

ZOOLOGIE

Verbreitung und Habitatansprüche der Mohrenfalter-Arten *Erebia medusa*, *Erebia aethiops* und *Erebia ligea* (Lepidoptera: Satyrinae) in Baden-Württemberg

Von THOMAS BAMANN, Waldenbuch

ZUSAMMENFASSUNG

Die Mohrenfalter-Arten *Erebia medusa*, *E. aethiops* und *E. ligea* waren in Baden-Württemberg ehemals weit verbreitet, mussten jedoch in den vergangenen Jahrzehnten empfindliche Arealeinbußen hinnehmen. Die Ursachen hierfür liegen in einer Kombination aus Lebensraumverlusten und sich verändernden klimatischen Rahmenbedingungen begründet. Alle drei Arten mussten ihre Vorkommen in warmen und atlantisch geprägten Regionen weitgehend aufgeben. Ursächlich hierfür ist ein Mangel an geeigneten Larvalhabitatstrukturen, einhergehend mit einer klimabedingten erhöhten Stenotopie der Arten in diesen Räumen. Schutzmaßnahmen müssen sich weitgehend auf die Mittelgebirgslagen Baden-Württembergs konzentrieren. Hier bestehen Zielkonflikte für den Schutz der auf Brachen und Versaumungsstadien in Halbtrockenrasen angewiesenen Offenlandart *E. medusa*. Es wird vorgeschlagen, für *E. medusa* und weitere Arten mesophiler Halbtrockenrasen und ihrer Brachen vor allem nicht-extreme Standorte an Nord- und Osthängen offenzuhalten bzw. wieder zu öffnen. Für das Artenpaar *E. aethiops* und *E. ligea* werden umfangreiche Maßnahmen empfohlen, die vor allem eine Öffnung der Wälder und die Schaffung magerer Wald-Offenland-Ökotone zum Ziel haben. Alle drei Arten sind in einer Neuauflage der Roten Liste gefährdeter Schmetterlingsarten Baden-Württembergs höher zu stufen und landesweit als stark gefährdet anzusehen.

Schlüsselworte: Mohrenfalter, *Erebia*, Klimawandel, Landnutzung.

ABSTRACT

The ringlet species *Erebia medusa*, *E. aethiops* and *E. ligea* are declining in numbers in south-western Germany due to climate change and a change in land use. A lack of suitable larval habitats and an increased stenotopy in a heating world are the main reasons for the decline. Management measures should face at low mountain ranges where the species are still able to develop metapopulation structures. Suitable measures are the elimination of succession on fallow semi-dry grasslands at non-extreme sites, the establishment of woodland/open land ecotones, and the 'opening' of forests. The three species should be classified as "critically endangered" in an updated red list.

Keywords: Ringlets, *Erebia*, climate change, change in land use.

EINLEITUNG

Obwohl Schmetterlinge mobile Tiere sind, besitzen viele Arten eine strenge Bindung an bestimmte Habitate. Dabei sind es häufig drei Schlüsselfaktoren, die die Habitatbindung von Schmetterlingen bedingen: Habitatqualität, Flächengröße und Isolation (CLARKE 1997; DENNIS & EALES 1997; HANSKI & GILPIN 1997; HANSKI 1998, 1999; THOMAS 2001; ANTHES 2003; WALLISDEVRIES 2006; EICHEL & FARTMANN 2008). Das zugrunde liegende Prinzip für diese Schlüsselfaktoren ist die Metapopulationstheorie (HANSKI 1994). Generell gilt, dass Schmetterlingshabitate primär den Ansprüchen der Entwicklungsstadien (Eier, Larven, Puppen) zu entsprechen haben, da diese in der Regel deutlich spezifischer und dadurch oft stärker limitiert sind als die Ansprüche der zu Generalismus neigenden Imagines (THOMAS & LEWINGTON 1991; CLARKE 1997; THOMAS 1998, 2001; BOURN & THOMAS 2002; FARTMANN 2004).

Zahlreiche Insektenarten weisen bereits seit Mitte des 20. Jahrhunderts rückläufige Verbreitungsgebiete auf. Der Rückgang vieler Arten steht dabei in engem Zusammenhang mit schwindenden Lebensräumen, intensivierter Landnutzung, forstwirtschaftlichen Nutzungsänderungen und zunehmender Isolation. In den vergangenen Jahrzehnten haben sich außerdem die Hinweise darauf, dass auch der Klimawandel zur Veränderung von Verbreitungsbildern heimischer Arten beiträgt (HILL 1999; PARMESAN 1999; HILL 2002; SETTELE 2008).

Die Gattung *Erebia* ist im Kontext des Klima- und Landnutzungswandels besonders interessant, da es sich um eine boreo-montan bis arktisch-alpin verbreitete Artengruppe handelt. Innerhalb dieser Gattung sind Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) (Abb. 1), Graubindiger Mohrenfalter (*Erebia aethiops*) (Abb. 2) und Weißbindiger Mohrenfalter (*Erebia ligea*) (Abb. 3) ehemals in Mitteleuropa weit verbreitete und bis ins Hügel- und Tiefland vorkommende Arten magerer Offenland- und Waldbiotop. Die beobachteten bundesweiten Rückgänge (vgl. SETTELE 2005; LEOPOLD 2006; THUST 2006; REINHARDT 2007; SCHULTE 2007; REINHARDT & BOLZ 2011) waren der Anlass für intensivere Studien zu Verbreitung, Habitatansprüchen und Rückgangsursachen der Arten in Baden-Württemberg (BAMANN 2015).

Offene Fragen bestanden bezüglich der aktuellen Verbreitung der Arten in Baden-Württemberg:

- Sind auf Basis älterer Erhebungen Bestandsveränderungen der *Erebia*-Arten in Baden-Württemberg belegbar?
- Korrespondieren solche ggf. mit Eigenschaften bestimmter Naturräume (z. B. Nutzungsintensität, Klima)?
- Ergeben sich Konsequenzen für eine Neueinstufung des landesweiten Gefährdungsgrads der Arten und damit hinsichtlich eines Handlungsbedarfs im praktischen Naturschutz?

Weitere offene Fragen stellten sich in Hinblick auf die benötigten Habitatstrukturen, insbesondere hinsichtlich der Larvalhabitate:

- Welche Habitattypen können zur Reproduktion genutzt werden?

- Welche mikrostrukturellen und -klimatischen Parameter sind zur Eiablage und für eine erfolgreiche Entwicklung der Präimaginalstadien notwendig?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit von geeigneten Larvalhabitaten und einer Gefährdung der Arten?

METHODIK

Oben genannte und zahlreiche weitere offene Fragen wurden im Rahmen einer Promotion an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen im Zeitraum von 2009 bis 2015 bearbeitet. In diesem Artikel soll der Fokus auf die historischen und aktuellen Verbreitungsbilder der drei *Erebia*-Arten sowie auf die (mikro-)strukturellen und -klimatischen Habitatansprüche gelegt werden.

In den Frühjahren und Sommern 2009 bis 2011 wurden ausgewählte Habitate in ganz Baden-Württemberg auf Vorkommen der Arten überprüft. Das Hauptaugenmerk lag hierbei auf solchen Regionen, in denen sich eine negative Bestandsentwicklung seit einigen Jahrzehnten deutlich abzeichnete. Neben potenziell geeigneten Habitaten ohne früheren Nachweis wurden vor allem ehemalige Fundorte kontrolliert. Zudem wurden die Landesdatenbank des Naturkundemuseums Karlsruhe sowie zahlreiche Literaturmeldungen und Nachweise von Privatpersonen ausgewertet (insgesamt ca. 3.500 Datensätze).

Habitatstrukturen wurden in allen Untersuchungsflächen erfasst, auch wenn keine Falter nachgewiesen wurden. Die Aufnahme mikrostruktureller Parameter erfolgte in drei zufällig ausgewählten 1 m²-Flächen. Aus diesen drei Testflächen wurde der Mittelwert als repräsentativ für das gesamte Habitat übernommen.

In den untersuchten Habitaten wurden die folgenden Parameter erfasst (nach DENNIS 2006; LEOPOLD 2006; EICHEL & FARTMANN 2008):

- **Höhenlage** über dem Meeresspiegel (auf Grundlage der topographischen Karte 1:25.000)
- **Flächengröße** mit geostatistischen Verfahren (auf Grundlage der topographischen Karte 1:25.000)
- **Lebensraumtyp und Nutzungsformen** (kategoriale Einschätzung anhand von Zeigerarten nach ELLENBERG (1992))
- **Exposition und Inklinat**ion (mittels eines Spiegelkompasses mit eingebautem Neigungsmesser der Marke Silva, Hangneigungen < 5° wurden als eben gewertet)
- potenzielle **Sonnenscheindauer** im Juni (mittels eines Horizontoskops nach TONNE (1954))
- **Deckungsgrade** und **mittlere Höhen** der Streu-, Moos-, Kraut-, Strauch- und Baumschichten (Schätzung in 5 %-Schritten)
- **Deckungsgrade** und **Verteilung** potenzieller Wirtspflanzen (Schätzung in 5 %-Schritten)
- **Semiquantitative Erfassung** der **Imagines** in fünf Abundanzklassen mit einheitlichem Flächen- und Zeitbezug (nicht vorhanden, vereinzelt, regelmäßig, häufig, sehr häufig)

Aus praktischen Gründen wurden die Regionen in mehrere Naturräume umfassende **Bezugsräume** unterteilt, um zum einen die Übersichtlichkeit zu wahren und zum anderen die Regionen untereinander vergleichbar zu machen. Folgende Bezugsräume wurden definiert:

- Oberrheinebene
- Kraichgau und Neckarbecken
- Schwarzwald
- Tauber- und Bauland
- Kocher-Jagst-Region
- Keuperwaldberge
- Albvorland
- Obere Gäue
- Schwäbische Alb
- Oberschwaben/Bodenseegebiet

Für die statistische Analyse wurden ausschließlich Präsenz-Absenz-Daten verwendet, da eine quantitative Auswertung etwa in Form von Abundanzklassen mit zahlreichen methodischen Schwierigkeiten verbunden ist (Abhängigkeit von Begehungszeitpunkt und Witterung, in Bezug auf Begehungsdauer- und -strecke standardisiertes Vorgehen notwendig). Um die Unabhängigkeit von Variablen (in diesem Fall generell „Vorkommen“ vs. „kein Vorkommen“) gegenüber verschiedenen Ausprägungen von Merkmalen (z. B. Habitattyp, Exposition, Nutzung) zu überprüfen, wurde der χ^2 -Test nach PEARSON durchgeführt (BÜHL & ZÖFEL 2002; LEYER & WESCHE 2007). Mittelwertvergleiche wurden mit Hilfe des MANN-WHITNEY-U-Tests durchgeführt (Signifikanzniveau: $p \leq 0,05$ = signifikant; $p \leq 0,01$ = hoch signifikant; $p \leq 0,001$ = höchst signifikant).

Die Einstufung für eine aktualisierte Rote Liste erfolgte auf der Grundlage des Kriteriensystems der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (SÜDBECK 2005), da bei Anwendung der Kriterien des Bundesamtes für Naturschutz (LUDWIG 2009) kein Ergebnis erzielt werden konnte, das der gegenwärtigen Gefährdungsdiskussion auch nur annähernd gerecht wird (siehe Ergebnisteil). Neben der Häufigkeitseinschätzung wurden auch die Kriterien „kurz- und langfristiger Bestandstrend“ sowie „Risikofaktoren“ berücksichtigt. Für die Parameter „Häufigkeit“ und „kurzfristiger Bestandstrend“ (Zeitraum 15 Jahre) erfolgte eine Einstufung anhand von Schwellenwerten (Häufigkeit vgl. Tab. 1, kurzfristiger Bestandstrend: $\downarrow\downarrow\downarrow$: sehr starke Abnahme $> 50\%$, $\downarrow\downarrow$: starke Abnahme $> 20\%$, =: stabiler bzw. leicht schwankender Bestand $< 20\%$). Für den Parameter „langfristiger Bestandstrend“ (Zeitraum 100 Jahre) wurde hierauf verzichtet und es erfolgte nur eine grobe kategoriale Einschätzung (\llcorner : langfristiger Rückgang, =: langfristig stabil) (vgl. SÜDBECK 2005).

Der Parameter „Aktuelle Bestandssituation“ orientierte sich an der Einstufung der Rasterfrequenzen von Heuschrecken auf Messtischblattquadranten-Basis nach MAAS (2002) (Tab. 1):

Tab.1: Häufigkeitsklassen und zugeordnete Rasterfrequenzen nach MAAS (2002).

Klasse	Rasterfrequenz
es	< 1 %
ss	1 – 4,9 %
s	5 – 14,9 %
mh	15 – 34,9 %
h	35 – 74,9 %
sh	75 – 100 %

Legende: es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig, sh = sehr häufig

EREBIA MEDUSA

Ergebnisse

1. Verbreitung

E. medusa war in Baden-Württemberg ehemals weit verbreitet (siehe Karte der Abb. 4). Größere Verbreitungslücken, die wahrscheinlich bereits zu Beginn der lepidopterologischen Forschung Bestand hatten, existierten im Bereich der mittleren Oberrheinebene, im nördlichen und mittleren Schwarzwald sowie möglicherweise in einigen Regionen des Neckarbeckens, Kraichgau und Baulandes.

Die Verbreitung der Art erstreckte sich ausgehend vom Tauberland im Nordosten über die Kocher-Jagst-Region bis zu den Keuperwaldbergen, und von dort in das Albvorland und auf die Schwäbische Alb. Von hier aus reichten die Vorkommen über die Fränkische Alb bis weit nach Bayern hinein (SCHRAML & FARTMANN 2013). Die Populationen im Albvorland hatten Kontakt mit denjenigen in den Oberen Gäuen und im Kraichgau. Ausgehend vom Südteil der Oberen Gäue und der Schwäbischen Alb strahlten die Vorkommen bis in den Südschwarzwald ein. Auch Oberschwaben war bis ins Bodenseebecken hinein relativ dicht besiedelt. Die Vorkommen setzten sich im bayerischen Alpenvorland und in Österreich fort (AISTLEITNER 1999). In der Oberrheinebene existierten Vorkommen im Nordteil und vor allem in der südlichen Oberrheinebene mitsamt Kaiserstuhl, wo die Populationen Kontakt zu denjenigen im Elsass und in der Nordschweiz hatten (GONSETH 1987; SBN 1987; LAFRANCHIS 2000; TREIBER 2003; SONDEREGGER 2005; ALTERMATT 2006).

Nach den Ergebnissen der eigenen Erhebungen und der Datenrecherche zwischen 2009 und 2011 konzentriert sich die heutige Verbreitung von *E. medusa* in Baden-Württemberg auf die Schwäbische Alb (vgl. Abb. 4). Diese wird in einem durchgehenden Band von der Ostalb bis hin zur West- und Hegualb besiedelt. Von der Schwäbischen Alb aus erstrecken sich die Vorkommen über den Südteil

der Oberen Gäue und über das Baar-Wutach-Gebiet bis in den Südschwarzwald hinein. Weitere kleine Verbreitungszentren bilden die Metapopulationen der Oberen Gäue (v.a. Heckengäu) sowie die individuenschwachen Vorkommen im Tauberland und im Westallgäuer Hügelland. Darüber hinaus kommt *E. medusa* aktuell noch in meist isolierten Restpopulationen in der Kocher-Jagst-Region, in den Keuperwaldbergen, im Schurwald und Welzheimer Wald, im Albvorland, im Kraichgau und im nördlichen Oberschwaben vor.

Nach Datenlage erloschen ist die Art in der gesamten Oberrheinebene (südlicher Oberrhein, Kaiserstuhl, nördlicher Oberrhein), in weiten Teilen des Neckar-Tauberlandes (z.B. Neckarbecken, Stuttgarter Bucht, Filder) sowie in großen Bereichen Oberschwabens (z.B. Bodenseebecken).

2. Habitatansprüche

Insgesamt wurden 424 Gebiete mit standörtlich-strukturellem Habitatpotenzial untersucht. Von diesen waren 146 (34 %) besiedelt und 278 (66 %) unbesiedelt (Tab. 2). *E. medusa* bevorzugt in Baden-Württemberg magere Offenlandbiotope mäßig trockener bis mesophiler Standorte. Dies können (unterbeweidete) Halbtrockenrasen und Wacholderheiden oder unregelmäßig gemulchte Böschungen, seltener auch einschürige Magerwiesen sein. Es werden dabei großflächige Habitatkomplexe in montanen Lagen bevorzugt.

Insgesamt konnten im Rahmen der Untersuchungen 16 Mal die Eiablage, ein schlüpfender Falter und einmal Larvalstadien beobachtet werden. Danach ist die bevorzugte Wirtspflanze der Schafschwingel (*Festuca ovina* agg.). Eiablagestellen und Larvalhabitate gleichen sich weitgehend in den verschiedenen Regionen Baden-Württembergs. *E. medusa* bevorzugt eindeutig magere und streureiche Brachebereiche, die sich häufig am Rande extensiv genutzter Flächen oder entlang von Säumen und Böschungen befinden (Abb. 5). Seltener werden einzelne Eier auch an schütterten Stellen inmitten genutzter Bereiche (Weiden und Wiesen) abgelegt. Die Art ist zur Entwicklung der Präimaginalstadien auf ein frisch-feuchtes und gleichzeitig warmes Mikroklima angewiesen. Dieses wird durch eine Kombination aus hohen Deckungsgraden mikrostruktureller Parameter (Kraut-, Moos- und Streuschicht, Wirtspflanzen), die durch eine sehr extensive bzw. fehlende Nutzung (Schafbeweidung, Brache) bedingt sind, entsprechende Expositionen und Inklinationen (häufig Südhanglage bei nur leichter Hangneigung) und durch das weitgehende Fehlen beschattender Gehölze (volle Sonne) erreicht. Die signifikant verringerte Höhe der Gras-Krautschicht weist außerdem auf den meist gering produktiven Charakter der Flächen hin (Tab. 2, Abb. 6).

Die Ansprüche von *E. medusa* hinsichtlich besiedelbarer Mikrohabitate sind naturräumlich unterschiedlich ausgeprägt. In warmen, eher atlantisch geprägten, heute von der Art nur noch dünn besiedelten Räumen (z.B. Kraichgau und Neckarbecken, Tauberland, Albvorland) ist sie heutzutage obligat auf nicht bzw. nur sehr sporadisch genutzte und zugleich deckende Wirtspflanzen-Fazies angewiesen. In kalten, eher kontinental geprägten und von der Art noch flächendeckend besiedelten Regionen (Schwäbische Alb, Südteil der Oberen Gäue) können

dagegen auch einschürige Magerwiesen sowie regelmäßig beweidete Halbtrockenrasen und Wacholderheiden zur Larvalentwicklung genutzt werden.

Tab. 2: Übersicht über die für *E. medusa* in den untersuchten Habitaten erhobenen Parameter, unterteilt in besiedelte und unbesiedelte *Patches*. Höchste signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Höhenlage, Flächengröße sowie der Deckungsgrade von Streuschicht, Offen- und Rohboden. Hoch signifikante Unterschiede bestehen bei den Parametern Deckungsgrade der Krautschicht und höherer Baumschichten (Baumschicht 1). Signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Inklination, Deckungsgrade niedriger Baumschichten (Baumschicht 2) und der Wirtspflanzen (*Festuca* spp.).

Parameter	Mittelwert ± SD		Mann Whitney U	P
	Besiedelt (n = 146)	Unbesiedelt (n = 278)		
Geographie				
Höhenlage [m NN]	622 ± 162	457 ± 146	9115,0	***
Flächengröße [ha]	8,09 ± 12,4	4,73 ± 7,7	16076,0	***
Konnektivität [km]	1,46 ± 0,6	1,67 ± 0,8	17921,5	n.s.
Klima				
Inklination [°]	11,45 ± 11,7	13,24 ± 11,2	17477,0	*
Sonnenscheindauer [h]	10,1 ± 1	10,2 ± 1	19164,0	n.s.
Mikrohabitat				
Krautschicht Höhe [cm]	34,82 ± 7,7	37,48 ± 10,6	17023,5	**
Baumschicht 1 Deckung [%]	0,11 ± 1,4	0,80 ± 5,2	19415,0	*
Baumschicht 2 Deckung [%]	2,27 ± 8,2	1,20 ± 5,0	18495,0	**
Strauchschicht 1 Deckung [%]	1,91 ± 5,2	2,36 ± 6,1	20140,5	n.s.
Strauchschicht 2 Deckung [%]	2,64 ± 4,9	3,29 ± 6,4	20020,5	n.s.
Strauchschicht 3 Deckung [%]	6,20 ± 8,4	6,28 ± 9,5	19545,0	n.s.
Krautschicht Deckung [%]	84,75 ± 10,3	84,05 ± 13,2	20002,5	n.s.
Moosschicht Deckung [%]	53,56 ± 32,2	53,08 ± 33,3	20159,5	n.s.
Streuschicht Deckung [%]	63,48 ± 29,3	39,94 ± 34,4	12185,0	***
Offenboden Deckung [%]	3,46 ± 5,5	6,07 ± 8,1	15817,0	***
Rohboden Deckung [%]	2,32 ± 4,3	4,86 ± 7,1	15174,5	***
Ameisenhaufen Deckung [%]	0,57 ± 1,6	0,71 ± 2,7	20086,5	n.s.
Grus Deckung [%]	0,33 ± 1,5	0,20 ± 1,4	19767,0	n.s.
Steine Deckung [%]	0,14 ± 0,8	0,12 ± 1,0	19970,5	n.s.
Fels Deckung [%]	0,14 ± 0,8	0,14 ± 0,8	20188,5	n.s.
<i>Festuca</i> spp. Deckung [%]	5,70 ± 7,0	4,79 ± 6,4	17630,5	*

Legende: SD = Standardabweichung (Abkürzung gilt auch für alle folgenden Tabellen). Mittelwertvergleich mit Mann-Whitney U Test: * = $P \leq 0,05$; ** = $P \leq 0,01$; *** = $P \leq 0,001$; n.s. = nicht signifikant.

3. Habitatbeispiele aus verschiedenen Bezugsräumen Baden-Württembergs

Tauberland

Der Bezugsraum Tauberland beherbergt trotz eines gut verknüpften Verbundes aus großflächigen Halbtrockenrasen nur noch wenige und individuenarme Populationen von *E. medusa*. Die Art besiedelt hier bevorzugt Halbtrockenrasen und deren Brachen, jedoch auch magere, eher frische Wiesen. Die besiedelten Habitate sind meist großflächig (durchschnittlich 14,3 ha), mäßig gut verknüpft (Konnektivität 1,6 km) und mehrheitlich südwest- bis westexponiert. Die häufig sehr steilen (Inklination 24°) und xerothermen Hänge werden von *E. medusa* allerdings vornehmlich als Nektarhabitate genutzt. Die Larvalhabitate befinden sich dagegen regelmäßig im Hangfußbereich und sind deshalb oft kaum geneigt (Abb. 7). Sie zeichnen sich durch hohe Anteile von Kraut-, Moos- und Streuschichten (Deckungsgrade 85, 64 und 71 %) aus, die das von den Larvalstadien benötigte Mikroklima gewährleisten. Als Wirtspflanze wurde der Schafschwingel (*Festuca ovina*) festgestellt.

Albvorland

Beim Bezugsraum Albvorland handelt es sich um eine aktuell nur noch dünn von *E. medusa* besiedelte Region, deren Habitate vornehmlich brachliegende, großflächige (9,7 ha) und gut verknüpfte (1,0 km) Halbtrockenrasen in häufig recht steiler (21°), jedoch nischenreicher Südhänglage sind (Abb. 8). Häufig handelt es sich dabei um ehemals beweidete oder gemähte Streuobstwiesen, deren Bewirtschaftung aufgegeben wurde oder deren Nutzung in extensiver Form (unregelmäßige Gehölzrückdrängung) zu Naturschutzzwecken aufrechterhalten wird. Larvalhabitate finden sich, ähnlich wie im Tauberland, regelmäßig in fast ebenen, brachen und verfilzten Bereichen. Die Mikrohabitate weisen hohe Deckungsgrade der Kraut-, Moos- und Streuschichten (93, 82 und 87 %) und einen durchschnittlichen Wirtspflanzen-Anteil (6 %) auf. Als Wirtspflanze wurde der Schafschwingel (*Festuca ovina*) festgestellt.

Obere Gäue

Im Bezugsraum Obere Gäue entwickelt *E. medusa* sowohl im Süd- als auch im besser untersuchten Nordteil (Heckengäu) ausgeprägte Metapopulationen. Bei den besiedelten Habitaten handelt es sich meist um extensiv schafbeweidete Halbtrockenrasen mit Bracheanteilen, die recht großflächig (6,8 ha) und gut verknüpft (1,3 km) sind (Abb. 9). Die Art besiedelt hier jegliche Expositionen, die Habitate befinden sich jedoch häufig in Hanglagen. Die Mikrohabitate zeichnen sich durch hohe Anteile niedriger Strauchschichten (9 %) (Schlehensukzession) und durchschnittliche Deckungsgrade von Kraut-, Moos- und Streuschicht (81, 61 und 58 %) aus. Dies ist auf die regional noch regelmäßig praktizierte Schafbeweidung zurückzuführen. Als bevorzugte Wirtspflanze wurde der Schafschwingel (*Festuca ovina*) festgestellt.

Schwäbische Alb

Der Bezugsraum Schwäbische Alb stellt das wichtigste rezente Verbreitungszentrum von *E. medusa* in Baden-Württemberg dar. Hier bildet die Art Metapopulationen aus, die sowohl auf Halbtrockenrasen und deren Brachen als auch auf extensiv bewirtschafteten, einschürigen und wenig gedüngten Wiesen siedeln (Abb. 10). Aufgrund des Vorhandenseins großflächiger Optimalhabitate und der guten klimatischen Eignung ist *E. medusa* in der Lage, starke Lokalpopulationen mit einem hohen „Populationsdruck“ aufzubauen, sodass im Verbundraum regelmäßig auch suboptimale oder sehr kleinflächige Habitate besiedelt werden. Die Habitate sind im Durchschnitt mittelgroß (8,7 ha) und nur schwach geneigt (10°). Die meisten Flächen werden extensiv schafbeweidet oder liegen brach. Immer wieder wurden jedoch auch Vorkommen auf einschürigen Magerwiesen festgestellt. Die Mikrohabitate sind von durchweg eher geringen Anteilen an Strauchschichten, Kraut- und Streuschichtdeckungsgraden (83, 48, 59 %) sowie Wirtspflanzenvorkommen (3 %) geprägt. Als bevorzugte Wirtspflanze wurde der Schafschwingel (*Festuca ovina*) festgestellt.

Oberschwaben

Im Bezugsraum Oberschwaben werden zwei unterschiedliche Habitattypen besiedelt. Im nördlichen Teil (angrenzend an die Schwäbische Alb) ist *E. medusa* bevorzugt auf Kalk-Halbtrockenrasen und deren Brachen anzutreffen, im Südteil besiedelt die Art dagegen mesophile Böschungen, Verkehrsbegleitflächen, mager Wegsäume und aufgelassene Kiesgruben (Abb. 11). Die besiedelten Habitate sind meist entweder südexponiert oder eben, nur schwach geneigt (8°), kleinflächig (2,9 ha) und schlecht verknüpft (1,7 km). Fast alle Patches werden aktuell nicht mehr genutzt, liegen also entweder brach oder werden in mehrjährigen Abständen gemulcht. Die Mikrohabitate zeichnen sich durch geringe Anteile an Strauchschichten (3 %) sowie hohe Deckungsgrade von Kraut- und Streuschichten (90, 78 %) bei niedrigen Offenbodenanteilen (3 %) aus. Als bevorzugte Wirtspflanze wurde der Rotschwingel (*Festuca rubra*) festgestellt.

Diskussion

1. Verbreitung

Ein starker Rückgang von *E. medusa* in Baden-Württemberg ist offensichtlich. An etwa 100 ehemaligen Fundorten konnte die Art nicht mehr bestätigt werden. Vornehmlich handelt es sich dabei um ehemalige Fundorte in wärmeren und/oder eher atlantisch geprägten Regionen (Oberrheinebene, Kraichgau und Neckarbecken, Tauberland, Kocher-Jagst-Region, Albvorland, Oberschwaben).

Innerhalb Deutschlands ist der Rückgang des Rundaugen-Mohrenfalters für fast jedes Bundesland belegt, wobei das norddeutsche Flachland am stärksten betroffen ist (WEIDEMANN 1995; SCHMITT 2002a; DIETRICH 2004; FARTMANN 2004; THUST 2006; REINHARDT 2007; SCHULTE 2007; CDL NIEDERSACHSEN 2009). Angrenzend an Deutschland wurde eine Arealregression im atlantisch gepräg-

ten Teil Frankreichs und in den Tieflagen der Schweiz beobachtet (ALTERMATT 2006; LAFRANCHIS 2000; SONDEREGGER 2005). Hinweise auf einen klimabedingten Rückgang existieren aus Sachsen, aus Rheinland-Pfalz und aus dem Saarland, wo jeweils Populationen in Tieflagen überproportional häufig ausgestorben sind (SCHMITT 2002a; DIETRICH 2004; RHEINHARDT 2007; SCHULTE 2007).

Im Rahmen der Dissertation von BAMANN (2015) konnte belegt werden, dass besonders warme und/oder atlantisch geprägte Regionen überdurchschnittlich vom Rückgang der Art betroffen sind. Allerdings schließt „Weinbauklima“ ein Vorkommen der Art nicht per se aus, wie die Restvorkommen im Tauberland zeigen. Voraussetzung ist dann aber eine gewisse „Kontinentalität“ des Klimas. Mithilfe komplexer Analyse-Methoden (binäre logistische Regressionen, Diskriminanzanalysen, Hauptkomponentenanalysen) konnte ein Zusammenhang zwischen Artrückgang und Klimaerwärmung nachgewiesen werden. Diese Erkenntnisse werden durch experimentelle Überwinterungsversuche an *E. medusa* gestützt, die eine sinkende Fitness und eine steigende Mortalität der Larven bei schwankenden und hohen Überwinterungstemperaturen nahelegen (STUHL-DREHER 2014; BAMANN 2015). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen SCHTICKZELLE & BAGUETTE (2004) sowie RADCHUK (2013), die einen negativen Effekt erhöhter Überwinterungstemperaturen für den ebenfalls kälte-adaptierten Rändring-Perlmutterfalter (*Boloria eunomia*) nachweisen.

Gleichzeitig wirken allerdings gerade im Flachland weitere bestandsreduzierende Faktoren, wie intensive landwirtschaftliche Nutzung, hohe Nährstofffrachten sowie Habitatverlust und Isolation, sodass die Festlegung auf nur einen Faktor nicht möglich ist (vgl. STUHL-DREHER & FARTMANN 2014). Die durchgeführten Analysen legen nahe, dass sich die Arealregression am besten durch kombinierte Auswirkungen von Klima- und Habitatfaktoren erklären lässt (BAMANN 2015).

2. Habitatstrukturen

Die Wahl des Eiablageplatzes bedingt die Ei-Überlebenswahrscheinlichkeit und jene der recht immobilen Larve (GARCIA-BARROS & FARTMANN 2009). Deshalb ist das Wissen um die mikroklimatischen Bedingungen (Temperatur, Luft- und Bodenfeuchtigkeit) am Eiablageplatz und am Aufenthaltsort der Larven eine wichtige Voraussetzung dafür, die Habitatansprüche erkennen und angepasste Schutzmaßnahmen für die jeweilige Art durchführen zu können (DENNIS & EALES 1997; FLEISHMAN 2002; ANTHES 2003; FRED & BROMMER 2003). Die Wahl des Eiablageplatzes wird von den Weibchen aktiv im Optimum (primär für die Larven) getroffen. Dies ist für zahlreiche Tagfalter-Arten belegt (BOURN & THOMAS 2002; ROY & THOMAS 2003; FARTMANN 2006; ANTHES 2008). Häufig werden dabei exakt definierbare Stellen, die sich durch bestimmte Exposition, Inklination, Vegetationshöhen und -deckungsgrade auszeichnen, bevorzugt (HERMANN & STEINER 1997; FARTMANN & MATTES 2003; ROY & THOMAS 2003; ANTHES 2008).

Für *E. medusa* wurden bisher meist die (Makro-)Habitate der Falter beschrieben. Die daraus hergeleiteten Literaturangaben (z. B. WEIDEMANN 1995) sind auf baden-württembergische Populationen weitgehend übertragbar. Die Eiablage-

plätze und Larvalhabitate werden in der Literatur dagegen speziell bei Augenfaltern nur selten genauer charakterisiert, da sich die als relevant eingeschätzten Strukturen (scheinbar) nicht sonderlich von den Flugstellen der Imagines unterscheiden bzw. in diese integriert sind (EBERT & RENNWALD 1991; DENNIS 2006; GARCIA-BARROS & FARTMANN 2009).

Das Wissen um die von *E. medusa* benötigten Mikrohabitatstrukturen war deshalb lange Zeit begrenzt. Neuere Studien brachten hier jedoch Licht ins Dunkel und charakterisierten die Eiablage- und Larvalhabitate sehr detailliert (FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2014, 2015). Die Eiablage erfolgt bei *E. medusa* einzeln relativ hoch (ca. 10 cm) über dem Boden an dürre Grasblätter und an grüne Pflanzenteile (SCHMITT 2002b; FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2015). Regelmäßig werden Eier auch an leicht erhöhten und deshalb etwas trockenen Stellen (z. B. an alten Ameisenhaufen) abgelegt (EBERT & RENNWALD 1991; SCHMITT 2002b; SONDEREGGER 2005). Die Eiablage wurde bisher an verschiedene Gräser (*Festuca ovina* agg., *Festuca rubra* agg., *Bromus erectus*, *Agrostis stololifera*, *Nardus stricta*, *Brachypodium pinnatum*, *Phalaris arundinacea*) beobachtet, die nicht unbedingt auch Wirtspflanzen darstellen müssen (SBN 1987; EBERT & RENNWALD 1991; TOLMAN & LEWINGTON 1998; LAFRANCHIS 2000; SCHMITT 2000; SCHMITT 1993, 2002b; FARTMANN 2004; SONDEREGGER 2005; REINHARDT 2007; W. WAGNER, schriftl.). Sehr gut belegt sind vor allem die beiden dünnblättrigen Schwingel-Arten *Festuca rubra* und *F. ovina* (FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2015), die auch im Rahmen der eigenen Untersuchungen regelmäßig als Eiablagepflanzen identifiziert wurden. Weitere wichtige Parameter im Larvalhabitat von *E. medusa* sind ein hoher Deckungsgrad der Vegetation, das Vorhandensein einer Streudecke und eine gute Besonnung bei gleichzeitiger Vermeidung extrem xerothermer Lagen (BINK 1992; FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2014, 2015). Für eine erfolgreiche Entwicklung benötigt die Art daher ein eher feucht-frisches Mikroklima, das allerdings eine gewisse Wärmegunst (z. B. Südexposition) bieten muss (vgl. FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2014). Eine wichtige Rolle im Larvalhabitat kommt heutzutage der Streuschicht zu: Sie dient als wirksamer Puffer gegenüber Klimaeinflüssen und gewährleistet gleichzeitig ein geeignetes Mikroklima (vgl. MAIL 1930; LEATHER 1996; ROZSYPAL 2013; STUHLREHER & FARTMANN 2014). Während der Wintermonate kann sie zudem als Ersatz für eine in wärmeren Lagen häufig über längere Zeit fehlende Schneedecke dienen (vgl. STUHLREHER & FARTMANN 2014). Das Vorhandensein einer Schneedecke bietet den Larvalstadien Schutz gegenüber Witterungsextremen (z. B. stark wechselnde Temperaturen, extreme Kälte), die eine erhöhte Mortalität zur Folge haben können (STUHLREHER 2014). In höheren, auch heute noch schneereichen Lagen ist die Art deshalb (noch) in der Lage, streuarmer, da einschürige Magerwiesen zu besiedeln, während sie in Lagen ohne lang andauernde Schneelagen auf das Vorhandensein einer Streuschicht und damit auf Brachen oder allenfalls hochextensiv beweidete Flächen angewiesen ist.

Es ist bekannt, dass die Wahl geeigneter Eiablageplätze und damit der mikroklimatischen Bedingungen über einen makroklimatischen Gradienten variiert

(THOMAS 1980, 1989, 1995, 1996; PAULER 1995; THOMAS 1998; FARTMANN 2004, 2006). Der für *E. medusa* im Rahmen der Untersuchungen nachgewiesene Trend zur Besiedlung ungenutzter, versauerter, nicht zu xerothermer und nischenreicher Larvalhabitate in warmen und atlantisch geprägten Bezugsräumen kann als eine derartige Variation aufgefasst werden. Er manifestiert sich in der Bevorzugung hoher Deckungsgrade von Kraut-, Moos- und Streuschichten, in der Vermeidung voller Südexpositionen und im Ausweichen auf Südwest- oder Südosthänge. In den kälteren und mehr kontinental geprägten Regionen ist das nutzbare Habitatspektrum dagegen größer und die Ansprüche an die mikrostrukturellen Bedingungen sind deutlich geringer. Im klimatischen Optimum (etwa im kontinental geprägten Osteuropa oder im Alpenraum) kann *E. medusa* als relativ anspruchslos und fast euryök gelten (vgl. SBN 1987; AISTLEITNER 1999; HUEMER 2004; SONDEREGGER 2005; SCHMITT, schriftl.). Die häufig monatelang vorhandene Schneedecke puffert die Larven wirksam gegen Temperaturschwankungen. Je wärmer und atlantisch geprägter eine Region ist bzw. aufgrund von Klimaänderungen wird, desto stenotoper verhält sich die Art (vgl. HILL 1999; THOMAS 1999). Dies ist auch von zahlreichen anderen Insektenarten bekannt, die am Rande ihrer Arealgrenzen besonders empfindlich auf Lebensraum- und Klimaveränderungen reagieren und höhere Ansprüche an ihre Umwelt stellen als im Verbreitungszentrum (HILL 1999; THOMAS 1999).

Der Rückgang von *E. medusa* ist insofern auch einem Mangel an geeigneten Larvalhabitaten geschuldet. In den warmen und mehr atlantisch geprägten Regionen sind die Ansprüche an diese unter den rezenten klimatischen Gegebenheiten viel höher – oder bereits zu hoch. Hier müssten großflächige, nährstoffarme und gleichzeitig streureiche Brachflächen vorhanden sein, um der Art eine für ihr Überleben ausreichende Reproduktion zu ermöglichen. Doch genau in diesen Regionen sind derartige Strukturen entweder aufgrund eines natürlichen Mangels an geeigneten standörtlichen Potenzialen oder aufgrund von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und hoher Nährstofflast sehr selten. So führt die Kombination einer klimatisch bedingten erhöhten Stenotopie und einem nutzungsbedingten Mangel an geeigneten Habitaten zum frühzeitigen Aussterben der Art besonders in den warmen und atlantisch geprägten Regionen Baden-Württembergs.

3. Maßnahmen zur Erhaltung und zum Schutz von *E. medusa* in Baden-Württemberg

Es ist zu erwarten, dass sich der beobachtete Rückgang von *E. medusa* in den kommenden Jahrzehnten fortsetzen wird. Neben der prognostizierten Klimaerwärmung werden sich der momentane Trend mangelnder oder gänzlich fehlender Entbuschungsmaßnahmen in Kalkmagerrasengebieten und erhöhte Stickstoffeinträge deutlich negativ auf die Populationen der Art auswirken. Es ist deshalb davon auszugehen, dass sich unter diesem Druck isolierte und individuenarme (Meta-)Populationen rasch auflösen werden und das Verbreitungsgebiet von *E. medusa* weiter schrumpfen wird. Hiervon betroffen werden wahrscheinlich al-

le Vorkommen außerhalb der Schwäbischen Alb, der Randbereiche des Schwarzwaldes und des Südtails der Oberen Gäue sein. Es ist gleichfalls nicht zu erwarten, dass spezielle Schutz- und Pflegemaßnahmen außerhalb des Verbreitungszentrums den Rückgang der Art noch stoppen können. Zu hoch und zu spezifisch sind die Ansprüche von *E. medusa* an die Verknüpfung ihrer Habitate (Metapopulationsverbund) und an die mikroklimatischen Verhältnisse (FARTMANN 2004; STUHLREHER & FARTMANN 2014). Ungeachtet dessen scheint die konsequente Umsetzung eines solchen Pflegekonzepts aktuell illusorisch, da bisher selbst für höchstgradig gefährdete und zugleich europarechtlich geschützte Arten, wie den Schwarzen Apollo (*Parnassius mnemosyne*) oder das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), entsprechende Maßnahmenkonzepte nicht oder nur in unzureichendem Umfang umgesetzt werden.

Allein auf der Schwäbischen Alb und im Südteil der Oberen Gäue kann bei im bisherigen Tempo fortdauernder Klimaerwärmung auch bis Ende des 21. Jahrhunderts noch von einer gewissen Habitateignung ausgegangen werden. Der Fokus zum Schutz der Art sollte deshalb auf die derzeit noch existierenden individuenreichen Metapopulationen dieser Regionen gelegt werden (vgl. HANSKI 1999). Hier müsste die dauerhafte Erhaltung junger, nährstoffarmer Brachen im räumlichen Verbund angestrebt werden. Die aufgrund der weitgehenden Aufgabe der Wanderschäferie entstandenen, jedoch langsam zuwachsenden, nährstoffarmen Bracheflächen müssten durch deutlich konsequentere Entbuschung und sporadische Beweidung offen gehalten werden (vgl. STUHLREHER & FARTMANN 2014).

In den großen Kalkmagerrasengebieten können dabei Zielkonflikte zwischen den von *E. medusa* benötigten, nicht oder nur schwach beweideten Brache- und Saumstrukturen und den Ansprüchen zahlreicher hochgefährdeter Magerrasen-Arten xerothermer Standorte bestehen. Arten wie Berghexe (*Chazara briseis*), Schwarzfleckiger Ameisenbläuling (*Maculinea arion*), Graublauer Bläuling (*Pseudophilotes baton*), Schwarzbrauner Würfel-Dickkopffalter (*Pyrgus serratalae*), Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*) oder Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) besitzen auf der Schwäbischen Alb einen bundesweiten Verbreitungsschwerpunkt und sind zwingend auf die Wiederherstellung kurzrasiger, lückiger Halbtrockenrasen mit Offenbodenstellen angewiesen (THOMAS 1998). Ein derartiges Beweidungsregime schließt ein syntopes Vorkommen von *E. medusa* in der Regel aus oder beschränkt eine Habitateignung auf mesophile Randbereiche entsprechender Magerrasen.

Selbstverständlich darf zugunsten einer regional noch vergleichsweise wenig bedrohten Art nicht auf die zwingend notwendige Förderung einer in ihrer Existenz akut gefährdeten Halbtrockenrasen-Zönose verzichtet werden. Für Arten extremer Kalkmagerrasen sollte zumindest in den großflächigen Wacholderheiden der Schwäbischen Alb regelhaft eine scharfe Beweidung mit mindestens 3 Weidegängen pro Jahr einschließlich eines ersten frühen Auftriebs im Zeitraum von April bis Juni erfolgen. Ebenso wichtig ist eine regelmäßige und umfangreiche Gehölzpflege, die sowohl die Waldsäume als auch die Wacholder und große,

beschattende Hutebäume einschließt. In entsprechend großen Halbtrockenrasen entstehen dann auch „automatisch“ Nutzungsgradienten, die im Zusammenspiel mit weiteren Habitaten ein Überleben von *E. medusa* ermöglichen.

Maßnahmen für *E. medusa* sollen und können gerade auf der Schwäbischen Alb auf die weniger extremen („mesophilen“) Flächen ebener, nord- und ostexponierter Standorte konzentriert werden, wo aus fachlicher Sicht – neben einem Düngungsverbot für alle FFH-Mähwiesen – auch eine Rücknahme vieler hier oft erst in neuerer Zeit durch Aufforstung von Grenzertragsgrünland entstandener Fichtenforste geboten wäre. Solche Grünlandgebiete könnten durch ein geeignetes Management zahlreichen Arten montaner bzw. subkontinental geprägter Wiesen- und Weidelandschaften geeignete Refugien vor den negativen Folgen des Klimawandels bieten, neben dem Rundaugen-Mohrenfalter z. B. Braunkehlchen, Lilagold-Feuerfalter (*Lycaena hippothoe*), Ampfer-Grünwidderchen (*Adscita staites*), Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*), Gebirgsgrashüpfer (*Stauroderus scalaris*) oder Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*). Zentrale Voraussetzung wären jedoch neue agrarpolitische Weichenstellungen, die düngungsfreie Formen der Schaf- und insbesondere auch Rinderbeweidung konkurrenzfähig gegenüber Intensivgrünland („Biogas“) und Maisanbau machen.

Wie aus historischen Quellen belegt ist, war *E. medusa* in früherer Zeit nicht ausschließlich auf Offenlandgebiete beschränkt, sondern durchaus auch in lichten Wäldern zu finden (ZINNERT 1966; EBERT & RENNWALD 1991). Hierbei handelte es sich keinesfalls nur um magere Waldwiesen, sondern auch um Offenwaldbereiche, wie nicht eutrophierte Sturmwurfflächen oder Kahlschläge mit geeigneten Gräserfazies (z. B. in Jagdschneisen oder einmal im Jahr gemulchten Forstwegbanketten). Heutzutage finden sich derartige Vorkommen noch vereinzelt auf der Schwäbischen Alb. Die Öffnung der Wälder durch die Wiedereinführung historischer Waldnutzungsformen (Nieder- und Mittelwälder) oder durch Kahlschläge käme neben *E. medusa* ebenfalls zahlreichen anderen, weitaus stärker gefährdeten Arten zugute (z. B. Heidelerche, Blauschwarzer Eisvogel, Schwarzer Apollofalter; siehe auch *E. aethiops* und *E. ligea*).

4. Einstufung von *E. medusa* für eine aktualisierte Rote Liste

Die Einstufung von *E. medusa* in einer aktualisierten Roten Liste wurde zunächst durch konsequente Einhaltung der Kriterien nach LUDWIG (2009) versucht (vgl. Tab. 3). Jedoch hatte dies zur Folge, dass die Art aufgrund der starken Wichtung des langfristigen Bestandstrends als ungefährdet eingestuft werden müsste. Deshalb wurde ein leicht abgewandeltes Einstufungssystem nach SÜDBECK (2005) gewählt, das realistischere Ergebnisse erwarten ließ (Tab. 4).

Tab. 3: Grundlagen zur Einstufung von *E. medusa* in die Rote Liste Baden-Württembergs und der Hauptnaturräume nach LUDWIG (2009).

Bezugsraum	Aktuelle Bestand-situation	Bestandstrend		Risiko-faktoren	RL-Ein-stufung
		lang-fristig	kurz-fristig		
Oberrhenebene	ex	<<<	↓↓↓	-	0
Schwarzwald	s	<	↓↓	=	3
Neckar-Tauberland	mh	=	(↓)	-	*
Schwäbische Alb	h	=	=	-	*
Oberschwaben	mh	<	↓↓	-	3
Baden-Württemberg	mh	=	(↓)	-	*

Legende: **Aktuelle Bestandssituation:** ex = erloschen, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig. **Bestandstrend:** =: gleich bleibend, <<< = sehr starker Rückgang, << = starker Rückgang, < = mäßiger Rückgang, ↓↓↓ = sehr starke Abnahme, ↓↓ = starke Abnahme, (↓) = Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt. **Risikofaktoren:** - = negativ wirksam, =: nicht feststellbar. **RL-Einstufung (Rote Liste-Einstufung):** * = Ungefährdet, V = Vorwarnliste, 3 = Gefährdet, 2 = Stark gefährdet, 1 = Vom Aussterben bedroht, 0 = Erloschen/Verschollen.

Tab. 4: Grundlagen zur Einstufung von *E. medusa* in die Rote Liste Baden-Württembergs und der Hauptnaturräume nach SÜDBECK (2005).

Bezugsraum	Aktuelle Bestand-situation	Bestandstrend		Risiko-faktoren	RL-Ein-stufung
		lang-fristig	kurz-fristig		
Oberrhenebene	ex	(<)	↓↓↓	-	0
Schwarzwald	s	(<)	↓↓	=	2
Neckar-Tauberland	mh	(<)	↓↓	-	2
Schwäbische Alb	h	(<)	=	-	V
Oberschwaben	mh	(<)	↓↓↓	-	2
Baden-Württemberg	mh	(<)	↓↓	-	2

Legende: **Aktuelle Bestandssituation:** ex = erloschen, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig. **Bestandstrend:** =: gleich bleibend, (<) = Rückgang unbekanntes Ausmaßes, ↓↓↓ = sehr starke Abnahme, ↓↓ = starke Abnahme, (↓) = Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt. **Risikofaktoren:** - = negativ wirksam, =: nicht feststellbar. **RL-Einstufung (Rote Liste-Einstufung):** * = ungefährdet, V = Vorwarnliste, 3 = Gefährdet, 2 = Stark gefährdet, 1 = Vom Aussterben bedroht, 0 = Erloschen/Verschollen.

Die eklatanten Unterschiede in den beiden Einstufungsszenarien lassen sich wie folgt erklären: Während für die Einschätzung der aktuellen Bestandssituation dieselben Kriterien (MAAS 2002) zugrunde gelegt wurden, unterscheidet LUDWIG (2009) im Gegensatz zu SÜDBECK (2005) in unterschiedlich stark negative, langfristige Bestandstrends (für den Zeitraum von 100 Jahren: sehr starker Rückgang: Abnahme > 90 %; starker Rückgang: Abnahme 75–90 %; Rückgang mäßig oder unbekanntes Ausmaßes: Abnahme 50–75 %). Ein Rückgang um weniger als 50 % wird damit als gleichbleibend eingestuft. Auch beim kurzfristigen Rückgang (Zeitraum 15 Jahre) unterscheiden sich die beiden Szenarien. Während LUDWIG (2009) drei Stufen mit den Schwellenwerten „Rückgang um 13, 31 und 57 %“ angibt, unterscheidet SÜDBECK (2005) nur zwei Stufen mit den Schwellenwerten Rückgang > 50 % und > 20 %.

In Konsequenz daraus muss der langfristige Bestandstrend von *E. medusa* in Baden-Württemberg nach LUDWIG (2009) mit gleichbleibend („=“) bewertet werden, da die langfristige Abnahme auf Grundlage der MTB-Quadranten nur 49 % beträgt. Da gleichzeitig die kurzfristige Abnahme nur 27 % [also Abnahme mäßig (↓)] beträgt, muss die Art trotz vorhandener Risikofaktoren nach LUDWIG (2009) als ungefährdet eingestuft werden. Dies käme einer Herabstufung von der Vorwarnliste im Vergleich zur aktuellen Roten Liste (EBERT 2005) gleich und wäre in Anbetracht des fortgesetzten Rückganges absurd.

Für *E. medusa* sowie für die beiden anderen *Erebia*-Arten werden deshalb in der Folge die Kriterien nach Südbeck (2005) ausgewertet.

In der Oberrheinebene muss *E. medusa* weiterhin als erloschen angesehen werden. Die Einstufung in Kategorie 0 („verschollen/erloschen“) entspricht dem bisherigen Status für diesen Hauptnaturraum (EBERT 2005).

Im Schwarzwald wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung von der Vorwarnliste in den Status „stark gefährdet“ vorgeschlagen. Die Art ist hier selten. Aufgrund des in dieser Region nur suboptimalen Erfassungsstandes und nur gering wirksamer Risikofaktoren wurde auf eine mögliche weitere Erhöhung des Gefährdungsstatus verzichtet und die Einstufung „stark gefährdet“ als angemessen angesehen.

Im Neckar-Tauberland wird eine Erhöhung der Einstufung vom Status „gefährdet“ nach „stark gefährdet“ empfohlen. Die Art ist hier mäßig häufig, weist allerdings in zahlreichen Teilräumen einen kurz- und langfristig stark negativen Bestandstrend auf. Risikofaktoren sind in hohem Maße in Form von intensivierter landwirtschaftlicher Nutzung, Nutzungsaufgabe von Grenzertragsstandorten und ungünstiger klimatischer Eignung vorhanden.

Auf der Schwäbischen Alb wird eine Einstufung in die Vorwarnliste empfohlen. Aufgrund der vorhandenen negativ wirksamen Risikofaktoren (Nutzungsaufgabe, Intensivierung magerer, einschüriger Mähwiesen) und eines stattfindenden Rückgangs, der sich allerdings noch nicht in der Aufgabe ganzer MTB-Quadranten manifestiert, scheint diese Einschätzung gerechtfertigt.

In Oberschwaben wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung in den Status „stark gefährdet“ empfohlen. Die Art ist hier mäßig häufig. Risikofaktoren sind in hohem Maße aufgrund einer sehr intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und damit verbundenen hohen Nährstofffrachten, eines (natürlichen) Mangels an geeigneten Reproduktionshabitaten und einer sich regional (z. B. Bodenseeregion) verschlechternden klimatischen Eignung vorhanden.

Für ganz Baden-Württemberg wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung von *E. medusa* in den Status „stark gefährdet“ empfohlen. Zwar kann die Art noch als mäßig häufig gelten, allerdings sind sowohl der kurz- als auch der langfristige Bestandstrend stark negativ. Risikofaktoren bestehen landesweit in hohem Maße in Form von Nutzungsaufgabe von Grenzertragsstandorten, ungünstiger klimatischer Prognose und hochintensiver landwirtschaftlicher Nutzung mit Nährstoffeinträgen in viele kleinere Habitats außerhalb der Schutzgebiete (Schwäbische Alb).

EREBIA AETHIOPS

Ergebnisse

1. Verbreitung

E. aethiops war ehemals in zahlreichen Regionen Baden-Württembergs verbreitet (siehe Karte der Abb. 12). Vom Tauberland im Nordosten hatten die Populationen über die Kocher-Jagst-Region und die Keuperwaldberge direkten Kontakt mit den Hauptvorkommen auf der Schwäbischen Alb. Von der Schwäbischen Alb ostwärts war die Art über die Fränkische Alb bis weit nach Bayern hinein verbreitet (BOLZ 2013b). Vom Nordwesten Baden-Württembergs ausgehend zog sich ein weiteres Verbreitungsband vom Kraichgau bis in das Albvorland und weiter südlich in die Oberen Gäue. Von dort aus hatten die Populationen wiederum Kontakt mit denjenigen der Albhochfläche und erstreckten sich über das Baar-Wutach-Gebiet bis zum Schwarzwald-Rand und in den schweizerischen Kanton Schaffhausen hinein (vgl. HERRMANN 2009). Ausgehend von der Hegau-Alb war *E. aethiops* über das Bodenseebecken auch in Oberschwaben bis hin zur Adelegg und zum Illertal weit verbreitet. Von der Adelegg und dem Westallgäuer Hügelland erstreckten sich die Vorkommen in das bayerische Alpenvorland bis hin zu den österreichischen Alpen; auch das Illertal wurde auf bayerischer Seite besiedelt (REICHL 1992, BOLZ 2013b). Westlich des Schwarzwaldes existierten weitere Populationen am Kaiserstuhl und in der Südlichen Oberrheinebene, die wiederum Kontakt mit den Vorkommen im französischen Elsaß hatten (LAFRANCHIS 2000; TREIBER 2003). Größere Verbreitungslücken bestanden vermutlich schon seit Beginn der lepidopterologischen Sammeltätigkeit in der Mittleren und großen Teilen der Nördlichen Oberrheinebene sowie in einem großen Gebiet im nördlichen Kraichgau, im Bauland und im Neckarbecken. Auch aus dem Naturraum Schurwald und Welzheimer Wald liegen nur sehr wenige alte Nachweise vor. Ebenfalls kaum besiedelt war der nördliche Teil Oberschwabens;

möglicherweise liegen hier auch Nachweislücken in früherer Zeit vor. Fast gänzlich unbesiedelt blieb der Schwarzwald, der *E. aethiops* aufgrund seines sauren Untergrunds (und dem damit zusammenhängenden Fehlen der wichtigsten Wirtspflanze *Brachypodium pinnatum*) und des eher atlantischen Klimas keine geeigneten Lebensbedingungen bot und bietet.

E. aethiops ist in Baden-Württemberg stark rückläufig. Die heutige Verbreitung konzentriert sich auf die Schwäbische Alb mit Hegau- und Baaralb. Kleinere Metapopulationen existieren noch im Tauberland, im Südteil der Oberen Gäue und in der Südlichen Oberrheinebene. Isolierte Restvorkommen finden sich in den Keuperwaldbergen, im Albvorland, im Schwarzwald nahen Nordteil der Oberen Gäue und in Oberschwaben. Die Vorkommen in der Kocher-Jagst-Region (Jagsttal) konnten letztmalig im Jahre 2000 bestätigt werden; die Nachsuche 2011 blieb erfolglos.

Im Tauberland wird die Art seit Jahren immer seltener, die Populationen werden individuenärmer. Zahlreiche ehemalige Vorkommen konnten im Rahmen der eigenen Kartierungen nicht mehr bestätigt werden. In den Keuperwaldbergen und im Albvorland existiert jeweils noch ein Restvorkommen auf ehemals militärisch genutzten Standorten. Die Vorkommen im Schwarzwald nahen Nordteil der Oberen Gäue sind ebenfalls weit zerstreut und individuenarm. Auch am südlichen Oberrhein ist *E. aethiops* nicht weit verbreitet, sondern auf ganz bestimmte Sonderstandorte beschränkt. In Oberschwaben wurde die Art im Altdorfer Wald letztmalig 2007 nachgewiesen; Kontrollen von 2009 bis 2011 blieben in diesem Waldgebiet erfolglos. Im Westallgäuer Hügelland existieren nur noch zwei individuenarme Restpopulationen; auf der Adelegg ist *E. aethiops* ebenfalls nur sporadisch anzutreffen. Die besten Populationen des Illertals befinden sich bereits auf bayerischem Staatsgebiet; auf baden-württembergischer Seite besiedelt die Art nur wenige, sehr kleinflächige Brennen-Standorte. Damit ist *E. aethiops* allein auf der Schwäbischen Alb noch weiter verbreitet und regional sogar noch sehr häufig. Die Vorkommen reichen von der Ostalb über die mittlere Albhochfläche bis zur Baar- und Hegualb, wo sie dann immer vereinzelter und individuenärmer werden, jedoch vermutlich noch Kontakt zur letzten bekannten Population im Kanton Schaffhausen auf schweizerischer Seite haben (vgl. HERRMANN 2009).

2. Habitatansprüche

Insgesamt wurden 473 Gebiete mit standörtlich-strukturellem Habitatpotenzial untersucht. Von diesen waren 77 (16 %) von *E. aethiops* besiedelt und 396 (84 %) unbesiedelt (Tab. 5). Die Art bevorzugt in Baden-Württemberg magere, halboffene Biotope. Dies können versaumte, waldnahe Halbtrockenrasen, magere, gräserreiche Waldsäume, Wald-Offenland-Ökotone, Schneisen und Stromleitungstrassen, lichte Kiefernwälder oder nicht-eutrophierte Kahlschläge und Sturmwürfe sein.

Im Laufe der Untersuchungen konnte in fünf Fällen die Eiablage von *E. aethiops* beobachtet werden. Sie erfolgte dabei meist an die apikalen Bereiche abgestorbener Pflanzenreste, die von umgebenden Wirtspflanzen gebildet wurden.

Tab. 5: Übersicht über die für *E. aethiops* in den untersuchten Habitaten erhobenen Parameter, unterteilt in besiedelte und unbesiedelte *Patches*. Höchst signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Höhe der Krautschicht, der Deckungsgrade der Moos- und Streuschicht, der Rohbodenanteile und der Deckungsgrade der potenziellen Wirtspflanzen *Brachypodium pinnatum*, *B. sylvaticum* und *Calamagrostis epigejos*. Hoch signifikante Unterschiede bestehen bei den Parametern Sonnenscheindauer, Deckungsgrade niedriger Strauchschichten, der Krautschicht und von Offenboden und der potenziellen Wirtspflanze *Molinia caerulea*. Signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Höhenlage und Inklination.

Parameter	Mittelwert \pm SD		Mann Whitney U	P
	Besiedelt (n = 77)	Unbesiedelt (n = 396)		
Geographie				
Höhenlage [m NN]	619 \pm 169	590 \pm 149	12600,0	*
Flächengröße [ha]	12,99 \pm 22,7	10,70 \pm 25,6	13415,0	n.s.
Konnektivität [km]	1,35 \pm 0,6	1,26 \pm 0,6	13954,0	n.s.
Klima				
Inklination [°]	14,14 \pm 14,3	9,94 \pm 11,3	12957,5	*
Sonnenscheindauer [h]	7,8 \pm 1	7,6 \pm 1	12087,0	**
Mikrohabitat				
Krautschicht Höhe [cm]	40,02 \pm 14,1	55,53 \pm 25,2	8821,0	***
Baumschicht 1 Deckung [%]	18,18 \pm 22,1	16,51 \pm 21,9	14361,0	n.s.
Baumschicht 2 Deckung [%]	8,28 \pm 15,1	11,93 \pm 17,8	13532,5	n.s.
Strauchschicht 1 Deckung [%]	7,21 \pm 7,3	7,89 \pm 11,3	13839,0	n.s.
Strauchschicht 2 Deckung [%]	9,43 \pm 9,1	10,59 \pm 10,9	14663,5	n.s.
Strauchschicht 3 Deckung [%]	8,57 \pm 9,7	14,46 \pm 15,1	13839,0	**
Krautschicht Deckung [%]	82,86 \pm 8,2	77,77 \pm 13,2	11875,5	**
Mooschicht Deckung [%]	59,48 \pm 29,0	39,19 \pm 31,3	9743,5	***
Streuschicht Deckung [%]	65,15 \pm 23,6	47,38 \pm 31,4	10274,0	***
Offenboden Deckung [%]	3,18 \pm 4,4	6,71 \pm 9,4	12458,0	**
Rohboden Deckung [%]	2,04 \pm 3,5	5,97 \pm 9,1	11464,0	***
Ameisenhaufen Deckung [%]	0,20 \pm 1,2	0,10 \pm 0,6	15074,5	n.s.
Grus Deckung [%]	0,56 \pm 2,3	0,17 \pm 1,0	77987,0	n.s.
Steine Deckung [%]	0,06 \pm 0,6	0,25 \pm 1,4	14902,0	n.s.
Fels Deckung [%]	0,33 \pm 1,3	0,16 \pm 0,9	14824,0	n.s.
<i>Brachypodium pinnatum</i> Deckung [%]	26,22 \pm 19,8	9,42 \pm 16,5	6551,0	***
<i>Calamagrostis epigejos</i> Deckung [%]	1,94 \pm 6,3	7,57 \pm 14,1	11046,0	***

Parameter	Mittelwert \pm SD		Mann Whitney U	P
	Besiedelt (n = 77)	Unbesiedelt (n = 396)		
<i>Brachypodium sylvaticum</i> Deckung [%]	2,85 \pm 10,0	5,58 \pm 11,2	10868,0	***
<i>Molinia</i> spp. Deckung [%]	1,63 \pm 6,3	4,87 \pm 13,4	12977,0	**
<i>Carex</i> spp. Deckung [%]	0,91 \pm 2,5	0,98 \pm 5,0	14949,5	n.s.
<i>Luzula</i> spp. Deckung [%]	1,05 \pm 5,2	0,55 \pm 3,2	14983,5	n.s.

Legende: SD = Standardabweichung (Abkürzung gilt auch für alle folgenden Tabellen). Mittelwertvergleich mit Mann-Whitney U Test: * = $P \leq 0,05$; ** = $P \leq 0,01$; *** = $P \leq 0,001$; n.s. = nicht signifikant.

Bei den belegten Eiablagepflanzen handelte es sich viermal um die Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*), in einem Fall auch um Pfeifengras (*Molinia caerulea*). *B. pinnatum* ist wahrscheinlich im Tauberland, in der Kocher-Jagst-Region, in den Keuperwaldbergen, in den Oberen Gäuen (belegt), in Oberschwaben (Unteres Illertal), auf der Schwäbischen Alb (belegt) und am südlichen Oberrhein die stark bevorzugte, wenn nicht exklusive Wirtspflanze. *M. caerulea* ist als Wirtspflanze dagegen nur aus dem Albvorland belegt, könnte aber auch im Tauberland, in den Keuperwaldbergen und in Oberschwaben als Wirtsgras genutzt werden, da es dort an aktuellen Vorkommensorten auftritt. Die Waldzwenke (*Brachypodium sylvaticum*) ist an den Fundorten von *E. aethiops* im Westallgäuer Hügelland und auf der Adelegg immer und in meist dominanter Ausprägung anzutreffen, wohingegen alle anderen potenziellen Wirtspflanzen fehlen, weshalb ihre Nutzung als larvale Wirtspflanze in diesen Naturräumen als wahrscheinlich gelten kann. Die beobachteten Eiablagen fanden entweder in Brachen oder in Randbereichen schafbeweideter Flächen statt (Abb. 13, 14). Mähwiesen und flächig kurzgeweidete Vegetationsbestände werden zur Reproduktion kategorisch gemieden. Exposition und Inklination sind dagegen sehr unterschiedlich. Bis auf Nordexpositionen wurden jegliche Expositionen bei einer Präferenz von Südexpositionen zur Eiablage genutzt. Die Inklination schwankt zwischen fast ebenen Flächen bis hin zu recht steilen Halbtrockenrasen-Hängen. Eiablagestellen sind gut besonnt. Neben einer ausreichenden Besonnung zeichnen sich die Larvalhabitate vor allem durch hohe Deckungsgrade der Moos- und Streuschichten aus. Eine Überschattung der Eiablagehabitate durch Bäume oder Sträucher ist gering bis nicht gegeben. Die wichtigste Wirtspflanze, die Fiederzwenke, war häufig dominant vertreten. Die teilweise beschattenden Baum- und Strauchschichten tragen zusammen mit den hohen Deckungsgraden von Kraut-, Moos- und Streuschicht zu einem frisch-feuchten Milieu bei, das einerseits der Besonnung ausgesetzt ist, andererseits aber auch Feuchtigkeit wirksam speichern kann.

3. Habitatbeispiele aus verschiedenen Bezugsräumen Baden-Württembergs

Tauberland

Im Tauberland ist *E. aethiops* zerstreut verbreitet und tritt heute meist in individuenarmen Populationen auf. Die Art besiedelt hier die Übergangsbereiche von strukturreichen äußeren Waldsäumen hin zum lichten Kiefernwald (Abb. 15). Zur Nektaraufnahme fliegt sie auch auf den angrenzenden Halbtrockenrasen. Die recht großflächigen (6,5 ha), mäßig gut verknüpften (1,7 km) Habitats sind häufig hängig (22°), gut besonnt und süd- bis südostexponiert. Eine Nutzung bzw. naturschutzorientierte Pflege (Beweidung, Mahd) war bereichsweise erkennbar, oft liegen die Flächen jedoch brach.

Die Mikrohabitate sind geprägt von hohen Deckungsgraden der Baum- und höheren Strauchschichten (Deckungsgrade 42 % und 14 %) sowie der Kraut-, Moos- und Streuschichten (87, 73, 77 %) bei geringen Offenbodenanteilen (2 %). Die dominant vertretene Wirtspflanze ist *B. pinnatum* (19 %), an einzelnen Standorten könnte auch *M. caerulea* eine Rolle als Wirtspflanze spielen.

Albvorland

Im Albvorland ist *E. aethiops* aktuell nur noch von einem letzten Standort im Naturraum Schönbuch & Glemswald nachgewiesen, der im näheren Umfeld bis Mitte der 1990er Jahre noch eine Metapopulation aus mindestens sechs Lokalpopulationen beherbergte (HERMANN, mdl. Mitt.). Das etwa 2 ha große Resthabitat befindet sich bei Böblingen (MTB 7320) auf dem Standortübungsplatz der amerikanischen Streitkräfte (Abb. 16). Ein Teil des Habitats wird einmal jährlich gemäht, um das letzte Vorkommen des Wald-Läusekrauts (*Pedicularis sylvatica*) im Naturraum zu erhalten. Die streuarmer Magerwiese dient *E. aethiops* als Nektarressource. Das Larvalhabitat stellt indes allein die umgebende Sukzessionsfläche einer ehemaligen Zwergstrauchheide dar, die Anfang der 1990er Jahre mit Eiche aufgeforstet wurde. Trotz des aus standörtlichen Gründen stark verzögerten Baumwachstums sind durch die sehr dichte Pflanzung inzwischen große Teile des für *E. aethiops* nutzbaren Habitats verloren gegangen. Die Art reproduziert ausschließlich in den noch offenen Brachebereichen, die von einem Streufilz aus *Molinia caerulea* und *Calamagrostis epigejos* bedeckt werden. Die Population von *E. aethiops* ist als klein einzuschätzen (Tages-Zählwerte 2009: 13 Falter, 2010: 4 Falter, 2011: 40 Falter, 2012: 6 Falter) und durch die geringe Habitatgröße und dessen weiträumig isolierte Lage unmittelbar vom Aussterben bedroht. Die mündliche Zusage des zuständigen Bundesforstamtes, die Fläche offenzuhalten, wurde bislang nicht eingehalten. Trotz guter Verknüpfung fand eine (Wieder-) Ausbreitung von *E. aethiops* etwa nach den Stürmen *Wiebke* und *Lothar* auf umgebende Sturmwurfflächen nicht statt. Nachkontrollen an zwei Terminen im Jahr 2016 blieben erfolglos.

Obere Gäue

Bei den Oberen Gäuen handelt es sich um einen im Nordostteil (Heckengäu) nicht und im Südteil nur dünn besiedelten Bezugsraum. Mehrere, meist in-

dividuenarme Populationen existieren im Raum Horb a. N. und Nagold (MTB 7418 und 7518; Abb. 17). Bei Gütlingen (MTB 7318) überdauert die am weitesten nordöstlich gelegene Population, die ebenfalls nur noch aus wenigen Individuen besteht. Vorkommen von *E. aethiops* befinden sich häufig im Übergangsbereich von versauften Halbtrockenrasen zu lichten Kiefernwäldern mit ausgeprägten, strukturreichen Saumbereichen. Die meist eher kleinflächigen (4,8 ha), gut verknüpften (1,3 km) und stark geneigten (34°) Habitate sind meist südexponiert, werden gut besonnt, liegen brach oder werden mit Schafen extensiv beweidet.

Die besiedelten Mikrohabitate zeichnen sich durch eine niedrigwüchsige Vegetation (Krautschichthöhe 28 cm) und vergleichsweise niedrige Deckungsgrade von Kraut- und Streuschichten (78 und 54 %) bei erhöhten Moosschicht- und Offenbodenanteilen aus (68 und 6 %). Die dominierende Wirtspflanze ist eindeutig *Brachypodium pinnatum* (27 %).

Schwäbische Alb

Auf der Schwäbischen Alb ist *E. aethiops* weit verbreitet und an geeigneten Standorten noch individuenreich anzutreffen. Besiedelt werden häufig großflächige (13,1 ha) Komplexe aus Halbtrockenrasen, äußeren und inneren Waldrändern sowie lichten Kiefernwäldern, die gut verknüpft (1,2 km), meist eben bis leicht südexponiert (10°) und gut besonnt sind. Im Gegensatz zu anderen Bezugsräumen ist die Art hier auch regelmäßig auf Sturmwurfflächen anzutreffen. Stromleitungstrassen dienen ebenfalls als Habitate und linienförmige Verbundelemente (Abb. 18). In den Waldhabitaten findet eine geregelte Nutzung durch Holzernte (Hochwald, naturnaher Waldbau) und Mulchmahd oder Weihnachtsbaumkulturen unter den Stromleitungstrassen statt. Die Halbtrockenrasen werden meist extensiv schafbeweidet und heutzutage nicht mehr oder nur in sehr geringem Umfang entbuscht (starke Zunahme der Gehölzdeckung während der letzten 30 Jahre).

Die Mikrohabitate zeichnen sich durch geringe Deckungsgrade der Baum- und Strauchschichten aus (11 und 25 %). Die Anteile an Kraut-, Moos- und Streuschichten sowie an Offenboden sind jeweils durchschnittlich (84, 56, 69, 2 %). Die dominante Wirtspflanze ist eindeutig *B. pinnatum* (32 %).

Oberschwaben

Im Bezugsraum Oberschwaben ist *E. aethiops* mittlerweile nur noch sehr selten anzutreffen. Die Art konnte in drei unterschiedlichen Naturräumen nachgewiesen werden. Im Unteren Illertal (MTB 7926 und 8026) besiedelt sie lichte Laubmischwälder und Brennen der Illertalaue, im Westallgäuer Hügelland (MTB 8225; Abb. 19) Kahlschläge und offene Hangbereiche des Argentals, auf der Adelegg schließlich (MTB 8226 und 8326) die lichten Bereiche der Tobeleinschnitte. Die besiedelten Habitate sind meist recht großflächig (22,5 ha), schlecht verknüpft (2,1 km), halbschattig und liegen eben oder sind südexponiert (10°). Eine Nutzung außerhalb der forstlichen (gelegentlicher Holzaustrag) ist nicht erkennbar. Aufgrund ihrer Lage innerhalb der Wälder zeichnen sich die Mikrohabitate durch ho-

he Deckungsgrade der Baumschichten und höherer Strauchschichten aus (55 und 13 %). Die Mikrohabitate verfügen über niedrige Deckungsgrade von Kraut- und Streuschichten (78 und 39 %) bei hohen Mooschicht- und Offenbodenanteilen (66 und 9 %).

Bei der Wirtspflanzennutzung muss wiederum nach Naturräumen differenziert werden. So kommt sowohl im Westallgäuer Hügelland als auch auf der Adelegg auf sehr streuarmem Untergrund primär *B. sylvaticum* infrage (22 %). Dagegen ist im Unteren Illertal *B. pinnatum* dominant vertreten, die streureichen Gräserfazies werden dort zusätzlich von *M. caerulea* und *C. epigejos* gebildet. Beobachtungen an ehemaligen Vorkommen im Altdorfer Wald legen eine dortige Nutzung von *M. caerulea* nahe (HERMANN, schriftl.).

Oberrhenebene

Am südlichen Oberrhein (MTB 8011 und 8111) besiedelt *E. aethiops* mittelwaldartig gepflegte Wälder und lichte Kiefernwälder in der durch die Tulla'sche Rheinkorrektur entstandenen Trockenau (Abb. 20). Die großflächigen (38,9 ha), mäßig gut verknüpften (1,6 km), sonnendurchfluteten und eben (0°) liegenden Wälder werden neuerdings wieder teilweise in einer der traditionellen Mittelwaldnutzung nahe kommenden Weise durch die Naturschutzverwaltung gepflegt.

Die Mikrohabitate weisen hohe Anteile größerer Baumschichten (41 %) auf. Die Deckungsgrade der Kraut- (87 %), und Streuschicht (75 %) sind ebenfalls sehr hoch. Die dominierende Wirtspflanze ist *B. pinnatum* (21 %).

Diskussion

1. Verbreitung

Der Bestandsrückgang von *E. aethiops* ist europaweit zu beobachten. Belege für diese Entwicklung liegen aus Großbritannien, Frankreich, Belgien und Luxemburg, der Schweiz sowie der tschechischen und slowakischen Republik vor (GONSETH 1987; SBN 1987; GOFFART 1999; LAFRANCHIS 2000; KINKLER 2005; SONDEREGGER 2005; ALTERMATT 2006; FRANCO 2006; HERRMANN 2009; SLAMOVA 2011; KIRKLAND 2012). Auch in Deutschland ist eine Arealregression vor allem für den atlantisch geprägten Norden des Areals belegt (KRAUS 1993; GELBRECHT 1995; WEIDEMANN 1995; FARTMANN 2004; RETZLAFF & KINKLER 2004; KINKLER 2005; LEOPOLD 2006; SCHULTE 2007). Ursachen für diesen Rückgang werden meist in Lebensraumveränderungen gesucht, während der Aspekt der Klimaveränderung noch nicht eindeutig belegt ist. Allein in Großbritannien wurden klimatische Ursachen für die Arealregression von *E. aethiops* verantwortlich gemacht (FRANCO 2006).

Für Baden-Württemberg konnte der Rückgang von *E. aethiops* anhand der Auswertung von Funddaten und eines systematischen Kartieransatzes inzwischen belegt werden. An etwa 70 ehemals besiedelten, vornehmlich in den wärmeren und atlantisch geprägten Regionen befindlichen Vorkommensorten konnte die Art nicht mehr bestätigt werden. Mit geeigneten Analysemethoden konnte je-

doch gezeigt werden, dass der bisherige Rückgang besser durch Lebensraumveränderungen erklärbar ist als durch den Faktorenkomplex der „Klimaerwärmung“ (BAMANN 2015). Dies ist unter anderem dadurch bedingt, dass die Art aktuell noch in warmen, allerdings subkontinental geprägten Regionen des Bundeslandes (Südlicher Oberrhein und Tauberland) vertreten ist. Gleichwohl zeigen Einzelanalysen auch einen höchst signifikanten Zusammenhang zwischen Klimaerwärmung und Rückgang von *E. aethiops* (BAMANN 2015). Ihr Effekt wird jedoch durch Veränderungen in den Lebensräumen weitgehend überlagert.

Durch den Sturm *Lothar* (1999) sind potenziell besiedelbare Habitate in den meisten Wäldern in guter Verknüpfung neu entstanden. Zuvor waren die Hochwälder weitgehend geschlossen und boten nur entlang strukturell geeigneter Waldwegsäume und Schneisen Lebensraum für *E. aethiops*. Die Lebensraumverfügbarkeit hatte sich damit also für die Art vorübergehend verbessert. Allein im Verbreitungszentrum auf der Schwäbischen Alb konnte *E. aethiops* diesen Umstand auch zur Ausbreitung nutzen. Außerhalb der Schwäbischen Alb war die Art nicht in der Lage, sich in relevantem Umfang auf Sturmwurflichtungen auszubreiten. Dies hat strukturelle, klimatische und wohl auch genetische Ursachen. Das Verschwinden von *E. aethiops* an ehemaligen Vorkommensorten innerhalb der Wälder korrelierte fast immer mit fortschreitender Sukzession und damit einhergehender Verschattung. Häufig förderte Sukzession in Kombination mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen Dominanzbestände von Brombeere, Brennnessel und Asiatischem Springkraut, die auf Magerkeit angewiesene Gräser, wie *B. pinnatum* oder *M. caerulea*, verdrängen. Diese müssen aber ausgedehnte Dominanzbestände ausbilden können, um als Eiablageplätze und Larvalhabitate infrage zu kommen (vgl. LEOPOLD 2006). Forciert wird diese Entwicklung durch das heutige Fehlen jeglicher Austragsnutzungen, das Belassen von Schwachholz und das gezielte Aufforsten punktuell doch etablierter Gräserfazies. Zusätzlich geschwächt werden die in den meisten Fällen bereits individuenarmen Populationen durch die langjährige Isolation, potenziell einhergehend mit genetischer Verarmung. Über längere Zeiträume isolierte Vorkommen verlieren schließlich mangels „Zuzug“ pionierfreudiger Falterindividuen sukzessive ihr Ausbreitungsvermögen, das vitale Populationen auch dieser Art durchaus besitzen (vgl. CODY & OVERTON 1996; DEN BOER 1990; HEINO & HANSKI 2001; SHTICKZELLE 2006).

2. Habitatstrukturen

Für die Larven von *E. aethiops* sind verschiedene Süßgräser durch Freilandfunde als Wirtspflanzen belegt. Eine der wichtigsten Wirtspflanzen, die in weiten Bereichen Deutschlands große oder exklusive Bedeutung erlangt, ist die Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*). Ihre hohe Bedeutung konnte im Rahmen der eigenen Untersuchung auch für weite Teile Baden-Württembergs be- oder nahegelegt werden. Neben *B. pinnatum* wurden Larvalstadien in Baden-Württemberg bisher an *B. sylvaticum*, *Bromus erectus* (W. WAGNER, schriftl.) und *Calamagrostis epigejos* gefunden (EBERT & RENNWALD 1991b). Regional kann eine deutliche Spezialisierung auf wenige bzw. nur eine Wirtspflanze vorliegen (vgl. LEOPOLD

2006). Auch dies kann für *E. aethiops* in Baden-Württemberg bestätigt werden. So scheint *B. pinnatum* auf der Schwäbischen Alb, in den Oberen Gäuen und im Tauberland eindeutig bevorzugt zu werden, während sie in anderen Räumen (Albvorland, Oberschwaben) an den Fundorten fehlt und durch *M. caerulea* und *C. epigejos* bzw. durch *B. sylvaticum* ersetzt wird. Dass die Art im Schwarzwald trotz der weiten Verbreitung des Pfeifengrases und des feucht-kühlen Großklimas, das beispielsweise in den Nordalpen eine flächendeckende Besiedlung ermöglicht, weitgehend fehlt, könnte primär mit den atlantisch geprägten Klimabedingungen im Westteil des Bezugsraums zusammenhängen. In der kontinental geprägten Ostabdachung des Schwarzwaldes ist *E. aethiops* zerstreut verbreitet, wenn auch auf Kalk.

Die Ansprüche der nicht zu Unrecht auch als „mesophile Waldart“ bezeichneten *E. aethiops* sind am besten in lichten Wäldern und an deren Säumen und Übergangsbereichen zu Offenlandhabitaten erfüllt (EBERT & RENNWALD 1991b; WEIDEMANN 1995; SETTELE 1999; SONDEREGGER 2005; LEOPOLD 2006; SLAMOVA 2013). Auf meist kalkreichen Böden entwickeln sich Dominanzbestände der Wirtspflanzen, welche die Art benötigt. In den meisten Regionen ist dabei ein dominantes Auftreten von *B. pinnatum* eine essentielle Bedingung für das Vorkommen von *E. aethiops*. Das im Vergleich zu einem regelmäßig gemähten oder beweideten Halbtrockenrasen frisch-feuchte Mikroklima streureicher Brachen ist die Voraussetzung dafür, dass sich die Larvalstadien erfolgreich entwickeln können (vgl. LEOPOLD 2006). Dieses Mikroklima stellt sich am besten durch eine Kombination hoher Deckungsgrade von Kraut-, Moos- und Streuschichten sowie in warmen Regionen von Bäumen teilbeschatteten Bereichen ein. Allerdings müssen die Larvalhabitate ausreichend Licht erhalten; stark beschattete Stellen werden gemieden. Als Grenzwert hat sich ungefähr die Menge an Sonnenlicht erwiesen, die dafür notwendig ist, dass die Wirtspflanze *B. pinnatum* noch blühfähig ist (vgl. LEOPOLD 2006). Das so zustande kommende frisch-feuchte, aber gleichzeitig warme Mikroklima bietet geeignete Entwicklungsbedingungen für die Larvalstadien; gleichzeitig dienen die hohen Deckungsgrade der Kraut-, Moos- und Streuschichten als Puffer gegenüber Witterungsextremen während der Entwicklung (Starkfröste, Wärmeperioden im Winter, anhaltende Trockenheit und Hitze im Sommer). Die in den Analysen erkannte Bevorzugung südhängiger Steillagen ist wahrscheinlich standörtlich bedingt. Für *E. aethiops* geeignete Habitate in Kombination mit einem ausreichenden Angebot an Wirtspflanzen finden sich heutzutage viel häufiger oder primär in Südhanglagen als in anderen Expositionen. Es ist aber davon auszugehen, dass ähnlich strukturierte Flächen in West-, Ost- oder gar Nordexposition ebenfalls besiedelt würden, wären sie vorhanden.

In ähnlicher Weise werden die Larvalhabitate und Mikroklimata auch in anderen Regionen Europas beschrieben. In der Nordeifel, wo *B. pinnatum* die einzige Wirtspflanze ist, liegen die Larvalhabitate mehrheitlich in Karbonat-Kiefern-Trockenwäldern, teilweise aber auch in versauften Kalk-Magerrasen und an Waldmänteln. Der am häufigsten vorgefundene Habitattyp besteht aus bodentrockenen Hangwäldern mit geringer Baumdeckung (10–30 %), fast geschlos-

sener Krautschicht und 6–10 cm hoher Streuauflage aus Altgras (LEOPOLD 2006). In Habitaten im Kanton Thurgau (Schweiz) befinden sich die Eiablageplätze in sehr dichter, von Süßgräsern dominierter, nicht bodentrockener, sondern eher frischer Krautschicht (40 cm Höhe, 95 % Deckung) mit *M. caerulea* oder *B. pinna-tum*. Die Dicke der Filzstreu beträgt 0,5–2 cm. Es existiert ein Mosaik aus Schatten und Lichtflecken, mit einer Gehölzdeckung von mindestens 25 % bis zu 80 %. Die Bereiche werden nicht gemäht, weshalb einzelne Hochstauden und Junggehölze wachsen können (HERRMANN 2009). In Nordwesteuropa (Schottland, Nordengland) wurden die Larven dagegen vor allem in sporadisch überflutetem, artenreichem und moorigem Grasland gefunden, während die Dichte der Larvalstadien in sauren, artenarmen Dominanzbeständen von *M. caerulea* deutlich abnahm. Daraus wird gefolgert, dass Pfeifengras dort zwar als Wirtspflanze dienen kann, jedoch keinesfalls die einzige oder wichtigste Wirtspflanze der Art in dieser Region ist (KIRKLAND 2012). Diese deutlichen Unterschiede in den Ansprüchen der Art sind wahrscheinlich durch die anderen Witterungsbedingungen im nordwestlichen Europa erklärbar.

In den warmen und atlantisch geprägten Regionen Baden-Württembergs kann in den Larvalhabitaten eine Bevorzugung vergleichsweise luftfeuchter, relativ stark überschatteter Standorte mit frisch-feuchtem Mikroklima festgestellt werden. Beispiele für eine klimatische Beeinflussung der Verbreitung von *E. aethiops* finden sich in fast allen Bezugsräumen Baden-Württembergs. In den Mittelwäldern des südlichen Oberrheins ist *E. aethiops* auf wenige mesophile Standorte beschränkt und meidet die offenen und xerothermen Standorte und Sukzessionsstadien, weshalb die Art dort als selten bezeichnet werden muss. In Wald-Offenland-Ökotonen im Tauberland, in der Kocher-Jagst-Region, in den Oberen Gäuen und am Albtrauf konnte beobachtet werden, dass *E. aethiops* offene, xerotherme Standorte weitgehend meidet und auf die letzten, verbliebenen Habitate mit feucht-frischem Mikroklima angewiesen ist.

Gegenteiliges zeigt sich im südöstlichen Oberschwaben. Hier tritt *E. aethiops* an strukturell eher suboptimalen Standorten im Westallgäuer Hügelland und auf der Adelegg auf. Augenfällig sind häufig ein erhöhter Beschattungsgrad und ein Mangel an hohen Deckungsgraden von Kraut-, Moos- und Streuschichten. Dass *E. aethiops* hier trotzdem noch verbreitet ist, kann durch die kontinental geprägten, winterkalten und kühl-feuchten Klimabedingungen erklärt werden, die es der Art erlauben, suboptimale Vegetationsstrukturen zu besiedeln. *E. aethiops* ist in den höheren Lagen der Alpen als euryöke Art bekannt (GONSETH 1987; SONDEREGGER 2005). Auch im wärmeren und mehr atlantisch geprägten Nordengland gilt die Art als „Habitatspezialist“, während sie im kühleren Schottland als „Generalist“ in Erscheinung tritt (KIRKLAND 2012).

3. Maßnahmen zur Erhaltung und zum Schutz von *E. aethiops* in Baden-Württemberg

Die negative Bestandsentwicklung von *E. aethiops* wird sich unter den gegenwärtigen Bedingungen der Landnutzung und des Naturschutzgebiets-Manage-

ments in Baden-Württemberg auch zukünftig fortsetzen. Bei fortdauernder Klimaerwärmung ist nicht zu erwarten, dass die individuenarmen Metapopulationen im Tauberland und am Südlichen Oberrhein trotz kleinräumig noch geeigneter Habitatbedingungen längerfristig persistieren. Noch schneller dürften die isolierten Restvorkommen in den Keuperwaldbergen, im Albvorland, in den nördlichen Oberen Gäuen und in Oberschwaben außerhalb der Adelegg verschwinden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass sich die Verbreitung von *E. aethiops* ohne gezielte Maßnahmen in den kommenden Jahrzehnten auf die Schwäbische Alb mit Baar-Alb beschränken wird.

E. aethiops ist auf lichte Waldstrukturen und gut besonnte, magere und gräserreiche Wald- und Wegrandsäume angewiesen. Diese Lebensräume bieten ein hoch aufgelöstes Mosaik unterschiedlicher Strukturelemente und Mikrohabitate, auf das zahlreiche Lichtwaldarten angewiesen sind (WARREN & KEY 1991; BENES 2006; FARTMANN 2013). In Zeiten des sogenannten naturnahen Waldbaus und der Hochwaldnutzung verschwinden jedwede mageren Standorte. Das forstliche Nutzungsprinzip der Vorratshaltung forciert in Kombination mit unnatürlich hohen atmosphärischen Stickstoffeinträgen diesen Trend (SPITZER 2008; WARREN & BOURN 2011). Das heute nahezu flächendeckend betriebene Waldbausystem („naturnaher Waldbau“) zeichnet sich durch die Zieldurchmesser-orientierte Einzelbaumentnahme aus und richtet sich nach den Prinzipien des Dauerwaldes. Durch diese Bewirtschaftungsform erhöht sich zwar die Strukturdiversität auf Bestandsebene (z. B. Schichtgefüge), aber die auf größere Waldflächen bezogene Texturheterogenität (z. B. das Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien) geht verloren (GÄRTNER zit. in STRAUB 2013). Es kommt zu einer Homogenisierung der Wälder. Dieser Effekt wird außerdem durch die gesetzlich verankerte Genehmigungspflicht größerer Kahlschläge (> 1 ha, § 15 (3) LWaldG) und die mittlerweile fast vollständige Aufgabe traditioneller Austragsnutzungen (Nieder- und Mittelwaldnutzung, Waldweide) verstärkt. Das aktuell vielerorts noch von den Stürmen *Wiebke* (1990) und *Lothar* (1999) strukturreich geprägte Waldbild wird sich in wenigen Jahrzehnten wieder stark vereinheitlichen. Der habitatbildende Effekt der Stürme findet sukzessionsbedingt ein Ende. Ähnliche Ereignisse sind künftig in den meisten Naturräumen nicht mehr zu erwarten, weil labile Nadelholz-Altbestände kaum noch existieren oder bereits mehrschichtig unterbaut wurden (STRAUB 2013). Zusätzlich führen sowohl die Überdüngung des Offenlandes als auch atmosphärische Stickstoffdepositionen innerhalb der Wälder dazu, dass Nitrophyten die ehemals mageren Wald- und Wegrandsäume überwachsen und typische Waldgräser wie *B. pinnatum* oder *M. caerulea* kaum eine Chance im Konkurrenzkampf gegen die Nitrophyten haben (vgl. DUPRE 2010; STEVENS 2010). Die weitgehend ungehinderte Sukzession läuft aufgrund der hohen Stickstoffeinträge noch schneller ab, sodass Offenflächen innerhalb weniger Jahre zuwachsen. Gerade Offenflächen innerhalb von Wäldern verfügen über ein kühles, subkontinental geprägtes Bestandsklima, das für *E. aethiops* vor allem in wärmeren und atlantisch geprägten Regionen eine wichtige Rolle spielen könnte (ELLENBERG 1992). Nur über die Sicherung derar-

tiger Waldpopulationen ist der Erhalt der Art in warmen Regionen (Oberrheinebene, Tauberland, Keuperwaldberge, Albvorland) möglich. Es kann als sicher gelten, dass *E. aethiops* zu Beginn des 20. Jahrhunderts fast ausschließlich in den durch Austragsnutzungen (z.B. Streunutzung, Niederwald, Waldweide) verhaagerten und viel offeneren Wäldern vorkam. Offenlandhabitate, wie schafbeweidete Halbtrockenrasen, waren zu diesem Zeitpunkt durch großflächige und intensive (wenngleich düngungsfreie) Beweidung deutlich zu kurzrasig und lückig, um für die Art eine strukturell-mikroklimatische Eignung aufweisen zu können. Erst durch den Rückgang der Schafbeweidung und Aufforstung zahlreicher nicht mehr benötigter Magerweiden mit Kiefer konnte sich *E. aethiops* die Nischen der versaumten Halbtrockenrasen und Wald-Offenland-Ökotope erschließen. Eine Förderung derartiger Strukturen ginge heute allerdings auf Kosten zahlreicher, teilweise hochgefährdeter Offenlandarten (vgl. *E. medusa*), weshalb der heutige Fokus zum Schutz von *E. aethiops* klar auf seine „traditionellen“ Waldhabitate gelegt werden sollte (vgl. BOLZ 2013b).

Trotz ungünstiger klimatischer Prognose sollte zumindest versucht werden, die kleinen Metapopulationen in den Oberen Gäuen, im Tauberland und am südlichen Oberrhein sowie die Restvorkommen in den Keuperwaldbergen, im Albvorland und in Oberschwaben durch zielgerichtete Maßnahmen zu halten. Dies wäre auch von wissenschaftlichem Interesse, weil nur in diesen Klimaten die tatsächlichen Auswirkungen des Klimawandels auf diese und andere Lichtwaldarten untersucht werden könnten (Frage: Setzt sich der Bestandsrückgang der Art in strukturell optimal gestalteten Habitaten trotzdem fort?). In den Oberen Gäuen, im Tauberland und am südlichen Oberrhein müssen hierzu standörtlich geeignete Wälder auf mageren Böden deutlich aufgelichtet werden. Die Kronendeckung der Bäume sollte 30–40 % nicht übersteigen (vgl. LEOPOLD 2006; BOLZ 2013b). Schwachholz wäre gründlich zu entfernen (z.B. Hackschnitzelnutzung), um eine Eutrophierung des Waldbodens zu vermeiden. Die Offenhaltung dieser Wälder müsste über gelegentliche Austragsnutzung (z.B. Schwachholzentnahme, Streuaustrag, Streumahd) oder über extensive Beweidung gewährleistet sein. In einigen Allmenden am südbayerischen Alpennordrand mit beweideten Schneeheide-Kiefernwäldern existieren noch Beispiele derartiger Nutzungen mit Massenvorkommen von *E. aethiops* (STREITBERGER 2012). Alternativ ist auch eine unregelmäßige Mahd zur Förderung der Gräserfazies und zur Rückdrängung wuchskräftiger Konkurrenzarten (z.B. Brombeere, Brennessel) möglich. Diese Maßnahmen kämen auch einer Reihe weiterer, stärker gefährdeter und in diesen Regionen verbreiteter Tagfalterarten [z.B. Gelbringfalter (*Lopinga achine*), Weißer Waldportier (*Brintesia circe*), Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spini*), Alexis-Bläuling (*Glaucopsyche alexis*)] zugute.

Am letzten besiedelten Fundort im Naturraum Schönbuch & Glemswald müssen Maßnahmen unverzüglich eingeleitet werden, um ein spontanes Erlöschen des dortigen Restvorkommens noch zu verhindern. Hierzu ist es zwingend notwendig, eine vor längerer Zeit aufgeforstete Zwergstrauchheide wieder zu öff-

nen und in der Umgebung zusätzliche Habitate zu entwickeln (deutliche Auflichtung angrenzender Kiefernwälder).

Das letzte Vorkommen in den Keuperwaldbergen ist dagegen noch deutlich vitaler und individuenreicher. Die Flächen werden im Rahmen der Umsetzung des Artenschutzprogrammes des Landes Baden-Württemberg für das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) betreut. Erste Maßnahmen zur Auflichtung konnten in den vergangenen Jahren durchgeführt werden (M. MEIER, mündl.). Weitere geeignete Habitate müssten in der näheren Umgebung geschaffen werden, um eine Ausbildung von Metapopulationsstrukturen zu ermöglichen.

Auch in Oberschwaben bedürfen die Populationen im Unteren Illertal dringender Stützungsmaßnahmen durch Offenhaltung der mageren Brennenstandorte. Auf flachgründigen Kiesböden könnten hier durch Anlage von Kahlschlägen mit gründlicher Holzräumung rasch geeignete Standorte für die Art entwickelt werden. Diese Maßnahme käme weiteren, in der Region nur noch relikitär verbreiteten Arten zugute [z. B. Rotbraunes Wiesenvögelchen (*Coenonympha glycerion*), Silbergrüner Bläuling (*Polyommatus coridon*), Hummelschwärmer (*Hemaris fuciformis*)]. Auf der Adelegg müssen die Tobel durch umfangreiche Gehölzentnahmen deutlich aufgelichtet werden. Für *E. aethiops* existieren aktuell nur noch wenige geeignete Habitate. Auch hier würden weitere, teilweise weitaus stärker gefährdete Arten [z. B. Alpen-Perlmutterfalter (*Boloria thore*), Silberfleck-Perlmutterfalter (*Boloria euphrosyne*), Trauermantel (*Nymphalis antiopa*), Weißbindiger Mohrenfalter (*Erebia ligea*)] von denselben Maßnahmen profitieren. Im Argental müssen ebenfalls regelmäßig neue Offenflächen an den südhängigen Hangbereichen entstehen, um die beiden letzten *E. aethiops*-Populationen zu halten.

Vor allem im Verbreitungszentrum auf der Schwäbischen Alb müssen die Wälder der Naturschutzgebiete in die Förderung von Lichtwaldarten stärker eingebunden werden. Oftmals sind innerhalb der NSG-Kulissen Waldflächen ausgewiesen, die nicht weiter ausschließlich in konventioneller Weise nach Prinzipien des naturnahen Waldbaus bewirtschaftet werden sollten. Geeignete Standorte sollten vielmehr deutlich aufgelichtet werden, um insbesondere im Grenzbereich zu Kalkmagerrasen nischenreiche Wald-Offenland-Ökotope zu schaffen. Um die Offenhaltung entsprechender NSG-Wälder zu gewährleisten, würde sich eine extensive Beweidung mit Rindern, Pferden oder Ziegen empfehlen. Keinesfalls dürfen dagegen weiterhin verbliebene Offenlandlebensräume, wie Halbtrockenrasen und Wacholderheiden, mangels Pflegekapazitäten immer mehr in Richtung Wald entwickelt werden, wie es derzeit in vielen Naturschutzgebieten zu beobachten ist. Dieser Trend vernichtet sukzessive die einzigartige Biodiversität der Kalkmagerrasen, ohne dass bedrohte Wald- oder Lichtwaldarten davon in relevantem Umfang profitieren könnten.

4. Einstufung von *E. aethiops* in einer aktualisierten Roten Liste

Die Einstufung von *E. aethiops* in einer aktualisierten Roten Liste wurde wie für *E. medusa* zunächst durch konsequente Anwendung der Kriterien bei LUDWIG (2009) versucht. Jedoch hätte dies zur Folge, dass auch diese Art aufgrund der

hohen Gewichtung des langfristigen Trends in Baden-Württemberg als ungefährdet eingestuft werden müsste (siehe *E. medusa*). Dies käme sogar einer Herabstufung des gegenwärtigen Status „gefährdet“ (EBERT 2005) gleich und spiegelt die aktuelle Gefährdungssituation der Art keinesfalls wider. Deshalb wurde wieder das leicht abgewandelte Kriteriensystem nach SÜDBECK (2005) gewählt, das realistischere Ergebnisse bedingt.

Die folgende Tabelle gibt die auf der Grundlage der ausgewerteten Funddaten erfolgte Gefährdungseinschätzung in den jeweiligen Großräumen an (Tab. 6).

Tab. 6: Grundlagen zur Einstufung von *E. aethiops* in die Rote Liste Baden-Württembergs und der Hauptnaturräume.

Bezugsraum	Aktuelle Bestand-situation	Bestandstrend		Risiko-faktoren	RL-Ein-stufung
		lang-fristig	kurz-fristig		
Oberrhenebene	ss	(<)	↓↓	-	1
Schwarzwald	-	-	-	-	-
Neckar-Tauberland	s	(<)	↓↓	-	1
Schwäbische Alb	h	(<)	=	-	V
Oberschwaben	s	(<)	↓↓↓	-	1
Baden-Württemberg	s	(<)	↓↓	-	2

Legende: **Aktuelle Bestandssituation:** ex = erloschen, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig. **Bestandstrend:** =: gleich bleibend, (<) = Rückgang unbekanntem Ausmaßes, ↓↓↓ = sehr starke Abnahme, ↓↓ = starke Abnahme, (↓) = Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt. **Risikofaktoren:** -: negativ wirksam, =: nicht feststellbar. **RL-Einstufung (Rote Liste-Einstufung):** * = ungefährdet, R = Art mit geographischer Restriktion, V = Vorwarnliste, 3 = Gefährdet, 2 = Stark gefährdet, 1 = Vom Aussterben bedroht, 0 = Erloschen/Verschollen.

In der Oberrhenebene ist *E. aethiops* sehr selten und kommt nur noch am südlichen Oberrhein vor. Auch auf elsässischer Seite ist die Art in den großflächigen Mittelwäldern fast ausgestorben (TREIBER 2003). *E. aethiops* muss daher in der Oberrhenebene als vom Aussterben bedroht eingestuft werden.

Im Schwarzwald fehlt *E. aethiops* weitgehend. Auch historisch waren nur wenige Nachweise aus Randlagen bekannt. Aktuell existieren ausschließlich Vorkommen in MTB-Quadranten, die zwar dem Schwarzwald zugeordnet werden, deren Habitate aber angrenzenden Naturräumen (z. B. Baaralb) zuzurechnen sind. Die Art sollte deshalb in diesem Großraum als nicht vorkommend gewertet werden.

Im Neckar-Tauberland ist inzwischen eine Erhöhung der Einstufung vom Status „gefährdet“ nach „vom Aussterben bedroht“ geboten. Die Art ist hier selten und weist in allen Teilräumen einen kurz- und langfristig negativen Bestandstrend auf. Risikofaktoren sind in hohem Maße in Form von negativer Habitatentwicklung und ungünstiger klimatischer Eignung vorhanden.

Für die Schwäbische Alb wird eine Aufnahme in die Vorwarnliste empfohlen. Die Art ist hier langfristig rückläufig und Risikofaktoren sind in Form von sich verschlechternder klimatischer Eignung vorhanden.

Auch in Oberschwaben ist eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung in den Status „vom Aussterben bedroht“ unerlässlich. Die Art ist hier mittlerweile sehr selten. Risikofaktoren sind in hohem Maße aufgrund der heutigen waldbaulichen Nutzung und dadurch bedingter Entsaumung der Wälder vorhanden.

Für ganz Baden-Württemberg wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung von *E. aethiops* in den Status „stark gefährdet“ empfohlen. Die Art ist hier selten und sowohl der kurz- als auch der langfristige Bestandstrend negativ. Risikofaktoren bestehen landesweit in hohem Maße aufgrund der üblichen waldbaulichen Nutzung und ungünstiger klimatischer Prognose. Auf Grundlage der vorhandenen Daten wäre sogar eine Einstufung als „vom Aussterben bedroht“ möglich; dies wird aber aufgrund der auf der Schwäbischen Alb noch zahlreich vorhandenen, individuenreichen Populationen abgelehnt.

EREBIA LIGEA

Ergebnisse

1. Verbreitung

E. ligea war bereits zu Beginn der lepidopterologischen Aufzeichnungen nur in der südlichen Hälfte Baden-Württembergs verbreitet (siehe Karte in Abb. 21). So existieren keinerlei Belege oder glaubhafte Meldungen aus dem Tauber- und Bauland, aus der Kocher-Jagst-Region, aus den Keuperwaldbergen, aus dem Kraichgau sowie aus der Nördlichen und Mittleren Oberrheinebene. Die nördlichsten Vorkommen von *E. ligea* sind aus dem Schurwald und Welzheimer Wald sowie aus dem Nordschwarzwald belegt. Daneben kam die Art auch im Albvorland (Naturraum Schönbuch & Glemswald) und in den Oberen Gäuen vor. Die Populationen in den Oberen Gäuen hatten wahrscheinlich sowohl im Norden als auch im Süden Kontakt zu denen des Schwarzwaldes. Die Schwäbische Alb wurde von der Ostalb bis hin zur Hegau- und Baaralb besiedelt, wo die Vorkommen wiederum in Kontakt mit denen des Südschwarzwaldes traten. Auf der östlichen Albhochfläche sind bereits in früherer Zeit nur wenige Nachweise bekannt geworden. Oberschwaben wurde zwar in weiten Bereichen, jedoch nur mit zerstreuten Vorkommen besiedelt. Aus der Bodenseeregion sind keine Vorkommen bekannt geworden. Die Populationen auf der Adelegg und im Unteren Illertal fanden ihre Fortsetzung auf bayerischem Staatsgebiet (BOLZ 2013a). Im Südschwarzwald wurde über den Randen der schweizerische Kanton Schaffhausen erreicht (SONDEREGGER 2005). Darüber hinaus kam *E. ligea* möglicherweise auch in der Südlichen Oberrheinebene im Mooswald bei Freiburg i. B. und am Kaiserstuhl vor. Die betreffenden Meldungen sind jedoch nach eigener Einschätzung unsicher und eventuell auf Verwechslungen mit *E. aethiops* zurückzuführen.

Die aktuelle Verbreitung von *E. ligea* beschränkt sich auf die Schwäbische Alb, den Südteil der Oberen Gäue, den Südschwarzwald und die Adelegg. Die Vorkommen im Albvorland und im Norden der Oberen Gäue sind definitiv erloschen. Auf der Ostalb ist nur noch eine letzte Verbreitunginsel um das Wental (MTB 7226) bekannt. Auch konnten zahlreiche Vorkommen am Nordtrauf der mittleren Alb aktuell nicht mehr bestätigt werden, sodass zu erwarten ist, dass sich die Arealregression entlang des klimatisch begünstigten Albtraufs fortsetzen wird. Erlöschen sind außerdem die Vorkommen der Hegaualb bei Engen. Die ober-schwäbischen Populationen im Altdorfer Wald müssen aktuell ebenso als erloschen gelten wie jene des Argentals bei Wangen im Allgäu. In beiden Regionen wurden die ehemaligen Fundorte jeweils mehrmals erfolglos kontrolliert. Somit verbleiben in diesem Bezugsraum die Metapopulationen der Adelegg sowie ein fast ausschließlich auf bayerischem Gebiet befindliches Vorkommen im Unteren Illertal. Die Nachweise aus dem Südteil der Oberen Gäue werden ebenfalls stetig spärlicher, sodass auch in dieser Region mit weiteren Rückgängen zu rechnen ist. Allein in den Hochlagen der mittleren und westlichen Schwäbischen Alb und im Südschwarzwald ist *E. ligea* aktuell noch weit verbreitet und regelmäßig (Schwäbische Alb) bis häufig (Südschwarzwald) anzutreffen. Die Verbreitungslücken in diesen Regionen sind zumeist auf Kartierungslücken zurückzuführen, die auf der Westalb sicherlich auch auf fehlender Zugänglichkeit des großflächigen Truppenübungsplatzes Heuberg (MTB 7819 und 7820) beruhen.

Für *E. ligea* wird vermutet, dass sie generell einen zweijährigen Generationsrhythmus besitzt (SBN 1987; BINK 1992; SONDEREGGER 2005). Demnach existieren prinzipiell zwei komplett voneinander getrennte Linien, die nur in Ausnahmefällen (etwa bei sehr schneller einjähriger oder sehr langsamer dreijähriger Entwicklung) hybridisieren dürften. In Baden-Württemberg sind die Generationen der ungeraden Jahre deutlich besser vertreten (fast viermal häufiger) als diejenigen der geraden Jahre (Tab. 7). Diese ungleiche Verteilung besteht schon seit

Tab. 7: Nachweise von *E. ligea* in geraden und ungeraden Jahren. Die Art ist in ungeraden Jahren etwa viermal häufiger und tritt in einigen Regionen (z. B. Albvorland) fast ausschließlich in ungeraden Jahren auf.

Bezugsraum	Gerade Jahre		Ungerade Jahre		Letzt-nachweisgerades Jahr
	absolut	relativ [%]	absolut	relativ [%]	
Albvorland	0	0	18	100	-
Obere Gäue	8	31	18	69	2006
Oberschwaben	22	24	70	76	2014
Schwäbische Alb	57	23	190	77	2014
Schwarzwald	54	38	87	62	2014
Baden-Württemberg	141	27	383	73	2014

Beginn der Aufzeichnungen, scheint sich jedoch während der letzten Jahrzehnte nochmals verstärkt zu haben.

Im Albvorland sind bisher keine Nachweise aus geraden Jahren bekannt geworden. Die ehemaligen Populationen im Naturraum Schönbuch & Glemswald waren also ausschließlich im zweijährigen Wechsel nachweisbar. Auch aus den Oberen Gäuen liegen Nachweise aus geraden Jahren bereits etwas länger zurück, wobei es sich hierbei auch um Erfassungslücken handeln könnte. Auffällig ist, dass sich Nachweise in geraden Jahren vor allem in jüngerer Zeit auf die Verbreitungszentren (Südschwarzwald, Südwestalb, Adelegg) beschränken.

2. Habitatansprüche

Insgesamt wurden 473 Gebiete untersucht. Von diesen waren 46 (10 %) von *E. ligea* besiedelt und 426 (90 %) unbesiedelt (Tab. 8). Die Art bevorzugt in Baden-Württemberg luftfeuchte, lichte Waldbiotope. Dies können Laubmischwälder, tief eingeschnittene Waldtäler und Tobel, magere, gräserreiche Waldsäume, Schneisen und Stromleitungstrassen, Kahlschläge, Sturmwürfe und ausnahmsweise magere Wald-Offenland-Ökotope sein.

Im Laufe der Untersuchungen konnte die Eiablage von *E. ligea* in zwei Fällen beobachtet werden. Im Südschwarzwald (Vöhrenbach) erfolgte die Eiablage an Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*). Mehrere Weibchen flogen entlang eines blütenreichen, süd- bis ostexponierten Fichtenwaldsaumes, der in den wechselschattigen Bereichen stellenweise dicht mit der Wirtspflanze bestanden ist. Ein Weibchen ließ sich kurz in einem Dominanz-Bestand von *L. sylvatica* nieder und legte ein Ei an einen vertrockneten Halm der Wirtspflanze. Das Eiablagehabitat zeichnet sich durch seine Einnischung im hintersten, ostexponierten Winkel des Waldsaumes aus (Abb. 22). Deshalb erhält der wechselschattige Bereich (65 % Baumdeckung) durchschnittlich nur 6 h Sonne pro Tag im Juni. Die Krautschicht ist als recht lückig zu bezeichnen, eine Streuschicht ist kaum ausgebildet, wodurch viel Raum für Offenboden (Rohboden) entsteht. Auf der Schwäbischen Alb (Mahlstetten) konnte die Eiablage an Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) beobachtet werden. Auch hier hielten sich zahlreiche Falter am blüten- und gräserreichen Wald- und Wegrandsaum auf und flogen in unregelmäßigen Abständen in die lichten Waldbereiche hinein. Ein Weibchen ließ sich bis in diese Lichtwaldbereiche hinein verfolgen und kroch in eine streureiche, hauptsächlich von *B. pinnatum* geprägte Gräserfazies hinein (Abb. 23). Hier krabbelte es einige Zeit umher, um dann ein Ei an den basalen Bereich eines diesjährigen Blattes der Fiederzwenke zu legen. Der lichte (25 % Baumdeckung), eben liegende Waldsaum erhält durchschnittlich 8 h Sonne pro Tag. Das Mikrohabitat zeichnet sich durch hohe Deckungsgrade von Kraut-, Moos- und Streuschicht aus und ähnelt damit den Larvalhabitaten von *E. aethiops*.

Tab. 8: Übersicht über die in den für *E. ligea* untersuchten Habitaten erhobenen Parameter, unterteilt in besiedelte und unbesiedelte *Patches*. Höchsten signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Höhenlage, der Deckungsgrade der Moosschicht und der Deckungsgrade potenzieller Wirtspflanzen (*Calamagrostis epigejos*, *Luzula* spp. und *Carex* spp.). Hoch signifikante Unterschiede bestehen bei den Parametern Sonnenscheindauer, Höhe der Krautschicht, Deckungsgrade höherer Baumschichten (Baumschicht 1) und niedriger Strauchschichten. Signifikante Unterschiede bestehen hinsichtlich der Parameter Deckungsgrade der Kraut- und Streuschicht und potenzieller Wirtspflanzen (*Brachypodium sylvaticum* und *Molinia* spp.).

Parameter	Durchschnitt ± SD		Mann Whitney U	P
	Besiedelt (n = 46)	Unbesiedelt (n = 426)		
Geographie				
Höhenlage [m NN]	796 ± 140	573 ± 138	2324,5	***
Flächengröße [ha]	14,16 ± 25,5	10,74 ± 25,1	9594,0	n.s.
Konnektivität [km]	1,29 ± 0,5	1,27 ± 0,7	9236,5	n.s.
Klima				
Exposition [°]	116 ± 11	100 ± 111	9008,0	n.s.
Inklination [°]	11,02 ± 10,5	10,58 ± 12,1	9164,5	n.s.
Sonnenscheindauer [h]	7,1 ± 1	7,7 ± 1	7469,0	**
Mikrohabitat				
Krautschicht Höhe [cm]	42,64 ± 11,0	54,09 ± 25,2	7302,5	**
Baumschicht 1 Deckung [%]	26,30 ± 25,2	15,76 ± 21,3	7285,0	**
Baumschicht 2 Deckung [%]	9,42 ± 14,9	11,54 ± 17,7	9385,0	n.s.
Strauchschicht 1 Deckung [%]	7,90 ± 8,3	7,77 ± 11,0	8909,0	n.s.
Strauchschicht 2 Deckung [%]	10,54 ± 8,3	10,38 ± 10,9	9156,5	n.s.
Strauchschicht 3 Deckung [%]	7,61 ± 10,1	14,14 ± 14,8	7213,5	**
Krautschicht Deckung [%]	82,86 ± 8,8	78,14 ± 12,9	8012,0	*
Moosschicht Deckung [%]	60,76 ± 22,6	40,52 ± 32,1	6001,0	***
Streuschicht Deckung [%]	41,59 ± 31,1	51,21 ± 30,9	7963,0	*
Offenboden Deckung [%]	4,02 ± 4,5	6,36 ± 9,2	9334,5	n.s.
Rohboden Deckung [%]	3,59 ± 4,5	5,52 ± 8,9	9421,5	n.s.
Ameisenhaufen Deckung [%]	0,07 ± 0,3	0,12 ± 0,8	9680,0	n.s.
Grus Deckung [%]	0,11 ± 0,7	0,25 ± 1,4	9642,5	n.s.
Steine Deckung [%]	0 ± 0	0,25 ± 1,4	9476,0	n.s.
Fels Deckung [%]	0,25 ± 1,2	0,18 ± 0,9	9797,5	n.s.
<i>Brachypodium pinnatum</i> Deckung [%]	13,54 ± 17,0	12,01 ± 18,3	9138,0	n.s.
<i>Calamagrostis epigejos</i> Deckung [%]	1,46 ± 4,8	7,21 ± 13,8	6852,5	***

Parameter	Durchschnitt \pm SD		Mann Whitney U	P
	Besiedelt (n = 46)	Unbesiedelt (n = 426)		
<i>Brachypodium sylvaticum</i> Deckung [%]	2,18 \pm 6,2	5,46 \pm 11,4	7879,0	*
<i>Molinia</i> spp. Deckung [%]	0,83 \pm 2,8	4,72 \pm 13,2	8216,0	*
<i>Carex</i> spp. Deckung [%]	1,39 \pm 2,0	0,93 \pm 5,0	6039,0	***
<i>Luzula</i> spp. Deckung [%]	5,14 \pm 9,5	0,14 \pm 1,5	5886,0	***

Legende: Mittelwertvergleich mit Mann-Whitney U Test: * = $P \leq 0,05$; ** = $P \leq 0,01$; *** = $P \leq 0,001$; n.s. = nicht signifikant.

3. Habitatbeispiele aus verschiedenen Bezugsräumen Baden-Württembergs

Schwäbische Alb

Im Bezugsraum Schwäbische Alb ist *E. ligea* weit verbreitet und regelmäßig, jedoch im Gegensatz zu *E. aethiops* keinesfalls häufig oder gar massenhaft anzutreffen. Die Art besiedelt hier versaumte Halbtrockenrasen, innere und äußere Waldränder, Sturmwurfflächen und lichte Kiefernwälder (Abb. 24). Die genannten Habitattypen bilden häufig Lebensraumkomplexe und sind über Korridore (Waldsäume, Waldwege) miteinander verknüpft. Die Flächengröße der besiedelten Habitate ist sehr unterschiedlich; im Durchschnitt sind die *Patches* jedoch großflächig (18,0 ha) und engmaschig (1,2 ha) verbunden. Seltener als in anderen Bezugsräumen liegen die Habitate eben und weisen eine durchschnittliche (Süd-) Hangneigung von immerhin 12° auf. Knapp zwei Drittel der besiedelten Habitate unterliegen keiner regelmäßigen Nutzung außerhalb der forstlichen, ein Drittel wird (schaf-)beweidet. Die Mikrohabitate weisen geringe Überschirmungsgrade durch höhere Baumschichten (12 %), jedoch hohe Streuschicht-Anteile (61 %) auf. Die durchschnittliche potenzielle Sonnenscheindauer im Juni (7,8 h) ist relativ hoch. Die dominant auftretende Wirtspflanze ist *B. pinnatum* (24 %), lokal könnten auch *M. caerulea* oder *Luzula* spp. eine Rolle spielen.

Schwarzwald

Der sehr großflächige Bezugsraum Schwarzwald wurde nur stichprobenhaft in ehemals bekannten Habitaten (Nordschwarzwald) sowie an geeignet erscheinenden Stellen im Südschwarzwald untersucht. *E. ligea* ist aktuell auf den südlichen Teil des Schwarzwaldes beschränkt und im Nordschwarzwald ausgestorben. Der Südschwarzwald stellt das Verbreitungszentrum von *E. ligea* in Baden-Württemberg dar, hier kann die Art flächendeckend und regional häufig angetroffen werden. Bei den besiedelten Habitaten handelt es sich häufig um äußere Waldsäume, die aufgrund ihrer linienartigen Struktur nur schwer abgrenzbar sind; so ergibt sich viel eher ein Netzwerk aus besiedelbaren Korridoren, die gut untereinander verknüpft (1,2 km), jedoch für sich gesehen eher kleinflächig (1,4 ha) sind (Abb. 25). Die Habitate können sowohl eben als auch hanggeneigt

(11°) liegen. Alle besiedelten *Patches* unterliegen außerhalb der forstlichen keiner regelmäßigen Nutzung.

Die Mikrohabitate zeichnen sich durch recht hohe Deckungsgrade der Baumschichten (33 und 9 %) und sehr geringe Deckungsgrade der Streuschicht (12 %) aus, während Kraut- und Moosschichten (82 und 58 %) im Durchschnitt liegen. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer liegt bei nur 6,1 h. Als Wirtspflanzen werden *L. sylvatica* und möglicherweise noch andere Arten aus der Gattung *Luzula* (11 %) genutzt, wie durch eine Eiablage-Beobachtung belegt ist (s.o.).

Oberschwaben

E. ligea ist in Oberschwaben mittlerweile sehr selten und nur noch in zwei Naturräumen (Unteres Illertal und Adelegg) verbreitet.

Das großflächige und eben gelegene Waldgebiet im Unteren Illertal liegt stark isoliert von weiteren Vorkommen in Oberschwaben, setzt sich aber in Bayern fort. Es zeichnet sich durch strukturreiche und lichte Waldsysteme aus, die sehr gräser- und dementsprechend auch streureich sind (Abb. 26). Als Wirtspflanze kommt vor allem *B. pinnatum* in Frage, jedoch ist auch *M. caerulea* weit verbreitet.

Auf der Adelegg werden ganz im Gegensatz zum Unteren Illertal viele kleinflächige, aber gut untereinander verknüpfte Habitate besiedelt. Hierbei handelt es sich meist um luftfeuchte Tobeleinschnitte, aber auch um weitläufige, offene Täler und Freiflächen innerhalb der Wälder (Abb. 24). Die von Laubmischwald umgebenen Tobel weisen eine hohe Deckung durch höhere Baumschichten (51 %) und eine fast komplett fehlende Streuschicht (8 %) auf. Die dortige potenzielle Wirtspflanzen-Gattung *Luzula* ist weit verbreitet (12 %) und tritt an den Tobelhängen im lichten Waldesinnern abundant auf.

Weitere ehemals besiedelte Habitate, etwa im Altdorfer Wald (MTB 8124), im Argental bei Wangen i. A. (MTB 8224 und 8225) oder im Hartobel bei Horgenzell (MTB 8122), sind denen auf der Adelegg strukturell sehr ähnlich und scheinen auch heutzutage noch durchaus besiedelbar. Dagegen sind die ehemals wohl reich strukturierten Wälder um Leutkirch i. A. (MTB 8126), ebenfalls frühere *E. ligea*-Habitate, aktuell von Hochwald geprägt, der nur von eutrophierten Sturmwurfflächen unterbrochen wird. Die ehemals an die Vorkommen auf der westlichen Albhochfläche (Hegaualb) anschließenden Populationen bei Engen (MTB 8118) besiedelten im Gegensatz zu den übrigen oberschwäbischen Vorkommen strukturreiche Halbtrockenrasen im Übergangsbereich zu lichten Kiefernwäldern. Auch diese Populationen konnten 2011 nicht mehr bestätigt werden.

Diskussion

1. Verbreitung

Der Bestandsrückgang von *E. ligea* ist vor allem in Mitteleuropa zu beobachten. Belege hierfür liegen aus Belgien und aus der Schweiz vor (SBN 1987; GOFFART 1999; LAFRANCHIS 2000; SONDEREGGER 2005). In der Schweiz wurde ein starker

Rückgang in den tiefen Lagen des Mittellandes beobachtet (SBN 1987; SONDEREGGER 2005).

Auch für Deutschland ist eine Arealregression in zahlreichen Bundesländern belegt (BROCKMANN 1989; KLAUSNITZER & REINHARDT 2006; THUST 2006; REINHARDT 2007; CDL Niedersachsen 2009; ZAPP 2010). In diesen Fällen sind meist Vorkommen in tieferen und/oder wärmeren Lagen betroffen. Ein direkter Bezug zu Klimaveränderungen wurde bisher jedoch nicht hergestellt.

Für Baden-Württemberg konnte die Arealregression von *E. ligea* anhand der Auswertung von Funddaten und vor allem durch Begehung ehemaliger Nachweisorte belegt werden. An etwa 50 ehemals belegten Vorkommensorten, vornehmlich in den wärmeren, eher atlantisch geprägten Regionen, konnte die Art nicht mehr bestätigt werden. Im Gegensatz zu den beiden anderen Arten war *E. ligea* bereits seit Beginn der lepidopterologischen Forschung auf den Südteil Baden-Württembergs beschränkt und fehlt in den Bezugsräumen Oberrheinebene, Kraichgau und Neckarbecken, Tauberland, Kocher-Jagst-Region und Keuperwaldberge ganz. Nachdem die Art während der 1990er Jahre im Albvorland und im Norden der Oberen Gäue ausgestorben ist (Jahresmitteltemperaturen 8–10 °C), besiedelt sie aktuell nur noch die Schwäbische Alb, den Südteil der Oberen Gäue, den Südschwarzwald und kleine Bereiche Oberschwabens. Ein Vorkommen von *E. ligea* scheint daher aktuell nur noch in sehr kühlem oder zumindest kontinental geprägtem Großklima möglich zu sein. Das Vorkommen am aktuell wärmsten (Jahresmitteltemperatur 7,5 °C) und tiefstgelegenen (580 m über NN) Standort ist die Population im Illertal auf primär bayerischem Staatsgebiet. Neben dem auch hier subkontinentalen Charakter des Klimas ist der Lebensraum (lichte, gräserreiche Auwälder) als sehr gut geeignet zu bezeichnen, was das abundante Auftreten der Art erklärt. Alle anderen Populationen befinden sich in sehr kühlem (Südschwarzwald, Mittlere Alb und Westalb) und/oder kontinental geprägtem (Ostalb, Adelegg) Großklima (Jahresmitteltemperaturen 4–7 °C). Allein das Erlöschen der Art im Nordschwarzwald lässt sich auf Grundlage dieser Daten nicht hinreichend erklären, da in dieser Region sowohl eine strukturelle als auch klimatische Eignung (Jahresmitteltemperatur 5–8 °C) gegeben ist.

Im Rahmen der Dissertation von BAMANN (2015) konnte belegt werden, dass der Rückgang von *E. ligea* primär klimatisch bedingt ist. An die Struktur ihrer Habitate scheint die Art im Vergleich zu *E. aethiops* niedrigere Ansprüche zu stellen; sie ist in geringerem Maße von offenen und lichten Waldstrukturen abhängig. Trotzdem ist der beobachtete Rückgang der Art enorm und hat bereits zu einem kompletten Erlöschen der Populationen in warmen und stärker atlantisch geprägten Bezugsräumen geführt. Die Bestandsaufnahme ehemals besiedelter *Patches* in diesen hat gezeigt, dass sie sich standörtlich-strukturell nicht signifikant von aktuell besiedelten Habitaten anderer Bezugsräume unterscheiden und sich diesbezüglich im Vergleich zu früher auch wenig verändert haben (BAMANN 2015). Nichtsdestotrotz musste auch *E. ligea* regional Lebensraumeinbußen durch Hochwaldnutzung, Aufforstung und Verlust von ausgeprägten Saumbereichen hinnehmen.

2. Habitatstrukturen

Die Bindung von *E. ligea* an lichte Wald(saum)habitate ist bereits vielfach beschrieben worden (BROCKMANN 1989; THUST 2006; REINHARDT 2007; STETTNER 2007; ZAPP 2010). Im Vergleich zu *E. aethiops* ist *E. ligea* noch mehr an Wälder gebunden und besiedelt bevorzugt innere, magere Saumbereiche. Auf versaumten Halbtrockenrasen ist die Art dagegen nur unter ganz bestimmten Voraussetzungen anzutreffen, z. B. wenn es sich um brachgefallene, baumreiche Magerrasen in Nordhangelege handelt. Die besiedelten Habitate zeichnen sich fast immer durch ein luftfeuchtes und kühles Bestandsklima aus. Darum handelt es sich häufig um kühl-feuchte Taleinschnitte (z. B. die Tobel der Adelegg) oder um luftfeuchte, halbschattige Waldbereiche. Im Gegensatz zu *E. aethiops* benötigt *E. ligea* keinen ausgesprochen lichten oder gar leicht xerothermen Charakter der Habitate, ist aber ebenso wenig in komplett verschatteten Hochwäldern zu finden. Wirtspflanzen und Larvalhabitate befinden sich entweder im lichten Waldesinneren oder im Saum entlang von inneren und äußeren Waldrändern (vgl. WIKLUND 1984; SBN 1987; SONDEREGGER 2005; ZAPP 2010). Die Mikrohabitate unterscheiden sich auf der Schwäbischen Alb nur unwesentlich von den von *E. aethiops* bevorzugten. Es handelt sich ebenfalls um teilbeschattete, frisch-feuchte und streureiche Gräserfazies mit Dominanzbeständen von *B. pinnatum*, die etwas weniger besonnt sind. Den Larvalhabitaten im Schwarzwald und auf der Adelegg fehlt dagegen häufig eine Streuschicht. Verschiedene *Luzula*-Arten (v. a. *L. sylvatica*) bilden hier jedoch Dominanzbestände, die die Larven als Wirtspflanzen und deren Horste als Überwinterungsplätze nutzen.

Eiablagen wurden bei *E. ligea* bisher sehr selten beobachtet (vgl. WIKLUND 1984; GOFFART 1998). Nach Untersuchungen in der Schweiz kittet das Weibchen die Eier einzeln knapp über dem Boden an dürre Grasblätter, seltener auch an andere dürre oder grüne Pflanzenteile. Die Raupen entwickeln sich dann vorwiegend im Waldesinneren oder am Waldrand unter weit ausladenden Ästen oder am Fuß größerer Bäume (SONDEREGGER 2005). Im Hunsrück (Rheinland-Pfalz) konnte die Eiablage von *E. ligea* ebenfalls an Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) beobachtet werden (ZAPP 2010). Die Eiablage fand dabei in einem Dominanz-Bestand der Wirtspflanze entlang eines Wegrandstreifens statt, der von einem Buchenforst und einzelnen randständigen Fichten begrenzt wird. Das Eiablagehabitat war teilbeschattet und wies ein luftfeuchtes Nischenklima auf. Das Ei selbst wurde dabei an trockene (letztjährige) Blätter von *L. sylvatica* gelegt. Derselbe Autor fand einen toten Falter mit nicht voll ausgebildeten Flügeln in einer Schneise in einem Dominanz-Bestand von *M. caerulea*, die als potenzielle Wirtspflanze auch von WEIDEMANN (1995) erwähnt wird. Trotz vielstündiger Ei- und Larvalstadiensuche gelang es leider nicht, auch das Pfeifengras als Wirtspflanze zu belegen (ZAPP 2010). Die beiden im Rahmen der eigenen Untersuchungen gemachten Beobachtungen passen damit relativ gut in das bisher bekannte Schema zu Wirtspflanzen und Larvalhabitaten.

Eine Bevorzugung mikroklimatisch besonders geeigneter, kühl-feuchter Habitate in warmen und atlantisch geprägten Bezugsräumen – wie für *E. medusa*

und *E. aethiops* belegt – kann aufgrund des vollständigen Aussterbens der Art in diesen Regionen nur noch vermutet werden. Zumindest treffen diese Parameter auf viele der zuletzt besiedelten Habitate im Albvorland und in Oberschwaben zu. *E. ligea* ist nicht nur in besonderem Maße sensibel im Hinblick auf warme und atlantisch geprägte Großklimata, sondern reagiert besonders stark auf Veränderungen, die zu diesem Klimacharakter führen. In Regionen, deren Jahresmitteltemperatur über 7,5 °C liegt und in denen die Anzahl der Tage mit Schneedecke unter 55 sinkt, ist die Art nicht dauerhaft überlebensfähig. Als die drei wichtigsten Faktoren, die die Verbreitung von *E. ligea* beschränken, wurden ausschließlich Klimaparameter (Jahresmitteltemperatur, Mitteltemperatur im Januar, Niederschlagssumme während der Vegetationsperiode) identifiziert (BAMANN 2015).

Ebenso wie die beiden anderen *Erebia*-Arten benötigen die Larvalstadien für eine erfolgreiche Entwicklung ein kühl-feuchtes Mikroklima. Im Gegensatz zu *E. medusa* und *E. aethiops* kann dieses Mikroklima jedoch nur regional (Schwäbische Alb) mithilfe hoher Deckungsgrade von Kraut-, Streu- und Mooschichten aufrechterhalten werden. Häufig wachsen die Wirtspflanzen auf dem nackten Boden, und allein die Horste der Wirtspflanzen bieten einen gewissen Schutz vor Klimaextremen. Durch die Wahl luftfeuchter und kühler Makrohabitate, die hohe Deckungsgrade von Baum- und Strauchschichten sowie geeignete Expositionen und Inklinationen aufweisen (z. B. tief eingeschnittene Täler oder Nordhänge) wird das Fehlen der niedrigen Vegetationsschichten weitgehend kompensiert. Hierdurch ist das Spektrum geeigneter Habitate für *E. ligea* deutlich eingeschränkt. Veränderungen im Großklima, die sich auch auf die mikroklimatischen Eigenschaften in den Larvalhabitaten auswirken, können aufgrund des Fehlens dieser Vegetationsschichten deutlich schlechter ausgeglichen werden. Zudem ist zu beachten, dass den Weibchen von *E. ligea* aufgrund des zweijährigen Entwicklungszyklus nur halb so viele Eier zur Verfügung stehen wie den anderen beiden Arten (beobachtet für alle drei Arten zwischen 30 und 50 Stück pro Weibchen) (SBN 1987; BINK 1992; SONDEREGGER 2005). Die strukturellen Unterschiede im Mikrohabitat sowie die geringere Reproduktionsrate dürften also die erhöhte Sensibilität von *E. ligea* gegenüber Klimaänderungen erklären.

3. Maßnahmen zur Erhaltung und zum Schutz von *E. ligea* in Baden-Württemberg

Bei anhaltender Klimaerwärmung und dadurch fortschreitender Verschlechterung des großräumigen Habitatangebots wird sich das Verbreitungsareal von *E. ligea* in Baden-Württemberg weiter verkleinern. Diese Arealregression ist primär als Folge klimatischer Veränderungen anzusehen, die sekundär durch Lebensraumverluste beschleunigt wird. Die o. g. Schwellenwerte werden in einigen Regionen (Ostalb, Mittlere Alb, Illertal) bereits innerhalb der nächsten Jahrzehnte überschritten werden, sodass dann ein klimatisch bedingtes Erlöschen der Art in diesen Regionen zu erwarten ist.

E. ligea kann prinzipiell mit denselben Maßnahmen gefördert werden, die bereits für *E. aethiops* empfohlen wurden. Die höchste Prognosesicherheit für

artbezogene Maßnahmen besteht zweifellos im Zentrum der großen, derzeit noch intakten Metapopulationen der südwestlichen Schwäbischen Alb und des Südschwarzwaldes. Auf der Schwäbischen Alb kann die Art in besonderem Maße durch die Auflichtung kühl-feuchter Taleinschnitte, z.B. durch Kahlschlag oder Etablierung ca. 20 m breiter Niederwaldstreifen gefördert werden – eine Maßnahme, die auch zahlreichen weiteren und höchstgradig bedrohten Lichtwaldarten zugute käme (z.B. Blauschwarzer Eisvogel, *Limenitis reducta*). Die Niederwaldstreifen müssten z.B. für die Energieholznutzung (Hackschnitzel) im ständigen Wechsel alle 15–20 Jahre genutzt werden. Diese Maßnahme wäre auch für Gemeinden im Rahmen der Ökokonto-Verordnung (ÖKVO) eine sinnvolle Möglichkeit zum Erhalt von Ökopunkten [z.B. Förderung des Platterbsen-Widderchens (*Zygaena osterodensis*) oder des Schwarzen Apollos (*Parnassius mnemosyne*)]. Ein Charakteristikum der Habitate im Schwarzwald ist häufig das Fehlen klarer Grenzlinien zwischen Wald und Offenland. Diese Wald-Offenland-Ökotope werden von *E. ligea* bevorzugt besiedelt und sollten durch Waldweide und gelegentliche Kahlhiebe gefördert werden. Im Unteren Illertal kann *E. ligea* von Maßnahmen zur Förderung des in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohten Gelbringfalters (*Lopinga achine*) profitieren (s. *E. aethiops*). Auf der Adelegg würde *E. ligea* von Auflichtungsmaßnahmen zugunsten des in Baden-Württemberg extrem seltenen Alpen-Perlmutterfalters (*Boloria thore*) profitieren.

4. Einstufung von *E. ligea* in einer aktualisierten Roten Liste

Die folgende Tabelle gibt die auf der Grundlage der ausgewerteten Funddaten erfolgte Gefährdungseinschätzung in den jeweiligen Großräumen an (Tab. 9).

Tab. 9: Grundlagen zur Einstufung von *E. ligea* in die Rote Liste Baden-Württembergs und der Hauptnaturräume.

Bezugsraum	Aktuelle Bestandssituation	Bestandstrend		Risiko-faktoren	RL-Einstufung
		lang-fristig	kurz-fristig		
Oberrhenebene	-	-	-	-	-
Schwarzwald	mh	(<)	↓↓	=	3
Neckar-Tauberland	ss	(<)	↓↓	-	1
Schwäbische Alb	mh	(<)	↓↓	-	2
Oberschwaben	ss	(<)	↓↓↓	-	1
Baden-Württemberg	s	(<)	↓↓	-	2

Legende: Aktuelle Bestandssituation: ex = erloschen, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig. Bestandstrend: =: gleich bleibend, (<) = Rückgang unbekanntes Ausmaßes, ↓↓↓ = sehr starke Abnahme, ↓↓ = starke Abnahme, (↓) = Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt. Risikofaktoren: - = negativ wirksam, =: nicht feststellbar. RL-Einstufung (Rote Liste-Einstufung): V = Vorwarnliste, 3 = Gefährdet, 2 = Stark gefährdet, 1 = Vom Aussterben bedroht, 0 = Erloschen/Verschollen.

In der Oberrheinebene ist *E. ligea* nicht bodenständig und war es wahrscheinlich auch historisch nicht. Die Art wird hier analog zu EBERT (2005) als nicht vorkommend gewertet.

Im Schwarzwald sind regional starke Rückgänge der hier mäßig häufigen Art in den atlantisch geprägten Randlagen und im Nordschwarzwald belegt, weshalb sie als gefährdet einzustufen ist.

Im Neckar-Tauberland ist eine Erhöhung der Einstufung vom Status „gefährdet“ nach „vom Aussterben bedroht“ inzwischen unabdingbar. Die Art ist hier sehr selten und weist in allen Teilräumen einen kurz- und langfristig negativen Bestandstrend auf. Risikofaktoren sind in hohem Maße in Form ungünstiger klimatischer Eignung vorhanden.

Auf der Schwäbischen Alb muss *E. ligea* mittlerweile als stark gefährdet gelten. Die stark rückläufige Bestandssituation auf der Ostalb und in den Trauflagen rechtfertigt diese Einschätzung.

In Oberschwaben wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung in den Status „vom Aussterben bedroht“ als notwendig erachtet. Die Art ist hier mittlerweile sehr selten und außerhalb der Adelegg großräumig erloschen.

Für ganz Baden-Württemberg wird eine Erhöhung der Gefährdungseinstufung von *E. ligea* in den Status „stark gefährdet“ empfohlen. Die Art ist hier selten und sowohl der kurz- als auch der langfristige Bestandstrend negativ. Risikofaktoren bestehen landesweit in hohem Maße in Form von veränderter waldbaulicher Nutzung und ungünstiger klimatischer Prognose. Analog zu *E. aethiops* wäre auch bei *E. ligea* auf Grundlage der vorhandenen Daten eine Einstufung als „vom Aussterben bedroht“ möglich. Aufgrund der relativ individuenreichen und gut verknüpften Metapopulationen im Südschwarzwald wird dies aber vorerst abgelehnt.

LITERATUR

AISTLEITNER, E. (1999): Die Schmetterlinge Vorarlbergs, Bd. 1. 377 S. – Vorarlberger Naturschau (Dornbirn).

ALTEMMATT, F., FRITSCH, D., HUBER, W. & S. WHITEBREAD (2006): Die Großschmetterlings-Fauna der Region Basel. 423 S. – Monografien der Entomologischen Gesellschaft Basel, 2.

ANTHES, N., FARTMANN, T. & G. HERMANN (2003): Wie lässt sich der Rückgang des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Mitteleuropa stoppen? Erkenntnisse aus populationsökologischen Studien in voralpinen Niedermoorgebieten und der Arealentwicklung in Deutschland. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 35: 279–287.

ANTHES, N., FARTMANN, T. & G. HERMANN (2008): The Duke of Burgundy butterfly and its dukedom: larval niche variation in *Hamearis lucina* across Central Europe. – Journal of Insect Conservation, 12: 3–14.

BAMANN, T. (2015): Mohrenfalter (Genus: *Erebia*) als Indikatoren des Klima- und Landnutzungswandels in Südwest-Deutschland. 415 S. – Dissertation an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen.

BENES, J., CIZEK, O., DOVALA, J. & M. KONVICKA (2006): Intensive game keeping, coppic-

- ing and butterflies: the story of Milovicky Wood, Czech Republic. – *Forest Ecology and Management*, **237**: 353–365.
- BINK, F.A. (1992): *Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa*. 512 S. – Schuyt (Haarlem).
- BOLZ, R. (2013a): Weißbindiger Mohrenfalter *Erebia ligea* (Linnaeus, 1758). – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & W. WOLF (Hrsg.): *Tagfalter in Bayern*: S. 486–488. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- BOLZ, R. (2013b): Graubindiger Mohrenfalter *Erebia aethiops* (Esper, [1777]) – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & W. WOLF (Hrsg.): *Tagfalter in Bayern*: S. 501–503. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- BOURN, N. A. D. & J. A. THOMAS (2002): The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. – *Biological Conservation*, **104**: 285–292.
- BROCKMANN, E. (1989): Schutzprogramm für Tagfalter in Hessen (Papilionidae [sic] und Hesperioidea). 900 S. – Unveröff. Gutachten der AG Hessischer Lepidopterologen.
- BÜHL, A. & P. ZÖFEL (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. 757 S. – Pearson Studium (München).
- CDL Niedersachsen (2009): *Erebia*-Arten in Niedersachsen. – Online abrufbar unter: <http://www.cdl.niedersachsen.de> (letzter Zugriff: 21.11.2009).
- CLARKE, R. T., THOMAS, J. A., ELMES, G. W. & M. E. HOCHBERG (1997): The effects of spatial patterns in habitat quality on community dynamics within a site. – *Proc. R. Soc. London B*, **264**: 347–354.
- DENNIS, R. L. H. & H. T. EALES (1997): Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Müller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. – *Journal of Insect Conservation*, **1**: 167–176.
- DENNIS, R. L. H., SHREEVE, T. G. & H. VAN DYCK (2006): Habitats and resources: the need for a resource based definition to conserve butterflies. – *Biodiversity and Conservation*, **15**: 1943–1966.
- DIETRICH, W. (2004): Zur aktuellen Verbreitung von *Erebia ligea* (Linnaeus, 1758) und *Erebia medusa* ([Denis & Schiffermüller], 1775) im Landkreis Annaberg (LEP). – *Mitteilungen Sächsischer Entomologen*, **66**: 32–34.
- EBERT, G. & E. RENNWALD (Hrsg.) (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*. Band 2, Tagfalter II. 535 S. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- EBERT, G., HOFMANN, A., MEINEKE, J.-U., STEINER, A. & R. TRUSCH (2005): Rote Liste der Schmetterlinge (Macrolepidoptera) Baden-Württembergs (3. Fassung). – In: EBERT, G. (Hrsg.): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*. Band 10, Ergänzungsband: S. 110–133. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- EICHEL, S. & T. FARTMANN (2008): Management of calcareous grasslands for Nickerl's fritillary (*Melitaea aurelia*) has to consider habitat requirements of the immature stages, isolation, and patch area. – *Journal of Insect Conservation*, **12** (6): 677–688.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Aufl. 262 S. – Göttingen (Verlag Erich Goltze).
- FARTMANN, T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales. *Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten*

Hudellandschaft. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, **66** (1): 1–256.

FARTMANN, T. (2006): Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. – *Annales Zoologici Fennici*, **43**: 335–347.

FARTMANN, T. & H. MATTES (2003): Störungen als ökologischer Schlüsselfaktor beim Komma-Dickkopffalter (*Hesperia comma*). – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, **65** (1/2): 131–148.

FARTMANN, T., MÜLLER, C. & D. PONIATOWSKI (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. – *Biological Conservation*, **159**: 396–404.

FLEISHMAN, E., RAY, C., SJÖRGEN-GULVE, P., BOGGS, C. L. & D. D. MURPHY (2002): Assessing the roles of patch quality, area and isolation in predicting metapopulation dynamics. – *Conservation biology*, **16** (3): 1–11.

FRED, M. S. & J. E. BROMMER (2003): Influence of habitat quality and patch size on occupancy and persistence in two populations of the Apollo butterfly (*Parnassius apollo*). – *Journal of Insect Conservation*, **7**: 85–98.

GARCÍA-BARROS, E. & T. FARTMANN (2009): Butterfly oviposition: sites, behaviour and modes. – In: **SETTELE, J., SHREEVE, T. G., KONVICKA, M. & H. VAN DYCK** (Hrsg.): *Ecology of butterflies in Europe*: S. 29–42. – Cambridge University Press (Cambridge).

GONSETH, Y. (1987): Verbreitungsatlas der Tagfalter der Schweiz (Lepidoptera, Rhopalocera). 242 S. – *Documenta Faunistica Helvetiae* (Neuchatel).

HANSKI, I. (1998): Metapopulation dynamics. – *Nature*, **396**: 41–49.

HANSKI, I. (Hrsg.) (1999): *Metapopulation ecology*. 324 S. – Oxford University Press (Oxford).

HANSKI, I. & M. GILPIN (Hrsg.) (1997): *Metapopulation biology: Ecology, genetics and evolution*. 512 S. – Academic Press (London).

HANSKI, I. & C. D. THOMAS (1994): Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. – *Biological Conservation*, **68**: 167–180.

HERMANN, G. & R. STEINER (1997): Eiablage- und Larvalhabitat des Komma-Dickkopffalters (*Hesperia comma* Linné 1758) in Baden-Württemberg. – *Carolinea*, **55**: 35–42.

HILL, J. K., THOMAS, C. D. & B. HUNTLEY (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. – *Proc. R. Soc. London B*, **266**: 1197–1206.

HILL, J. K., THOMAS, C. D., FOX, R., TELFER, M. G., WILLIS, S. G., ASHER, J. & B. HUNTLEY (2002): Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. – *Proc. R. Soc. Lond. B*, **269**: 2163–2171.

HUEMER, P. (2004): *Die Tagfalter Südtirols*. 232 S. – Wien (Folio Verlag).

LAFRANCHIS, T. (2000): *Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles*. 448 S. – Mèze (Collection Parthénope).

LEATHER S. R., WALTERS, K. F. A. & J. S. BALE (Hrsg.) (1996): *The Ecology of Insect Overwintering*. 268 S. – Cambridge University Press (Cambridge).

LEOPOLD, P. (2006): Die Larvalökologie des Waldteufels (*Erebia aethiops*) in Nordrhein-Westfalen und deren Bedeutung für den Erhalt der Art. – In: **FARTMANN, T. & G. HERMANN** (Hrsg.) (2006): *Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mittel-*

europa: S. 61–82. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, **68** (3/4).

LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. 221 S. – Berlin (Verlag Axel Springer).

LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H. & M. BINOT-HAFKE (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. – In: HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C. & A. PAULY (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere: S. 19–71. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70** (1).

MAAS, S., DETZEL, P. & A. STAUDT (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands – Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. 401 S. – Schriftreihe des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) (Bonn-Bad Godesberg).

MAIL, G.A. (1930): Winter soil temperatures and their relation to subterranean insect survival. – Journal of agricultural research **41** (8): 571–592.

PARMESAN, C., RYRHOLM, N., STEFANESCU, C., HILL, J.K., THOMAS, C.D., DESCIMON, H., HUNTLEY, B., KAILA, L., KULLBERG, J., TAMMARU, T., TENNENT, W.J., THOMAS, J.A. & M. WARREN (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. – Nature, **399**: 579–583.

PAULER, R., KAULE, G., VERHAAGH, M. & J. SETTELE (1995): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisen-Bläulings *Maculinea arion* (LINNAEUS 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae) in Südwestdeutschland. – Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo, N.F. **16** (2/3): 147–186.

RADCHUCK, V., TURLURE, C. & N. SCHTICKZELLE (2013): Each life stage matters: the importance of assessing the response to climate change over the complete life cycle in butterflies. – Journal of Animal Ecology, **82** (1): 275–285.

REINHARDT, R. & R. BOLZ (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1): S. 167–194 – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70** (3).

REINHARDT, R., SBIESCHNE, H., SETTELE, J., FISCHER, U. & G. FIEDLER (2007): Tagfalter von Sachsen. – In: KLAUSNITZER, B. & R. REINHARDT (Hrsg.): Beiträge zur Insektenfauna Sachsens, Band 6: 696 + 48 S. – Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 11.

ROY, D.B. & J.A. THOMAS (2003): Seasonal variation in the niche, habitat availability and population fluctuations of a bivoltine thermophilous insect near its range margin. – Oecologia, **134**: 439–444.

ROZSYPAL, J., KOSTAL, V., ZAHRADNICKOVA, H. & P. SIMEK (2013): Overwintering Strategies and Mechanisms of Cold Tolerance in the Codling Moth (*Cydia pomonella*). – PLoS ONE, **8** (4): e:61745.

SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (Hrsg.) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. XI + 516 S. – Egg/ZH (Fotorotar AG).

SCHMITT, T. (1993): Biotopansprüche von *Erebia medusa brigonna* Fruhstorfer, 1917 (Rundaugen-Mohrenfalter) im Nordsaarland. – Atalanta, **24**: 33–56.

SCHMITT, T. (2002a): Stirbt der Rundaugen-Mohrenfalter *Erebia medusa* (Lepidoptera,

Satyridae) regional aus? Ökologische und populationsgenetische Hinweise – Natur und Kulturlandschaft (Jena), 5: 177–184.

SCHMITT, T. (2002b): The Biology of *Erebia medusa* ([Denis & Schiffermüller], 1775) in Central Europe (Lepidoptera). – Acta Biologica Debrecina, 24: 113–129.

SCHMITT, T., VARGA, Z. & A. SEITZ (2000): Forests as dispersal barriers for *Erebia medusa* (Nymphalidae, Lepidoptera). – Basic and Applied Ecology, 1: 53–59.

SCHRAML, E. & T. FARTMANN (2013): Frühlings-Mohrenfalter *Erebia medusa* ([Denis & Schiffermüller], 1775). – In: BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & W. WOLF (Hrsg.): Tagfalter in Bayern: S. 504–506. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).

SCHTICKZELLE, N. & M. BAGUETTE (2004): Metapopulation viability analysis of the bog fritillary butterfly using RAMAS/GIS. – Oikos, 104: 277–290.

SCHULTE, T., ELLER, O., NIEHUIS, M. & E. RENNWALD (Hrsg.) (2007): Die Tagfalter der Pfalz, Band 2. 340 S.; - Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz.

SETTELE, J., STEINER, R., REINHARDT, R. & R. FELDMANN (2005): Schmetterlinge – Die Tagfalter Deutschlands. 256 S. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).

SETTELE, J., KUDRNA, O., HARPE, A., KUEHN, I., VAN SWAAY, C., VEROVNIK, R., WARREN, M., WIEMERS, M., HANSPACH, J., HICKLER, T., KUEHN, E., VAN HALDER, I., VELING, K., VLIEGENTHART, A., WYNHOFF, I., & O. SCHWEIGER (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. – Biorisk 1 (Special Issue). 712 S. – Sofia (Pensoft Publishers).

SONDEREGGER, P. (2005): Die Erebien der Schweiz (Lepidoptera, Satyrinae, Genus *Erebia*). 712 S. – Brügg bei Biel (Verlag: Peter Sonderegger).

STETTNER, C., BRÄU, M., GROS, P. & O. WANNINGER (2007): Die Tagfalter Bayerns und Österreichs. 2. Aufl. 248 S. – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.

STUHLREHER, G. & T. FARTMANN (2014): When habitat management can be a bad thing: effects of habitat quality, isolation and climate on a declining grassland butterfly. – J. Insect Conserv., 18: 965–979.

STUHLREHER, G. & T. FARTMANN (2015): Ovoposition-site preferences of a declining butterfly *Erebia medusa* (Lepidoptera: Satyrinae) in nutrient-poor grasslands. – Eur. J. Entomology, 112 (3): 493–499.

STUHLREHER, G., HERMANN, G. & T. FARTMANN (2014): Cold-adapted species in a warming world – an explorative study on the impact of high winter temperatures on a continental butterfly. – Entomologia Experimentalis et Applicata, 151 (3): 270–279.

STRAUB, F. (2013): Profiteurin von Sturmereignissen: Arealexension und Bestandsentwicklung der Weidenmeise *Parus montanus* im zentralen Baden-Württemberg. – Ornithologische Jahreshefte Baden-Württemberg, 29: 51–74.

SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOSCHERT, M., BOYE, P. & W. KNIEF (2005): Das Kriteriensystem der nächsten Roten Liste der Brutvögel Deutschlands. – Berichte zum Vogelschutz, 42: 137–141.

THOMAS, J.A. (1980): Why did the Large Blue become extinct in Britain? – Oryx, 15: 243–247.

THOMAS, J.A. (1989): The history, decline and re-establishment of the Large Blue butterfly in Devon. – Nature in Devon, 10: 34–43.

THOMAS, J.A. (1995): The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other Eu-

- ropean species of Large Blue butterfly. – In: PULLIN, A. S. (Hrsg.): Ecology and Conservation of Butterflies: S. 180–197. – Chapman & Hall (London).
- THOMAS, J. A. (1996): Datasheet on *Maculinea arion*. – In: HELSDINGEN, P. J., VAN, L. WILLEMSE & M. C. D. SPEIGHT (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention, Part 1: S. 157–163. – Strasbourg (Council of Europe).
- 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. – Journal of Insect Conservation, 2: 39–46.
- THOMAS, J. A., ROSE, R. J., CLARKE, R. T., THOMAS, C. D. & N. R. WEBB (1999): Intraspecific variation in habitat availability among ectothermic animals near their climatic limits and their centres of range. – Functional Ecology, 13 (1): 55–64.
- 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. London B, 268: 1791–1796.
- THOMAS, J. A. & R. LEWINGTON (1991): The butterflies of Britain and Ireland. 221 S. - London (Dorling Kindersley).
- THUST, R., KUNA, G. & R.-P. ROMMEL (2006): Die Tagfalterfauna Thüringens. Zustand in den Jahren 1991 bis 2002. Entwicklungstendenzen und Schutz der Lebensräume. 199 S. – Naturschutzreport, 23 (Jena).
- TOLMAN, T. & R. LEWINGTON (1998): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. 536 S. – Stuttgart (Frankh-Kosmos-Verlag).
- TONNE, F. (1954): Besser Bauen mit Besonnungs- und Tageslicht-Planung. 41 S. – Schorndorf (Hofmann-Verlag).
- TREIBER, R. (2003): Genutzte Mittelwälder – Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Südsass. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 35 (1): 50–63.
- WALLISDEVRIES, M. F. (2006): Larval habitat quality and its significance for the conservation of *Melitaea cinxia* in northwestern Europe. – In: FARTMANN, T. & G. HERMANN (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa: S. 281–294. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 68 (3/4).
- WARREN, M. S. & R. S. KEY (1991): Woodlands: past, present and potential for insects. – In: COLLINS, N. M. & J. A. THOMAS (Hrsg.): The Conservation of Insects and their Habitats: S. 155–211. – London (Academic Press).
- WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. 2. Aufl. 659 S. – Augsburg (Naturbuch-Verlag).
- WIKLUND, C. (1984): Egg-laying patterns in butterflies in relation to their phenology and the visual apparency and abundance of their host plants. – Oecologia, 63: 23–29.
- ZAPP, A. (2010): Montane Tagfalter im Rückzug: zur Chlorologie und Ökologie von *Erebia ligea* (LINNAEUS, 1758) und *Lycaena virgaureae* (LINNAEUS, 1758) im Hunsrück (Rheinland-Pfalz, Saarland). – Abh. Delattinia, 35/36: 455–485.
- ZINNERT, K.-D. (1966): Beitrag zur Faunistik und Ökologie der in der Oberrheinebene

und im Südschwarzwald vorkommenden Satyriden und Lycaeniden (Lepidoptera). –
Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br., 56: 77–41.

Anschrift des Verfassers:

THOMAS BAMANN
Altenhaustraße 2
71111 Waldenbuch
Email: T.Bamann@web.de



Abb. 1: Der Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) ist der jahreszeitlich am frühesten fliegende einheimische Mohrenfalter und kann meist von Mai bis Ende Juni angetroffen werden. Er ist durch die dunkle Grundfarbe und die Anordnung der Augenflecken auf der Flügelunterseite gut von den anderen *Erebia*-Arten zu unterscheiden. Foto: THOMAS BAMANN, 20.05.2009.

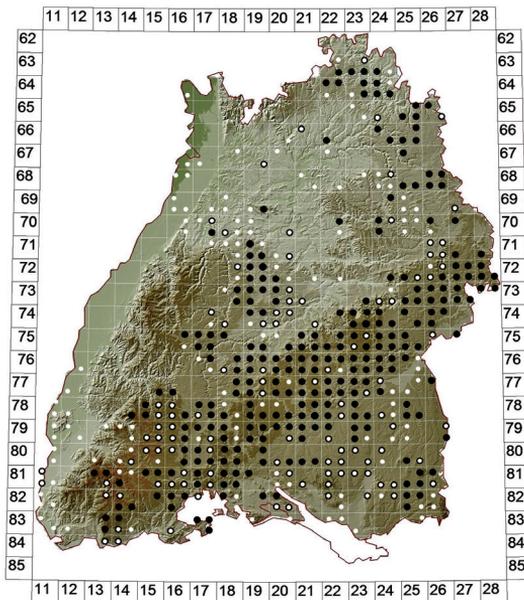


Abb. 4: Rezente Verbreitung von *E. medusa* in Baden-Württemberg. Schwarze Punkte: Nachweise nach 2000; schwarz gerandete Punkte: Nachweise nach 1980; weiße Punkte: Nachweise vor 1980. Quellen: Eigenes Datenarchiv, mehrheitlich Nachweise des Naturkundemuseums Karlsruhe.



Abb. 2: Der Graubindige Mohrenfalter (*Erebia aethiops*) fliegt im Juli und August. Das Foto zeigt eine Kopula mit dem Weibchen oben und dem Männchen unten. Die Art ist anhand der namensgebenden grauen Binde relativ einfach zu identifizieren. Foto: THOMAS BAMANN, 26.07.2011.

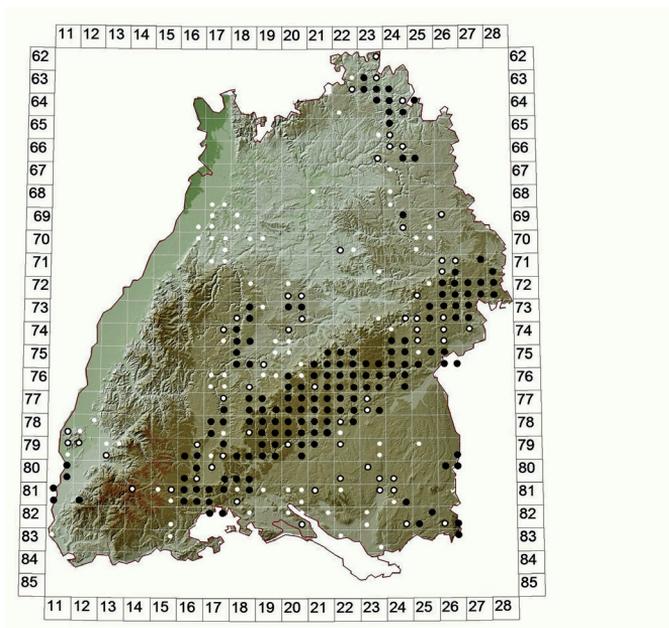


Abb. 12: Rezente Verbreitung von *E. aethiops* in Baden-Württemberg. Schwarze Punkte: Nachweise nach 2000; schwarz gerandete Punkte: Nachweise nach 1980; weiße Punkte: Nachweise vor 1980. Quellen: Eigenes Datenarchiv, mehrheitlich Nachweise des Naturkundemuseums Karlsruhe.



Abb. 3: Der Weißbindige Mohrenfalter (*Erebia ligea*) fliegt etwa zeitgleich mit dem Graubindigen Mohrenfalter (*Erebia aethiops*) von Ende Juni bis Ende August. Die Art ist in Baden-Württemberg mithilfe der unterseitigen weißen Flügelbinde nicht zu verwechseln. Foto: THOMAS BAMANN, 16.07.2011.

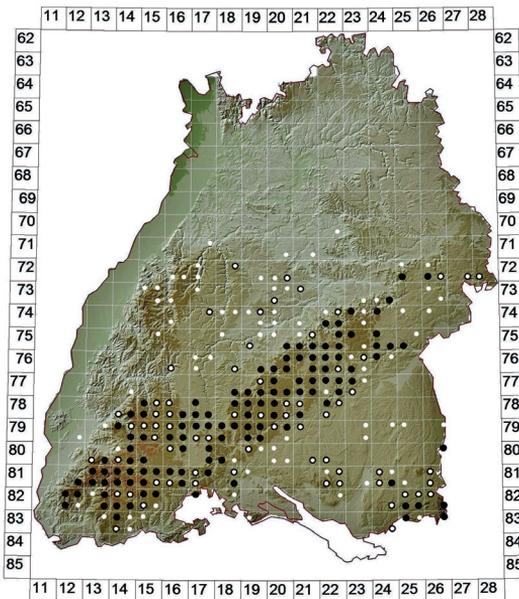


Abb. 21: Rezente Verbreitung von *E. ligea* in Baden-Württemberg. Schwarze Punkte: Nachweise nach 2000; schwarz gerandete Punkte: Nachweise nach 1980; weiße Punkte: Nachweise vor 1980. Quellen: Eigenes Datenarchiv, mehrheitlich Nachweise des Naturkundemuseums Karlsruhe.

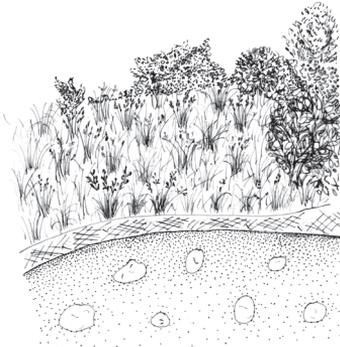


Abb. 5: Schema eines charakteristischen Eiablage- und Larvalhabitats von *E. medusa*. Die magere und streureiche Brache ist durchsetzt von zahlreichen Horsten der Wirtspflanze *Festuca ovina*. Vereinzelt Schlehenbüsche weisen auf den brachen Charakter der Fläche hin. Beschattende größere Bäume fehlen, Saumbereiche aus Gebüschern erlauben ein geschütztes Mikroklima.

Abb. 6: Charakteristische Eiablagestelle von *E. medusa* in den Oberen Gäuen (Weil der Stadt-Schafhausen). Gut zu erkennen ist der magere Charakter der Fläche mit gering produktiven Gräsern (vornehmlich Wirtspflanzen aus der Gattung *Festuca*). Die Fazies aus Altgras gewährleistet zum einen geeignete mikroklimatische Bedingungen für die Entwicklung der Präimaginalstadien und weist zum anderen auf den brachen Charakter des Larvalhabitats hin. Foto: THOMAS BAMANN, 29.05.2010.



Abb. 7: Charakteristisches Entwicklungshabitat von *E. medusa* im Tauberland (Lauda-Königshofen). Die magere, streureiche und fast ebene Brache weist ideale mikroklimatische Bedingungen für die Präimaginalstadien auf. Die angrenzenden Hänge sind dagegen meist deutlich zu xerotherm und ihre Bodenvegetation zu lückig. Sie werden deshalb ausschließlich als Nektarhabitate genutzt. Foto: THOMAS BAMANN, 05.05.2010.

Abb. 8: Charakteristisches Habitat von *E. medusa* im Albvorland (Ammerbuch-Entringen). Der streureiche Halbtrockenrasen wird nur noch unregelmäßig genutzt, gering produktive Gräser (darunter *Festuca ovina*) bilden eine Wirtspflanzen-Fazies, die die mikroklimatischen Ansprüche von *E. medusa* erfüllt. Foto: THOMAS BAMANN, 29.05.2010.



Abb. 9: Charakteristisches Habitat von *E. medusa* in den Oberen Gäuen (Weil der Stadt-Schafhausen). Der eben liegende Halbtrockenrasen wird nur selten oder überhaupt nicht mehr beweidet. Schlehen-Sukzession (linker Bildrand) dringt in die Fläche vor. Die Vegetation besteht hauptsächlich aus gering produktiven Gräser-Fazies. Foto: Thomas Bamann, 13.05.2009.

Abb. 10: Brachliegendes oder nur sehr sporadisch gepflegtes (Mulchen) Verkehrsbegleitgrünland bietet auf der Schwäbischen Alb (Neufra) ideale Entwicklungsbedingungen für die Präimaginalstadien von *E. medusa*. Gleichzeitig stellen solche Bankette ein wichtiges Verbindungselement für die Populationen der großen Halbtrockenrasen dar. Foto: THOMAS BAMANN, 05.06.2009.

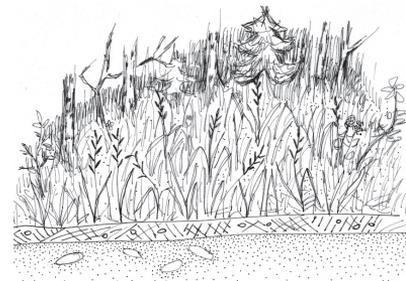


Abb. 11: Charakteristisches Habitat von *E. medusa* in Oberschwaben (Leutkirch). Die rekultivierte bzw. verfüllte und dann eingesäte Kiesgrube ist dicht mit Fazies gering produktiver Gräser (v.a. *Festuca rubra*) bewachsen. Für *E. medusa* bieten sich flächig sehr gute Entwicklungsbedingungen, solange Goldrutenbestände (Bildvordergrund) nicht zur Dominanz gelangen. Foto: THOMAS BAMANN, 11.05.2010.

Abb. 13: Schema eines charakteristischen Eiablage- und Larvalhabitats von *E. aethiops*. Der magere und streureiche Saumbereich ist bedeckt von Fazies der Wirtspflanze *Brachypodium pinnatum*. Einzelne vorgelagerte Gehölze weisen auf den Vorwaldcharakter hin. Beschattende größere Bäume fehlen weitgehend.



Abb. 14: Charakteristische Eiablagestelle von *E. aethiops* in den Oberen Gäuen (Unterschwandorf). Die im Übergangsbereich von schwach beweidetem Halbtrockenrasen zu Gebüschsaum wachsende Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) dient als Wirtspflanze. Das Larvalhabitat ist durch die hohen Deckungsgrade von Kraut-, Moos- und Streuschicht geprägt. Die Gehölzaustriebe weisen auf Sukzessionscharakter, die als Nektarpflanzen genutzte Wiesen-Knautie (*Knautia arvensis*) und Skabiosen-Flockenblume (*Centaurea scabiosa*) auf einstiges Magergrünland hin. Foto: THOMAS BAMANN, 04.08.2009.

Abb. 15: Charakteristisches Habitat von *E. aethiops* im Tauberland (Külshiem). Das lichte, von Kiefern dominierte Waldgebiet weist zahlreiche magere, von Gräsern (darunter *B. pinnatum* und *M. caerulea*) dominierte Säume auf, die als Larvalhabitat des Graubindigen Mohrenfalters dienen. Foto: THOMAS BAMANN, 27.07.2010.



Abb. 16: Ausschnitt des letzten besiedelten Habitats von *E. aethiops* im Albvorland (Schönbuch). Die magere und gräserreiche Sukzessionsfläche wurde mit Eiche aufgeforstet. Das auf dem Bild ersichtliche Mosaik und die halboffene Struktur werden in wenigen Jahren von dichtem Wald verdrängt sein. Foto: THOMAS BAMANN, 26.07.2009.

Abb. 17: Habitat von *E. aethiops* in den nördlichen Oberen Gäuen (Unterschwandorf). Die nur noch in Teilbereichen offene Wacholderheide mit xerothermem Charakter wird von der Art primär im oberen Saumbereich am Übergang zum lichten Kiefernwald besiedelt. Hier finden sich auch etwas mesophilere Säume mit der Wirtspflanze Fiederzwenke. Foto: THOMAS BAMANN, 04.08.2009.



Abb. 18: Breitere Stromleitungstrassen können *E. aethiops* als Habitat und Ausbreitungskorridore dienen. Gut zu erkennen ist der magere, von Gräsern (*B. pinnatum*) dominierte Charakter des Habitats. Die im Hintergrund ersichtliche Weihnachtsbaumkultur ist für *E. aethiops* noch unschädlich, nach Beerntung der Bäumchen kann unter günstigen Umständen später eine erneute Habitat-eignung eintreten. Foto: THOMAS BAMANN, 30.07.2009.

Abb. 19: Habitat von *E. aethiops* am Argensüdhang bei Waltersshofen. Die großflächige, von Quellaustritten durchsetzte Offenfläche weist bereichsweise gute Bestände der Waldzwenke auf, die hier als alleinige Wirtspflanze dienen dürfte. Andere infrage kommende Gräser wie *B. pinnatum*, *M. caerulea* oder *C. epigejos* sind auf der Fläche nicht vorhanden. Foto: THOMAS BAMANN, 30.07.2010.

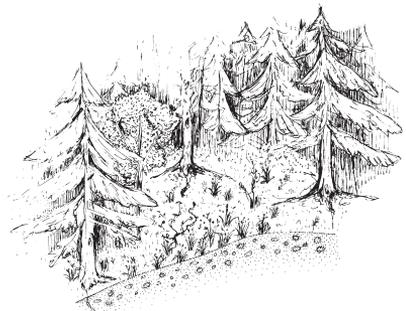


Abb. 20: Sehr lichter Kiefernforst mit Dominanzbeständen der Fiederzwenke als potenzielle Wirtspflanze in der südlichen Oberrheinebene (Hartheim). *E. aethiops* kann hier aufgrund der teilweise noch optimalen Habitatstruktur trotz des warmen Regionalklimas überdauern. Wichtig wären hier ein gründliches Ausstocken der bodennahen Strauchvegetation und eine Sommermahd der Goldrutenfazies. Foto: THOMAS BAMANN, 31.07.2010.

Abb. 22: Schema eines charakteristischen Eiablage- und Larvalhabitats von *E. li-gea* im Schwarzwald (Vöhrenbach). Der struktur- und nischenreiche, magere Waldsaum wird von Beständen der Wirtspflanze Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) geprägt. Das Mikroklima ist durch die leichte Beschattung umgebender Bäume und die montane Lage als frisch-feucht zu bezeichnen.



Abb. 23: Charakteristische Eiablagestelle von *E. ligea* auf der Schwäbischen Alb. Der lichte Waldbestand wird von Fazies der Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) bedeckt. Kleinere Bäume und Sträucher weisen auf den Sukzessionscharakter der Fläche hin. Neben *E. ligea* kommt auch *E. aethiops* abundant am Fundort vor. Foto: THOMAS BAMANN, 25.07.2010.

Abb. 24: Charakteristisches Habitat von *E. ligea* am nördlichen Albtrauf (Jungingen). Lichte, struktur- und gräserreiche Hangwälder am Albtrauf und angrenzende versaumte Halbtrockenrasen bieten *E. ligea* noch Lebensraum. Die Art ist hier vereinzelt entlang der mit Blütenpflanzen und Gräsern (*B. pinnatum*, *M. caerulea*) bewachsenen Wegränder und in den wenigen verbliebenen lichten Waldbereichen anzutreffen. Foto: THOMAS BAMANN, 09.07.2010.



Abb. 25: Habitat von *E. ligea* im Südschwarzwald (Feldberg). Die lichten, abwechslungsreichen Fichtenwälder, die regelmäßig von kleineren Lichtungen, Wiesen oder Weiden unterbrochen werden, bieten der Art einen sehr gut geeigneten Lebensraum. Die gräserreichen Saumbereiche werden u.a. von den Wirtspflanzen aus der Gattung *Luzula* gebildet. Foto: THOMAS BAMANN, 13.07.2010.

Abb. 26: Habitat von *E. ligea* auf der Adelegg (Schleifertobel). Die luftfeuchten, tief eingeschnittenen Tobel sind überwiegend mit Nadel-Mischwald bestockt. Lichte Bereiche oder etwas breitere Tobelsohlen ermöglichen der Art diese Habitate zu besiedeln. Die Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) ist in lichten Hangbereichen weit verbreitet. Foto: THOMAS BAMANN, 16.07.2010.