Anthes, N. & A. Nunner (2006): Populationsökologische Grundlagen für das Management des Goldenen Scheckenfalters, *Euphydryas aurinia*, in Mitteleuropa. – In: Fartmann, T. & G. Hermann (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde. Heft 68 (3/4): 323–352.

Populationsökologische Grundlagen für das Management des Goldenen Scheckenfalters, *Euphydryas aurinia*, in Mitteleuropa

Nils Anthes & Andreas Nunner, Tübingen

Abstract: Population ecology and management of the marsh fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia*, in Central Europe.
The endangered marsh fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775), has recently suffered substantial population declines in Central Europe. In order to identify the major deficiencies in our knowledge of the species' conservation biology, we review and evaluate the available information on population ecology, life cycle and habitat preferences. Habitat requirements in damp habitats are comparably well understood, although some aspects including the quality of food plants require further exploration. In contrast, we almost completely lack detailed investigations of oviposition preferences and other key life history aspects from calcareous grassland, and those deserve our prime future attention. The effects of various management types on *E. aurinia* populations have not yet been sufficiently addressed and require experimental field studies. Understanding such effects appears crucial in defining regionally optimised management strategies for this species.

Zusammenfassung

Im Rahmen einer Literaturübersicht dokumentieren wir den aktuellen Kenntnisstand zur Populationsökologie des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia* [Rottemburg, 1775]) in Mitteleuropa, identifizieren die wesentlichen schutzrelevanten Kenntnisdefizite und geben Handlungsempfehlungen bezüglich prioriär zu bearbeitender Fragestellungen. Populationsynamik, Lebenszyklus und Habitatansprüche von Feuchtpopulationen des Falters sind inzwischen mit Ausnahme einiger Details zufriedenstellend dokumentiert. Entsprechende Kenntnisse von Trockenstandorten sind dagegen unzureichend und bedürfen vorrangiger Bearbeitung. Weitere Defizite bestehen in Grundlagendaten, die eine Bewertung unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme für ein Management von *E. aurinia*-Populationen ermöglichen könnten. Hier sollten experimentelle Ansätze Klärung verschaffen. Der derzeitige Kenntnisstand verdeutlicht, dass die Wirkung von Pflegemaßnahmen stark von standörtlichen Gegebenheiten beeinflusst wird und daher regionalisierte Managementkonzepte erforderlich sind.

1 Einleitung

Der für eine Reihe europäischer Tagfalter seit Mitte der 1950er Jahre ermittelte Bestandsrückgang übertrifft in seiner Geschwindigkeit die bei vielen anderen Tiergruppen registrierten Entwicklungen (THOMAS & MORRIS 1994, THOMAS et al. 2004). So ist für den in der frühindustriellen Kulturlandschaft Mitteleuropas weit verbreiteten Goldenen Schekkenfalter *Euphydryas aurinia* (Rottenburg, 1775) ein beachtlicher Arealverlust dokumentiert (VAN SWAAY & WARREN 1999, PRETSCHER 2000, ANTHES et al. 2003b). Nicht zuletzt in Folge der Aufnahme des Goldenen Scheckenfalters in Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtline (FFH, 92/43/EEC) ist das wissenschaftliche und naturschutzpolitische Interesse an *E. aurinia* erheblich angestiegen. Seither beschreiben zahlreiche populationsökologische Studien Lebenszyklus, Populationsstruktur und Habitatansprüche der Art (z.B. FISCHER 1997, ANTHES et al. 2003b, THOSS et al. 2005). Bezüglich der praktischen Umsetzung dieser Erkenntnisse in Managementmaßnahmen bestehen jedoch Defizite: Die genauen Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Überlebensfähigkeit der Falterpopulationen sind unzureichend bekannt (vgl. DE BOISSIEU 2000, ANTHES et al. 2003a, BRÄU & NUNNER 2003, HULA et al. 2004). Gleichzeitig scheinen verschiedentlich eingeleitete Schutzmaßnahmen den Rückzug des Falters bestenfalls verlangsamen, jedoch nicht erkennbar stoppen zu können (Übersichten bei PRETSCHER 2000, ANTHES et al. 2003b).

Vor diesem Hintergrund bündeln wir die Vielzahl vorhandener Informationen und leiten wesentliche Faktoren für den Schutz des Falters ab. Folgende Prozesse und Requisiten, die für die Persistenz von Falterpopulationen von entscheidender Bedeutung sind, stehen dabei im Mittelpunkt: (i) Populationsstruktur und -dynamik, (ii) Imaginalhabitate, (iii) Wirtspflanzen und (iv) Larvalhabitate. Darauf aufbauend werden anschließend verschiedene Managementaßnahmen für *E. aurinia* bewertet. In den entsprechenden Abschnitten wird zunächst der aktuelle Kenntnisstand aufbereitet. Dabei greifen wir soweit möglich auf Studien aus Mitteleuropa zurück, die zum Teil durch gezielte Nachfragen bei mit der Art vertrauten Entomologen ergänzt wurden. Anschließend geben wir Hinweise zu den wesentlichen schutzrelevanten Kenntnislücken, die zügig durch entsprechende Untersuchungen geschlossen werden sollten. Auf regionalspezifische Befunde gehen wir gezielt ein und heben die Bedeutung standörtlich und geografisch bedingter Unterschiede in der Habitatnutzung und entsprechend der notwendigen Pflegemaßnahmen hervor.

2 Populationsstruktur und -dynamik

2.1 Kenntnisstand

Bereits seit den frühen Untersuchungen an *Euphydryas aurinia* in Großbritannien (FORD & FORD 1930) ist bekannt, dass der Falter in räumlich vernetzten Teilpopulationen (sog. *Metapopulationen*) lebt. In einem derartigen Gefüge kann die Extinktion einzelner Habitate kompensiert werden, wenn die Dynamiken verschiedener Teilpopulationen asynchron verlaufen und unregelmäßiger Individuenaustausch zwischen den Flächen besteht (vgl. HANSKI 1999). Die Existenz zeit-räumlich dynamischer Metapopulationen wurde inzwischen für das gesamte Areal der Art von Westeuropa bis China nachgewiesen (WARREN 1994, LEWIS & HURFORD 1997, WAHLBERG et al. 2002, ANTHES et al. 2003a, JOYCE & PULLIN 2003, WANG et al. 2003, 2004, HULA et al. 2004, ULRICH 2004; vgl. Tab. 1). Für Schutzkonzeptionen besonders relevant ist zum einen, dass auch unbesiedelte Habitatpatches (= potenziell geeignete Flächen mit Vorkommen der Wirtspflanzen) wichtiger Bestandteil eines räumlich kohärenten Gebietsschutzes sind. Zum anderen sind geeignete Habitate in geringer räumlicher Distanz zu erhalten: Ein regelmäßiger Austausch zwischen *E. aurinia*-

Tab. 1: Schutzrelevante Parameter zu Lebenszyklus und Populationsstruktur von *E. aurinia*. Die Angaben entstammen soweit möglich Untersuchungen in Mitteleuropa.

Parameter	**Habitattyp**		**Quellen**
	Niedermoore, mageres Feuchtgrünland	**Kalkmagerrasen**	
Flugzeit*	Mitte/Ende 5 – Anf. 7	Anf. 5 – Mitte 7	(1), (4), (10), (11), (12)
Verweildauer Männchen [d]**	Ø 5–10, max. 13	Ø 9, max. 27	(2), (4), (6), (8), (10), (12)
Verweildauer Weibchen [d]**	Ø 3–9, max. 12	Ø 6, max. um 20	(2), (4), (6), (8), (10), (12)
Gelegegrößen	Ø um 250 (70–390)	?	(5), (7), (10), (14)
Dauer des Eistadiums [d]	Ø um 30 (18–39)	?	(10), (13)
Populationsgröße**	Ø um 150 (bis >1.000)	Ø um 200 (bis 900)	(3), (6), (10), (11), (12)
Wanderdistanzen Männchen [m]**	Ø 50 – 150, max. 1.300	bis 2.200***	(4), (6), (8), (11), (12)
Wanderdistanzen Weibchen [m]**	Ø um 150, max. 8.500	bis 2.200***	(4), (6), (8), (11), (12)
Besiedlungs-/Extinktionsdynamik?	Ja	?	(8), (9), (11)
Faktoren			(8), (9), (11)
Flächengröße	ja	?	
Wirtspflanzendichte	ja	?	
Isolation	(ja)	?	
Bewirtschaftung/Sukzessionsst.	ja	?	

* Flugzeit stark von der Höhenlage und jährlicher Witterung abhängig
** geschätzt aus Markierungsuntersuchungen für Einzelflächen
*** Zuordnung zu Männchen und Weibchen nicht ganz klar, zudem können keine mittleren Distanzen angeben werden.
? Systematische Untersuchungen zum entsprechenden Parameter liegen nicht vor
Quellen: (1) EBERT & RENNWALD (1991), (2) WARREN (1994), (3) GOFFART et al. (1996), (4) FISCHER (1997), (5) WAHLBERG (2000), (6) GOFFART et al. 2001, (7) FISCHER & REINHARDT (2001), (8) WAHLBERG et al. (2002), (9) ANTHES et al. (2003a), (10) ANTHES et al. (2003b), (11) HULA et al. (2004), (12) ULRICH (2004), (13) THOSS (2004), (14) Dolek n.p.

Kolonien erfolgt nur über eine Entfernung von wenigen 100 m, ausnahmsweise mehreren Kilometern (z.B. WARREN 1994, WAHLBERG et al. 2002, ULRICH 2004).

Während Metapopulationsstudien lange Zeit von einer Analyse der Faktoren Habitatgröße, Habitatqualität und Isolation dominiert wurden (vgl. Tab. 1), wird nun zunehmend auch die Bedeutung der zwischen den eigentlichen Habitaten gelegenen „Landschaftsmatrix" für die Wanderbewegungen von Tagfaltern erkannt (RICKETTS 2001, CHARDON et al. 2003, DENNIS 2004). Ein solcher für Schutzkonzepte relevanter Effekt deutet sich auch für *E. aurinia* an, ist jedoch in seiner genauen Ausprägung umstritten. So fand ULRICH (2004) wandernde Falter außerhalb der eigentlichen Habitatpatches mehrheitlich entlang von nektarreichen Säumen, ohne dass allerdings ausreichend geklärt werden konnte, inwieweit diese tatsächlich notwendig für Ausbreitungsbewegungen sind. Weiterhin bezeichnet PORTER (1981) Hecken- und Waldstrukturen als Ausbreitungshindernisse, während zumindest in Süd-Finnland Schlagfluren in Wäldern ein wichtiger Bestandteil dortiger Metapopulation sind (WAHLBERG et al. 2002). Laufende Arbeiten in Westböhmen deuten ebenfalls an, dass Wanderbewegungen der Falter durch Barrieren wie Waldstreifen negativ beeinflusst wurden (FRIC et al. 2005). Zur tatsächlichen Bedeutung der Landschaftsmatrix für Ausbreitungsbewegungen besteht demnach noch Klärungsbedarf.

Warum sind asynchrone Populationsdynamiken innerhalb eines Metapopulationssystems von so großer Bedeutung? An *E. aurinia* lässt sich dies gut aufzeigen, ist die Art doch für ihre enormen *Populationsschwankungen* bekannt (FORD & FORD 1930). Selbst individuenstarke Teilpopulationen können innerhalb kurzer Zeit weitgehend „zusammenbrechen" und sind daher wie jede andere Teilpopulation einem natürlichen Aussterberisiko ausgesetzt. Erfolgen solche Schwankungen in benachbarten Kolonien zu unterschiedlichen Zeitpunkten, so können verwaiste Habitatpatches immer wieder neu besiedelt werden. Im Sächsischen Vogtland beispielsweise schwanken die jährlichen Bestandsgrößen in Abhän-

gigkeit von der Witterung: So erreichten auf mikroklimatisch besonders kühlen Flächen nach dem nasskühlen Spätsommer 2004 viele Raupen vor der Überwinterung lediglich das 2. Larvenstadium (THOSS et al. 2005), andere dagegen wie üblich das 4. Larvenstadium. Da L_2-Raupen die Überwinterung vermutlich kaum überleben (ELIASSON & SHAW 2003), ist das Aussterben einzelner Teilpopulationen abzusehen, eine Wiederbesiedlung von benachbarten Flächen aber möglich. Umgekehrt könnten kühlere Mikrohabitate in besonders trockenwarmen Jahren höhere Überlebenschancen bieten und damit das Überleben der Metapopulation sicherstellen. Ähnliche Effekte fanden ANTHES et al. (2003b) im Allgäu: In benachbarten Kolonien unterschieden sich die Schlupftermine in Abhängigkeit von der mikroklimatischen Lage und der Wirtspflanzennutzung. Zusätzlich wuchsen Raupen auf *Succisa pratensis* langsamer als auf *Gentiana asclepiadea*. Selbst solche geringfügigen phänologischen Unterschiede können bewirken, dass Teilpopulationen unterschiedlich stark von Zufallsereignissen wie Witterung oder Bewirtschaftung betroffen sind und damit deren negative Auswirkungen mildern.

Populationsschwankungen werden zusätzlich durch den Befall der Raupen mit hoch spezifischen *parasitoiden Brackwespen* (Braconidae, Microgastrinae) ausgelöst (PORTER 1983, s. auch KANKARE & SHAW 2004, KANKARE et al. 2005). Deren Einfluss in Mitteleuropa ist allerdings derzeit unzureichend bekannt. Einzelbeobachtungen schlüpfender Brackwespen (*Cotesia bignelli, Cotesia* spec.) aus posthibernalen Raupen liegen jedoch z.B. aus Sachsen (THOSS et al. 2005) und aus dem Alpenvorland (Nunner n.p.) vor. Eine mehrjährige Erfassung des Befalls durch *Cotesia melitaearum* in Schweden haben ELIASSON & SHAW (2003) vorgelegt. Dabei waren erwachsene Raupen nach der Überwinterung stärker betroffen als die ersten vier Larvenstadien vor der Diapause. Entscheidend ist, dass der bei *E. aurinia* natürlicherweise hohe Parasitierungsgrad einen erheblichen Einfluss auf die Populationsgrößen haben kann (FORD & FORD 1930, PORTER 1981, 1983) und daher starke Populationsschwankungen nicht unbedingt auf Veränderungen der Habitatqualität zurückzuführen sind.

Trotz der dargestellten Bedeutung von Metapopulationen gibt es immer wieder Beispiele kleinflächiger, isolierter *Einzelpopulationen* mit erstaunlich langer Persistenz. Eine seit Mitte der 1980er Jahre bekannte Population auf einer alljährlich gemähten Magerwiese nahe Baden-Baden hält sich seither auf ± konstantem Niveau, obwohl die nächsten Vorkommen > 10 km entfernt liegen (Hofmann schriftl.). Begünstigt wird dies möglicherweise durch das Fehlen anderer Scheckenfalter-Arten und damit möglicherweise auch der auf Scheckenfalter parasitierenden Brackwespen in der näheren Umgebung. Berichte über isolierte Einzelvorkommen liegen auch aus Mecklenburg-Vorpommern (Wachlin schriftl.) sowie aus dem Bayerischen Voralpenland (BRÄU & NUNNER 2003) vor. Die Chancen für den Erhalt solcher Einzelpopulationen sind ohne begleitende Maßnahmen zur Erweiterung des Habitatangebotes als gering einzustufen. Mehrjährige Stabilität zum Beispiel im Zuge mehrerer aufeinander folgender trocken-warmer Sommer mag hier eine scheinbare Persistenz vortäuschen, die mit einem einzigen stochastischen Umweltereignis bereits zunichte gemacht werden kann. So erloschen zwei kleine Populationen bei Geisingen auf der Baaralb sowie im Alb-Wutach-Gebiet bei Untermettingen trotz Habitatoptimierung nach einem verregneten Frühjahr 2003 (Karbiener schriftl.). Eine Wiederbesiedlung von umliegenden Flächen ausgehend ist in solchen Fällen ausgeschlossen. Wesentlicher Bestandteil von Schutzmaßnahmen sollte daher die Bereitstellung weiterer potenzieller Habitate im nahen Umfeld sein.

Genauere Analysen von *Populationsgrößen* und *Siedlungsdichten* mitteleuropäischer Populationen auf Basis der Erfassung von *Raupengespinsten* liegen für einige Regionen bzw. einzelne Populationen des nördlichen Alpenvorlandes, für Sachsen und für die Tschechische Republik vor. Bei einer umfangreichen Übersichtskartierung im Landkreis Ravensburg, dem aktuellen Verbreitungsschwerpunkt von *E. aurinia* in Baden-Württem-

berg, waren nur 31 von fast 600 untersuchten Streuwiesen besiedelt (NUNNER 2003). Die einzelnen Fundorte ließen sich 10 verschiedenen Populationen zuordnen, die teilweise < 10, maximal aber 85, 93 bzw. 137 Raupengespinste aufwiesen. Die maximal festgestellte Dichte lag bei 70 Gespinsten/ha. In 18 verschiedenen Untersuchungsgebieten im bayerischen Voralpenland zeigten sich ebenfalls extreme Unterschiede in den Bestandsgrößen (BRÄU & NUNNER 2003): 12 Gebiete wiesen < 50, drei sogar < 10 Gespinste auf. Bestandsgrößen zwischen 51 und 250 Gespinsten ergaben sich für vier Vorkommen, in den beiden individuenreichsten Populationen wurden 364 bzw. 522 Gespinste gezählt, bei maximalen Dichten von 150–200 Gespinsten/ha.

Auf insgesamt 99 untersuchten Streuwiesenpatches östlich und nördlich des Forggensees (Südbayern) fand ANTHES (2002 und n.p.) auf insgesamt 35 Teilfächen zwischen 1 und 78 Gespinste, wobei große Flächen nur teilweise erfasst werden konnten und die geschätze Anzahl Gespinste maximal 200 erreichte. Die meisten Flächen wiesen 5–30 Gespinste auf, bei Dichten zwischen 20 und 50 Gespinsten/ha *Succisa*-Wuchsfläche (maximal 120/ha). In sechs Schutzgebieten im „Grünen Band" Sachsens erbrachte eine Zählung im Jahr 2002 insgesamt 274 Raupengespinste mit 19–149 Gespinsten bzw. Gelegen pro Gebiet (THOSS 2004). Eine Bestandskontrolle im Folgejahr ergab für das am stärksten besiedelte Gebiet sogar einen Anstieg auf 465 Gespinste (THOSS et al. 2005). In Westböhmen schließlich wiesen 23 von 30 Kolonien < 10 Gespinste auf, nur in vier Gebieten lag die Bestandsgröße bei 50–100 Gespinsten (HULA et al. 2004).

Einfache Bestandsgrößenschätzungen, die auf *Zählungen von Faltern* beruhen, existieren für die Vorkommen in den saarländischen Kalkgebieten des Bliesgaus (ULRICH 2003). Der Autor schätzt die Anzahl der aktuellen Populationen in diesem Naturraum auf mindestens 50, mit Populationsgrößen bis über 300 Individuen pro Habitat. Der Gesamtbestand der Region wurde für die Jahre 2001 und 2002 auf jeweils 2.500 bis 3.000 Imagines geschätzt. In einem der saarländischen Fundgebiete wurde der Bestand außerdem mittels einer Fang-Markierung-Wiederfang-Untersuchung detaillierter erfasst (ULRICH 2004). Für das etwa 3,6 ha große Kalkmagerrasengebiet ergab sich eine Populationsgröße von 490 bis 500 Individuen. Deutlich kleiner war dagegen die Population auf einem 5,1 ha Kalkflachmoorhang in Südbayern, wo der Bestand anhand einer Markierungsstudie auf 160 Falter geschätzt wurde (ANTHES et al. 2003b).

Insgesamt zeigen die bislang vorliegenden Angaben aus Mitteleuropa, dass *E. aurinia* in den meisten Gebieten in kleinen (< 250 Imagines bzw. < 100 Gespinste, oft sogar sehr deutlich darunter) bis mittelgroßen Populationen (250–500 Imagines bzw. 100–250 Gespinste) vorkommt. Bestandsgrößen von mehr als 500 Imagines bzw. 250 Raupennestern wurden bislang nur vereinzelt festgestellt. Extrem individuenstarke Populationen mit mehreren tausend Imagines, wie sie aus den riesigen Kalkmagerrasen der Salisbury Plain in Großbritannien gemeldet wurden (WARREN 1994), sind in Mitteleuropa höchstens für sehr großflächige Habitate im Voralpenraum zu erwarten. Insbesondere außerhalb der Kernareale dürften daher die Populationsgrößen ganzer Metapopulationen kritisch für die langfristige Persistenz sein. Für Belgien werden dafür etwa 1740 Individuen veranschlagt (SCHTICKZELLE et al. 2005).

Sobald umfassendere Kenntnisse zu Habitateignung und Mindestflächenbedarf für *E. aurinia* vorliegen, könnten *Wiedereinbürgerungen* in verwaiste, aber nun optimal bewirtschaftete Regionen erwogen werden (vgl. NATURSTYRELSEN 2000). Erste verhalten optimistische Erfahrungen liegen aus Belgien vor (GOFFART et al. 1996, 2001): Im Herbst 1994 wurden zehn und vier Raupennester auf zwei ehemals besiedelte Flächen in den Ardennen und Vogesen eingebracht. Während die erste Fläche bereits 1998 wieder verwaist war, hatte sich auf der zweiten eine kleine Population etabliert. Eine weitere Aussetzung von 10 Weibchen und 2 Männchen 1997 in den Vogesen erbrachte neun Raupenne-

Abb. 1: Überwinterungsgespinst von *E. aurinia* an der Basis von Grashalmen im Alpenvorland (Hammermoos, Westallgäuer Hügelland, 15.9.2002, A. Nunner).

ster im selben Herbst und zahlreiche Falter im folgenden Frühjahr. Auch Karbiener (schriftl.) berichtet aus dem Kaiserstuhl von einer erfolgreichen Umsetzung „einiger" Gespinste 2002 nachdem die Raupen alle verfügbaren Wirtspflanzen kahlgefressen hatten, doch muss hier die weitere Entwicklung abgewartet werden. Wir betrachten Wiedereinbürgerungen jedoch ausdrücklich nur dann als Option, wenn nach dem regionalen Erlöschen einer Metapopulation ein Netz geeigneter Habitate dauerhaft bereitgestellt werden kann. Der Schutz vorhandener (Meta-)Populationen sollte in aktuellen Schutzkonzepten eindeutig Vorrang genießen.

Über den *Lebenszyklus* von *E. aurinia* vor der Überwinterung liegen inzwischen zahlreiche Angaben vor, unter anderem zu Flugzeiten, Gelegegrößen, Entwicklungsdauer von Eiern und Raupen sowie der Anlage der Überwinterungsgespinste (Abb. 1, Tab. 1). Unvollständiger sind dagegen die Angaben zur Entwicklung nach der Diapause, insbesondere was die Aufenthaltsorte der Raupen, deren Futterpflanzen und die Anlage der Puppen angeht. Für einige Regionen deutet sich nach der Diapause die Nutzung eines breiter gefächerten Futterpflanzenspektrums an (Abb. 2, Tab. 2), was mit der Verfügbarkeit geeigneter Nahrungspflanzen zusammenhängen dürfte. In einigen Niedermoorgebieten des Voralpenlandes befressen die erwachsenen Raupen im Frühling z.B. mit Vorliebe die Blüten von Clusius' Enzian (*Gentiana clusii*), während die Eiablage und die Entwicklung der Jungraupen überwiegend an Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) erfolgt (Osthelder 1925, Kraus n.p., Rau n.p.).

Naturschutzfachliche Relevanz besitzt schließlich die Frage eines fakultativ mehrjährigen Entwicklungszyklus in Mitteleuropa. Nachgewiesen wurde dies bereits für die feucht-kühleren Regionen Skandinaviens (Eliasson & Shaw 2003). In Mitteleuropa erscheint dies insbesondere in klimatisch benachteiligten Regionen wie dem Voralpenraum und den Hochlagen der Alpen als Strategie zur Überdauerung ungünstiger Jahre denkbar. Für die Schweizer Alpen wurde ein zweijähriger Zyklus bereits postuliert (SBN 1991).

2.2 Handlungsempfehlungen

- Die weitere Bestands- und Arealentwicklung in Deutschland sollte im Rahmen eines systematischen *Monitorings* dokumentiert werden. Dazu sollten Transektzählungen der Imagines bzw. quantitative Erfassungen von Jungraupengespinsten (FARTMANN et al. 2001, LEOPOLD et al. 2005) in mehreren Kernverbreitungsgebieten und Randarealen erfolgen.
- Systematische mehrjährige Untersuchung der *Populationsdynamik* einiger weniger Kolonien unter besonderer Berücksichtigung der *Parasitoiden* sowie der Effekte der *Landschaftsstruktur* auf Ausbreitungsbewegungen.
- Fortlaufende *Dokumentation isolierter Einzelpopulationen*, um deren Überlebensfähigkeit besser einschätzen zu können, gegebenenfalls begleitet durch populationsgenetische Studien zur Abschätzung möglicher Inzuchteffekte (vgl. HAIKOLA et al. 2001, NIEMINEN et al. 2001).
- Vorbereitung eines Konzeptes zur *Wiedereinbürgerung*, das u.a. eine langjährige

Abb. 2: Erwachsene Raupe von *E. aurinia* nach der Überwinterung beim Fraß an frisch austreibendem Kreuzenzian *Gentiana cruciata* (Amtenhauser Tal, Baden-Württemberg, 29.4.1999, S. Hafner).

Tab. 2: Übersicht über die in Mitteleuropa nachgewiesen Wirtspflanzen von *E. aurinia* (aktualisiert nach ANTHES et al. 2003b). Aufgenommen wurden nur eindeutige Fraßbeobachtungen im Freiland. Zahlreiche weitere Pflanzenarten werden im Herbst von Gespinsten umherstreifender Raupengruppen überzogen bzw. im Frühjahr zum Sonnenbaden benutzt, dienen jedoch nicht als Futterpflanzen. Literaturangaben ohne eindeutige Vermerke bezüglich Fraßspuren bzw. Herkunft aus Zuchten oder Freiland wurden daher nicht übernommen (z.B. in BINK 1992, SETTELE et al. 1999). Wirtstyp: primäre Wirte (p) werden zur Eiablage genutzt, sekundäre Wirte (s) dagegen erst von späteren Larvenstadien in das Nahrungsspektrum aufgenommen. Zudem erfolgt eine Einteilung, ob die Art bereits vor oder erst nach der Diapause genutzt wird.

Familie/Art	Region	Wirtstyp		Diapause		Habitat*	Quelle
		p	s	vor	nach		
Dipsacaceae							
Dipsacus fullonum	Bliesgau, Nordwest-Europa?	-	+	+	-	Zucht!	Ulrich n.p., BINK (1992)
Knautia arvensis	Bliesgau, Kaiserstuhl, Kanton Zürich, Südschweden	+	+	+	+	T	MAZEL (1984a, b), ELIASSON & SHAW (2003), SCHIESS-BÜHLER (2004), ULRICH (2004), Thoss n.p.
Knautia dipsacifolia	Vogesen, Allgäuer Alpen	+	-	+	-	S	Hafner & Heitz n.p., Wagner n.p.
Scabiosa columbaria	nördliches Alpenvorland, Kaiserstuhl, Thüringen, Bliesgau, Werra-Tal	+	-	+	+	T, F	OSTHELDER (1925), MAZEL (1984), EBERT & RENNWALD (1991), WEIDEMANN (1995), ULRICH (2004) u.a.
Scabiosa lucida	Nördliche Kalkalpen	+	-	+	-	T	Nunner n.p., Wagner n.p.
Succisa pratensis	Mitteleuropa, zahlreiche Regionen	+	-	+	+	F, B, (T)	OSTHELDER (1925), EBERT & RENNWALD (1991), ANTHES et al. (2003b), BRÄU & NUNNER (2003), ULRICH (2004) u.a.
Gentianaceae							
Gentiana acaulis (*G. kochiana*)	Schweiz, Alpenhochlagen	+	-	+	+	T	GERBER (1972), SBN (1991)
G. asclepiadea	nördliches Alpenvorland	+	-	+	+	F	EBERT & RENNWALD (1991), ANTHES et al. (2003b), BRÄU & NUNNER (2003), DOLEK et al. (2003)
G. clusii	Südbayern, Salzburger Ebene, Schweizer Alpen	?	+	?	+	F, T	OSTHELDER (1925), SBN (1991), Gros n.p., Kraus n.p., Rau n.p.
G. cruciata	Baden-Württemberg, Süd-Bayern	?	-	+	-	T	Hafner n.p., DOLEK et al. (2003)
G. lutea	Schweiz	-	+		+	T	SBN (1991)
G. pneumonanthe	nördliches Alpenvorland	-	+	+	?	F	ANTHES et al. (2003b)
G. punctata	Allgäuer Alpen	+	-	+	-	B	Bräu n.p., Nunner n.p., Wagner n.p.
G. verna	Südbayern	-	+	-	+	F, T	OSTHELDER (1925)
Menyanthaceae							
Menyanthes trifoliata	nördliches Alpenvorland	-	+	+	-	F	ANTHES et al. (2003b), Nunner n.p.
Valerianaceae							
Valeriana dioica	nördliches Alpenvorland, Südwest-Sachsen	-	+	+	+	F	FISCHER & REINHARDT 2001 (zit. in THOSS 2004), ANTHES et al. (2003b)
V. sambucifolia	Südschweden	-	+	-	+	F	ELIASSON & SHAW (2003)
Caprifoliaceae							
Lonicera xylosteum	nördliches Alpenvorland	-	+	-	+	F	Hundhammer n.p. (Einzelfund)
Asteraceae							
Centaurea jacea	Saarland, Südwest-Sachsen	-	+	+	+	T	Ulrich n.p., FISCHER et al. 2003 (zit. in THOSS 2004)
Centaurea scabiosa	Saarland	-	+	-	+	Zucht!	Ulrich n.p.

Erfolgskontrolle sowie populationsgenetische Analysen zur Abschätzung möglicher Inzuchteffekte umfasst.

- Im Rahmen der *Klimafolgenforschung* wurde inzwischen ein weitreichender Einfluss der rezenten Erwärmung auf Arealgrenzen, Höhenverbreitung, Phänologie und Habitatnutzung von Tagfaltern nachgewiesen (z.B. PARMESAN & YOHE 2003, STEFANESCU et al. 2003). Für *E. aurinia* sind derartige Phänomene bislang nicht untersucht worden, könnten aber den Arealschwund zusätzlich beschleunigen. Zu klären wäre z.B., inwieweit eine Verfrühung der Vegetationsperiode und infolge dessen zunehmende Biomasseproduktion auf oligotrophen Standorten die Larvalhabitate des Falters beeinflussen (vgl. WALLISDEVRIES & VAN SWAAY 2005). Ebenso kann der zunehmende Eintrag von Luftstickstoff die mikroklimatischen und vegetationsstrukturellen Bedingungen auf Magerstandorten nachteilig beeinflussen (z.B. im Kaiserstuhl, Karbiener schriftl.).
- Entwicklung eines Bewertungsschemas, das die Klassifizierung größerer Landschaftsausschnitte nach ihrer Eignung zur langfristigen Sicherung von *E. aurinia*-Kolonien ermöglicht (FOWLES & SMITH 2006).

3 Imaginalhabitate

3.1 Kenntnisstand

Euphydryas aurinia besiedelt *mageres Grünland* i.w.S. entlang verschiedener Standortgradienten von trocken über wechselfeucht und wechseltrocken bis nass, von kalkreich bis kalkarm und von wärmebegünstigten Regionen der planaren und kollinen Stufe wie Kaiserstuhl, Bliesgau und Thüringer Becken über verschiedene Mittelgebirgsregionen bis in die alpine Stufe der Alpen (> 2000 m NN) (siehe Kap. 5 und Tab. 3). Die historische Bedeutung des mesotrophen Wirtschaftsgrünlandes (z.B. Verband *Cynosurion*) ist noch unzureichend geklärt. Aktuell sind nur noch wenige derartige Restvorkommen in Mitteleuropa bekannt (z.B. Westerwald, Nordschwarzwald, teilweise SW-Sachsen), daneben gibt es Vorkommen in mesotrophem Grünland in Südengland (WARREN 1994). Die meisten Autoren sind sich zwar einig, dass ehemals das gesamte Spektrum mageren Wirtschaftgrünlandes besiedelt wurde und erst die flächendeckende Nutzungsintensivierung insbesondere der „mittleren" Standorte die Aufteilung auf extensiv genutzte Grenzertragsstandorte trockener und feuchter Standorte einleitete (vgl. EBERT & RENNWALD 1991, FISCHER 1997, THOSS 2004), eine Dokumentation über ein verbreitetes Vorkommen auf mittleren Standorten für das mitteleuropäische Verbreitungsareal ist uns jedoch nicht bekannt. Selbst extensiv genutzte, d.h. einschürige (Sommermahd) und nur schwach gedüngte Berg-Glatthaferwiesen mit Vorkommen von *Knautia arvenis* und *Centaurea*-Arten als potenzielle Wirtspflanzen sind heute in der Regel zu dichtwüchsig und als Habitat ungeeignet.

Vor dem Hintergrund der bis in die jüngste Zeit breiten Standortamplitude erscheint es fraglich, ob die Trennung von *E. aurinia* in Unterarten bzw. *Ökotypen* in Abhängigkeit von der Habitat- und Wirtspflanzennutzung reale Einheiten wiedergibt, die (bereits) genetisch fixiert sind und damit einen an sich schützenswerten Genpool darstellen. In Fraßexperimenten zeigten Raupen aus französischen Populationen, die jeweils monophag an *Cephalaria*, *Gentiana*, *Lonicera*, *Scabiosa* oder *Succisa* leben, beim Austausch der Wirtspflanzen erhebliche Wachstumsstörungen (MAZEL 1982a, b). MAZEL (1982a, b) ging daher von genetisch bedingten Unterschieden aus und unterschied mehrere Unterarten. Dagegen beobachtete Hehl (pers. Mitt.) keinen maßgeblichen Einfluss verschiedener Futterpflanzen auf Larven von *E. aurinia* unterschiedlicher Herkunft: Raupen von *E. aurinia*-Populationen aus den Voralpen und Alpen, Istrien und Spanien ließen sich problemlos mit *Lonicera xylosteum*, aber auch mit Pflanzen der Gattungen *Dipsacus*, *Knautia* und *Scabiosa* züchten. Allerdings basiert diese Studie auf älteren Larvenstadien, die möglicherweise weniger

Tab. 3: Übersicht über die in Mitteleuropa relevanten Vegetationseinheiten (RENNWALD 2000) in Larvalhabitaten von *E. aurinia*. Es wurden ausschließlich Nachweise von Präimaginalstadien (Eigelege, Raupengespinste) berücksichtigt. Vegetationseinheiten mit besonderer Bedeutung sind mit * gekennzeichnet.

Vegetationseinheit	Anmerkungen	Hauptwirtspflanzen	Regionen (beispielhaft)
Submediterrane Trocken- und Halbtrockenrasen (*Brometalia erecti*)			
Trespen-Halbtrockenrasen* (*Bromion*)	Verschiedene Ausprägungen, z.B. beweidetes *Gentiano-Koelerietum* oder gemähte Esparsetten-Halbtrockenrasen (*Onobrychido-Brometum*)	*Scabiosa columbaria*	Kaiserstuhl (EBERT & RENNWALD 1991), Bliesgau (ULRICH 2003), Thüringisches Becken (Weipert, n.p.); Nördliche Frankenalb (WEIDEMANN 1995), Diemeltal (Fartmann n.p.), Lorraine (GOFFART et al. 1996)
Alpigene Kalk-Magerrasen (*Seslerietalia albicantis*)			
Blaugrasrasen (*Seslerion albicantis*)	z.B. *Carlino-Caricetum sempervirentis*; noch wenig untersucht	*Scabiosa lucida*, *Gentiana clusii*	Nördliche Kalkalpen, z.T. Alpenvorland (ANTHES 2002, Nunner, n.p.)
Borstgras-Gesellschaften (*Nardetalia strictae*)			
Borstgrasrasen der planaren bis montanen Stufe (*Violion caninae*)*	Verschiedene Ausprägungen	*Succisa pratensis*	Westerwald (FASEL 1988), Ardennen (GOFFART et al. 1996), Vogtland (Sachsen, THOSS 2004), Alpenvorland (BRÄU & NUNNER 2003)
Borstgrasrasen der hochmontanen und subalpinen Stufe (*Nardion*)*	Verschiedene Ausprägungen	*Succisa pratensis*, *Gentiana punctata*	Allgäuer Alpen (Bräu & Nunner n.p.)
Heidekraut-Gesellschaften (*Vaccinio-Genistetalia*)			
Subatlantische Ginsterheiden (*Genistion pilosae*)		*Succisa pratensis*	Vogtland (Sachsen, THOSS 1994)
Nass- und Streuwiesen, Hochstaudenfluren (*Molinietalia coeruleae*)			
Waldbinsen-Gesellschaften (*Juncion acutiflori*)		*Succisa pratensis*	Nördliches Alpenvorland (BRÄU & NUNNER 2003), Westerwald (FISCHER 1997)
Eutrophe Nasswiesen* (*Calthion*)	nur magere, einschürige Ausprägungen z.B. von Kohl- und Bachdistelwiesen, Rasenschmielen-Schlangen-Knöterich-Weiden	*Succisa pratensis*	Vogtland, Erzgebirge (THOSS 2004, Grosser n.p.), nördliches Alpenvorland (BRÄU & NUNNER 2003), Westerwald (FASEL 1988)

Vegetationseinheit	Anmerkungen	Hauptwirts-pflanzen	Regionen (beispielhaft)
Pfeifengraswiesen* (*Molinion*)	verschiedene Assoziationen sowohl kalkreicher als auch kalkarmer Standorte	*Succisa pratensis*	Nördliches Voralpenland (ANTHES et al. 2003b, BRÄU & NUNNER 2003, EBERT & RENNWALD 1991), Vogtland (THOSS 2004), Belgien (GOFFART et al. 1996)
Fettwiesen und Weiden frischer Standorte (***Arrhenatheretalia elatioris***)			
Fettweiden (*Cynosurion*)	vor allem Mager-Fettweide (*Festuco-Cynosuretum*)	*Succisa pratensis*	Westerwald (FASEL 1988), Vogtland (THOSS 2004)
Glatthafer-Frischwiesen (*Arrhenatherion*)	magere Ausprägungen	*Succisa pratensis*	Vogtland (THOSS 2004)
Flach- und Zwischenmoore (***Scheuchzerio-Caricetea fuscae***)			
Mesotrophe Zwischenmoore (*Caricion lasiocarpae*)	vor allem Fadenseggenmoor (*Caricetum lasiocarpae*) u. Schnabelseggen-Ried (*Caricetum rostratae*)	*Succisa pratensis*	Nördliches Alpenvorland (ANTHES et al. 2003b, BRÄU & NUNNER 2003)
Braunseggen-Sümpfe* (*Caricion fuscae*)	vor allem Braunseggen-Sumpf (*Caricetum fuscae*) u. Herzblatt-Braunseggensumpf (*Parnassio-Caricetum fuscae*)	*Succisa pratensis*	Nördliches Alpenvorland (ANTHES et al. 2003b), Ardennen (GOFFART et al. 1996)
Kalkflachmoore und Kalksümpfe* (*Caricion davallianae*)	vor allem Mehlprimel-Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum*) u. Davallseggenried (*Caricetum davallianae*)	*Succisa pratensis*	Nördliches Alpenvorland (EBERT & RENNWALD 1991, ANTHES et al. 2003b, BRÄU & NUNNER 2003), Thüringen (Weipert n.p.)
Zwergstrauchreiche Hochmoor-Torfmoosgesellschaften (*Oxycocco-Sphagnetea*)	nur Übergangsmoore, vor allem Bunter Torfmoos-Rasen (*Sphagnetum magellanici*), Rasenbinsen-Hochmoor (*Eriophoro-Trichophoretum cespitosi*)	*Succisa pratensis*	Nördliches Alpenvorland (Bräu & Nunner n.p.)
Großseggenriede (***Magnocaricion***)			
Steifseggen-Ried (***Caricetum elatae***)	schwachwüchsige Formen in mesotrophen Zwischenmooren	*Succisa pratensis*	Alpenvorland (ANTHES et al. 2003b)

wählerisch sind als die Jungraupenstadien (vgl. Tab. 2). Eine populationsgenetische Studie in Frankreich fand ebenfalls keine Unterschiede zwischen Populationen an *Succisa pratensis* und *Scabiosa columbaria* in Nordfrankreich, wohl aber zwischen sympatrischen Populationen an *Succisa pratensis*, *Cephalaria leucantha* und *Lonicera etrusca* im Mittelmeerraum (DESCIMON et al. 2001). Zusammengefasst erscheint die Differenzierung in einen Ökotyp feuchter Standorte und einen Ökotyp trockener Standorte derzeit nicht ausreichend begründet, zumal eine genauere Betrachtung beispielsweise der Habitate im nördlichen Voralpenland zeigt, dass einzelne Kolonien von *E. aurinia* ein breites Spektrum nasser bis wechselfeuchter, z.T. sogar trockener Standorte unter Nutzung mehrerer Wirtspflanzen besiedeln (BRÄU & NUNNER 2003). Gezielte Untersuchungen an räumlich benachbarten Populationen in Feuchtwiesen und Kalkmagerrasen könnten hier Aufschluss geben.

Neben den Vorkommen der Wirtspflanzen und geeigneter Larvalhabitate (Kap. 4 und 5) wird die Qualität der Imaginalhabitate von mehreren Schlüsselrequisiten beeinflusst. *Nektarpflanzen* werden von *E. aurinia* ausgiebig besucht (z.B. DOLEK & GEYER 1997, ANTHES et al. 2003b, HULA et al. 2004, Zusammenfassung der nachgewiesenen Nektarpflanzen bei THOSS 2004). Dabei deuten alle bislang vorgelegten Studien an, dass keine ausgeprägten Präferenzen für bestimmte Pflanzenarten, Familien, Infloreszenztypen oder Blütenfarben bestehen, sondern das vorhandene Blütenangebot opportunistisch genutzt wird. Für Schutzmaßnahmen erscheint es daher ausreichend, ein unspezifisches Blütenangebot zur Flugzeit sicherzustellen.

Ansitzwarten werden zum Sonnen sowie als Schauplätze für die Partnerwahl benötigt. Hierzu dienen einzelne, über die umgebende Vegetation aufragende Einzelpflanzen oder Gebüschgruppen. Auch deren Vorhandensein dürfte selten einen limitierenden Habitatfaktor darstellen.

Die Bedeutung von *Windschutz* in Form von Gehölzstrukturen wird regional unterschiedlich bewertet. Im „Grünen Band" in SW-Sachsen bevorzugen die Falter bei augenscheinlich vergleichbarer Habitateignung direkt benachbarter Flächen (Angebot an Nektarpflanzen und Wirtspflanzen, Vegetationsstruktur) insbesondere an windigen Tagen die Nähe zu Vertikalstrukturen und legen hier mehr Gelege (THOSS et al. 2005). Indirekte Effekte wie z.B. Wärmestau und damit eine begünstigte Larvalentwicklung könnten hier eine Rolle spielen. Auch GOFFART et al. (1996), ULRICH (2003) und Karbiener (schriftl.; Kaiserstuhl) vermuten eine Bedeutung von schützenden Heckenstrukturen, ohne dies allerdings durch eine Analyse der Habitatstrukturen an windgeschützten und windoffenen Bereichen belegen zu können. Andererseits besiedelt *E. aurinia* völlig windoffene Flächen im Bayerischen Alpenvorland und in den Allgäuer Alpen in teilweise hohen Dichten. Hier scheint weniger der Windschutz *per se* als vielmehr das Angebot an geeigneten Strukturen in der Krautschicht ausschlaggebend zu sein (ANTHES et al. 2003b). Da Säume entlang von Gehölzen oft mehr Nektarpflanzen und kräftigere Futterpflanzen aufweisen als die zentralen Bereiche gemähter Streuwiesen, konzentrieren sich automatisch auch die Falter entlang von Hecken, ohne dass Windschutz der entscheidende Faktor sein muss.

3.2 Handlungsempfehlungen

- Abschätzung der *genetischen Isolation* benachbarter Populationen auf Feuchtwiesen (*Succisa*) und Kalkmagerrasen (*Scabiosa*) („*Ökotypen*"). Etablierte populationsgenetische Methoden für Tagfalter sind vorhanden (z.B. Allozym-Elektrophorese: JOHANNESEN et al. 1996, SCHMITT & SEITZ 1999, VEITH et al. 1999, JOYCE & PULLIN 2003; Diversität mitochondrialer Haplotypen: JOYCE & PULLIN 2001, LAI & PULLIN 2004; „DNA-Fingerprinting" via RAPDs, AFLPs oder DALPs: SHARBEL 1999, VEITH et

al. 1999, VANDEWOESTIJNE & BAGUETTE 2002, WANG et al. 2003).

- Im Hinblick auf die Optimierung von Pflegeplänen sollte die Bedeutung wichtiger *Habitatrequisiten* experimentell überprüft werden, um fehlerhaften Zielrichtungen in der Pflege vorzubeugen. Dazu gehören die Bedeutung von Gehölzstrukturen als Windschutz sowie von Saughabitaten.

4 Wirtspflanzennutzung

4.1 Kenntnisstand

Die Bedeutung verschiedener *Wirtspflanzen* für *E. aurinia* ist inzwischen umfassend dokumentiert (Tab. 2). *Succisa pratensis* oder *Scabiosa columbaria* sind in Mitteleuropa bei allen Vorkommen außerhalb der Alpen von existenzieller Bedeutung. Regional besitzen *Gentiana asclepiadea* (Abb. 3), *G. cruciata* (Abb. 4) und *Knautia arvensis* möglicherweise „populationsstützende" Bedeutung. Gespinstzählungen an *G. asclepiadea* und *S. pratensis* im Alpenvorland deuten an, dass bei Vorkommen beider Wirtspflanzen *Succisa*

Abb. 3: Gespinst von *E. aurinia* am Schwalbenwurz-Enzian *Gentiana asclepiadea* (Hangquellmoor am Bannwaldsee, Ostallgäu, 25.8.2001, N. Anthes).

Abb. 4: Gespinst von *E. aurinia* am Kreuzenzian *Gentiana cruciata* (Amtenhauser Tal, Baden-Württemberg, 23.9.1998, S. Hafner).

Abb. 5: Gelege von *E. aurinia debilis* an einer Jungpflanze des Punktierten Enzians *Gentiana punctata* (Gunzesrieder Tal, Allgäuer Alpen, Juli 2003, A. Nunner).

bevorzugt belegt wird: So erfolgte bei 2.005 (DOLEK et al. 2003) bzw. 10.342 (Neuanalyse der Daten von ANTHES 2002) abgesuchten *Succisa*-Pflanzen im Schnitt an jeder 37ten Pflanze ein Gespinstfund, bei 447 bzw. 3.581 abgesuchten *Gentiana* jedoch nur an jeder 89ten bzw. 69ten Pflanze. In den Alpen ist das Wirtspflanzenspektrum noch ungenügend bekannt. Hinsichtlich der geographischen Verbreitung potenzieller Wirtspflanzen, insbesondere der verschiedenen Enzianarten, sind deutliche regionale Unterschiede zu erwarten. In den Allgäuer Alpen wurden z.B. Gelege bzw. Raupengespinste bislang an *Gentiana punctata* (Abb. 5), *Scabiosa lucida* und *Knautia dipsacifolia* gefunden (Bräu & Nunner n.p., Wagner n.p.). Für die Schweiz werden in SBN (1991) allgemein *Gentiana clusii* und *G. acaulis* als Futterpflanzen der Gebirgsform *E. aurinia debilis* angegeben, wobei unklar ist, ob die Beobachtungen möglicherweise nur erwachsene Raupen nach der Überwinterung betreffen.

Von zahlreichen weiteren Pflanzenarten aus sechs Familien liegen inzwischen eindeutige Fraßbeobachtungen aus dem Freiland vor (Tab. 2), und mit weiteren Neunachweisen ist auch in Zukunft zu rechnen. Für das Management des Falters sind solche sekundären Wirtspflanzen allerdings nur eingeschränkt relevant. Interessanterweise steht der großräumigen Polyphagie des Falters in der Regel eine regionale Oligophagie oder gar Monophagie gegenüber, denn die meisten Kolonien nutzen zumindest vor der Diapause lediglich ein oder zwei Wirtspflanzenarten (vgl. MAZEL 1982a).

Umfangreiche Kenntnisse zu *Eiablagepräferenzen* in Mitteleuropa wurden bislang nur für Feuchthabitate ermittelt (für Details siehe ANTHES et al. 2003a, BRÄU & NUNNER 2003, DOLEK et al. 2003, KONVIČKA et al. 2003, THOSS 2004). Zur Ablage an *Succisa pratensis* und *Gentiana asclepiadea* bevorzugt *E. aurinia* kräftige Pflanzen an gut besonnten und leicht zugänglichen Standorten (z.B. auf kleinen Bulten oder Störstellen). Damit kommt der Struktur der umgebenden Vegetation eine entscheidende Bedeutung zu. Auffallend ist, dass vielfach mehrere Gelege, im Vogtland sogar bis zu 17, an einer einzelnen Pflanze gefunden wurden (z.B. GOFFART et al. 1996, THOSS 2004). Unklar bleibt jedoch, ob Weibchen gezielt bereits belegte Pflanzen aufsuchen (wie von ELIASSON & SHAW 2003 vermutet), oder ob es nicht vielmehr die Qualität einzelner Pflanzenindividuen selber ist, die mehrere Weibchen zur Eiablage bewegt (SINGER et al. 2002). Bezüglich der Eignung einzelner Wirtspflanzenindividuen besteht daher noch Klärungsbedarf. Beim Maivogel (*E. maturna*) fand M. Dolek (n.p.), dass Gelege an mehrfach belegten Pflanzen eine geringere Mortalität aufwiesen. Dies spricht für eine generell bessere Eignung dieser Pflanzen entweder als Nahrungspflanze oder aus mikroklimatischen Gründen.

Fremdablagen an nicht als Raupenfutter genutzten Pflanzen wurden bislang nur vereinzelt nachgewiesen, aber auch noch nicht systematisch untersucht. Die uns vorliegenden Nachweise betreffen Einzelfunde auf einem Keimling der Wald-Engelwurz *Angelica sylvestris* im Allgäu (ANTHES 2002) sowie an Verschiedenblättriger Kratzdistel *Cirsium heterophyllum* und Großem Wiesenknopf *Sanguisorba officinalis* in SW-Sachsen (THOSS 2004). Diese Ablagen erfolgten in direkter Nachbarschaft zur Wirtspflanze (*Succisa pratensis*), auf die die Raupen unmittelbar nach dem Schlupf wechselten. Fremdablagen könnten insbesondere dort von Bedeutung sein, wo die eigentliche Wirtspflanze (z.B. bei fortschreitender Sukzession) für die Weibchen schlecht zugänglich ist.

4.2 Handlungsempfehlungen

- Primäre Bedeutung haben detaillierte Untersuchungen zu *Eiablagepräferenzen auf Trokkenstandorten*, die bislang für Mitteleuropa fehlen. Entscheidend ist dabei, dass nicht nur eine Beschreibung von Eiablagestandorten erfolgt, sondern tatsächlich eine Präferenzanalyse. Forschungsbedarf besteht außerdem hinsichtlich der Wirtspflanzenbindung

in verschiedenen Regionen des Alpenraumes.

- Die Bedeutung ausreichender Versorgung mit *Wirtspflanzen nach der Überwinterung*, ein in Spanien als bedeutend eingestufter Faktor (TEMPLADO 1975), ist in Mitteleuropa nicht untersucht und könnte zum besseren Verständnis der Überlebensfähigkeit von Populationen beitragen.
- In Freiland- und/oder Laborexperimenten sollte klargestellt werden, welche Charakteristika einer Wirtspflanze ihre Qualität als *Eiablagesubstrat* bestimmen (Größe, sekundäre Inhaltsstoffe wie iridoide Glycoside [BOWERS 1981, WAHLBERG 2001], C/N-Verhältnis, Vorhandensein von Gelegen anderer Weibchen, Zugänglichkeit, einfache Verhaltensregeln [z.B. Rückkehr zum Schlupfort], Mikroklima, Behaarung der Blätter bei *Succisa* [vgl. Hinweise bei THOSS 2004], etc.) sowie inwieweit sich der *Futterwert* unterschiedlicher Hauptwirtspflanzen unterscheidet (z.B. Wachstumsraten der Raupen, vgl. MAZEL 1982a, b, ANTHES et al. 2003b).

5 Larvalhabitate

5.1 Kenntnisstand

Die Kenntnisse zum Larvalhabitat von *E. aurinia* insbesondere in *Feuchtgebieten* wurden in den letzten Jahren erheblich erweitert. Eine Übersicht über die pflanzensoziologische Zuordnung der derzeit bekannten Larvalhabitate gibt Tabelle 3. Die Funde konzentrieren sich auf Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriede, doch wird ein breites Spektrum von Borstgrasrasen bis hin zu Übergangsmooren und mesotrophen Großseggenbeständen besiedelt. Entscheidend ist das Vorkommen von Wirtspflanzen in geeigneter Wuchsform und eine lückige Vegetationsstruktur (s. Kap. 4). Positiv beeinflusst wird die Populationsgröße von *E. aurinia* zusätzlich von der Größe und Dichte des Wirtspflanzenbestandes. So stieg im Allgäu die Gespinstdichte mit der Dichte geeigneter (großwüchsiger und zugänglicher) Wirtspflanzen (ANTHES et al. 2003a). Ebenso zeigt eine Korrelations-Analyse der bei BRÄU & NUNNER (2003) dargestellten Daten einen Anstieg der Gespinstzahlen mit der Habitatfläche die *Succisa pratensis* in mittlerer bis hoher Dichte aufweist (Spearman Rangkorrelation, $r_S = 0{,}68$, $n = 18$, $p = 0{,}002$). In Böhmen erhöhte sich der Anteil belegter Wirtspflanzen mit der *Succisa*-Dichte (KONVIČKA et al. 2003). Wie Beobachtungen aus den südbayerischen Moorgebieten zeigen, sind ausreichende Wirtspflanzendichten von großer Bedeutung, da die Jungraupengruppen bis zur Diapause einen Nahrungsbedarf von zwei bis drei *Succisa*-Pflanzen mittlerer Größe aufweisen. Bei hohen *Succisa*-Dichten von 0,5–1 Ind./m^2 gelingt den Raupen ein Wechsel auf benachbarte Wirtspflanzen problemlos. In Gebieten mit geringen Wirtspflanzendichten besteht möglicherweise die Gefahr des Verhungerns. Inwieweit die Jungraupen Nahrungsengpässe durch eine vorgezogene Diapause kompensieren können, ist noch ungeklärt.

Defizite bezüglich der Kenntnis besiedelter Vegetationstypen und Larvalhabitat-Präferenzen bestehen für *Trockenstandorte*. Hier werden vor allem die Bestände des *Bromion* und seiner Verbuschungsstadien von *E. aurinia* besiedelt (Tab. 3). Sowohl im Bliesgau wie auch im Kaiserstuhl scheinen niedrigwüchsige Brachestadien mit schwach entwickeltem Obergrashorizont bevorzugt zu werden (ULRICH 2003, Karbiener schriftl.). Eine detailliertere Kenntnis der Larvalhabitate und ihrer Standortbedingungen ist von entscheidender Bedeutung, um die Eignung verschiedener Pflegemaßnahmen bewerten zu können (s. Kap. 6). Erst dann lassen sich die Schwankungen in den genutzten Larvalhabitatsstrukturen verstehen, und gleichzeitig die oftmals unterschiedlichen Erfahrungen mit bestimmten Pflegemaßnahmen erklären.

5.2 Handlungsempfehlungen

- Vordringlich ist eine systematische Analyse der präferierten Wirtspflanzen und *Larvalhabitate auf Trockenstandorten.*
- Die genaueren Habitatansprüche der *Gebirgsform E. aurinia debilis* sind bislang wenig bekannt und sollten geklärt werden (vgl. Abb. 6).

6 Management

6.1 Beweidung mit Rindern

Voralpine Nieder- und Zwischenmoore unterliegen seit dem Mittelalter vielfach einer großflächigen Beweidung durch (Jung-)Rinder, gelegentlich kombiniert mit einer Nachmahd zur Streugewinnung. Heute existieren extensiv beweidete Allmenden im voralpinen Süddeutschland nur noch vereinzelt, obwohl diese gemeinschaftliche Form der Landnutzung zunehmend ins Interesse der Naturschutzes rückt (LEDERBOGEN et al. 2004). In anderen Regionen Europas gelten großflächige, extensive Rinderweiden vielfach als optimale Lebensräume für *E. aurinia*. Entsprechend ist zwar anzunehmen, dass derartige Flächen vor der Intensivierung der Grünlandwirtschaft auch in Mitteleuropa Schwerpunktvorkommen des Falters beherbergten, doch lässt sich dies nur schwerlich rekonstruieren (Übersicht bei HERMANN & ANTHES 2003).

Aktuelle Vorkommen von *E. aurinia* auf Rinderweiden sind heute auf wenigen Allmendeweiden in voralpinen Mooren (Ostallgäu), auf Feuchtwiesen in Böhmen sowie häufiger auf Almweiden der Allgäuer und Schweizer Alpen bekannt. Historisch belegt sind Vorkommen auf Gemeindeviehweiden im Westerwald (FISCHER 1997). Inwieweit die heute meist auf

Abb. 6: Imaginal- und Larvalhabitat der alpinen Form *E. aurinia debilis* auf Borstgrasrasen einer beweideten Almfläche (Gunzesrieder Tal, Allgäuer Alpen, Juli 2003, A. Nunner).

kleinen Parzellen praktizierte Rinderweide geeignete Habitatstrukturen bereit stellen kann, wird derzeit kontrovers diskutiert. Beim Vergleich von voralpinen Allmendeweiden mit benachbarten Streuwiesen zeigte sich, dass die Weiden tendenziell in geringerer Stetigkeit von *E. aurinia* besiedelt sind (DOLEK et al. 1999) und nur ausnahmsweise als Larvalhabitat genutzt werden (ANTHES et al. 2003a, HERMANN & ANTHES 2003). In einer Folgeuntersuchung fanden sich geeignete Larvalhabitate in mehreren südbayerischen Allmendeweiden, wenn auch mit geringerer Flächenausdehung, Wirtspflanzendichte und Gespinstdichte als auf benachbarten Brachflächen (DOLEK et al. 2003). In Böhmen ergab eine Analyse der Bestandsentwicklung auf 30 Habitat-Inseln, dass selbst extensive Rinderbeweidung das Aussterbe-Risiko erhöht (HULA et al. 2004), was mit einer Reduzierung des Blütenangebotes und der Wirtspflanzen-Wüchsigkeit in Verbindung gebracht wird. Zu ähnlichen Befunden kam DE BOISSIEU (2000) für die Bretagne, wobei sich unter den 41 untersuchten potenziellen Habitaten lediglich drei (unbesiedelte) auf Rinderweiden befanden. GOFFART et al. (1996, 2001) betrachten extensive Beweidung als geeignetes Mittel zur Bewirtschaftung von *E. aurinia*-Vorkommen in Belgien, stützen sich dabei aber scheinbar auf Erkenntnisse aus Nordwest-Europa (z.B. LAVERY 1993, WARREN 1994, LEWIS & HURFORD 1997), die nicht unbedingt auf Mitteleuropa übertragbar sind. Im Alpenraum werden die Imagines von *E. aurinia* zwar häufig auf Almflächen beobachtet, die enge räumliche Anbindung an unbeweidete alpine Rasen erschwert allerdings die Beurteilung dieser Funde im Hinblick auf die Weideverträglichkeit der Präimaginalstadien. Die generelle Eignung von Rinderbeweidung ist damit derzeit ebenso ungeklärt wie die Frage, ob extensive Standweiden mit dauerhaft geringer Besatzdichte oder aber Umtriebsweiden mit kurzer Standzeit in hoher Besatzdichte die bessere Pflegemaßnahme sind. Eine regelmäßige Überprüfung der Besatzdichten in Abhängigkeit von der Entwicklung der Raupen-Futterpflanzen scheint dabei unerlässlich (vgl. SAARINEN et al. 2005).

Zusammengefasst scheint Rinderbeweidung zwar toleriert zu werden und stellt kleinflächig günstige Larvalhabitate zur Verfügung, ist jedoch unter heutigen Bedingungen außerhalb des Alpenraumes eher als pessimal einzustufen (vgl. HERMANN & ANTHES 2003). Unterschiede in der Habitatqualität bestimmter Weiden sind vermutlich durch eine Kombination aus standörtlicher Komposition, den genutzten Wirtspflanzen sowie Intensität und Zeitpunkt der Beweidung bestimmt (vgl. Abbildung 1 und DOLEK et al. 2003). Insbesondere bei großflächigen Moorweiden (Allmenden) ist bei ausreichender standörtlicher Variabilität davon auszugehen, dass einzelne Teilflächen geeignete Larvalhabitatstrukturen aufweisen. Zur Optimierung schlagen DOLEK et al. (2003) vor, durch gezieltes Aussparen von Larvalhabitaten eine gewisse Steuerung der Beweidungsintensitäten zu erreichen. Optimale Zielvorgabe eines Managementkonzeptes sollte allerdings eine möglichst ungelenkte, wenig aufwändige und daher großflächig als Naturschutzmaßnahme einsetzbare Bewirtschaftungsform sein (vgl. LEDERBOGEN et al. 2004).

6.2 Beweidung mit Schafen

Schafbeweidung stellt die traditionelle großflächige Bewirtschaftungsform einiger von *E. aurinia* besiedelter Kalkmagerrasengebiete dar. Dies betrifft insbesondere die bestehenden Vorkommen in Nordfranken, auf der Rhön, in Thüringen, im Werratal (Hessen) sowie ehemalige Vorkommen im Mittleren Diemeltal, nicht dagegen die erloschenen Vorkommen auf der Schwäbischen Alb und Baar-Alb, die überwiegend als Wiesen genutzt wurden, sowie die brachliegenden Kalkmagerrasen im Bliesgau. Obwohl die traditionell ausgedehnte, großflächige und zeit-räumlich dynamische Schafbeweidung offensichtlich geeignete Habitate für *E. aurinia* bereitgestellt hat, ist unklar, ob dies auch für die heute mehrheitlich praktizierte kleinflächige Schafbeweidung in einem meist engen, „vereinheitlichenden" Pflegekorsett zutrifft. Gezielte Untersuchungen über die tatsächlichen Effekte der Schafbeweidung auf Eiablage und Präimaginalstadien in Mitteleuropa stehen bislang

aus. Einzelbeobachtungen zeigen jedoch, dass Schafbeweidung problematisch sein kann: So berichtet KUDRNA (1995), die „stärkste xerothermophile Population" auf der Rhön sei „durch Schafbeweidung vernichtet" worden. Gleichfalls erlitt die letzte individuenstarke Population Hessens seit Einführung der Schafbeweidung erhebliche Bestandseinbußen. Das besiedelte Areal schrumpfte von ehemals vier auf lediglich eine gut besiedelte Fläche (Lange n.p.). Andererseits berichtet Thust (mdl., zitiert aus ULRICH 2003), dass *E. aurinia* auf Trockenstandorten in Thüringen von Hüteschafhaltung profitiert. Allerdings bleibt hier zu klären, ob Hüteschafhaltung auch kleinflächig förderlich sein kann, oder ob sie nur bei großflächiger, raum-zeitlich dynamischer Anwendung durch den Effekt der Offenhaltung mit anschließender Brachephase geeignete Lebensräume bereitstellt.
Auf frischen Standorten gehört Schafbeweidung in Mitteleuropa zur Ausnahme und wird meist von Rinderbeweidung ersetzt (s. Kap. 6.1). Vorläufige Untersuchungen zum Einfluss der Schafbeweidung von Pfeifengraswiesen im „Grünen Band" in SW-Sachsen bestätigen jedoch die Erkenntnisse von Trockenstandorten: Selektiver Verbiss der Wirtspflanze *Succisa pratensis* und großflächige Trittschäden werden als pessimal für *E. aurinia* beurteilt (THOSS 2004, THOSS et al. 2005). Von negativen Effekten bei der Beweidung durch Schafe wird auch aus Großbritannien berichtet (WARREN 1994): Auf mehreren Feuchtstandorten und in einigen Kalkmagerrasengebieten starben Kolonien von *E. aurinia* in Folge einer Schafbeweidung aus.

6.3 Streuwiesennutzung auf Feuchtstandorten

Die einschürige Mahd von Feucht- und Moorstandorten im Spätsommer, Herbst oder Winter zur Gewinnung von Einstreu für die Stallungen war früher in Mitteleuropa eine weitverbreitete Nutzungsform, insbesondere in den stroharmen Regionen der Mittelgebirge, des Alpenvorlandes und der Alpentäler (vgl. StMLU/ANL 1995). Nicht zuletzt aufgrund der Förderung durch den Vertragsnaturschutz blieben größere Reste dieser traditionellen Form der Grünlandnutzung im bayerischen und württembergischen Alpenvorland erhalten. Streuwiesen stellen in Süddeutschland, vermutlich aber auch in den Tieflagen der Schweiz und Österreichs, die wichtigsten Habitate des Goldenen Scheckenfalters dar. Vereinzelte Beobachtungen von durch Mahd zerrissenen Raupengespinsten (Riesch in WEIDEMANN 1995) sowie eine aufkommende Kritik an der oftmals flächendeckend und vorzeitig durchgeführten Streuwiesenmahd im Hinblick auf die Schmetterlingsfauna (HUEMER 1996) gaben Anlass, die Auswirkungen der Streumahd im bayerischen Alpenvorland näher zu untersuchen (BRÄU & NUNNER 2003). In 18 verschiedenen Gebieten mit Bracheanteilen zwischen 0 und 100 % wurden auf einer abgesuchten *Succisa*-Wuchsfläche von 51 ha insgesamt 1.635 Raupengespinste festgestellt. Es zeigte sich, dass in den Gebieten eine z.T. recht unterschiedliche Verteilung von Raupengespinsten auf gemähte und brachliegende Bereiche besteht. In den im September gemähten Flächen konnten im Anschluss an die Mahd die zuvor kartierten Raupengespinste in der Regel kaum wiedergefunden werden. Eine Ausnahme stellten einige vorzeitig, d.h. bereits Anfang August gemähte Flächen dar, auf denen sekundäre Fraßgespinste in großer Anzahl angetroffen wurden. Obwohl die Untersuchung zeigte, dass die Jungraupengespinste durch die Mahd zum größten Teil zerstört werden, ergab sich nicht automatisch eine Bewertung der Streuwiesenmahd als existenzgefährdender Faktor. Insbesondere die Existenz individuenreicher Populationen von *E. aurinia* auf seit Jahren flächendeckend und mit geringer Schnitthöhe gemähten Streuwiesen wird von den Autoren als Beweis erachtet, dass zumindest vitale Populationen selbst durch Mahd ohne Belassung von Brachestreifen nicht im Fortbestand bedroht werden (Abb. 7). So wurden auf der alljährlich ab Anfang September mit Kreiselmähwerk gemähten Streuwiese „Wildberg" 364 Raupengespinste auf einer Gesamtfläche von nur 2,16 ha gezählt. Die zahlreichen Gespinstfunde auf einigen vorzeitig bereits Anfang August gemähten Flächen werden außerdem als direkter Beleg gewertet, dass die Jungraupen die Mahd zu einem großen Teil überleben und in der Lage sind, neue Gespinste zu bil-

Abb. 7: Alljährlich mit Kreiselmäher gemähte Streuwiese (Fidelershof) mit konstant großem Vorkommen von *E. aurinia* (Westallgäuer Hügelland, August 2001, A. Nunner).

den (Abb. 8). Für die im September gemähten Flächen wird vermutet, dass die Raupen die Mahd größtenteils überlebten und lediglich nicht mehr auffindbar waren. Wie die Raupen die Mahd überstehen, welchen Einfluss zusätzliche Parameter wie Schnitthöhen, Schnittzeitpunkt, Mikrorelief des Habitats und das Vorhandensein einer ausgeprägten Moosschicht haben (vgl. Abb. 1) und ob auch einzelne Jungraupen ohne gemeinschaftliches Gespinst überwintern können, ist jedoch ungeklärt.

Die Befunde von BRÄU & NUNNER (2003) werden durch Beobachtungen aus anderen Regionen Mitteleuropas gestützt. Gros (schriftl.) fand nach einer Augustmahd auf einem dicht mit Gespinsten bestückten Kopfbinsenried in der Salzburger Ebene anschließend wieder zahlreiche kleinere Raupengruppen. Im „Grünen Band" Südwest-Sachsens erfolgt derzeit testweise eine einschürige Mahd um die Monatswende Juli/August, also zur Zeit des L_1-Larvenstadiums. Bei den dortigen Vorkommen an *Succisa* sitzen die kleinen Raupengespinste dann bodennah in der Blattrosette und sind möglicherweise von der Mahd nur geringfügig betroffen. Die kommenden Jahre müssen den Erfolg eines solchen Mahdregimes zeigen (Thoss schriftl.), insbesondere wenn Jungraupen-Gespinste nicht vor der Mahd gekennzeichnet und explizit von der Nutzung ausgespart werden.

GOFFART et al. (2001) geben an, dass belgische Populationen an *Succisa pratensis* bei einmaligem Septemberschnitt in 10–15 cm Höhe über Boden nur geringe Gespinstverluste erleiden. Als Alternative empfehlen GOFFART et al. (2001) eine Junimahd, also während der Flugzeit, wobei Eigelege an den Rosettenblättern von *Succisa* bei entsprechender Schnitthöhe ebenfalls verschont bleiben. Bei einem Schnitt zur Flugzeit sollten allerdings Teilflächen ungemäht bleiben, um ein ausreichendes Nektarangebot zu gewährleisten. Auch DE BOISSIEU (2000) empfiehlt für die Bretagne einen hohen Schnitt. Kritisch anzumerken bleibt jedoch, dass derartige Untersuchungen bislang nur die direkten Effekte der Mahd erfasst haben – eine bessere Eignung eines hoch angesetzten Schnittes ist dabei fast eine

triviale Erkenntnis. Entscheidend wäre dagegen die langjährige wissenschaftliche Begleitung eines solchen Pflegeschnittes zur Abschätzung der Effekte eines verminderten Nährstoffaustrages und einer verstärkten Verfilzung der unteren Vegetationsschichten auf die Verjüngung der Wirtspflanzen – und damit auf die Qualität der Larvalhabitate.

Damit deutet sich bereits an, dass neben den unmittelbaren mechanischen Auswirkungen der Mahd auch die indirekten Auswirkungen auf Wirtspflanzen und Habitatstruktur berücksichtigt werden müssen. Auf Standorten mit sehr geringer Produktivität kann eine alljährlich durchgeführte Streuwiesenmahd die Vitalität der Wirtspflanzen *Succisa pratensis* und *Gentiana asclepiadea* schwächen und damit die Habitatqualität mindern. Entsprechend präferiert *E. aurinia* in Kalkflachmooren im Bereich des Forggensees die Eiablage in jungen Brachestadien, da auf alljährlich streugemähten Flächen *Succisa* nur noch kümmerwüchsige Exemplare ausbildet (ANTHES et al. 2003a, DOLEK et al. 2003). Auf nährstoffreicheren Standorten mit wuchskräftigen Vegetationsbeständen bleibt dagegen die für die Eiablage und Larvalentwicklung von *E. aurinia* erforderliche, aufgelockerte Vegetationsstruktur nur bei alljährlicher Mahd erhalten. Insbesondere stärker verschilfte

Abb. 8: Kleines, neu gebildetes Jungraupen-Fraßgespinst nach einer Streuwiesenmahd Anfang September (Pfefferbichl, Ostallgäu, 11.9.2002, N. Anthes).

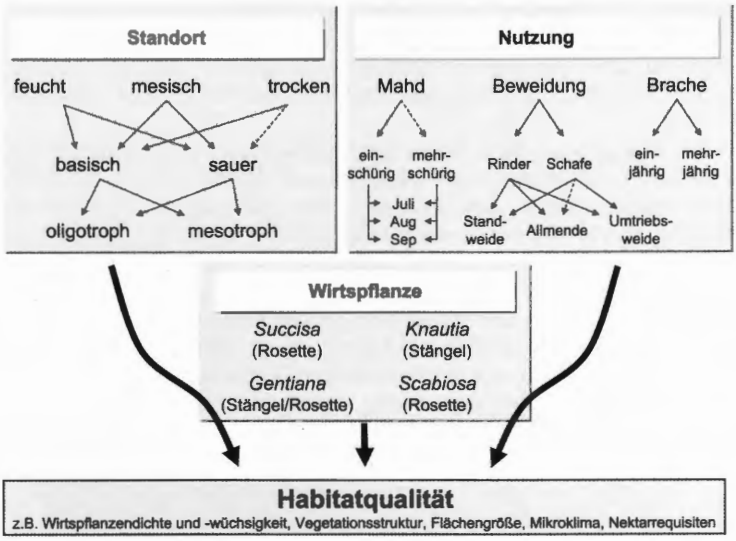

Abb. 9: Wirkungsschema der Schlüsselfaktoren zur Habitatqualität für *E. aurinia*. Dargestellt sind abiotische Standortparameter (Bodenwasserhaushalt, Ausgangsgestein, Nährstoffhaushalt), Nutzungsregime (Nutzungstyp, -zeitpunkt und -intensität) sowie die Hauptwirtspflanzen. Je nach Kombination dieser Faktoren (Pfeile) können unterschiedliche Maßnahmen zur Sicherung von *E. aurinia*-Vorkommen erforderlich sein. So scheint alljährlich Herbstmahd auf produktiven, mesotrophen Streuwiesen die Struktur der Wirtspflanze *Succisa* nicht nachteilig zu beeinflussen; dagegen führt selbige Nutzung auf ausgesprochen mageren Niedermoorflächen zum Kümmerwuchs von *Succisa* und degeneriert die Larvalhabitate des Falters.

Streuwiesen verlieren bereits nach einmaligem Aussetzen der Mahd weitgehend ihre Habitateignung. BRÄU & NUNNER (2003) empfehlen deshalb, dass im Rahmen der Managementplanung von Streuwiesengebieten den Unterschieden in der Wüchsigkeit der Vegetationsbestände Rechnung getragen werden sollte, um dauerhaft vitale *E. aurinia*-Populationen zu erhalten (vgl. Abb. 9).

In Böhmen wird derzeit im Rahmen von Pflegeplänen für *E. aurinia* ein *Rotationsmahd-System* eingeführt, bei dem innerhalb von Streuwiesen wechselnde Teilbereiche alljährlich ungemäht bleiben und eine Aufdüngung unterbleibt; gleichzeitig soll die staatliche Förderung für Aufforstungen gestoppt werden (HULA et al. 2004). Diesem System vergleichbar empfiehlt SCHIESS-BÜHLER (2004) für den Kanton Zürich eine flächenhafte Mahd, die alljährlich wechselnde 10 % der Fläche als „Wanderbrache" ausspart. Zu klären bleibt dabei aber, ob 10% der Fläche tatsächlich ausreichen, um alljährlich zumindest einen gewissen Teil der oftmals sehr kleinflächig verteilten Larvalhabitate von *E. aurinia* vor den Folgen der Mahd auszusparen. Auch für die Vorkommen in den bayerischen Streuwiesengebieten wird eine Turnus-Rotationsmahd als das Mittel der Wahl auf mäßig produktiven Standorten eingestuft (BRÄU & NUNNER 2003).

Das *gezielte Aussparen von Raupengespinsten* bei der Mahd, wie es manche Autoren vorschlagen, erscheint uns nur in Einzelfällen sinnvoll, beispielsweise zur Pflege und Bestandssicherung isolierter Restvorkommen. Ansonsten sollte aus organisatorischen und ökonomischen Gesichtspunkten eine sonst notwendige vorherige Kartierung der Vorkommen vermieden werden. Zudem deutet sich bei entsprechenden Versuchen im „Grünen Band" Südwest-Sachsens bereits nach wenigen Jahren an, dass die ungemähten Larvalha-

bitate an reicheren Standorten schnell verfilzen und damit ihre Habitateignung rapide verlieren (Thoss schriftl.). Hier werden Standorte nun bewußt nicht alljährlich von der Mahd ausgenommen und vorhandene Gelege gegebenenfalls umgesetzt, was allerdings den Aufwand weiter erhöht. Rotations-Mahd-Systeme sind daher vermutlich in vielen Fällen zu bevorzugen.

6.4 Mahd auf Trockenstandorten

Im Gegensatz zu den Vorkommen in Feuchtgebieten sind unsere Kenntnisse zu Mahdwirkungen auf Trockenstandorten unzureichend. Lediglich die Tatsache, dass beispielsweise im Saarland die meisten rezenten Vorkommen in jungen bis alten Brachestadien der Halbtrockenrasen liegen, deutet eine gewisse Mahdempfindlichkeit an (vgl. Ulrich 2003). Vollständig gemähte Bereiche sind dagegen gar nicht oder nur in geringen Dichten besiedelt. Von ähnlichen Erfahrungen im Kaiserstuhl berichtet Karbiener (schriftl.). Zur Unterdrückung der Sukzession auf produktiveren Standorten empfiehlt Ulrich (2003) eine Halbseitenmahd mit Balkenmähern in ca. 10 cm Höhe über Boden, wobei abzuklären ist inwieweit eine solche Mahd die Verfilzung in den unteren Vegetationsschichten nicht noch verstärkt und damit die Verjüngung der Wirtspflanzen weiter unterdrückt. Der Mahdtermin braucht seines Erachtens nicht festgelegt zu werden, um einerseits den Landwirten genügend Flexibilität zu gewähren, und gleichzeitig ein Nutzungsmosaik wieder herzustellen. Karbiener (schriftl.) erwägt eine frühe erste Mahd Mitte April auf verfilzten Brachflächen, um später ein ausreichendes Nektarangebot sowie eine lückige Vegetationsstruktur an Eiablagestandorten zu ermöglichen. Weitere Untersuchungen sind hier dringend geboten.

6.5 Brache

Nach den bislang vorliegenden detaillierten Studien in *Feucht- und Flachmoorwiesen* Süddeutschlands und Böhmens stellen junge Brachestadien in vielen Kolonien einen entscheidenden Bestandteil des Larvalhabitats von *E. aurinia* dar (Anthes et al. 2003a, b, Bräu & Nunner 2003, Dolek et al. 2003, Konvička et al. 2003, Hula et al. 2004, Thoss 2004). Die zur Eiablage präferierten großwüchsigen Wirtspflanzen-Individuen (*Succisa pratensis* und *Gentiana asclepiadea*) werden auf sehr mageren Standorten überwiegend in jungen Brachestadien vorgefunden, solange sie nicht von schnellwüchsigen Gräsern, Hochstauden oder Gebüschen überwachsen sind (Abb. 10). Die höchsten Dichten an Raupennestern finden sich dann oftmals in Brachestreifen entlang alljährlich gemähter Streuwiesen.

Ähnliche Erkenntnisse liegen von *Trockenstandorten* vor. Die Kalkmagerrasen des Bliesgaus (Saarland) liegen großflächig bereits seit Jahrzehnten brach (Ulrich 2003). Acht der zehn individuenstärksten Populationen besiedeln hier langjährige Brachen; eine Beweidungs-Tradition wie in anderen Kalkmagerrasen-Landschaften fehlt. Die dortigen Standortbedingungen in Verbindung mit dem trocken-warmen Klima scheinen auf den verfilzten Flächen eine Gehölzsukzession weitgehend zu unterdrücken. Daher stehen großwüchsige und gut zugängliche *Scabiosa columbaria*-Pflanzen in ausreichender Menge zur Verfügung.

Während also frühen Brachestadien eine hohe Bedeutung für *E. aurinia* zukommt, ist deren Einbindung in *Pflegekonzepte* problematisch. Auf den meisten Standorten erfordert die Aufrechterhaltung junger, kaum überwachsener und wenig verfilzter Brachen automatisch ein räumlich und zeitlich dynamisches Nutzungskonzept, in dem Nutzungen wie Mahd oder Beweidung mit Brachephasen abwechseln (s. Kap. 6.3 und 6.4). Gelingt dies nicht, wird die Habitatqualität mit andauernder Brachezeit rapide abnehmen und letztlich ein Aussterben von Kolonien beschleunigen (z.B. Wahlberg et al. 2002, Bräu & Nunner 2003, Eliasson & Shaw 2003, Konvička et al. 2003, Ulrich 2003, Hula et al. 2004).

Abb. 10: Verbrachtes Larvalhabitat von *E. aurinia* mit kräftigen Stauden des Schwalbenwurz-Enzian *Gentiana asclepiadea* (Streuwiese südlich des Bannwaldsees, Ostallgäu, 25.6.2001, N. Anthes).

Eine dauerhafte Sicherung von Brachen wird in den seltensten Fällen wie im Bliesgau zum Ziel führen, und auch dort sollte die Entwicklung der Flächen kritisch im Auge behalten werden (ULRICH 2003). Rotationssysteme in einem regionalen Kontext, die keine fixierten Pflegeregime für Einzelflächen festschreiben, erscheinen daher den Ansprüchen von *E. aurinia* am nächsten zu kommen.

6.6 Handlungsempfehlungen

Experimentelle Untersuchungen der tatsächlichen *Wirkung verschiedener Nutzungsregime* auf die Populationsdynamik von *E. aurinia* auf verschiedenen Standorten sind primär erforderlich. Dies gilt in besonderem Maße für die Vorkommen auf Trockenstandorten, experimentelle Erfassungen sind jedoch auch für Feuchtstandorte wünschenswert (vgl. DE BOISSIEU 2000).

Bei allen Untersuchungen ist zu beachten, dass die Effekte von einem mehrdimensionalen *Beziehungsgeflecht* bestimmt werden. Relevant erscheint insbesondere die Kombination aus abiotischen Standortbedingungen, Vegetation, den lokal relevanten Wirtspflanzen und ihrer jeweiligen Nutzung durch *E. aurinia*, sowie des Nutzungsregimes inklusive Nutzungszeitpunkt und -intensität (Abbildung 1).

Ziel von Managementkonzepten muß eine dauerhafte Bereitstellung der für *E. aurinia* relevanten Habitat-Requisiten im *regionalen Kontext* sein. Dies umfasst eine geeignete räumliche Struktur mehrerer geeigneter Habitatflächen, die wesentlichen Requisiten der Imaginalhabitate (Nektarpflanzen, Ansitzwarten, gegebenenfalls Windschutz) sowie ausreichende Flächen geeigneter Larvalhabitate. Dabei sollten einzelne Requisiten nicht räumlich fixiert festgesetzt, sondern in einem dynamischen räumlichen Mosaik angestrebt werden.

7 Ausblick

Die vorliegende Übersicht behandelt schwerpunktmäßig die artenschutzrelevanten Aspekte der Larval- und Populationsökologie von *E. aurinia* in Mitteleuropa. Sie offenbart wesentliche Defizite im Verständnis von Populationsdynamik sowie Imaginal- und Larvalhabitaten auf Trockenstandorten. Als „unbefriedigend" muss außerdem der Kenntnisstand zur Larvalökologie der Vorkommen im Alpenraum bewertet werden. Weiterhin ist eine systematische Erfassung der Auswirkungen verschiedener Pflegeregime dringend geboten. Die Erfahrungen aus unterschiedlichen Regionen Mitteleuropas verdeutlichen, dass pauschale Managementempfehlungen bestenfalls suboptimal, möglicherweise aber sogar schädlich für den Erhaltungszustand der Populationen von *E. aurinia* sind. Stattdessen betrachten wir regionalisierte Pflegekonzepte, die gleichzeitig ein großes Maß an Flexibilität für die Ausführenden erlauben, als Schlüssel zum Erfolg.
Die bestehenden Kenntnislücken zur Populationsökologie sollten durch statistisch angelegte Präferenzanalysen, experimentelle Managementuntersuchungen bzw. populationsgenetische Analysen geschlossen werden. Solche Erfassungen sind ergänzend zu rein deskriptiven Arbeiten erforderlich, da letztere eine Interpretation der Daten oft erheblich erschweren. Für experimentelle Ansätze bietet sich einerseits eine verstärkte Einbindung freilandökologisch orientierter Hochschulen an, da im Rahmen von Diplom- und Doktorarbeiten der erforderliche personelle Aufwand abgedeckt werden kann. Weiterhin regen wir die Einsetzung eines durch Bundesmittel (BfN, BMBF) zu fördernden Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben (E+E) an, das sich insbesondere mit Aspekten der Habitatpflege auf magerem Grünland, gegebenenfalls unter Einbeziehung weiterer schutzrelevanter Insektenarten dieser Lebensraumtypen, auseinandersetzt.

Zur weiteren Verfolgung der Bestands- und Arealentwicklung sollte ein effektiv organisiertes Monitoring auf repräsentativen Probeflächen innerhalb der Schwerpunktvorkommen umgesetzt werden. Fachliche Vorgaben hierzu stehen zur Verfügung (FARTMANN et al. 2001, LEOPOLD et al. 2005), allerdings sollte der quantitativen Erfassung von Raupengespinsten im Rahmen von Populationsgrößenschätzungen größere Bedeutung zukommen als bisher.

Danksagung

Wir danken allen im Text genannten Kollegen für die Bereitstellung zum Teil unveröffentlichter Daten und Beobachtungen sowie Anregungen zum Management von *E. aurinia*. Dank gilt weiterhin Matthias Dolek, Thomas Fartmann, Stefan Hafner, Gabriel Hermann, Rolf Reinhardt und Steffen Thoß für die kritische Durchsicht des Manuskriptes, sowie Thomas Fartmann und Gabriel Hermann für die gelungene Tagungsorganisation.

9 Literatur

ANTHES, N. (2002) Lebenszyklus, Habitatbindung und Populationsstruktur des Goldenen Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* Rott. im Alpenvorland. – Dipl.-Arb. Inst. f. Landschaftsökologie, Univ. Münster.

ANTHES, N., FARTMANN, T., HERMANN, G. & G. KAULE (2003a): Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of prealpine *Euphydryas aurinia* colonies. – Journal of Insect Conservation **7**: 175–185.

ANTHES, N., FARTMANN, T. & G. HERMANN (2003b): Wie lässt sich der Rückgang des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Mitteleuropa stoppen? Erkenntnisse aus populations-

ökologischen Studien in voralpinen Niedermoorgebieten und der Arealentwicklung in Deutschland. – Naturschutz und Landschaftsplanung **35**: 279–287.

BINK, F. A. (1992): Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. – Schuyt, Haarlem.

BOWERS, M. D. (1981): Unpalatability as a defense strategy of western checkerspot butterflies (*Euphydryas* Scudder, Nymphalidae). – Evolution **35**: 367–375.

BRÄU, M. & NUNNER, A. (2003): Tierökologische Anforderungen an das Streuwiesen-Mahdmanagement. – Laufener Seminarbeiträge **1/03**: 223–239.

CHARDON, J. P., ADRIAENSEN, F. & E. MATTHYSEN (2003): Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). – Landscape Ecology **18**: 561–573.

DE BOISSIEU, D. (2000): Modes des gestion adaptes au maintien du Damier de la Succise (*Euphydryas aurinia*) en Centre-Bretagne: qualité de l'habitat, mobilité du papilion et impact de la fauche sur ses populations. – Mémoire de D.E.S.S. 1–100.

DENNIS, R. L. H. (2004): Butterfly habitats, broad-scale biotope affiliations, and structural exploitation of vegetation at finer scales: the matrix revisited. – Ecological Entomology **29**: 744–752.

DESCIMON, H., ZIMMERMANN, M., COSSON, E., BARASCUD, B. & G. NÈVE (2001): Genetic variation, geographic variation and gene flow in some French butterfly species. – Genetics Selection Evolution **33**: 223–249.

DOLEK, M. & A. GEYER (1997): Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. – Journal of Insect Conservation **1**: 125–130.

DOLEK, M., GEYER, A. & A. FREESE (2003): Beweidung von Feuchtflächen: Reproduktion von *Euphydryas aurinia* auf Weiden. – Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Außenstelle Nord, Kulmbach.

DOLEK, M., RADLMAIR, S. & A. GEYER (1999): Der Einfluss der Nutzung (Weide, Mahd, Brache) voralpiner Moorgebiete auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz **150**: 133–140.

EBERT, G. & E. RENNWALD (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1, Tagfalter I. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

ELIASSON, C. E. & M. R. SHAW (2003): Prolonged life cycles, oviposition sites, foodplants and *Cotesia* parasitoids of Melitaeini butterflies in Sweden. – Oedippus **21**: 1–52.

FARTMANN, T., HAFNER, S. & G. HERMANN (2001): Skabiosen-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – Angewandte Landschaftsökologie **42**: 363–368.

FASEL, P. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchung eines montanen Magerweidenkomplexes im NSG Fuchskaute, Hoher Westerwald. – Fauna Flora Rheinland-Pfalz **5**: 180–222.

FISCHER, K. (1997): Zur Ökologie des Skabiosen-Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) (Lepidoptera: Nymphalidae). – Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo **18**: 287–300.

FISCHER, U., REINHARDT, R. & S. WALTER (2003): Bestandsmonitoring der Tagfalterarten *Euphydryas aurinia, Melitaea cinxia, Melitaea diamina, Boloria aquilonaris, Scoliantides orion, Limenitis camilla* und *Glaucopsyche nausithous* in ausgewählten Vorkommensgebieten der Region Südwestsachsen. – Unveröffentlichter Bericht an das StUFA Plauen, Schwarzenberg.

FORD, H. D. & E. B. FORD (1930): Fluctuation in numbers, and its influence on variation in *Melitaea aurinia*, Rott. (Lepidoptera). – Transactions of the Royal Entomological Society of London **78**: 345–351.

FOWLES, A. & R. SMITH (2006): Mapping the habitat quality of patch networks for the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) (Lepidoptera, Nymphalidae) in Wales. – Journal of Insect Conservation **10**: 161–177.

FRIC, Z., HULA, V., KLIMOVA, M., ZIMMERMANN, K. & M. KONVIČKA (2005): Four fritillaries in the same network – effects of conspecifics, habitat quality and matrix. – Kurzfassungen der Beiträge zur Tagung „Lepidoptera as Indicators of Biodiversity Conservation". Butterfly Conservation,

Southampton: 30.
GERBER, H. (1972): Speziation und Biologie von *Euphydryas aurinia aurinia* Rott., *E. aurinia debilis* Oberth. und *E. aurinia debilis* f. *glaciegenita* Verity. – Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel **22**: 73–87.
GOFFART, P., BAGUETTE, M., DUFRÊNE, M., MOUSSON, L., NÈVE, G., SAWCHIK, J., WEISERBS, A. & P. LEBRUN (2001): Gestion des milieux semi-naturels et restauration de populations menacées de papillons de jour. Région Wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environment, Louvain-la-Neuve.
GOFFART, P., NÈVE, G., MOUSSON, L., WEISERBS, A., BAGUETTE, M. & P. LEBRUN (1996): Situation actuelle, exigences écologiques et premiers résultats de deux tentatives de réintroduction du damier de la Succise (*Eurodryas aurinia*), un papillon en danger d'extinction en Wallonie. – Les cahiers des Réserves Naturelles-RNOB **9**: 41–54.
HAIKOLA, S., FORTELIUS, W., O'HARA, R. B., KUUSAARI, M., WAHLBERG, N., SACCHERI, I. J., SINGER, M. C. & I. HANSKI (2001): Inbreeding depression and the maintenance of genetic load in *Melitaea cinxia* metapopulations. – Conservation Genetics **2**: 325–335.
HANSKI, I. (1999): Metapopulation ecology. – Oxford University Press, Oxford.
HERMANN, G. & N. ANTHES (2003): Werden Populationen des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*, Rottemburg, 1775) durch Beweidung gefördert oder beeinträchtigt? – Artenschutzreport Jena **13**: 24–33.
HUEMER, P. (1996): Frühzeitige Mahd, ein bedeutender Gefährdungsfaktor für Schmetterlinge der Streuwiesen (NSG Rheindelta, Vorarlberg, Österreich). – Vorarlberger Naturschau **1**: 265–300.
HULA, V., KONVIČKA, M., PAVLICKO, A. & Z. FRIC (2004): Marsh Fritillary (*Euphydryas aurinia*) in the Czech Republic: Monitoring, metapopulation structure, and conservation of the endangered butterfly. – Entomologica Fennica **15**: 231–241.
JOHANNESEN, J., VEITH, M. & A. SEITZ (1996): Population genetic strucutre of the butterfly *Melitaea didyma* (Nymphalidae) along a norhern distribution range border. – Molecular Ecology **5**: 259–276.
JOYCE, D. A. & A. S. PULLIN (2001): Phylogeography of the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in the UK. – Biological Journal of the Linnean Society **72**: 129–141.
JOYCE, D. A. & A. S. PULLIN (2003): Conservation implications of the distribution of genetic diversity at different scales: a case study using the marsh fritillary butterfly (*Euphydryas aurinia*). – Biological Conservation **114**: 453–461.
KANKARE, M. & M. R. SHAW (2004): Molecular phylogeny of *Cotesia* (Hymenoptera: Braconidae: Microgastrinae) parasitoids associated with Melitaeini butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae: Melitaeini). – Molecular Phylogenetics and Evolution **32**: 207–220.
KANKARE, M., STEFANESCU, C., VAN NOUHUYS, S. & M. R. SHAW (2005): Host specialization by *Cotesia* wasps (Hymenoptera: Braconidae) parasitizing species-rich Melitaeini (Lepidoptera: Nymphalidae) communities in north-eastern Spain. – Biological Journal of the Linnean Society **86**: 45–65.
KONVIČKA, M., HULA, V. & Z. FRIC (2003): Habitat of pre-hibernating larvae of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae): What can be learned from vegetation composition and architecture? – European Journal of Entomology **100**: 313–322.
KUDRNA, O. (1995): Grundlagen für den Schutz der Tagfalter und ihrer Biotope in der Rhön. – Oedippus **10**: 1–46.
LAI, B.-C. G. & A. S. PULLIN (2004): Phylogeography, genetic diversity and conservation of the large copper butterfly *Lycaena dispar* in Europe. – Journal of Insect Conservation **8**: 27–36.
LAVERY, T. A. (1993): A review of the distribution, ecology and status of the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775 (Lepidoptera: Nymphalidae) in Ireland. – Irish Naturalists' Journal **24**: 192–199.
LEDERBOGEN, D., ROSENTHAL, G., SCHOLLE, D., TRAUTNER, J., ZIMMERMANN, B. & G. KAULE (2004): Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. – Angewandte Landschaftsökologie **62**.
LEOPOLD, P., PRETSCHER, P., HERMANN, G., ANTHES, N., HAFNER, S., ULRICH, R., FRIEDRICH, W., HASSELBACH, W. & R. REINHARDT (2005): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Popu-

lationen des Goldenen Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775). In: SCHNITTER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): Empfehlungen für die Bewertung der Arten der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt und in Deutschland. – http://www.bfn.de/03/030306_schmetterlinge.pdf (Stand 01.2005).

LEWIS, O. T. & C. HURFORD (1997): Assessing the status of the marsh fritillary butterfly (*Eurodryas aurinia*): an example from Glamorgan, UK. – Journal of Insect Conservation **1**: 159–166.

MAZEL, R. (1982a): Exigences trophiques et évolution dans les genres *Euphydryas* et *Melitaea sensu lato* (Lep. Nymphalidae). – Annales de la Société Entomologique de France N.S. **18**: 211–227.

MAZEL, R. (1982b): Seconde contribution expérimentale à la conaissance taxinomique et phylétique de quelques formes d'*Eurodryas aurinia* Rottenburg. Intérêts biogéographique et phylétique de deux sous-espèces nouvelles d'*Eurodryas aurinia* Rott. (Lep. Nymphalidae). – Alexanor **3**: 303–316.

MAZEL, R. (1984) : Trophisme, hybridation et speciation chez *Eurodryas aurinia* Rottemburg (Lepidoptera - Nymphalidae). – Diss., Univ. Perpignan.

NATURSTYRELSEN, S.-O. (2000): Action Plan for the conservation of the endangered marsh fritillary butterfly *Euphydryas aurinia* in Denmark (Dänisch mit englischer Zusammenfassung). Miljø- og Energiministeriet: 1–31.

NIEMINEN, M., SINGER, M. C., FORTELIUS, W., SCHÖPS, K. & I. HANSKI (2001): Experimental confirmation that inbreeding depression increases extinction risk in butterfly populations. – The American Naturalist **157**: 237–244.

NUNNER, A. (2003): Zielartenkonzept Landkreis Ravensburg. Teil 6: Tagfalter und Heuschrecken als Zielarten für Streuwiesen. Erste Ergebnisse einer landkreisweiten Übersichtskartierung der Arten Goldener Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*), Lungenenzian-Ameisenbläuling (*Maculinea alcon*), Blaukernauge (*Minois dryas*), Heilziest-Dickkopffalter (*Carcharodus floccifera*) und Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*). Unveröfftlichtes Gutachten im Auftrag des Landkreises Ravensburg.

OSTHELDER, L. (1925): Die Schmetterlinge Südbayerns und der angrenzenden nördlichen Kalkalpen. I. Teil. Die Großschmetterlinge. Allgemeiner Teil und Tagfalter. – Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft **15**: 1–166.

PARMESAN, C. & G. YOHE (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. – Nature **421**: 37–42.

PORTER, K. (1981): Population dynamics of small colonies of the butterfly *Euphydras aurinia*. – Diss., Univ. Oxford.

PORTER, K. (1983): Multivoltinism in *Apanteles bignelli* and the influence of weather on synchronisation with its host *Euphydryas aurinia*. – Entomologia Experimentalis et Applicata **34**: 155–162.

PRETSCHER, P. (2000): Aufbereitung ökologischer und faunistischer Grundlagendaten für die Schmetterlingsdatenbank LEPIDAT des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) am Beispiel ausgewählter Arten der FFH-Richtlinie, der Roten Liste Tiere Deutschlands und des „100-Arten-Korbes". – Natur und Landschaft **75**: 262–266.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **35**: 91–112.

RICKETTS, T. H. (2001): The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. – The American Naturalist **158**: 87–99.

SAARINEN, K., JANTUNEN, J. & A. VALTONEN (2005): Resumed forest grazing restored a population of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in SE Finland. – European Journal of Entomology **102**: 683–690.

SBN (Schweizer Bund für Naturschutz) (1991): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. Band 1. – Fotorotar AG, Egg/ZH.

SCHIESS-BÜHLER, H. (2004): Aktionsplan Skabiosen-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*). – Gutachten im Auftrag des Amts für Landschaft und Natur im Kanton Zürich. Fachstelle Naturschutz.

SCHMITT, T. & A. SEITZ, A. (1999): Analyse der genetischen Struktur und des Arealsystems mitteleuropäischer Populationen von *Erebia medusa* (Lepidoptera: Nymphalidae). – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **29**: 381–387.

SCHTICKZELLE, N., CHOUTT, J., GOFFART, P., FICHEFET, V. & M. BAGUETTE (2005): Metapopulation

dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. – Biological Conservation **126**: 569–581.

SETTELE, J., FELDMANN, R. & R. REINHARDT (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

SHARBEL, T. H. (1999): Amplified fragment length polymorphisms: A non-random PCR-based technique for multilocus sampling. In: EPPLEN, J. T. & T. LUBJUHN (Hrsg.): DNA profiling and DNA fingerprinting. – Birkhäuser Verlag, Heidelberg.

SINGER, M. C., STEFANESCU, C. & I. PEN (2002): When random sampling does not work: standard design falsely indicates maladaptive host preferences in a butterfly. – Ecology Letters **5**: 1–6.

STEFANESCU, C., PENUELAS, J. & I. FILELLA (2003): Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. – Global Change Biology **9**: 1494–1506.

StMLU/ANL (1995): Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.9 Streuwiesen.

TEMPLADO, J. (1975): La regulacion natural de las poblaciones de *Euphydryas aurinia* Rott. (Lep. Nymphalidae). – Boletín de la Estación Central de Ecología Madrid **7**: 77-81.

THOMAS, J. A. & M. G. MORRIS (1994): Patterns, mechanisms and rates of decline among UK invertebrates. – Philosophical transactions of the Royal Society of London / Series B, Biological sciences **344**: 47–54.

THOMAS, J. A., TELFER, M. G., ROY, D. B., PRESTON, C. D., GREENWOOD, J. J. D., ASHER, J., FOX, R., CLARKE, R. T. & J. H. LAWTON (2004): Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. – Science **303**: 1879-1881.

THOSS, S. (2004): Untersuchungen am Abbiss-Scheckenfalter *Euphydryas aurinia* Rott. als Grundlage artbezogener Biotopmanagement- und Monitoringmaßnahmen im „Grünen Band" Sachsens. – Dipl.-Arb. Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, FH Eberswalde.

THOSS, S., FISCHER, U., REINHARDT, R. & S. WALTER (2005): Der Abbiss-Scheckenfalter *Euphydryas aurinia* (Rottemburg 1775) (Lep., Nymphalidae) in Sachsen – ein Überblick zu Verbreitung Bestandsentwicklung, Biologie und Ökologie der letzten rezenten Vorkommen im Vogtland. – Entomologische Nachrichten und Berichte **49**: 81–90.

ULRICH, R. (2003): Die FFH-Art Goldener Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775) im Saarland. Aktuelle Verbreitung, Bedeutung für die deutsche Gesamtpopulation und Schutz. – Naturschutz und Landschaftsplanung **35**: 178–183.

ULRICH, R. (2004): Das Wanderverhalten des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775) in einem Metapopulationssystem im Muschelkalkgebiet des Bliesgaus/Saarland. – Natur und Landschaft **79**: 358-363.

VAN SWAAY, C. & M. WARREN (1999): Red data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe, Nature and Environment, No. 99, Strasbourg.

VANDEWOESTIJNE, S. & M. BAGUETTE (2002): The genetic structure of endangered populations in the Cranberry Fritillary, *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, Nymphalidae): RAPDs vs allozymes. – Heredity **89**: 439–445.

VEITH, M., BAHL, A. & A. SEITZ (1999): Populationsgenetik im Naturschutz - Einsatzmöglichkeiten und Fallbeispiele. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.) Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 112–126.

WAHLBERG, N. (2000): Comparative description of the immature stages and ecology of five Finnish melitaeine butterfly species (Lepidoptera: Nymphalidae). – Entomologica Fennica **11**: 167–174.

WAHLBERG, N. (2001): The phylogenetics and biochemistry of host-plant specialization in Melitaeine butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). – Evolution **55**: 522–537.

WAHLBERG, N., KLEMETTI, T. & I. HANSKI (2002): Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. – Ecography **25**: 224–232.

WALLISDEVRIES, M. F. & C. VAN SWAAY (2005): Microclimatic cooling explains butterfly declines in the temperate zone. Zusammenfassungen der Beiträge zur Tagung "Lepidoptera as Indicators of Biodiversity Conservation". – Butterfly Conservation, Southampton: 42.

WANG, R., WANG, Y., CHEN, J., LEI, G. & R. XU (2004): Contrasting movement patterns in two species of chequerspot butterflies, *Euphydryas aurinia* and *Melitaea phoebe*, in the same patch

network. – Ecological Entomology **29**: 367–374.
WANG, R., WANG, Y., LEI, G., XU, R. & J. PAINTER (2003): Genetic differentiation within metapopulations of *Euphydryas aurinia* and *Melitaea phoebe* in China. – Biochemical Genetics **41**: 107–118.
WARREN, M. S. (1994): The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly, the marsh fritillary (*Eurodryas aurinia*). – Biological Conservation **67**: 239–249.
WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. 2 Aufl. – Naturbuch Verlag, Augsburg.

Anschrift der Verfasser:

Nils Anthes
Zoologisches Institut
Lehrstuhl Evolutionsökologie der Tiere
Eberhard-Karls-Universität Tübingen
Auf der Morgenstelle 28
72076 Tübingen
E-Mail: nils.anthes@uni-tuebingen.de

Andreas Nunner
Bioplan – Institut für angewandte Biologie und Planung
Grabenstr. 40
72070 Tübingen
E-Mail: info@bioplan-tuebingen.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: 68_3-4_2006

Autor(en)/Author(s): Anthes Nils, Nunner Andreas

Artikel/Article: Populationsökologische Grundlagen für das Management des Goldenen Scheckenfalters, Euphydryas aurinia, in Mitteleuropa 323-352