung der Meldungen pro Zeitschnitt auf Basis der Datensätze und Fundorte. Meldungen, die eindeutig einer abgrenzbaren lokalen Räumlichkeit zugewiesen werden konnten, wurden als „Fundort“ aggregiert (z. B. Höhendiagramm, quantitative Veränderungen). Diese Abgrenzung kann folglich verschiedene räumliche Ebenen betreffen: So kann z. B. eine Gemeinde oder ein Schutzgebiet (beliebiger Größe) *ein* Fundort sein. Es wurde dabei stets nach der kleinsten, noch sinnvoll auswertbaren Einheit gesucht.

Tab. A4 : Verteilung der Meldungen (n = 4.524) und Fundorte (n = 3.071) nach Zeitklassen.

Dekaden	Meldungen pro Zeitschnitt		Fundorte pro Zeitschnitt	
bis 1899	205	205	167	167
1900–1909	70		61	
1910–1919	27		25	
1920–1929	156	584	137	491
1930–1939	97		67	1.409
1940–1949	234		201	
1950–1959	140		91	
1960–1969	257	949	201	747
1970–1979	552		455	
1980–1989	691	2.039	518	1.326
1990–1999	1.348		808	1.662
ab 2000	747	747	340	340

In Tabelle A5 ist die Rasterbelegung auf Messtischblatt-Niveau aller verfügbaren Meldungen (alle Zeitklassen) angegeben. Zum zeitlichen Vergleich sind zudem alle *ab 1980* gemeldeten Raster sowie die sich daraus ergebenden Rasterverluste dargestellt. Bei dem Vergleich der beiden Zeitklassen (bis 1979, ab 1980) ist zu beachten, dass sowohl die historische Dokumentation wie auch der aktuelle Erfassungsgrad sehr wichtig sind. Gut dokumentiert sind historische wie aktuelle Vorkommen für Baden-Württemberg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, die Pfalz, das Saarland, Sachsen und Thüringen. Siehe auch Anmerkungen in Kapitel 1.6.

Tab. A5 : Messtischblatt-Belegung und zeitliche Entwicklung von *Hipparchia semele* in Deutschland (n = 4.363).

Großlandschaft	max. Anzahl Raster	alle Zeitklassen		ab 1980		zeitliche Entwicklung	
		Anzahl Raster	Raster- frequenz [%]	Anzahl Raster	Raster- frequenz [%]	Rasterverlust ab 1980 [%]	Rasterverlust aktuell* [%]
Baden-Württemberg	314	77	25	12	4	84	84
Bayern	617	83	14	40	7	50	53
Brandenburg (mit Berlin)	299	149	50	130	44	k. A.	k. A.
Hamburg	16	7	44	3	19	57	100
Hessen	215	58	27	8	4	85	93
Mecklenburg-Vorpommern	249	79	32	44	18	k. A.	k. A.
Niedersachsen (mit Bremen)	476	152	32	110	23	28	28
Nordrhein-Westfalen	332	75	23	28	8	65	76
Rheinland-Pfalz	194	55	28	19	10	64	75
Saarland	31	9	29	7	23	21	67
Sachsen	188	89	47	85	45	4	6
Sachsen-Anhalt	207	86	42	64	31	26	26
Schleswig-Holstein	190	45	24	22	12	50	50
Thüringen	168	76	45	40	24	47	49

*) Rasterbelegung ab 1980 abzüglich nachweislich erloschener Vorkommen (Stand 2005).

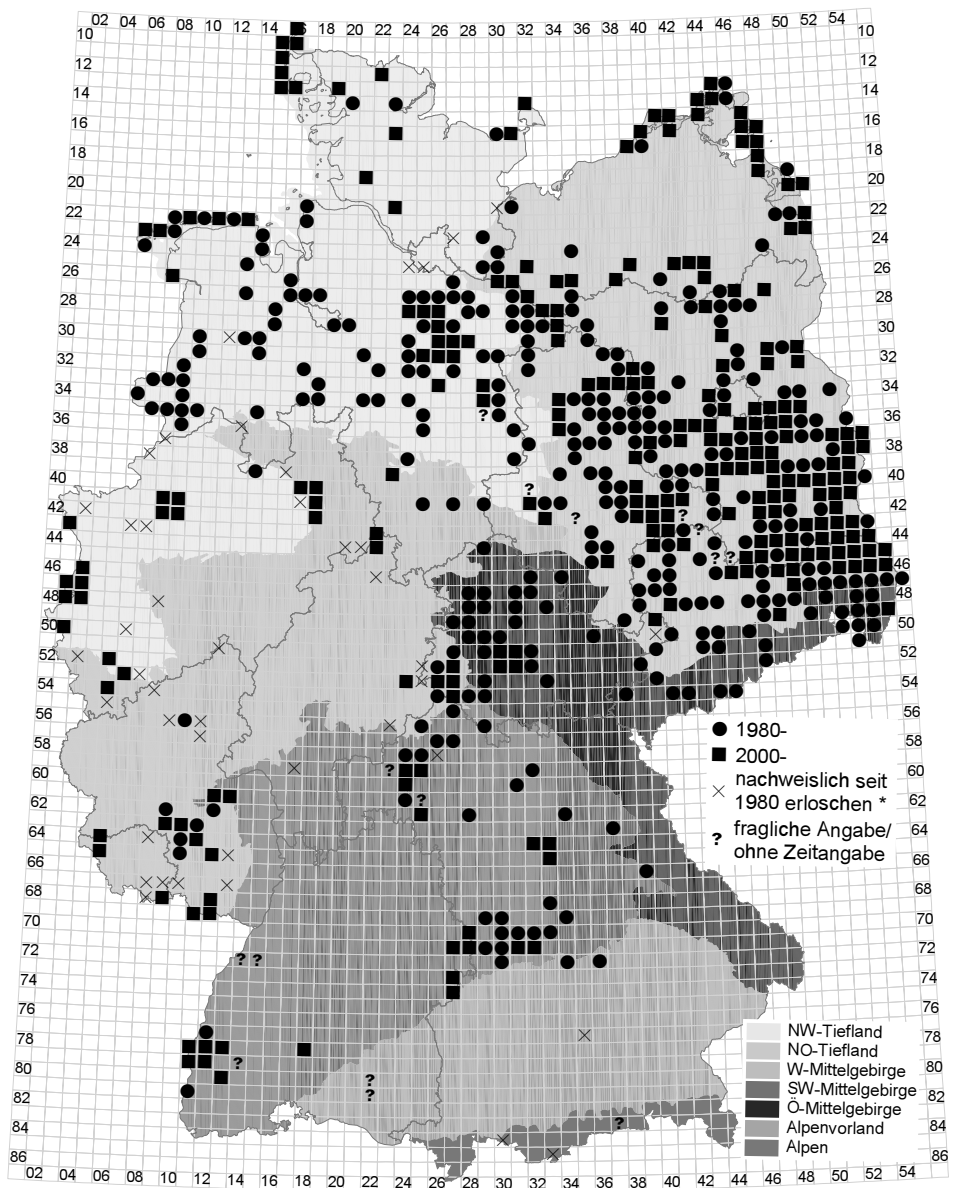


Abb. A2: Verbreitung von *Hipparchia semele* in Deutschland seit 1980 (n = 3.175).
 *) Abweichend von Abbildung 7 sind in der Karte Messtischblätter durchgestrichen, bei denen eine Nachsuche (nach 1980) keinen Nachweis mehr erbrachte. Methodische Hinweise und Quellen s. Text.

Anlage 3: Karten zu den Untersuchungsgebieten

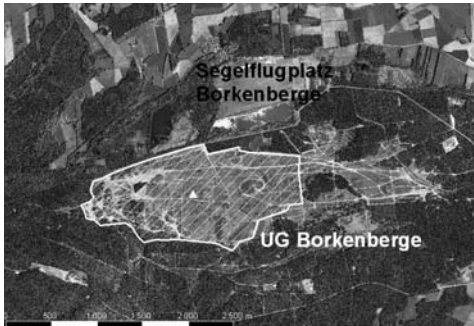


Abb. A3: Untersuchungsgebiet (UG) Borkenberge (schraffiert, 190 ha) im Untersuchungsraum Halterner Sande.

Das Gebiet liegt nordöstlich von Haltern ($\Delta = R2588147, H5737874$). Luftbild: © Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (2006).



Abb. A4: Untersuchungsgebiet (UG) Westrupe Heide (schraffiert, 55 ha) im Untersuchungsraum Halterner Sande.

Das Gebiet liegt zwischen Haltern (im Westen) und Hullern (im Osten) ($\Delta = R2585521, H5734266$). *Hipparchia semele* konnte trotz Habitategnung in diesem UG *nicht* nachgewiesen werden. Luftbild: © Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (2006).

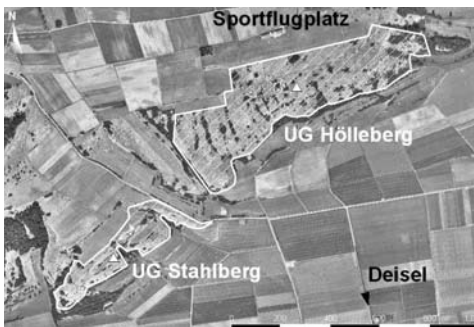


Abb. A5: Untersuchungsgebiete (UG) Hölleberg und Stahlberg (jeweils schraffiert, insgesamt 36,1 ha) im Untersuchungsraum Unteres Diemeltal.

Die UG liegen nördlich der Ortschaft Deisel (nördlich von Trendelburg) ($\Delta = R3527735, H5719519, \Delta = R3526974, H5718811$). Luftbild: © Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation (2006).



Abb. A6: Untersuchungsgebiete (UG) Auf der Burg und Flohrberg (jeweils schraffiert, insgesamt 11,5 ha) im Untersuchungsraum Unteres Diemeltal.

Die UG liegen westlich der Ortschaft Deisel ($\Delta = R3527222, H5717548$ bzw. $\Delta = R3526856, H5717164$) bzw. ($\Delta = R3526980, H5717080$). Luftbild: © Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation (2006).

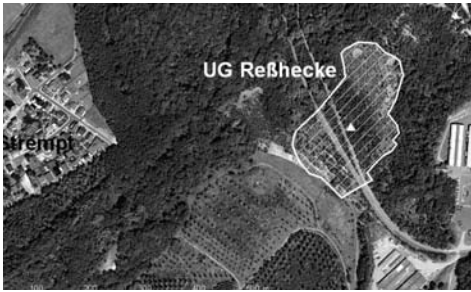


Abb. A7: Untersuchungsgebiet (UG) Reßhecke (schraffiert, 3,5 ha) im Untersuchungsraum Bergschadensgebiet Mechernich.

Strempt liegt südwestlich von Mechernich ($\Delta = R2544097, H5605501$). Luftbild: © Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (2006).

Abb. A8: Untersuchungsgebiet (UG) Kallmuther Berg (schraffiert, insgesamt 4,7 ha) im Untersuchungsraum Bergschadensgebiet Mechernich.

Das Gebiet liegt zwischen Mechernich (im Nordosten) und Kall (im Südwesten) ($\Delta = R2543133, H5603230$ bzw. $\Delta = R2543601, H5603126$). Luftbild: © Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (2006).

Anlage 4: Raupen-Wirtspflanzen und Fraßversuch

Im Folgenden sind die Ergebnisse der C/N-Analyse nach Jahreszeiten jeweils für die Untersuchungsgebiete Haltern und Mechernich dargestellt. Die großen Varianzen deuten auf heterogene Standortbedingungen hin (vgl. demgegenüber Analysen an Zuchtgräsern bei GOVERDE & ERHARDT 2003 oder Freilandergebnisse bei LEOPOLD 2006).

Der Stickstoffgehalt einer Pflanze hängt v. a. von dem des Wuchsortes und dem Aufnahmevermögen der Pflanze ab. Wieviel Stickstoff eine Pflanze aufnimmt, kann z. B. vom Wasserhaushalt oder anderen Lebensbedingungen abhängen. Abbildung A9 zeigt für versaumte Kalkstandorte der nördlichen Eifel (aus Studien zu *Erebia aethiops*, vgl. LEOPOLD 2006), dass mit zunehmendem Nährstoffreichtum (ermittelt aus den Zeigerwerten nach ELLENBERG 1996) auch der Stickstoffgehalt in den Pflanzen steigt. In Abbildung A10 dagegen ist dieser Effekt für die Sand- und Schwermetall-Standorte des Rostbinden-Lebensraumes nur wenig ausgeprägt. Hierfür könnten einerseits die extremeren Standortbedingungen (v. a. die große Bodentrockenheit), andererseits die verschiedenen Störungsprozesse verantwortlich sein.

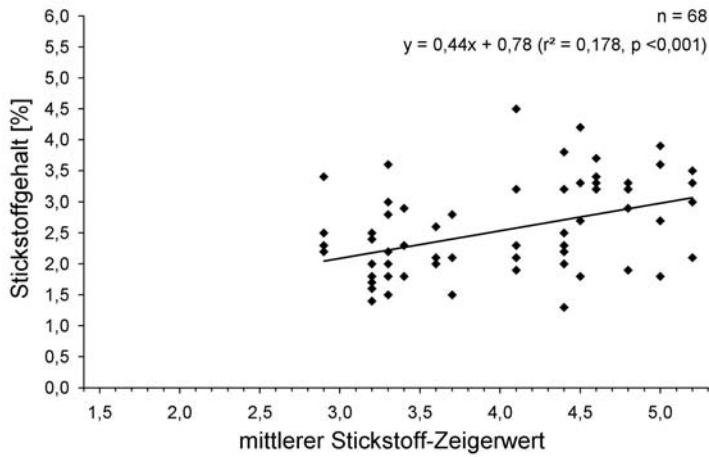
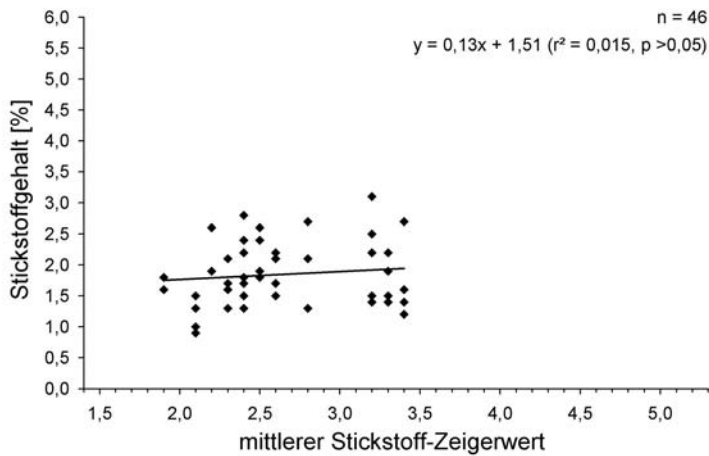


Abb. A9: Zusammenhang zwischen Stickstoffgehalt häufiger Grasarten und Nährstoffniveau der Wuchsorte (dargestellt als mittlere Stickstoff-Zeigerwerte nach ELLENBERG 1996) eines mesophilen Kalkstandorts der nördlichen Eifel (vgl. LEOPOLD 2006).



Tab. A6: Stickstoffgehalt möglicher Fraßpflanzen im Freiland.
 An 36 Raupen- und 28 Eifundorten wurde Blattmaterial zu den häufigsten Grasarten entnommen (n = 142). Dargestellt sind jeweils der Mittelwert sowie die Standardabweichung (sd) und die Extremwerte (bei n < 3 nur die Einzelwerte). Ergänzend sind Stetigkeiten und mittlere Deckungsgrade über alle Mikrostandorte angegeben (n = 124).

Fraßpflanze	n	Stickstoffgehalt [%]				Stetigkeit [%]	Deckung Mittel ± sd [%]
		Frühjahr		Herbst			
		Mittel ± sd	min–max	Mittel ± sd	min–max		
<i>Agrostis capillaris</i> (Ha)	10	-	-	2,3 ± 0,4	1,6–3,0	37	3
<i>Agrostis capillaris</i> (Me)		2,9 ± 0,	2,6–3,			3	
<i>Agrostis vinealis</i> (Ha)	1		1,4–1,	2,3 ± 0,	1,4–3,	6	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Me)			2,6–2,			1	
<i>Corynephorus canescens</i> (Ha)			0,	1,6 ± 0,	1,4–2,	2	
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Ha)	3	1,3 ± 0,	1,2–1,	1,67 ± 0,	0,9–2,	8	1
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Me)		1,6 ± 0,	1,1–2,			4	1
<i>Digitaria ischaemum</i> (Ha)				2,9 ± 0,	2,6–3,	2	
<i>Festuca brevipila</i> (Ha)		1,3 ± 0,	1,0–1,	1,4 ± 0,	0,9–2,	1	
<i>Festuca brevipila</i> (Me)		1,4 ± 0,	1,1–1,			2	
<i>Festuca filiformis</i> (Ha)					1,8–2,	1	
<i>Festuca ovina</i> agg. (Me)	2	1,8 ± 0,	1,1–2,			8	1
<i>Holcus lanatus</i> (Ha)					1,		
<i>Holcus lanatus</i> (Me)			3,				
<i>Molinia caerulea</i> (Ha)	2	2,6 ± 0,	1,4–3,	1,9 ± 0,	1,3–2,	7	
<i>Molinia caerulea</i> (Me)			2,8–3,			1	
<i>Poa angustifolia</i> (Me)			2,				
<i>Poa compressa</i> (Ha)		1,5 ± 0,	1,5–1,		1,6–2,	1	

Me: Untersuchungsgebiet Mechernich (Schwermetall), Ha: Untersuchungsgebiet Haltern (Sand).

Tab. A7 : C/N-Verhältnis möglicher Fraßpflanzen im Freiland.
 Erläuterungen s. Tabelle A6.

Fraßpflanze	n	C/N-Verhältnis				Stetigkeit	Deckung
		Frühjahr		Herbst		[%]	Mittel ± sd
		Mittel ± sd	min–max	Mittel ± sd	min–max		[%]
<i>Agrostis capillaris</i> (Ha)	10	-	-	19,8 ± 3,1	14,6–25,1	37	3
<i>Agrostis capillaris</i> (Me)	3	16,7 ± 1,8	14,6–17,8	-	-	31	5
<i>Agrostis vinealis</i> (Ha)	11	-	31,4–34,1	19,8 ± 3,4	14,3–26,4	67	10
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Me)	2	-	15,6–18,1	-	-	14	2
<i>Corynephorus canescens</i> (Ha)	5	-	50,5	28,1 ± 5,7	19,7–31,9	24	7
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Ha)	33	36,8 ± 3,2	32,3–40,6	29,0 ± 6,2	18,6–49,1	84	10
<i>Deschampsia flexuosa</i> (Me)	6	30,6 ± 8,3	19,2–41,1	-	-	49	11
<i>Digitaria ischaemum</i> (Ha)	4	-	-	14,4 ± 2,1	12,5–16,9	22	1
<i>Festuca brevipila</i> (Ha)	8	38,0 ± 9,6	26,6–50,0	35,5 ± 13,0	20,7–51,4	19	8
<i>Festuca brevipila</i> (Me)	4	33,5 ± 8,2	26,6–43,0	-	-	29	7
<i>Festuca filiformis</i> (Ha)	2	-	-	-	18,6–25,8	11	3
<i>Festuca ovina</i> agg. (Me)	22	27,3 ± 6,8	16,7–41,1	-	-	86	16
<i>Holcus lanatus</i> (Ha)	1	-	-	-	22,5	1	2
<i>Holcus lanatus</i> (Me)	1	-	13,1	-	-	6	3
<i>Molinia caerulea</i> (Ha)	22	20,6 ± 6,6	16,4–33,4	25,0 ± 4,0	19,9–35,5	70	5
<i>Molinia caerulea</i> (Me)	2	-	13,8–16,6	-	-	14	3
<i>Poa angustifolia</i> (Me)	1	-	22,0	-	-	3	2
<i>Poa compressa</i> (Ha)	5	30,3 ± 0,9	29,6–31,4	-	17,8–27,1	12	2

Me: Untersuchungsgebiet Mechernich (Schwermetall), Ha: Untersuchungsgebiet Haltern (Sand).

Tab. A8: Grasarten *aller* Mikrohabitat-Aufnahmen nach Lebensform, Blattausdauer und Stetigkeit (n = 139).

Grasart	Lebensform ¹	Blattausdauer (s. Text)	Stetigkeit [%]		
			Ha	Ud	Me
<i>Agrostis capillaris</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	37	7	31
<i>Agrostis vinealis</i>	Hemikryptophyt	-	67	-	-
<i>Aira caryophyllea</i> et <i>praecox</i>	Therophyt, Hemikryptophyt	im Frühling grün ²	10	-	-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Hemikryptophyt	nur im Sommer grün ²	-	7	14
<i>Brachypodium pinnatum</i>	Geophyt, Hemikryptophyt	nur im Sommer grün ³	-	100	-
<i>Briza media</i>	Hemikryptophyt	-	-	87	-
<i>Bromus erectus</i>	Hemikryptophyt	nur im Sommer grün ²	-	20	-
<i>Carex caryophyllaea</i>	Geophyt, Hemikryptophyt	im Winter grün ³	-	73	-
<i>Carex flacca</i>	Geophyt	nur im Sommer grün ³	-	80	-
<i>Carex pilulifera</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	2	-	-
<i>Corynephorus canescens</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	24	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	-	7	6
<i>Danthonia decumbens</i> ssp. <i>decumbens</i>	Hemikryptophyt	-	2	20	-
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	84	-	49
<i>Digitaria ischaemum</i>	Hemikryptophyt	nur im Sommer grün ²	22	-	-
<i>Festuca brevipila</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	19	-	29
<i>Festuca filiformis</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	11	-	23
<i>Festuca ovina</i> agg.	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	-	100	86
<i>Helictotrichon pratense</i>	Hemikryptophyt	-	-	67	-
<i>Holcus lanatus</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	1	-	6
<i>Holcus mollis</i>	Geophyt, Hemikryptophyt	im Winter grün ²	2	-	-
<i>Koeleria pyramidata</i>	Hemikryptophyt	-	-	80	-
<i>Molinia caerulea</i>	Hemikryptophyt	nur im Sommer grün ³	70	-	14
<i>Nardus stricta</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	1	-	-
<i>Phleum pratense</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	-	-	6
<i>Poa angustifolia</i>	Hemikryptophyt, Geophyt	im Winter grün ³	-	-	3
<i>Poa compressa</i>	Hemikryptophyt	im Winter grün ³	12	13	3

1) nach ELLENBERG (1996), 2) nach DIERSCHKE (1994), 3) eigene Beobachtung (Untersuchungsraum Haltern und Mechnich).
Ha: Untersuchungsgebiet Haltern (Sand), **Ud:** Untersuchungsgebiet Unteres Diemeltal (Kalk), **Me:** Untersuchungsgebiet Mechnich (Schwermetall).

Anlage 5: Larvalhabitat-Parameter

Tb. A9: Lage und Streuungsmaße metrischer Parameter der Mikro- und Mesohabitate (n = 139).

Als Mikrohabitat wurde ein Quadratmeter um die Ei- bzw. Raupenfundstelle festgelegt, als Umkreis von 15 m darum war das Mesohabitat definiert. Dargestellt sind Median und Variationsbreite V (Maximum *minus* Minimum).

Parameter	Haltern			Unteres Diemeltal			Mechernich		
	n	Median	V	n	Median	V	n	Median	V
<u>Mikrohabitat</u>									
Exposition [°]	73	190	330	15	170	115	29	220	320
Inklination [°]	89	9	39	15	22	29	35	10	36
Besonnungsdauer Sommer [h]	89	16	5	15	15	5	35	14	6
Frühjahr/Herbst [h]	89	12	6	15	11	4	35	10	7
Winter [h]	89	7	6	15	7	6	35	5	7
Höhe Feldschicht [cm]	89	8	22	15	6	7	35	10	15
Streuschicht [cm]	68	1	4	15	1	2	26	1	4
untere Strauchschicht [cm]	5	35	20	7	40	10	1	40	-
mittlere Strauchschicht [cm]	0	-	-	3	70	40	1	120	-
obere Strauchschicht [cm]	0	-	-	0	-	-	0	-	-
untere Baumschicht [m]	0	-	-	0	-	-	3	8	6
Anteil Rohboden [%]	89	70	92	15	40	80	35	70	95
Deckung Flechten [%]	89	0	40	1	15	-	32	3	25
Moose [%]	89	15	80	0	-	-	32	2	35
Kryptogame [%]	89	15	90	15	9	60	35	10	35
Feldschicht [%]	89	20	72	15	50	70	35	25	75
Streuschicht [%]	89	1	12	15	7	30	35	2	70
untere Strauchschicht [%]	89	0	10	15	0	3	35	0	2
mittlere Strauchschicht [%]	89	0	0	15	0	3	35	0	5
obere Strauchschicht [%]	89	0	0	15	0	0	35	0	0
untere Baumschicht [%]	89	0	0	15	0	0	35	0	20
Gesamtdeckung Vegetation [%]	89	30	92	15	60	75	35	30	90
horizontale Deckung in 5 cm [%]	89	20	62	15	10	20	35	42	89
in 10 cm [%]	89	6	50	15	3	7	35	15	79
in 15 cm [%]	89	2	35	15	2	4	35	3	54
in 20 cm [%]	89	2	35	15	1	1	35	1	30
in 25 cm [%]	89	1	15	15	0	1	35	1	20
in 30 cm [%]	89	0	11	15	0	1	35	1	15
<u>Mesohabitat</u>									
Anteil Rohboden [%]	88	55	88	15	25	36	35	60	65
Deckung Vegetation [%]	88	45	88	15	75	36	35	40	65
Feldschicht [%]	88	35	75	15	70	50	35	30	65
untere Strauchschicht [%]	79	7	25	15	5	14	35	5	60
mittlere Strauchschicht [%]	79	1	10	15	3	15	35	3	20
obere Strauchschicht [%]	88	1	15	15	5	25	35	5	25
untere Baumschicht [%]	88	0	10	15	0	8	35	5	20
obere Baumschicht [%]	88	0	35	15	0	7	35	0	15
Exposition [°]	61	180	335	3	115	145	12	160	235
Inklination [°]	80	5	15	4	10	20	35	0	200
Anteil potenziellen Larvalhabitats	88	57	97	15	10	58	35	30	85
Entfernung zu Gehölzbeständen [m]	88	50	374	10	16	78	35	30	310

Erläuterungen zu den Parametern s. Kapitel 4.1.

Tab. A10: Statistische Kennwerte unabhängiger Variablen bezüglich der Präsenz-Absenz-Verteilung (n = 176) im Untersuchungsgebiet Borkenberge.

Getestet wurden die Abhängigkeit der Präsenz-Absenz-Verteilung vom jeweiligen Habitatparameter sowie die Medianunterschiede besiedelter und unbesiedelter Standorte (jeweils bivariat). Dargestellt sind der Stichprobenumfang n, der Regressionskoeffizient B, dessen Standardabweichung sd und Irrtumswahrscheinlichkeit p_B , die durch das Modell erklärte Varianz r^2 , die Modellgüte MG in % (= Anteil korrekter Vorhersagen), die Modellverbesserung χ^2 , die Prüfgröße des Mediantest U sowie die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit p_z .

Parameter (unabhängige Variable)	n	binäre logistische Regression							Mediantest	
		B	sd	Konst.	p _B	r ²	MG	Chi ²	U	p _z
<u>Mikrohabitat</u>										
Exposition	120	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
Inklination	176	0,1298	0,0296	-0,8273	***	0,17	65	25	2.223,5	***
Besonnungsdauer Sommer	176	0,6713	0,1231	-9,5692	***	0,34	72	52	1.647,5	***
Frühjahr/Herbst	176	0,9155	0,1569	-9,6373	***	0,41	78	65	1.438,5	***
Winter	176	0,6187	0,1020	-3,4128	***	0,35	74	54	1.733,0	***
Höhe Feldschicht	176	-0,1854	0,0300	2,7893	***	0,50	80	82	1.211,5	***
Streuschicht	148	-0,9294	0,2037	1,8191	***	0,44	77	60	1.009,0	***
untere Strauchschicht	29	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
mittlere Strauchschicht	6				keine Berechnung					
obere Strauchschicht	2				keine Berechnung					
untere Baumschicht	4				keine Berechnung					
Anteil Rohboden	176	0,0571	0,0075	-2,1522	***	0,57	83	98	803,5	***
Deckung Flechten	169	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
Moose	169	.	.	.	n. s.	.	.	.	2.644,5	**
Kryptogame	169	.	.	.	n. s.	.	.	.	2.652,5	**
Feldschicht	176	-0,0780	0,0107	3,2068	***	0,60	86	106	873,5	***
Streuschicht	176	-0,2735	0,0614	2,1200	***	0,72	88	137	768,0	***
untere Strauchschicht	176	-0,1921	0,0745	0,2866	**	0,16	60	23	2.983,5	***
mittlere Strauchschicht	176	.	.	.	n. s.	.	.	.	3.604,5	*
obere Strauchschicht	176	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
untere Baumschicht	176	.	.	.	n. s.	.	.	.	3.693,5	*
Deckung obere Baumschicht	176	.	.	.	n. s.	.	.	.	3.871,5	*
Gesamtdeckung Vegetation	176	-0,0571	0,0079	3,3180	***	0,50	81	83	1.042,5	***
horizontale Deckung in 5 cm	176	-0,0845	0,0123	3,8577	***	0,72	88	137	502,5	***
Deckung in 10 cm	176	-0,0835	0,0123	2,5728	***	0,69	86	129	533,5	***
Deckung in 15 cm	176	-0,1048	0,0181	2,0952	***	0,67	83	123	554,0	***
Deckung in 20 cm	176	-0,1418	0,0284	1,8083	***	0,64	81	114	631,5	***
Deckung in 25 cm	176	-0,2592	0,0553	1,7513	***	0,64	82	116	583,5	***
Deckung in 30 cm	176	-0,4601	0,0962	1,8681	***	0,68	84	124	504,5	***
Windstärke (ordinal skaliert)	175	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
Ameisenpräsenz (dichotom)	125	-0,8714	0,3980	-0,3909	*	0,05	70	5	1.298,5	*
Störungstyp (ordinal skaliert)	176	1,1684	0,1630	-4,3738	***	0,50	84	83	1.189,0	***
Anzahl Wirtspflanzen	176	1,4301	0,4067	-1,7008	***	0,12	61	16	2.985,5	***
Gesamtdeckung der Wirtspflanzen	176	-0,0371	0,0136	0,5643	**	0,07	64	10	2.932,0	**
<u>Mesohabitat</u>										
Anteil Rohboden	175	0,0630	0,0088	-1,9638	***	0,52	79	87	832,5	***
Deckung Vegetation	175	-0,0620	0,0088	4,3054	***	0,51	78	84	840,5	***
Feldschicht	175	-0,0802	0,0108	4,8101	***	0,61	85	106	729,5	***
untere Strauchschicht	166	-0,1039	0,0231	1,0592	***	0,20	63	27	1.947,5	***
mittlere Strauchschicht	166	-0,1429	0,0491	0,2996	**	0,10	57	12	2.621,0	**
obere Strauchschicht	175	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
untere Baumschicht	175	-0,1027	0,0428	0,1690	*	0,07	53	9	.	n. s.
obere Baumschicht	175	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
Exposition	106	.	.	.	n. s.	.	.	.	.	n. s.
Inklination	167	0,1736	0,0439	-0,7914	***	0,14	62	18	2.241,5	***
Anteil potenziellen Larvalhabitats	175	0,0507	0,0074	-1,5901	***	0,47	77	76	892,0	***
Entfernung zu Gehölzbeständen	175	-0,0102	0,0023	1,0068	***	0,20	71	29	2.196,0	***

*: signifikant, **: sehr signifikant, ***: höchst signifikant, n. s.: nicht signifikant (Erläuterungen s. Kapitel 5.1 und 5.2).

Tab. A11: Verteilung der Ausrichtungen (Expositionen) der Larvalhabitate von *Hipparchia semele* (n = 139).

Dargestellt sind die absoluten und prozentualen Häufigkeiten für die vier Berechnungsvarianten A) „eben“ bei Inklination < 1 °, B) „eben“ bei Inklination < 5 °, C) „eben“ bei Inklination <10 ° und D) „eben“ bei Inklination ≥ 15 °.

Himmelsrichtungen	Variante A		Variante B		Variante C		Variante D	
	absolut	[%]	absolut	[%]	absolut	[%]	absolut	[%]
eben (Inklination < 10 °)	22	16	31	22	68	49	95	68
Nord (N)	5	4	4	3	1	1	1	1
Nordost (NO)	10	7	8	6	6	4	2	1
Ost (O)	8	6	7	5	2	1	1	1
Südost (SO)	13	9	10	7	7	5	3	2
Süd (S)	26	19	26	19	19	14	16	12
Südwest (SW)	32	23	31	22	24	17	17	12
West (W)	11	8	11	8	5	4	2	1
Nordwest (NW)	12	9	11	8	7	5	2	1
Interquartil (ohne eben)	135–235 °		140–236 °		160–230 °		169–230 °	

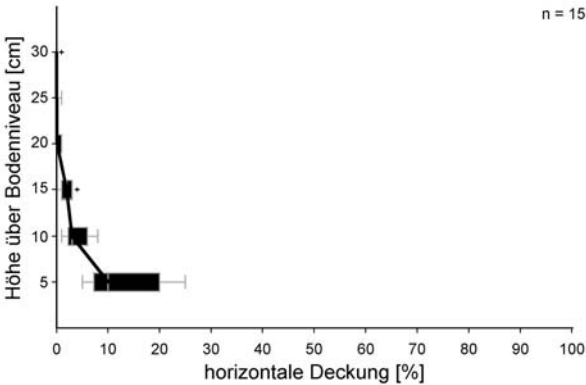


Abb. A11: Vegetationsprofil zur horizontalen Dichte der Feldschicht in den Larvalhabitaten im Untersuchungsgebiet Unteres Diemeltal (Kalk-Lebensraum).

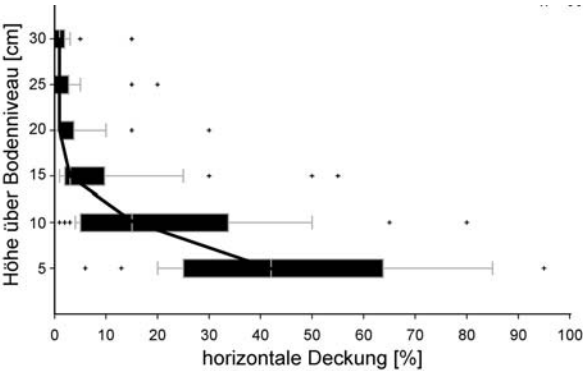


Abb. A12: Vegetationsprofil zur horizontalen Dichte der Feldschicht in den Larvalhabitaten im Untersuchungsgebiet Mechernich (Schwermetall-Lebensraum).

Anlage 6: Vegetation (synsoziologische Zuordnung der Mikrostandorte)

Die Vegetationsaufnahmen wurden nicht nach pflanzensoziologischen Homogenitätskriterien ausgewählt, sondern um die Fundstellen der Ei- und Raupenorte gelegt (4–16 m²). Demnach wurden teilweise „nur“ Fragmente erhoben. Im folgenden sind die Vegetationsaufnahmen an den Mikrostandorten in Form von Stetigkeitstabellen (vgl. DIERSCHKE 1994: 191) zu Vegetationseinheiten (Spalten) zusammengefasst. Folgende Stetigkeitsklassen wurden verwendet: „r“ bis 5 und „+“ 6–10, „I“ 11–20, „II“ 21–40, „III“ 41–60, „IV“ 61–80 und „V“ 81–100 %. Als Exponent ist der jeweilige Mittelwert der Artmächtigkeiten angegeben. Einmalig aufgetretene Begleitarten blieben unberücksichtigt.

ab. A12 : Artmächtigkeitsskala nach BARKMAN et al. (1964, zit. in DIERSCHKE 1994).

r	1 Individuum (kleine Wuchsform), Deckung ≤ 1 %	2a	Deckung 5–12,5 %
+	2–5 Individuen (kleine Wuchsform), Deckung ≤ 1 %	2b	Deckung 12,5–25 %
1	6–50 Individuen (inkl. 1–5 bei großer Wuchsform), Deckung ≤ 5 %	3	Deckung 25–50 %
2m	> 50 Individuen, Deckung ≤ 5 %	4	Deckung 50–75 %
		5	Deckung 75–100 %

Tab. A13 : Zuordnung der Mikrostandorte zu den Galmeiveilchen-Schwermetallrasen (Bergschadensgebiet Mechernich).

<i>Violetea calaminariae</i> Tx. in LOHMEYER et al. 1962 (Nr. 1–3)				- typische Variante (Nr. 1–3)			
<i>Violetalia calaminariae</i> BR.-BL. et TX. 1943 (Nr. 1–3)				- Ausbildung von <i>Deschampsia flexuosa</i> und			
<i>Armerion halleri</i> ERNST 1965 (Nr. 1–3)				<i>Calluna vulgaris</i> (Nr. 2)			
<i>Silene vulgaris</i> - <i>Armeria maritima</i> -Gesellschaft (Nr. 1–3)				- artenreiche Ausbildung (Nr. 3)			
Spalte	1	2	3	Spalte	1	2	3
Anzahl Aufnahmen	13	12	8				
mittlere Artenzahl	7	9	18				
kennzeichnende Arten				Begleiter			
d1–3	<i>Silene vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i> var. <i>humilis</i> *						
= OC/KC	<i>Armeria maritima</i> ssp. <i>halleri</i> *						
	V¹ V¹ V^{2m} II¹ IV⁺ III¹						
d2	<i>Deschampsia flexuosa</i>	II ^{2m}	V^{2b} III^{2m}	<i>Festuca brevipila</i>	I ¹	III ^{2a}	III ^{2a}
	<i>Festuca filiformis</i>	+ ^{2m}	II^{2a} II^{2b}	<i>Molinia caerulea</i>	+ ¹	II ¹	I ^{2m}
	<i>Calluna vulgaris</i>		V^{2a}	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	+ ⁺	I ⁺	I ^r
	<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)		IV^{2a}	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i>	+ ^r	+ ⁺	II ^r
	<i>Calluna vulgaris</i> (ST3)		III^{2a}	<i>Cerastium semidecandrum</i>		II ⁺	IV ¹
	<i>Chamaespartium sagittale</i>		I¹	<i>Cerastium holosteoides</i>	III ¹	.	.
	<i>Galium saxatile</i>		I¹	<i>Echium vulgare</i>	III ⁺	.	I ^r
	<i>Cuscuta epithymum</i> ssp. <i>epithymum</i>		+^{2m}	<i>Centaureum erythraea</i>	II ⁺	.	III ⁺
				<i>Hypericum perforatum</i>	I ^r	.	IV ¹
				<i>Polytrichum piliferum</i>	.	II ^{2m}	II ¹
				<i>Betula pendula</i> (B2)	I ^{2b}	.	II ^{2b}
				<i>Betula pendula</i> (ST1)	.	.	IV ^{2b}
				<i>Betula pendula</i> (ST2)	+ ¹	.	III ^{2a}
				<i>Betula pendula</i> (ST3)	.	.	IV ^{2m}
				<i>Erophila verna</i> agg.	II ¹	.	.
				<i>Dicranum scoparium</i>	.	+ ^{2a}	II ^{2m}
				<i>Scleropodium purum</i>	.	+ ^{2b}	II ^{2a}
				<i>Linum catharticum</i>	I ¹	.	I ¹
				<i>Phleum pratense</i>	.	I ¹	I ¹
				<i>Hieracium pilosella</i>	.	+ ^r	II ^{2m}
				<i>Betula pendula</i> (Klg.)	.	.	II ^{2m}
				<i>Cardaminopsis arenosa</i> ssp. <i>aren.</i>	+ ⁺	.	II ¹
				<i>Daucus carota</i>	+ ⁺	.	II ¹
				<i>Hieracium lachenalii</i>	.	+ ^r	II ⁺
				<i>Quercus robur</i> (Klg.)	I ⁺	.	I ⁺
				<i>Rosa canina</i> s. l.	.	+ ^r	II ⁺
				<i>Senecio inaequidens</i>	.	.	II ⁺
				<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	.	+ ⁺	I ^{2m}
				<i>Centaurea stoebe</i>	I ¹	.	.
				<i>Genista tinctoria</i>	.	I ⁺	.
				<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	I ^{2b}
				<i>Betula pendula</i> (B1)	.	.	II ^{2b}
				<i>Cerastium arvense</i> ssp. <i>arvense</i>	+ ¹	.	I ^{2m}
				<i>Cytisus scoparius</i> ssp. <i>scoparius</i>	.	.	II ¹
				<i>Linaria vulgaris</i>	+ ⁺	+ ⁺	.
				<i>Poa compressa</i>	I ¹	.	.
				<i>Racomitrium elongatum</i>	.	.	II ^{2m}
				<i>Robinia pseudoacacia</i> (Klg.)	.	.	II ⁺

*: Metallophyten (Schwermetallarten); d: Differentialart, OC: Ordnungskennart, KC: Klassenkennart; Klg.: Keimling, ST1–3: Strauchschicht, B1, 2: Baumschicht, ohne Angabe: Feld- bzw. Kryptogamenschicht. Weitere Erläuterungen s. Text.

Tab. A14 : Zuordnung der Mikrostandorte zu den Sandmagerrasen (Halterner Sande).

<i>Koelerio-Corynephoretea</i> KLIKA in KLIKA et NOVÁK 1941 (Nr. 1-7)							
<i>Thero-Airetalia</i> RIVAS GODAY 1964 (Nr. 1)				<i>Agrostietum vinealis</i> KOBENDZA 1930 (Nr. 4-5)			
<i>Thero-Airion</i> TX. ex OBERDORFER 1957 (Nr. 1)				- <i>typicum</i> (Nr. 4)			
<i>Airetum praecox</i> KRAUSCH 1967 (Nr. 1)				- <i>cladonietosum</i> (Nr. 5)			
<i>Corynephoretalia canescens</i> KLIKA 1934 (Nr. 2-6)				<i>Campylopus introflexus</i> -Gesellschaft (Nr. 6)			
<i>Corynephorion canescens</i> KLIKA 1931 (Nr. 2-6)				<i>Festuco-Sedetalia acris</i> TX. 1951			
<i>Spergulo-Corynephoretum</i> LIBBERT 1933 (Nr. 2-3)				<i>Plantagini-Festucion</i> PASSARGE 1964			
- <i>typicum</i> (Nr. 2-3)				<i>Agrostis capillaris</i> -Gesellschaft (Nr. 7)			
- Ausbildung von <i>Festuca brevipila</i> (Nr. 3)							
Spalte	1	2	3	4	5	6	7
Anzahl Aufnahmen	1*	7	9	15	7	1*	1*
mittlere Artenzahl	5	10	13	13	10	6	9
kennzeichnende Arten							
AC = VC 1	<i>Aira praecox</i>	2m	.	I ¹	.	.	.
AC 2-3	<i>Spergula morisonii</i>	1	V ¹	IV ⁺	II ⁺	III ⁺	.
	<i>Teesdalia nudicaulis</i>	+	III ⁺	II ⁺	.	I ⁺	.
D 2-3	<i>Aira caryophylla</i>	.	III ¹	I ^{2m}	.	.	.
D 4-5	<i>Agrostis vinealis</i>	2m	IV ^{2a}	V ^{2a}	V ^{2b}	V ³	.
d 6	<i>Campylopus introflexus</i>	.	.	.	.	4	.
d 7	<i>Agrostis capillaris</i>	.	II ¹	V ^{2a}	III ^{2a}	V ^{2m}	3
d 3	<i>Festuca brevipila</i>	.	.	V ^{2b}	I ^{2m}	II ¹	1
	<i>Poa compressa</i>	.	.	IV ¹	II ¹	I ¹	.
d 5	<i>Cladonia</i> spp.	.	I ¹	.	.	V ^{2a}	2a
VC 2-5, OC 2-5	<i>Corynephorus canescens</i>	+	V ^{2b}	V ^{2a}	II ¹	III ¹	.
	<i>Cerastium semidecandrum</i>	.	.	III ⁺	.	.	.
	<i>Trifolium arvense</i>	.	.	.	I ¹	.	.
KC	<i>Rumex acetosella</i> s. l.	.	IV ⁺	V ¹	V ¹	III ¹	1
	<i>Filago minima</i>	.	V ¹	V ¹	IV ¹	I ⁺	2m
	<i>Polytrichum piliferum</i>	.	IV ^{2m}	V ^{2a}	IV ^{2a}	V ^{2b}	4
	<i>Arenaria serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyllifolia</i>	.	II ⁺	I ⁺	+	.	.
	<i>Trifolium campestre</i>	.	.	.	+	.	.
	<i>Cerastium glutinosum</i>	.	.	I ⁺	.	.	.
Begleiter	<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	III ¹	III ^{2m}	IV ^{2m}	IV ^{2a}	2a
	<i>Ceratodon purpureus</i>	.	III ^{2m}	II ^{2m}	II ^{2m}	III ^{2m}	2a
	<i>Hypericum perforatum</i>	.	I ⁺	III ⁺	III ¹	III ⁺	+
	<i>Molinia caerulea</i>	.	II ⁺	III ¹	IV ¹	III ¹	2a
	<i>Campylopus pyriformis</i>	.	.	I ^{2m}	I ^{2a}	.	2b
	<i>Digitaria ischaemum</i>	.	III ⁺	IV ⁺	III ¹	I ¹	.
	<i>Festuca filiformis</i>	.	III ¹	I ^{2m}	I ^{2a}	III ^{2m}	.
	<i>Oenothera biennis</i> agg.	.	I ^r	III ⁺	II ⁺	I ^r	.
	<i>Pohlia nutans</i>	.	II ^{2b}	III ^{2a}	II ^{2a}	V ^{2a}	.
	<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	I ⁺	III ¹	III ⁺	.
	<i>Cerastium pumilum</i> s. l.	.	I ¹	I ¹	+	.	.
	<i>Conyza canadensis</i>	.	I ^r	III ⁺	II ⁺	.	.
	<i>Scleranthus annuus</i>	.	III ¹	I ⁺	+	.	.
	<i>Senecio inaequidens</i>	.	I ⁺	II ⁺	II ¹	.	.
	<i>Verbascum nigrum</i>	.	I ^r	I ^r	+	.	.
	<i>Achillea millefolium</i> agg.	.	.	.	+	I ⁺	.
	<i>Betula pendula</i> (Klg.)	.	.	.	+	II ⁺	.
	<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	.	.	I ¹	II ¹	.	.
	<i>Echium vulgare</i>	.	.	I ^r	I ⁺	.	.
	<i>Erodium cicutarium</i>	.	.	.	+	I ⁺	.
	<i>Holcus mollis</i>	.	.	.	+	I ⁺	.
	<i>Hypochaeris radicata</i>	.	I ^r	.	.	II ^r	.
	<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	.	.	.	+	II ⁺	.
	<i>Persicaria lapathifolia</i> s. l.	.	I ⁺	.	+	.	.
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	.	.	.	I ⁺	.	.
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.)	.	.	.	I ⁺	.	.
	<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	.	I ⁺	.	.
	<i>Spergularia rubra</i>	.	.	.	I ⁺	.	.

d, D: Differentialart, AC: Assoziationskennart, VC: Verbandskennart, OC: Ordnungskennart, KC: Klassenkennart; Klg.: Keimling, ohne Angabe; Feld- bzw. Kryptogamenschicht. *) Hier nur Angabe der Artmächtigkeit, da nur eine Aufnahme zu diesem Typ vorliegt. Weitere Erläuterungen s. Text.

Tab. A15: Zuordnung der Mikrostandorte zu den Kalkmagerrasen (Unteres Diemeltal).

Festuco-Brometea BR.-BL. et TX. in BR.-BL. 1949 (Nr. 1–3)

Brometalia erecti W. KOCH 1926 (Nr. 1–3)

Bromion erecti KOCH 1926 (Nr. 1–3)

Gentiano-Koelerietum pyramidatae KNAPP ex BORN-KAMM 1960 (Nr. 1–3)

- *cladonietosum* (Nr.1–2)

- Variante von *Calluna vulgaris* und *Danthonia*

decumbens (Nr. 2)

- *typicum* (schotter- und rohbodenarm) (Nr. 3)

Spalte	1	2	3*	Spalte	1	2	3*
Anzahl Aufnahmen	10	4	1				
mittlere Artenzahl	29	32	33				
kennzeichnende Arten				Begleiter			
d1+2 <i>Cladonia</i> spp.	V ^{2a}	V ^{2b}	.	<i>Festuca ovina</i> agg.	V ^{2b}	V ^{2a}	2b
d1 <i>Echium vulgare</i>	II ⁺	.	.	<i>Briza media</i>	V ^{2m}	V ^{2m}	1
<i>Sedum sexangulare</i>	I ^{2a}	.	.	<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	V ¹	V ¹	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyllifolia</i>	I ¹	.	.	<i>Hieracium pilosella</i>	V ^{2m}	V ¹	.
<i>Silene vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i>	+ ⁺	.	.	<i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i>	IV ¹	V ¹	1
d2 <i>Calluna vulgaris</i>	.	V ^{2b}	.	<i>Campanula rotundifolia</i>	IV ¹	IV ¹	1
<i>Danthonia decumbens</i> ssp. <i>decumbens</i>	.	V ^{2a}	.	<i>Rosa canina</i> s. l. (ST3)	IV ¹	V ¹	.
<i>Prunella vulgaris</i>	.	V ¹	+	<i>Daucus carota</i>	IV ¹	III ¹	1
<i>Agrostis capillaris</i>	.	II ³	.	<i>Knautia arvensis</i>	III ¹	II ¹	+
AC <i>Koeleria pyramidata</i>	V ¹	V ¹	1	<i>Plantago media</i>	III ¹	IV ¹	+
VC <i>Carex flacca</i>	V ^{2m}	IV ^{2m}	2a	<i>Prunus spinosa</i> (ST3)	III ¹	III ¹	.
<i>Linum catharticum</i>	III ^{2m}	III ^{2m}	1	<i>Rosa canina</i> s. l. (ST2)	IV ¹	.	.
<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>spinosa</i>	III ^{2m}	IV ¹	.	<i>Trifolium pratense</i> ssp. <i>pratense</i>	I ¹	IV ¹	r
<i>Euphrasia stricta</i>	+ ¹	.	1	<i>Crataegus monogyna</i> s. l. (ST3)	II ¹	III ⁺	.
OC <i>Thymus pulegioides</i> ssp. <i>pulegioides</i>	IV ^{2a}	IV ¹	2m	<i>Viola hirta</i>	II ¹	II ¹	1
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	V ^{2m}	IV ¹	+	<i>Poa compressa</i>	I ¹	III ¹	1
<i>Bromus erectus</i>	I ¹	II ^{2b}	.	<i>Fragaria viridis</i>	II ⁺	III ⁺	.
<i>Scabiosa columbaria</i>	II ¹	.	+	<i>Hypericum perforatum</i>	III ⁺	.	.
<i>Thymus praecox</i> ssp. <i>praecox</i>	I ¹	.	.	<i>Helichrysum arenarium</i>	.	IV ^{2m}	2a
KC <i>Brachypodium pinnatum</i>	V ^{2b}	V ^{2b}	3	<i>Agrimonia eupatoria</i>	I ¹	III ¹	.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	V ¹	V ¹	1	<i>Galium mollugo</i>	II ¹	II ¹	.
<i>Cirsium acaule</i>	IV ^{2a}	V ¹	2m	<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	I ⁺	III ¹	.
<i>Helictotrichon pratense</i>	IV ^{2m}	V ^{2a}	1	<i>Arrhenatherum elatius</i>	I ⁺	II ¹	.
<i>Carlina vulgaris</i> s. str.	IV ⁺	V ¹	+	<i>Galium verum</i>	I ¹	II ⁺	.
<i>Carex caryophyllaea</i>	IV ^{2a}	IV ^{2a}	2b	<i>Plantago lanceolata</i>	+ ⁺	III ⁺	.
<i>Sanguisorba minor</i> ssp. <i>minor</i>	V ¹	III ¹	+	<i>Rosa canina</i> s. l.	+ ^r	II ⁺	r
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>vulneraria</i>	II ^{2m}	III ¹	+	<i>Crataegus monogyna</i> s. l. (ST2)	+ ¹	II ¹	.
<i>Asperula cynanchica</i>	+ ¹	V ^{2m}	.	<i>Galium pumilum</i>	+ ⁺	II ^{2m}	.
<i>Centaurea scabiosa</i> ssp. <i>scabiosa</i>	II ⁺	II ¹	.	<i>Convolvulus arvensis</i>	II ⁺	.	.
<i>Polygala comosa</i>	+ ¹	II ^{2m}	.	<i>Prunus spinosa</i> (ST2)	I ¹	.	.
				<i>Senecio jacobaea</i>	I ¹	.	.
				<i>Trifolium campestre</i>	I ¹	.	.
				<i>Achillea millefolium</i> agg.	I ⁺	.	.
				<i>Ligustrum vulgare</i> (ST3)	I ⁺	.	.
				<i>Cornus sanguinea</i> ssp. <i>sanguinea</i> (ST3)	I ^r	.	.
				<i>Rhamnus cathartica</i>	I ^r	.	.

d: Differentialart, AC: Assoziationskennart, VC: Verbandskennart, OC: Ordnungskennart, KC: Klassenkennart; ST2–3: Strauchschicht, ohne Angabe: Feld- bzw. Kryptogamenschicht. *) Hier nur Angabe der Artmächtigkeit, da nur eine Aufnahme zu diesem Typ vorliegt. Weitere Erläuterungen s. Text.

Tab. A16: Zuordnung der Mikrostandorte zu Borstgrasrasen und *Calluna*-Heiden (Halterner Sande).

<i>Calluno-Ulicetea</i> BR.-BL. et TX. ex WESTHOFF et al. 1946 (Nr. 2–6)		<i>Calluno-Ulicetea</i> BR.-BL. et TX. ex WESTHOFF et al. 1946 (Nr. 1)							
<i>Nardetalia</i> OBERD. ex PREISING 1949 (Nr. 2–6)		<i>Nardetalia</i> OBERD. ex PREISING 1949 (Nr. 1)							
<i>Geniston pilosae</i> DUVIGNEAUD 1942 (Nr. 2–6)		<i>Violion caninae</i> SCHWICKERATH 1944 (Nr. 1)							
<i>Genisto pilosae-Callunetum</i> BRAUN 1915 (Nr. 2–6)		- <i>Nardus stricta-Deschampsia flexuosa</i> -Gesellschaft (Nr. 1)							
- Variante von <i>Deschampsia flexuosa</i> (Nr. 2–6)									
- Pionierphase (rohboden- oder kryptogamenreich) (Nr. 2)									
- Aufbauphase (Nr. 3)									
- Reifephase (Nr. 4)									
- Degenerationsphase (Nr. 5–6)									
- Abbaustadium mit <i>Molinia caerulea</i> (kryptogamenarm) (Nr. 6)									
		1	2	3	4	5	6	7	8
Anzahl Aufnahmen		1*	16	10	15	16	21	26	6
mittlere Artenzahl		11	8	7	6	8	5	7	10
kennzeichnende Arten									
d 1	<i>Nardus stricta</i>	4	+ ^{2m}	+ ^{2a}	.	.	r ¹	.	I ¹
	<i>Jasione montana</i>	+	.	.	.	.	.	.	.
d 2–6, 7–8	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2b	V ^{2b}	IV ^{2a}	V ^{2a}	V ³	V ^{2b}	V ^{2b}	V ³
VC 2–6 = OC 1–6	<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	+	V ^{2b}	V ^{2a}	III ^{2a}	IV ¹	II ¹	I ¹	IV ¹
	<i>Calluna vulgaris</i>	1	V ^{2b}	V ^{2b}	V ³	V ^{2a}	V ^{2a}	II ¹	IV ¹
	<i>Calluna vulgaris</i> (ST3)	1	.	V ^{2a}	V ³	IV ^{2a}	V ^{2a}	r ¹	I ¹
	<i>Calluna vulgaris</i> (ST2)	.	.	.	IV ^{2a}	I ¹	+ ^{2a}	.	.
KC	<i>Festuca filiformis</i>	2m	I ⁺	.	+ ^{2m}	.	+ ^{2m}	r ¹	.
	<i>Carex pilulifera</i>	.	+ ^{2m}	+ ^{2m}	.	.	II ^{2a}	.	.
	<i>Luzula campestris</i>	.	.	.	.	+ ¹	r ¹	.	.
	<i>Hypnum jutlandicum</i>	.	.	.	+ ^{2a}	.	.	.	.
	<i>Danthonia decumbens</i> ssp. <i>decumbens</i>	.	+ ⁺	.	.	.	.	.	.
	<i>Potentilla erecta</i>	.	+ ⁺	.	.	.	.	.	.
Begleiter	<i>Molinia caerulea</i>	2a	V ^{2a}	V ^{2b}	V ^{2b}	V ^{2b}	V ^{2b}	V ¹	V ^{2a}
	<i>Agrostis vinealis</i>	2m	III ¹	IV ^{2m}	I ^{2m}	IV ^{2a}	II ^{2m}	IV ^{2m}	IV ^{2a}
	<i>Rumex acetosella</i> s. l.	1	IV ¹	IV ¹	I ¹	IV ¹	+	IV ¹	IV ¹
	<i>Agrostis capillaris</i>	1	II ^{2m}	II ^{2a}	+ ^{2m}	I ^{2m}	I ^{2m}	II ^{2m}	IV ^{2m}
	<i>Cladonia</i> spp.	.	V ^{2b}	III ^{2a}	IV ^{2a}	IV ^{2m}	I ^{2m}	I ¹	IV ¹
	<i>Polytrichum piliferum</i>	.	V ³	IV ^{2b}	II ^{2b}	IV ^{2a}	+ ^{2a}	IV ^{2a}	V ^{2b}
	<i>Campylopus pyriformis</i>	.	III ^{2b}	II ^{2b}	II ^{2b}	III ³	III ^{2b}	+ ^{2m}	II ^{2b}
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.)	.	II ⁺	+ ^r	II ⁺	II ⁺	r ⁺	r ⁺	I ¹
	<i>Ceratodon purpureus</i>	.	I ^{2m}	+ ^{2m}	I ^{2a}	+ ^{2m}	r ^{2m}	I ^{2a}	III ^{2a}
	<i>Campylopus introflexus</i>	.	I ^{2a}	.	I ^{2m}	I ^{2a}	+ ^{2a}	r ^{2m}	II ^{2a}
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i>	.	+ ⁺	.	+ ^r	+ ^r	+ ¹	r ^r	.
	<i>Filago minima</i>	.	I ¹	II ¹	.	II ¹	.	II ¹	II ¹
	<i>Hypericum perforatum</i>	.	+ ^r	+ ^r	.	I ⁺	+ ^r	+ ^r	I ^r
	<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	.	I ³	I ^{2m}	r ^{2a}	+ ^{2m}	I ^{2a}
	<i>Festuca brevipila</i>	.	II ^{2m}	.	I ^{2m}	.	I ^{2m}	+ ^{2a}	.
	<i>Digitaria ischaemum</i>	.	I ⁺	I ⁺	.	I ¹	.	III ¹	.
	<i>Pohlia nutans</i>	.	I ^{2a}	.	.	I ^{2b}	.	II ^{2m}	I ^{2a}
	<i>Hypochaeris radicata</i>	.	+ ^r	.	+ ^r	.	.	+ ^r	I ^r
	<i>Hieracium pilosella</i>	.	+ ^r	.	+ ¹	.	.	.	I ⁺
	<i>Aira praecox</i>	.	+ ^{2m}	.	.	I ¹	.	r ⁺	.
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	.	+ ⁺	I ⁺	.	.	.	r ⁺	.
	<i>Quercus robur</i> (Klg.)	.	.	.	+ ^r	+ ^r	.	.	I ^r
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST3)	.	+ ¹	.	+ ¹	.	r ¹	.	.
	<i>Campylopus flexuosus</i>	.	.	.	.	.	I ^{2b}	r ^{2a}	.
	<i>Hypnum cupressiforme</i> s. str.	.	.	.	.	I ^{2a}	I ^{2a}	.	.
	<i>Arenaria serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyllifolia</i>	.	.	.	.	.	.	+ ¹	I ⁺
	<i>Corynephorus canescens</i>	.	.	.	.	.	.	r ¹	I ⁺
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST1)	.	.	.	+ ^{2a}	+ ^{2b}	.	.	.
	<i>Senecio inaequidens</i>	.	.	+ ^r	.	+ ^r	.	.	.
	<i>Betula pendula</i> (ST2)	.	.	.	+ ^{2a}	.	r ¹	.	.
	<i>Betula pendula</i> (ST3)	.	.	.	.	+ ^{2a}	r ¹	.	.
	<i>Juncus tenuis</i>	.	+ ⁺	.	.	.	r ¹	.	.
	<i>Spergularia morisoni</i>	.	.	.	.	.	.	II ¹	.
	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST2)	.	.	.	.	I ^{2a}	.	.	.
	<i>Betula pendula</i> (Klg.)	.	.	.	.	I ^r	.	.	.
	<i>Rubus fruticosus</i> agg. (ST3)	.	.	.	.	.	+ ^{2a}	.	.

d: Differentialart, VC: Verbandskennart, OC: Ordnungskennart, KC: Klassenkennart; Klg.: Keimling, ST1–3: Strauchschicht, ohne Angabe: Feld- bzw. Kryptogamenschicht. *) Hier nur Angabe der Artmächtigkeit, da nur eine Aufnahme zu diesem Typ vorliegt. Weitere Erläuterungen s. Text.

Tab. A17: Zuordnung der Mikrostandorte zum trockenen Hängebirken-Stieleichen-Wald (Hal-
terner Sande).

<i>Quercus-Fagetea</i> BR.-BL. et V. LIEGER in V. LIEGER 1937			
<i>Quercetalia roboris</i> TX. 1931			
<i>Quercion roboris</i> MALCUIT 1929			
<i>Betulo pendulae-Quercetum roboris</i> TX. 1930			
Anzahl Aufnahmen		8	
mittlere Artenzahl		12	
kennzeichnende Arten		Begleiter	
D	<i>Deschampsia flexuosa</i>	V ⁴	<i>Molinia caerulea</i> V ^{2a}
	<i>Betula pendula</i> (B)	V ^{2b}	<i>Pleurozium schreberi</i> IV ^{2b}
	<i>Betula pendula</i> (ST1)	V ^{2a}	<i>Brachythecium rutabulum</i> IV ^{2a}
	<i>Quercus robur</i> (Klg.)	V ¹	<i>Campylopus pyramidalis</i> IV ^{2m}
	<i>Betula pendula</i> (ST2)	IV ^{2m}	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.) IV ⁺
	<i>Quercus robur</i> (ST3)	IV ¹	<i>Agrostis capillaris</i> III ^{2a}
	<i>Betula pendula</i> (ST3)	III ¹	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST1) III ^{2a}
	<i>Quercus robur</i> (B)	II ³	<i>Hypnum cupressiforme</i> s. str. II ^{2b}
	<i>Quercus robur</i> (ST1)	II ^{2b}	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (B) II ^{2b}
	<i>Quercus robur</i> (ST2)	II ¹	<i>Campylopus introflexus</i> II ^{2m}
	<i>Betula pendula</i> (Klg.)	II ⁺	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST3) II ¹
	<i>Sorbus aucuparia</i> ssp. <i>aucuparia</i> (ST3)	I ¹	<i>Frangula alnus</i> (ST3) II ¹
	<i>Quercus robur</i>	I ⁺	<i>Holcus lanatus</i> I ^{2m}
			<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> I ^{2m}
VC = OC/KC	<i>Teucrium scorodonia</i>	I ⁺	<i>Scleropodium purum</i> I ^{2m}
			<i>Ceratodon purpureus</i> I ¹
OC = KC	<i>Hieracium sabaudum</i>	I ¹	<i>Prunus serotina</i> (ST2) I ¹
	<i>Hieracium laevigatum</i>	I ^r	<i>Prunus serotina</i> (ST3) I ¹
			<i>Rubus idaeus</i> I ¹
KC	<i>Poa nemoralis</i>	III ^{2a}	<i>Carex pilulifera</i> I ⁺
			<i>Conyza canadensis</i> I ⁺
			<i>Dryopteris carthusiana</i> agg. I ⁺
Calluno-Ulicetea-Arten			
	<i>Calluna vulgaris</i> (ST3)	IV ^{2a}	<i>Epipactis helleborine</i> ssp. <i>helleborine</i> I ⁺
	<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	III ^{2a}	<i>Galeopsis bifida</i> I ⁺
	<i>Calluna vulgaris</i>	III ^{2m}	<i>Impatiens parviflora</i> I ⁺
	<i>Calluna vulgaris</i> (ST2)	III ¹	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> I ⁺
	<i>Hypnum jutlandicum</i>	II ^{2a}	
	<i>Vaccinium myrtillus</i> (ST3)	II ^{2a}	
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	I ^{2a}	

D: Differentialart, VC: Verbandskennart, OC: Ordnungskennart, KC: Klassenkennart; Klg.: Keimling, ST1–3: Strauchschicht, B: Baumschicht, ohne Angabe: Feld- bzw. Kryptogamenschicht. Weitere Erläuterungen s. Text.

Tab. A18: (Flug-)Sandflächen mit maximal 5 % Vegetationsdeckung (Halterner Sande).

Anzahl Aufnahmen	10		
mittlere Artenzahl	3		
<i>Digitaria ischaemum</i>	IV ⁺	<i>Spergula morisonii</i>	I ^r
<i>Molinia caerulea</i>	III ⁺	<i>Polytrichum piliferum</i>	+ ^{zm}
<i>Rumex acetosella</i> s. l.	II ⁺	<i>Agrostis capillaris</i>	+ ⁺
<i>Illecebrum verticillatum</i>	II ⁺	<i>Corynephorus canescens</i>	+ ⁺
<i>Deschampsia flexuosa</i>	I ⁺	<i>Filago minima</i>	+ ⁺
<i>Persicaria maculosa</i>	I ⁺	<i>Scleranthus annuus</i>	+ ^r
<i>Agrostis vinealis</i>	I ⁺	<i>Quercus robur</i>	+ ^r

Tab. A19 : *Polytrichum piliferum*-Moosrasen (Halterner Sande).

Anzahl Aufnahmen	10		
mittlere Artenzahl	7		
<i>Polytrichum piliferum</i>	V ^{2b}	<i>Agrostis capillaris</i>	+ ¹
<i>Pohlia nutans</i>	V ^{2b}	<i>Cladonia</i> spp.	+ ¹
<i>Deschampsia flexuosa</i>	V ^{2a}	<i>Filago minima</i>	+ ¹
<i>Molinia caerulea</i>	V ^{2a}	<i>Barbula spec.</i>	+ ¹
<i>Ceratodon purpureus</i>	V ^{2m}	<i>Corynephorus canescens</i>	+ ⁺
<i>Agrostis vinealis</i>	III ^{2m}	<i>Digitaria ischaemum</i>	+ ⁺
<i>Rumex acetosella</i> s. l.	III ¹	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.)	+ ⁺
<i>Calluna vulgaris</i>	II ⁺	<i>Illecebrum verticillatum</i>	+ ^r
<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	I ⁺	<i>Spergularia rubra</i>	+ ^r
<i>Campylopus pyriformis</i>	+ ^{2b}	<i>Hypericum perforatum</i>	+ ^r
<i>Campylopus introflexus</i>	+ ^{2a}	<i>Betula pendula</i> (Klg.)	+ ^r

Klg.: Keimling.

Tab. A20 : *Cladonia*-Flechtenrasen (Halterner Sande).

Anzahl Aufnahmen	1*		
Artenzahl	7		
<i>Cladonia</i> spp.	4	<i>Polytrichum piliferum</i>	2a
<i>Campylopus pyriformis</i>	3	<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	1
<i>Pohlia nutans</i>	2b	<i>Calluna vulgaris</i>	+
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2a	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.)	r

Klg.: Keimling. *) Hier nur Angabe der Artmächtigkeit, da nur eine Aufnahme zu diesem Typ vorliegt.

Tab. A21 : *Molinia*-Dominanzbestände (Halterner Sande).

Anzahl Aufnahmen	21		
Artenzahl	4		
<i>Molinia caerulea</i>	V ³	<i>Campylopus flexuosus</i>	+ ^{2b}
<i>Deschampsia flexuosa</i>	V ^{2b}	<i>Ceratodon purpureus</i>	+ ^{2b}
<i>Calluna vulgaris</i>	V ¹	<i>Festuca filiformis</i>	r ^{2a}
<i>Campylopus pyriformis</i>	II ^{2b}	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (ST3)	r ^{2a}
<i>Cladonia</i> spp.	II ^{2a}	<i>Polytrichum piliferum</i>	r ^{2m}
<i>Calluna vulgaris</i> (Klg.)	II ¹	<i>Agrostis vinealis</i>	r ¹
<i>Calluna vulgaris</i> (ST3)	II ¹	<i>Dicranum scoparium</i>	r ¹
<i>Rumex acetosella</i> s. l.	II ⁺	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	r ⁺
<i>Agrostis capillaris</i>	I ^{2a}	<i>Conyza canadensis</i>	r ^r
<i>Festuca brevipila</i>	I ¹	<i>Pinus sylvestris</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Klg.)	r ^r

Klg.: Keimling, ST3: untere Strauchschicht.



Foto 1: Das Weibchen von *Hipparchia semele* lässt zur Abwehr von Feinden kurzzeitig das „Auge“ auf der Vorderflügel-Unterseite erscheinen (Foto: S. Eilmus).



Foto 2: Männchen von *Hipparchia semele* mit kontrastreicher Hinterflügel-Unterseite.



Foto 3: Ei von *Hipparchia semele* an einem dünnen Pflanzenstängel in der Nähe der Raupen-Wirtspflanze.



Foto 4: Frisch gehäutete L₄-Raupe von *Hipparchia semele* nach der Überwinterung (Zuchtfoto).



Foto 5: L₅-Raupe von *Hipparchia semele* in Seitenansicht (Zuchtfoto).



Foto 6: L₅-Raupe von *Hipparchia semele* Kopf-abwärts in einem Grasbult (freigestellt, Zuchtfoto).



Foto 7: Kopfkapsel einer L₅-Raupe von *Hipparchia semele* (Zuchtfoto).



Foto 8: Gabelförmige Analspitze einer L₅-Raupe von *Hipparchia semele* (Zuchtfoto).



Foto 9: Erwachsene Raupe von *Hipparchia semele* (Zuchtfoto) „flieht“ vor dem Tageslicht.



Foto 10: Individuum von Foto 9 eine Sekunde später: Die Raupe gräbt sich an der Horstbasis im lockeren Sand ein.



Foto 11: Bauchansicht einer Puppe von *Hipparchia semele* (Zuchtfoto).

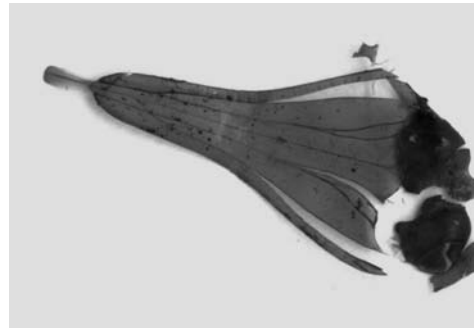


Foto 12: Zur Bestimmung des Längenverhältnis aus der Puppenhülle gelöste Rüssel- und Fühlerscheiden.

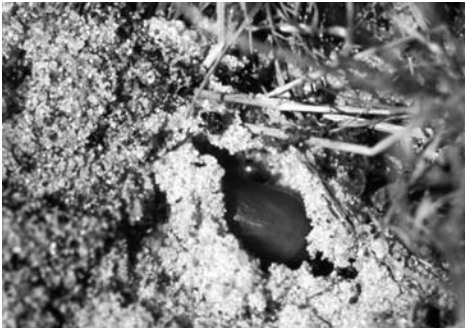


Foto 13: Freigelegt: Puppe von *Hipparchia semele* in 2 cm Tiefe im Sandboden (Zuchtfoto).



Foto 14: Puppehöhle von *Hipparchia semele* in 3 cm Tiefe im Wurzelgeflecht des Wirtsgrashorstes (Zuchtfoto).



Foto 15: Hälterung der Raupen in Rollglas-Terrarien unter Freilandtemperaturen.



Foto 16: Markierung der Ei-Fundstelle (Fähnchen) innerhalb des Mikrohabitats (Zollstock) (Schwermetallflur).



Foto 17: Gestell (40 cm breit, 30 cm hoch und 20 cm tief) zur Schätzung der Vegetationsdichte. Eiablagestelle an *Festuca aquisgranensis* innerhalb einer Schwermetallflur.



Foto 18: Messung der Vegetationsdichte an einer Eiablagestelle an *Deschampsia flexuosa* innerhalb eines Sandmagerasens.



Foto 19: Larvalhabitat von *Hipparchia semele* im Untersuchungsgebiet Borkenberge mit *Deschampsia flexuosa* und *Corynephorus canescens* (Haltern).



Foto 20: Larvalhabitate von *Hipparchia semele* innerhalb einer Störstelle in einem Pfeifengras-Dominanzbestand sowie randlich der Fahrspuren durch einen Besenheide-Pfeifengras-Komplex (Haltern).



Foto 21: Larvalhabitat von *Hipparchia semele* innerhalb eines rohbodenreichen und steinigen Kalkmagerrasens im Untersuchungsgebiet Stahlberg (Unteres Diemeltal).



Foto 22: Larvalhabitat von *Hipparchia semele* innerhalb der Schwermetallfluren im Untersuchungsgebiet Kallmuther Berg (Mechernich).



Foto 23: Larvalhabitate im Winter (Februar 2005) im Untersuchungsgebiet Kallmuther Berg (Mechernich).



Foto 24: *Festuca brevipila* im Winter (Februar 2005) im Untersuchungsgebiet Kallmuther Berg (Mechernich).