Auswildern oder Abwarten ? - Fallstudien zu Tagfaltern

Josef SETTELE & Frank DZIOCK

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig; Germany; settele@pro.ufz.de; dziock@pro.ufz.de

1 Einführung

Tagfalter werden als zentrale Artengruppe im Naturschutz regelmäßig erfaßt und bewertet. Auch zählen sie zu den Artengruppen mit einem (v.a. in Nord-Europa) überproportionalen Rückgang. So sind z.B. in den Niederlanden bereits 21% der Arten (meist in diesem Jahrhundert) ausgestorben und 46% zeigen dort einen bereits lange andauernden Abwärtstrend (VAN SWAAY 1990), der sich zum Vergleich bei den Vögeln „nur" auf 26% der Arten beläuft.

Noch mehr als in Mitteleuropa erfreuen sich Tagfalter besonders im Vereinigten Königreich (UK) einer extrem hohen Beliebtheit (vielleicht vergleichbar den Aktivitäten im Bereich der Ornithologie in Deutschland), die sich z.B. in der großen Verbreitung und zahlenmäßig überwältigenden Mitgliedschaft in der „Butterfly Conservation" zeigt. Nicht zufällig sind aus Großbritannien daher auch extrem viele Beispiele für die aktive Wiederansiedlung (also „Auswilderung") von, aber auch viele Beispiele für sehr gute Grundlagenforschung an Tagfaltern bekannt. OATES & WARREN (1990) berichten von mindestens 323 Auswilderungs- oder Wiederansiedlungsversuchen bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland, wobei die meisten bekanntgewordenen bis dahin zwischen 1980 und 1988 stattfanden. Abbildung 1 gibt die Gesamtzahl der Versuche und die Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in den bis 1988 wieder ausgestorbenen Fällen wieder, während in Abbildung 2 die zwischen 1985 und 1988 noch überlebenden dargestellt sind.

Im Folgenden sollen mehrere Fallbeispiele im Zusammenhang mit der (Wieder)Ansiedlung bzw. dem Auswildern von Tagfaltern kurz zusammengefaßt werden. Hierbei soll ein Bogen gespannt werden von extrem aufwendigen aktiven Maßnahmen bis hin zum passiven Abwarten. Unter erstgenanntem liegen mehrere gut dokumentierte Beispiele vor: in Großbritannien die Wiedereinbürgerung von *Glaucopsyche (Maculinea) arion* (siehe weiter unten) und *Lycaena dispar* (PULLIN et al., 1995) und in den Niederlanden von *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *G. (M.) teleius* (WYNHOFF, 1998). Passiver sind im relativen Vergleich zwar die Maßnahmen zum Wachtelweizen-Scheckenfalter (*Melitaea athalia*) in Großbritannien einzustufen, aber dennoch lag bei Ihnen ein intensives Management von Flächen zugrunde, die in enger Nachbarschaft zu den wenigen noch bestehenden Populationen zu finden waren (vgl. WARREN, 1987). Als Beispiele für eine eher beobachtende Grundhaltung, die ebenso die Wiederbesiedlung von Habitaten durch Tagfalter dokumentieren konnte, bzw. erwarten läßt, werden Fallstudien zum einen zu *Hesperia comma* (wiederum aus UK; C.D. THOMAS & JONES, 1993) und zum anderen zu den wiesenbewohnenden Bläulingen *G. nausithous*, *G. teleius* und *L. dispar* (mit einer Fallstudie aus Deutschland; SETTELE, 1998) vorgestellt.

E. GOTTSCHALK, A. BARKOW, M. MÜHLENBERG & J. SETTELE (Hrsg., 2001): Naturschutz und Verhalten. UFZ-Bericht 2/2001: 1- 9.
UFZ Leipzig-Halle, Leipzig. (ISSN: 0948-9452)

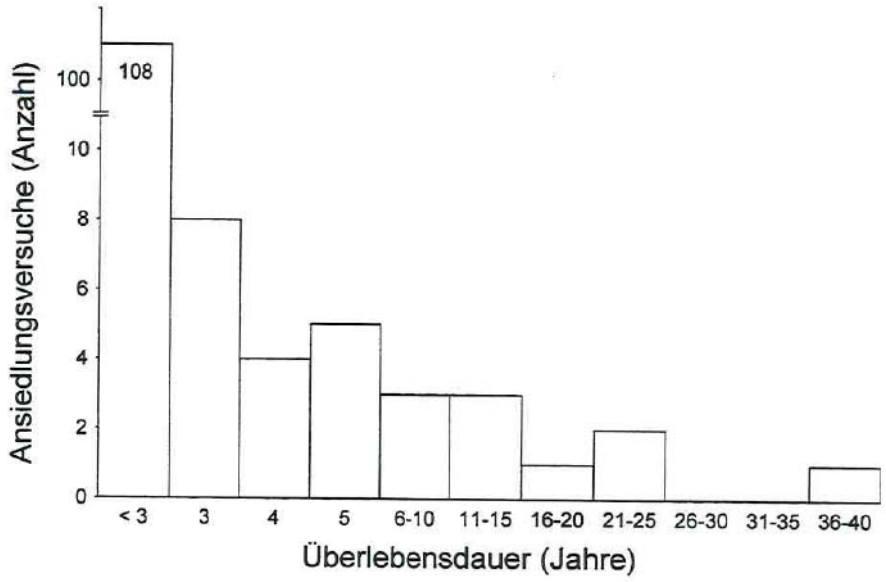

Abbildung 1: Gesamtzahl der Auswilderungs- und Wiederansiedlungsversuche bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland und Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in Fällen, in denen sie bis 1985/1988 wieder ausgestorben war (aus OATES & WARREN, 1990)

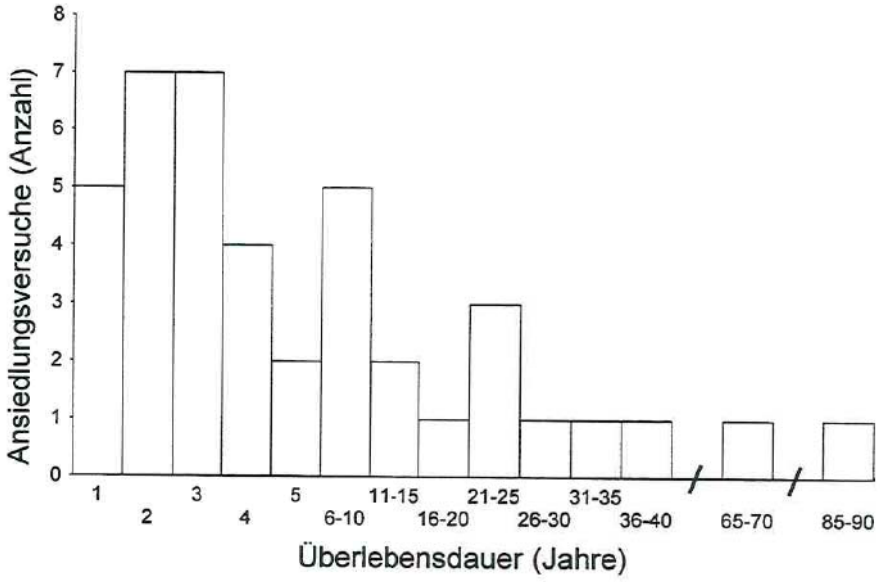

Abbildung 2: Gesamtzahl der Auswilderungs- und Wiederansiedlungsversuche bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland und die Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in Fällen, in denen sie bis 1985/1988 überlebte (aus OATES & WARREN, 1990)

2 Fallbeispiel „aufwendiges Auswildern": der Thymian-Ameisenbläuling *Glaucopsyche (Maculinea) arion* in Großbritannien (nach PULLIN, 1996)

G. arion zählte seit jeher zu den gefährdetsten Tagfaltern in UK. Von 1850 bis 1970 wurde für deren Schutz mehr Aufwand als für jede andere Art betrieben. Hierbei wurde früh erkannt, daß Populationen auch in Biotopen schnell ausstarben, die sich optisch nicht verändert haben und die die beiden zentralen Requisiten der Art aufwiesen, nämlich die Larvenfraßpflanze (Thymian) und Ameisen der Gattung *Myrmica*. Hieraus wurde die Hypothese abgeleitet, daß Habitatveränderungen für den Rückgang nicht verantwortlich zu machen sind. Um 1920 erfolgte schließlich die Einzäunung und Bewachung einer Hauptpopulation zum Schutz vor Sammlern (die als Hauptursache für den Rückgang betrachtet wurden). Doch nach nur 5 Jahren war die Population ausgestorben, während unbewachte Populationen noch weiter existierten. Folglich war klar geworden, daß Sammler nicht die wesentliche Rückgangsursache darstellen konnten. Die teuren Aufwendungen aber, die letztgenannte ausschließen sollten, hielten auch Herbivore fern, was zu einer Veränderung der Vegetationsstruktur durch Sukzessionsprozesse führte. Von 1930 bis 1970 wurden weitere Maßnahmen ergriffen. So erfolgte die Ausweisung von 5 Naturschutzgebieten speziell für diese Art, doch alle Populationen starben aus. Es war schließlich nur noch 1 Kolonie übriggeblieben, als eine intensive Erforschung der Ökologie der Art durch Jeremy THOMAS begann.

Als Ergebnisse der Forschung konnte schließlich festgestellt werden, daß nicht alle Arten der Gattung *Myrmica* als Wirtsameise geeignet waren, sondern ausschließlich die Art *Myrmica sabuleti*. Diese war in ausreichender Zahl aber nur an sehr warmen Lokalitäten zu finden (Süd-Exposition, Grashöhe unter 3cm; vgl. Abb. 7). Somit war nunmehr klar, daß für den Rückgang in Großbritannien und Nord-Europa mehrere Ursachen verantwortlich waren:

- die Aufgabe der Beweidung steiler, ungedüngter Grünlandbereiche,
- der Kaninchen-Rückgang durch Myxomatose, und, sobald das Gras höher wächst,
- die Verdrängung der geeigneten Wirtsameise durch andere *Myrmica*-Arten.

Da dieser Sachverhalt bis dato unbekannt war, bestand für die intensive Beweidung der Lebensräume keine Veranlassung. Dieses Wissen kam für die Populationen von *G. arion* in Großbritannien zu spät. Die Art ist dort 1979 ausgestorben.

In der Folgezeit erfolgten Habitat-Rekonstruktionen über längere Zeiträume (ab den 1970er Jahren), bevor schließlich eine Wiederansiedlung mit Tieren aus Schwedischen Populationen (im sogenannten „Site X"; vgl. Abb. 3) erfolgte. Hierfür wurde 1983 ein erstes Experiment gestartet, worauf im Jahr 1984 immerhin noch 7 Falter gesichtet werden konnten. Weitere Tiere wurden 1985 und 1986 ausgesetzt, sowie 1986 zusätzliche 200 Larven (siehe Pfeil in Abb. 3). 1987 konnten schließlich 75 Adulte und 1988 150-200 Tiere als Nachkommen gezählt werden (vgl. geschätzte Entwicklung der Eizahlen seit 1983 in Abb. 3). Mittlerweile sind insgesamt 5 Bereiche besiedelt, wobei die Entwicklung eine gewisse Dynamik zeigt, die auch Aussterbeereignisse umfaßt (vgl. Abb. 4).

Als Resümee dieser Aktivitäten bleibt festzuhalten, daß die **Wiederansiedlung erfolgreich, Aufwand und Kosten aber immens waren**, und zwar um Größenordnungen höher als sie bei wissenschaftlich fundierten Schutzmaßnahmen vor dem Aussterben gewesen wären (THOMAS, 1996).

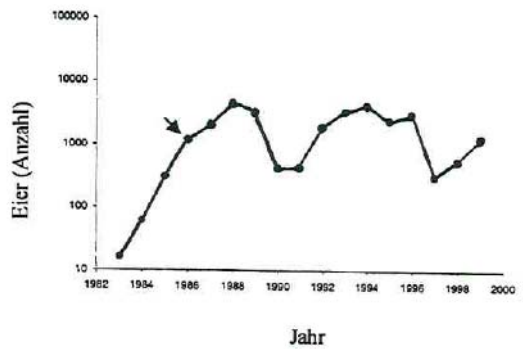

Abbildung 3: Geschätzte Entwicklung der Populationsgröße von *G. arion* auf dem „Site X", dem ersten Habitat auf dem die Art in Großbritannien 1983 wieder eingeführt wurde (J.A. THOMAS, pers. Mitt.).

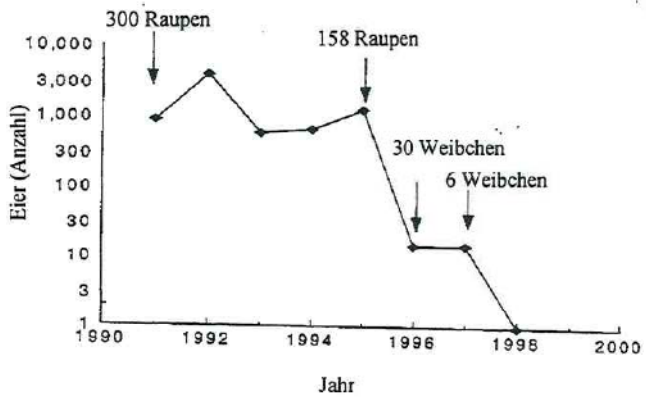

Abbildung 4: Geschätzte Entwicklung der Populationsgröße (Eier) von *G. arion* im Habitat „The Camp", mit Angabe der Anzahl und Stadien der eingeführten Individuen (J.A. THOMAS, pers. Mitt.).

3 Fallbeispiel „aufwendiges Habitatmanagement und Abwarten": Wachtelweizen-Scheckenfalter (*Melitaea athalia*) in UK

Diesem Fallbeispiel liegen die Studien von Martin WARREN (1987) zugrunde. Die Entwicklung wurde von PULLIN (1996) zusammengefaßt. Für den Scheckenfalter war in Großbritannien eine weit geringere Mobilität festgestellt worden, als bis dato für viele Falter angenommen. Ein starker Rückgang war zu beobachten, der auch das Aussterben in 2 Naturschutzgebieten umfasste, die eigens zu dessen Schutz ausgewiesen wurden. Es war bekannt, daß die Raupen ihre Fraßpflanze in waldartigen („woodland") Beständen eines frühen Sukzessionsstadiums nutzt, so diese Pflanzen über mehrere Jahre hinweg einen geeigneten Zustand aufweisen. Es wurden daraufhin neue geeignete Habitate entwickelt, die aber unbesiedelt blieben, außer wenn die Habitate nur 300-500 m von der nächsten Kolonie entfernt lagen. Konsequenterweise wurden die Habitate so entwickelt, daß sie durch die Falter gut erreichbar waren. *Melitaea athalia* hat folglich mittlerweile stabile Populationen in Großbritannien aufbauen können.

4 Fallbeispiel „geduldiges Abwarten": Komma-Dickkopffalter in Großbritannien (*Hesperia comma*)

Der Komma-Dickkopffalter erreicht die Nordgrenze seiner Verbreitung im Süden Englands. Dort werden ausschließlich warme Mikroklimate an südexponierten Hängen besiedelt. Die Eiablage erfolgt (in Nord-Europa) an eher kümmerlichen Exemplaren des Schafschwingels (*Festuca ovina*) in der Nähe offener Bodenstellen (J.A. THOMAS et al., 1986). Die Habitate wurden traditionellerweise intensiv beweidet, zunächst durch Schafe, später durch Kaninchen. In den 1950er Jahren war ein starker Rückgang der Kaninchen durch Myxomatose und verringerte Beweidung durch Schafe zu beobachten, was in der Konsequenz einen starken Rückgang von *H. comma* durch veränderte Biotopstrukturen nach sich zog.

Später ging jedoch die Myxomatose wieder zurück und z.T. wurden neue Beweidungskonzepte realisiert. Dadurch konnte sich *H. comma* allmählich erholen und eine langsame Wiederbesiedlung ehemaliger Habitate war zu beobachten (siehe Abb. 5). Hier könnte die (passive) Wiederbesiedlung durch ein intensiveres Beweidungsprogramm noch weiter beschleunigt werden (C.D. THOMAS & JONES, 1993).

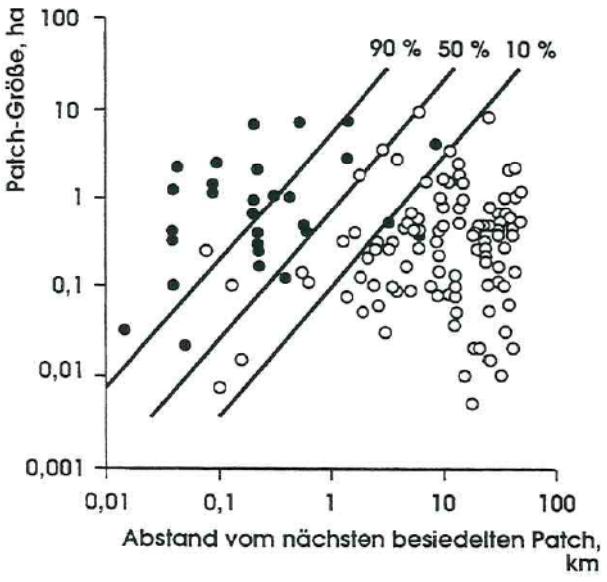

Abbildung 5: (Wieder-)Besiedlung leerer Habitat-Patches durch den Komma-Dickkopffalter *Hesperia comma* auf Magerrasen im Südosten Englands von 1982 bis 1991; in Abhängigkeit vom Abstand vom nächsten besiedelten Patch und von der Patch-Größe.

Gefüllt: 1982 leere, 1991 besetzte Patches; Leer: 1982 leere und auch 1991 nicht besetzte Patches; %-Angaben: Häufigkeit der Kolonisierung, berechnet auf Basis logistischer Regression (aus SETTELE, 1999; verändert nach C.D. THOMAS & JONES, 1993).

5 Fallbeispiel „entspanntes Abwarten": Bläulinge in der Pfälzischen Rheinebene (*G. nausithous, G. teleius, Lycaena dispar*)

Von SETTELE (1998) wurden in der Pfälzischen Rheinebene die Bläulinge *G. nausithous*, *G. teleius* und *L. dispar*, die alle in den Anhängen der FFH aufgelistet sind, über mehrere Jahre studiert. Im Gegensatz zu den oben vorgestellten Fallbeispielen liegen die Vorkommen dieser 3 Arten näher am Kerngebiet der Verbreitung. Lebensräume im Gebiet (vgl. Abb. 6) sind Wiesen und Weiden unter „ordnungsgemäßer Landwirtschaft", die in der Regel keinen besonderen Schutzstatus aufweisen. Fraßpflanzen der Raupen sind Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*; bei *G. nausithous* und *G. teleius*) bzw. nicht-saure *Rumex*-Arten (bei *L. dispar*). Die Arten zeichnen sich im Gebiet durch eine höhere Mobilität aus, als für viele Falter bislang angenommen (vgl. Settele et al. 1996) und weisen typische Metapopulationsstrukturen auf, d.h. es treten regelmäßig Kolonsations- und Extinktionsereignisse auf (siehe SETTELE, 1998).

Um die entscheidenden Populationsparameter für das Besiedlungspotential der Tiere in der Untersuchungsregion abzuschätzen, wurde das Inzidenz-Funktions-Modell von HANSKI (1994) eingesetzt. Grundlage hierfür bildeten die Präsenz/Absenz-Daten für ca. 300 Patches über mehrere Jahre. Dieses Vorgehen wurde gewählt, weil Kolonisationswahrscheinlichkeiten nur experimentell (sehr großer Aufwand für Wiederbesiedlungsexperimente mit entsprechenden Wiederholungen) oder über große Datensätze (wie in vorliegendem Beispiel) analysierbar sind.

Als Ergebnis der Studien kann festgestellt werden, daß zumindest *G. nausithous* und *L. dispar* mit der Landnutzung blendend zurechtkommen. Sie sind im Prinzip in der gesamten Landschaft zu erwarten (siehe Abb. 6), so vor allem die Mahd und/oder die Beweidung zeitlich und/oder räumlich paßt. Generell kann davon ausgegangen werden, daß ungemähte Restflächen immer im einen oder anderen Jahr übrigbleiben und somit ein Überleben ermöglichen.

6 Generelle Überlegungen und Diskussion

6.1 Wissenschaftliche Ansätze beim Schutz von Tagfaltern

In diesem Abschnitt soll die Wiederansiedlung im Gesamt-Kontext wissenschaftlicher Ansätze zum Schutz von Tagfaltern (an)diskutiert werden.

Grundvoraussetzung aller Schutzansätze sind umfassende **Kartierungen** und intensives **Monitoring**. Dies wird vor allem auch aus allen Ländern belegt, die erfolgreiche Schutzprogramme auflegten (v.a. Großbritannien und NL). Nur daraus läßt sich das Ausmaß von Veränderungen (z.B. Populationsgrößen und Verbreitung) quantifizieren. Nur wenn das Muster der Veränderung bekannt ist (und dies ist oft unerwartet, siehe z.B. oben erwähnte Studie zu den Bläulingen in der Pfälzischen Rheinebene), liegen die nötigen Informationen vor, um das Problem adäquat in Angriff nehmen und bewältigen zu können. Derartige Voraussetzungen sind in Deutschland nur sehr begrenzt gegeben (z.B. in guten Ansätzen für Baden-Württemberg in EBERT & RENNWALD, 1991)

Ein weiterer zentraler Punkt ist die **Berücksichtigung regionsspezifischer Phänomene**. Populationsschwankungen und die Stabilität von Populationen (J.A. THOMAS et al., 1998) können sich genauso wie z.B. die Mobilität (SETTELE et al., 1996) im Kerngebiet der Verbreitung völlig von den Bedingungen zum Rand der Verbreitung hin unterscheiden. Letztgenanntes gilt selbstverständlich auch für Habitatansprüche der Arten und deren Realisierung (siehe Abb. 7). Des weiteren kann die Landschaftsstruktur entscheidend sein und die Habitate können sich von einer

relativ kontinuierlichen Verbreitung hin zu starker Isolation und Fragmentierung geographisch unterscheiden. Die Berücksichtigung solcher Phänomene ist in Deutschland nur sehr begrenzt möglich, da für nahezu keine Art entsprechende populationsbiologische Erkenntnisse in ausreichendem Umfang vorliegen. Selbst für ein und dieselbe Art sind generelle Empfehlungen schwierig und nur geographisch begrenzt übertragbar (vgl. J.A. THOMAS et al., 1998).

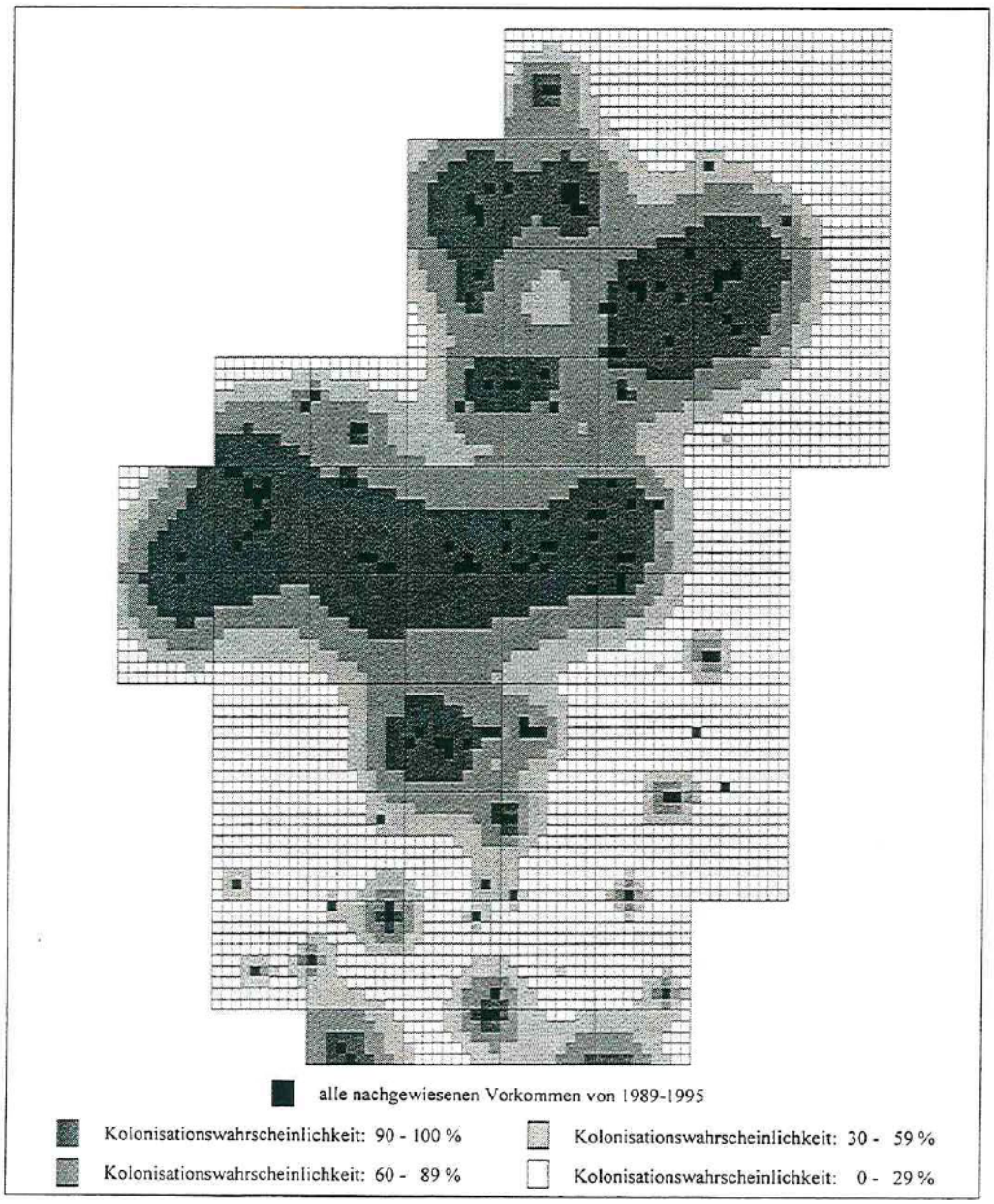

Abbildung 6: Wahrscheinlichkeit der Kolonisation von 500 m-UTM-Quadranten durch *Glaucopsyche nausithous* in der Pfälzischen Rheinebene (Zeitraum: 25 Jahre; aus SETTELE, 1998, 1999).

Grundannahmen: mittlere Wanderstrecke von 2 km und Besiedlungsfaktor 40 (d.h., wenn 40 Individuen einen Patch erreichen, wäre die Kolonisationswahrscheinlichkeit 50 %; vgl. Herleitung in HANSKI, 1994)

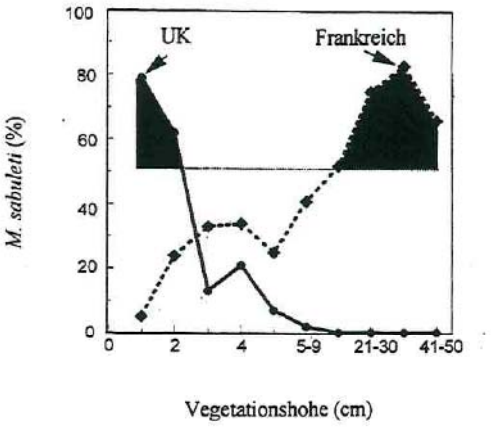

Abbildung 7: Nischenunterschiede von *M. sabuleti* (der Wirtsameise von *G. arion*) und *G. arion* in *G.-arion*-Habitaten in Großbritannien und in Zentral-Frankreich. (nach THOMAS et al., 1998)

Die Frühjahrs- und Sommertemperaturen sind in Zentral-Frankreich etwa 3°C höher als in Großbritannien (nur in den dunklen Bereichen sind die Bedingungen für *G. arion* geeignet; nach J.A. THOMAS, 1996). [Auf der y-Achse ist der prozentuale Anteil angegeben, den *M. sabuleti* an Ködern unter den Raupenfraßpflanzen *Thymus* bzw. *Origanum* einnimmt.]

Schließlich drängt sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit nationaler Strategien auf, vor allem dann, wenn daraus eine hohe Priorität für den Schutz **seltener** Arten (oder deren Wiederansiedlung) resultiert, selbst wenn diese in anderen Regionen (z.T. selbst in nicht allzuweiter Entfernung) häufig sind. Extrem deutlich wird dies bei aktiv wieder eingeführten Arten wie *G. arion* in Großbritannien (siehe oben) oder *G. nausithous* und *G. teleius* in den Niederlanden (WYNHOFF, 1998).

Derartige Prioritätensetzungen finden sich auffällig häufig an den – häufig klimatisch bedingten - Verbreitungsgrenzen der Arten. Gerade dort kommt es aber viel eher zur Ausbildung instabiler Populationen (Beispiel Variationskoeffizient der Populationsschwankungen von *Maniola jurtina* in UK, siehe J.A. THOMAS et al., 1994), die schwierig und damit nur teuer zu erhalten sind.

Es drängt sich hier häufig der Verdacht auf, daß **Wiederansiedlungen als Naturschutzmaßnahmen oft getarnte Spielwiesen der Wissenschaft darstellen.**

6.2 Subjektive Wertung zum Thema „Abwarten oder Auswildern"

a) Wiederansiedlung für ökologische Grundlagenforschung: Die Wiederansiedlung ist ein zentraler Punkt für die Abschätzung von Kolonisationspotentialen (ansonsten nur indirekte Ableitung z.B. über Inzidenzmodelle möglich).

b) Wiederansiedlung als Naturschutzmaßnahme: Die Stellung in einer Prioritätenliste würde sich auf naturwissenschaftlichem Hintergrund etwa folgendermaßen darstellen:

1) zuerst gute Faunistik

2) fundierte Einschätzung von Populationstrends

3) Habitatanalysen zum Schutz bestehender Populationen (in vielen Fällen sind die Nischen der Präimaginalstadien enger und stärker ephemer als angenommen)

4) Habitatanalysen für Wiederansiedlung

4.1) passive Ansiedlung („Abwarten") aus Landschaftskontext

4.2) aktive Ansiedlung („Auswildern") v.a. über längere Distanzen

Die Stellung in einer solchen Prioritätenliste ist letztlich aber eine **gesellschaftliche Entscheidung**. Obwohl zunächst ökonomisch „unvernünftig", kann die erfolgreiche Wiederansiedlung einer zuvor ausgestorbenen Art für die Anliegen des Naturschutzes mehr bringen als die Erhaltung einer Art, da die Vermarktung wesentlich **öffentlichkeitswirksamer** erfolgen kann (Beispiel Thymian-Ameisenbläuling in UK).

Dank

Für die Bereitstellung wichtiger Informationen bedanken wir uns bei Jeremy Thomas (ITE - Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK) und Andrew Pullin (University of Birmingham, UK). Ein Dankeschön auch an Eckhard Gottschalk und Michael Mühlenberg für die Einladung zur Veranstaltung. Ferenc Kassai (Zoologisches Museum, Budapest, Ungarn) half bei der Vor-/Auf-Bereitung einiger Abbildungen.

Literatur

Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 + 2: Tagfalter I + II. Ulmer, Stuttgart.

Hanski, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. Journal of Animal Ecology 63, 151-162.

Oates, M.R. & M.S. Warren (1990): A review of butterfly introductions in Britain and Ireland. – A contract report for the Joint Committee for the Conservation of British Insects (JCCBI), funded by the World Wide Fund for Nature.

Pullin, A.S. (1996): Restoration of Butterfly Populations in Britain. Restoration Ecology 4, 71-80.

Pullin, A.S., I.F.G. McLean & M.R. Webb (1995): Ecology and conservation of *Lycaena dispar* – British and european perspectives. In: A.S. Pullin (ed.): Ecology and Conservation of Butterflies. Chapman & Hall, London, 150-164.

Settele, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. Teubner, Leipzig & Stuttgart.

Settele, J. (1999): II-5.2 Isolation und Metapopulation. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. ecomed, Landsberg, 1-14.

Settele, J., K. Henle & C. Bender (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5, 187-206.

Thomas, C.D. & T.M. Jones (1993): Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. Journal of Animal Ecology 62, 472-481.

Thomas, J.A. (1996): The case for a science-based strategy for conserving threatened butterfly populations in the UK and North Europe. In: J. Settele, C. Margules, P. Poschlod & K. Henle (eds.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht, 1-6.

Thomas, J.A., C.D. Thomas, D.J. Simcox & R.T. Clarke (1986): The ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. Journal of Applied Ecology 23, 365-380.

Thomas, J.A., D. Moss & E. Pollard (1994): Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species' ranges. Ecography 17, 215-220.

Thomas, J.A., R.T. Clarke, G.W. Elmes & M.E. Hochberg (1998): Population dynamics in the genus *Maculinea* (Lepidoptera: Lycaenidae). In: J.P. Dempster & I.F.G. McLean (eds.): Insect population dynamics in theory and practice. Chapman & Hall, London, 261-290.

Van Swaay, C.A.M. (1990): An assessment of the changes in butterfly abundance in the Netherlands during the 20th century. Biological Conservation 52, 287-302.

Warren, M.S. (1987): The ecology and conservation of the Heath Fritillary butterfly *Mellicta athalia*. (1): Host selection and phenology. (2): Adult population structure and mobility. (3): Population dynamics and the effect of habitat management. Journal of Applied Ecology 24, 467-513.

Wynhoff, I. (1998): Lessons from reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. Journal of Insect Conservation 2, 47-57.

UFZ-Bericht Nr. 2/2001

Naturschutz und Verhalten

Internationales Symposium am Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen

Herausgegeben von

Eckhard GOTTSCHALK [1], Andreas BARKOW [1], Michael MÜHLENBERG [1] & Josef SETTELE[2]

[1] Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, Von Sieboldstr. 2, 37075 Göttingen

[2] UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Archiv