Mainzer naturwiss. Archiv	51	S. 357–392	6 Abb., 1 Taf., 8 Tab.	Mainz 2014

Zusammensetzung und Bestandsentwicklung von Tagfalterzönosen (Lepidoptera: Rhopalocera) auf Brachflächen im Raum Trier über 40 Jahre

Anne Herrig, Thomas Schmitt, Matthias Weitzel & Katharina J. Filz

Kurzfassung

Brachflächen sind wertvolle Tagfalterhabitate, die auch vielen gefährdeten Arten Rückzugsräume eröffnen und bedeutende Trittsteine in der Landschaft darstellen. In den Jahren 1973, 1986, 2010 und 2012 wurden die Tagfalterzönosen von neun Brachflächen (zwei Grünlandbrachen, sieben Weinbergsbrachen) standardisiert untersucht und alle Tagfalterarten semiquantitativ erfasst. Die phänologischen Verläufe von 2012 deuten bei einigen Arten auf einen frühzeitigen Flugbeginn hin. Sowohl die Artenzahlen als auch die Individuenzahlen der meisten Arten weisen über diesen Zeitraum von fast 40 Jahren einen starken Rückgang auf, wobei mehr als 1/3 der anfänglichen Arten im letzten Untersuchungsjahr nicht nachgewiesen wurde. Über diesen Zeitraum ist eine Veränderung der Biozönosen deutlich zu erkennen und die Biozönosen der Flächen unterschieden sich stärker zwischen den Jahren als innerhalb eines Jahres zwischen unterschiedlichen Flächentypen. Die Tagfalterzönosen haben sich insgesamt von heterogenen Gemeinschaften zu überwiegend von Generalisten dominierten Artengemeinschaften entwickelt, was zeitgleich mit einer Verringerung ihrer Diversität einhergeht. Besonders gefährdet sind deshalb seltene und hochgradig spezialisierte Arten wie beispielsweise xerothermophile und Kälte liebende Arten.

Abstract

Composition and population trends of butterfly communities (Lepidoptera: Rhopalocera) on fallow land in the Trier region over forty years

Fallow land patches represent valuable habitats for many butterfly species and are retreats as well as stepping stone habitats for many threatened species in a given landscape. In 1973, 1986, 2010 and 2012, we analysed the butterfly communities of nine fallow land patches (two meadow and seven vineyard fallows) in a standardised semi-quantitative way. Phenological data of 2012 indicate an early flight season onset for many species. Species numbers as well as numbers of individuals for most species show strong decrease rates over the study period of almost forty years, and more than one third of the originally observed species was not recorded during the last year of investigation. Changes in species compositions over the observation period are clearly noticeable, and the differences are stronger among the species compositions of different years than within one year among different habitat types. In general, the butterfly communities have changed from heterogeneous assemblages towards generalist-dominated communities accompanied by a strong decrease of diversity. Particularly threatened are highly specialised and rare species as for example xero-thermophilic and cold-adapted species.

Key words

Biodiversity loss, homogenization, Lepidoptera, phenology, Rhineland-Palatinate, specialists, species decline, species turnover, vineyards

1. Einleitung

Hohe biologische Vielfalt und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen, wie beispielsweise die Bestäubung von Wild- und Kulturpflanzen, sind für das menschliche Leben unverzichtbar. In zahlreichen Untersuchungen konnten jedoch bereits markante Rückgänge der Biodiversität nachgewiesen werden (z. B. Delbaere 1998, Dirzo & Raven 2003, Butchart et al. 2010). Eine Möglichkeit zur Messung von Umweltveränderungen sind biologische Indikatoren (vgl. Schubert 1991), die vor allem dort eingesetzt werden, wo sich Phänomene oder Veränderungen in der Umwelt nur sehr schwer und nicht direkt messen lassen (Fleishman & Murphy 2009). Im reaktiven Naturschutz, zu dem die Bewertung und Bewahrung von Habitaten vor anthropogenen Einflüssen gehört, werden häufig Tagfalter als Indikatoren für die Biodiversität verwendet (Pearson & Carroll 1998, Osborn et al. 1999, Settele et al. 1999, Rákosy & Schmitt 2011). Eigenschaften wie eine sensible und schnelle Reaktion der einzelnen Arten auf Veränderungen ihrer Umwelt (Warren 1987, Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002, Devictor et al. 2012) sowie der hohe Wissensstand über ihre Ökologie und Taxonomie (z. B. Ebert & Rennwald 1991, Settele et al. 1999) machen Tagfalter zu einer ausgezeichneten ökologischen Indikatorgruppe (Rákosy & Schmitt 2011). Neben ihrer hohen ökologischen Diversität zeichnet diese Gruppe eine überschaubare Artenzahl (in Rheinland-Pfalz 113 Arten, vgl. Settele et al. 2009) sowie eine meist gute Nachweisbarkeit und Identifizierbarkeit im Freiland aus.

Als älteste Stadt Deutschlands (Clemens & Clemens 2007) ist Trier und das Umland vor allem durch die Jahrtausende alte Besiedlungsgeschichte und die damit verbundene anthropogene Nutzung der Gegend charakterisiert. Mit der Gründung der Stadt Trier begann auch der Weinanbau in dieser Region, der zwischenzeitlich die Haupterwerbsgrundlage der Bevölkerung darstellte (Job 1999). Bis heute ist er ein prägendes Landschaftsmerkmal, wobei aktuell insgesamt ca. 378 ha des Trierer Raums intensiv mit Rebkulturen bewirtschaftet werden (Rhein-Mosel-Verlag 2013). Vor allem in den 1970er Jahren gab es spürbare Veränderungen im Weinanbau, die entweder eine starke Spezialisierung oder die Aufgabe des Gewerbes zur Folge hatten. Wegen Unwirtschaftlichkeit wurden in dieser Zeit eine Reihe von Weinbergen aufgegeben. Für Tagfalterspezies stellen die hierdurch entstehenden Weinbergsbrachen, wie auch viele andere Brachflächentypen, wertvolle Habitate und Rückzugsorte dar. Deshalb zählen Bereiche auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen zu den artenreichsten Habitaten (vgl. Riecken et al. 1998, Finck et al. 2002, Schmitt & Rákosy 2007).

Im Rahmen dieser Studie wurde die Bestandsentwicklung, Zusammensetzung und Diversität der Tagfalterzönosen von neun Brachflächen (sieben Weinbergsbrachen, zwei Grünlandbrachen) im Trierer Raum untersucht. Um hierbei Rückschlüsse auf die Biodiversität und ggf. Veränderungen dieser ziehen zu können, liegen dieser Analyse Daten aus vier Einzeljahren (1973, 1986, 2010 und 2012) zu Grunde, die insgesamt einen Zeitraum von fast 40 Jahren umfassen. In allen vier Untersuchungsjahren wurden standardisierte Transektbegehungen durchgeführt und so semiquantitativ die Populationen der Tagfalterarten im Trierer Raum erfasst. Auf Basis dieser Daten lassen sich Einflüsse von Landschafts- und Klimaveränderungen über den untersuchten Zeitraum abschätzen und bewerten.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Die neun Untersuchungsflächen (Abkürzungen s. Tab. 1) sind im westlichen Bereich von Rheinland-Pfalz im Stadtgebiet von Trier lokalisiert (s. Abb. 1 und Tab. 1) und befinden sich in einem Radius von ca. 1,75 km um den Trierer Petrisberg (LANIS 2013) mit einer durchschnittlichen Distanz von 1,5 km zwischen den Flächen (min. 200 m: BB1 und BB2; max. 3 km: AT3 und TG1). Das anstehende Grundgestein der Region Trier ist durch Schiefer, Buntsandstein, Muschelkalk

und Keuper geprägt (Wagner et al. 2012). Die Region liegt im Bereich der Bruch- und Schichtstufenlandschaft des Trier-Bitburger Mesozoikums (Wagner et al. 2012). Alle untersuchten Flächen befinden sich im Bereich ehemaliger Moselterrassen, die durch Schiefer-Verwitterungsböden mit geringer Tiefgründigkeit charakterisiert sind (Kremer 1954, Müller 1976).

Die 1973 festgelegten Transektstrecken sind zwischen 268 m (KS) und 562 m (AT3) lang. Sie weisen durchschnittlich eine Länge von 397 m pro Transekt auf. Die Flächengrößen, welche durch die Transekte definiert sind, variieren zwischen 0,29 ha (Hill) und 1,48 ha (AT3) (Tab. 1). Insgesamt ergibt sich über alle neun Untersuchungsflächen eine Begehungsstrecke von ca. 3,6 km.

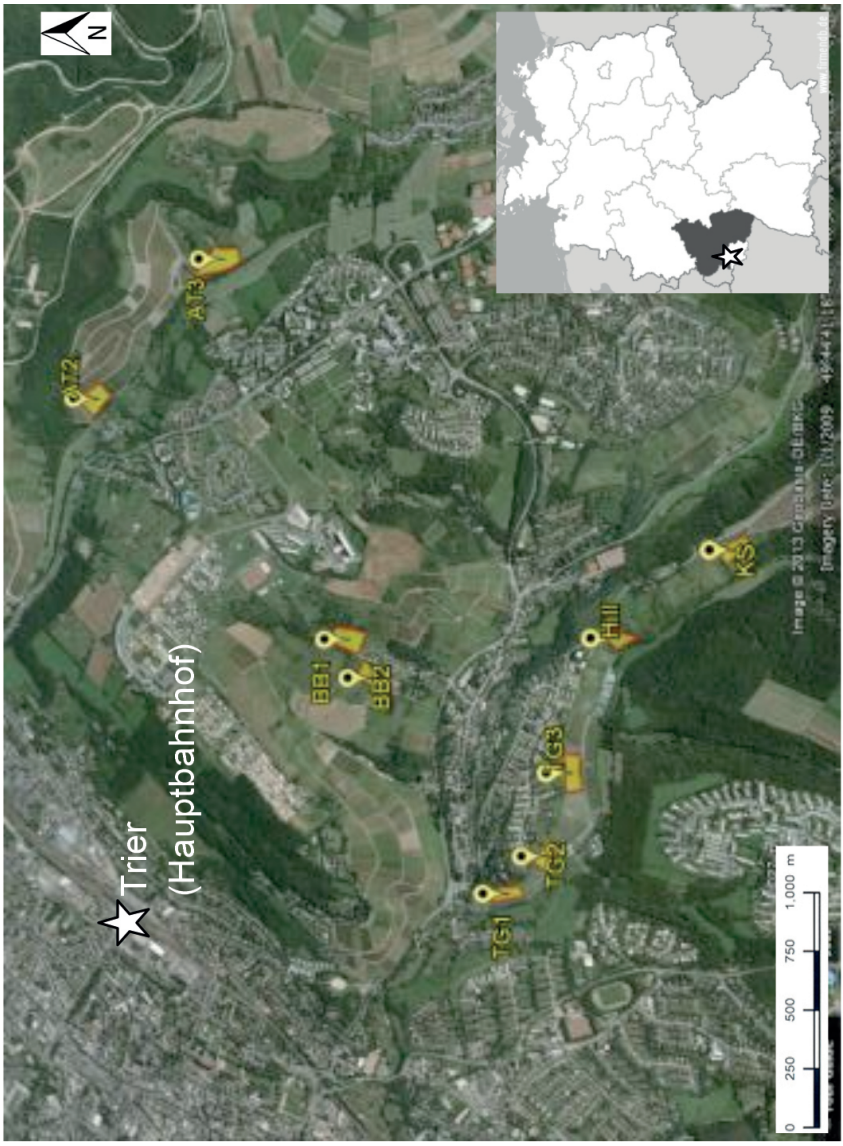


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete im Raum Trier (TG = Tiergarten, KS = Kernscheid, BB = Brettenbach, AT = Avelertal). Quelle: Verändert nach Google Earth 2013, zuletzt geprüft am 20.04.13. Rechts unten: Quelle: http://www.firmendb.de/grafik/karten/bundeslaender/Rheinland-Pfalz.png, zuletzt geprüft am 25.04.13.

Tabelle 1: Geographische Daten der Untersuchungsflächen. Berechnet mit LANIS (Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz, basierend auf den Geobasisdaten der Kataster- und Vermessungsverwaltung Rheinland-Pfalz; Maßstab 1:1222). Stand Mai 2013.

Untersuchungsfläche	Kürzel	Koordinaten der Flächenmitte	Transektstrecke (m)	Flächengröße (ha)	Höhe ü. NN (von – bis) (m)	Geschätzte Steigung (%)
Tiergarten 1	TG1	49°44′28.49′′ N 6°39′18.75′′ O	350	0,66	160-180	51
Tiergarten 2	TG2	49°44′23.83′′ N 6°39′27.20′′ O	392	0,78	160-195	56
Tiergarten 3	TG3	49°44′18.51′′ N 6°39′59.19′′ O	463	1,07	170-200	48
Hill	Hill	49°44′14.83′′ N 6°40′12.81′′ O	298	0,29	180-200	41
Kernscheid	KS	49°44′00.01′′ N 6°40′31.38′′ O	268	0,38	220-240	36
Brettenbach 1	BB1	49°44′51.87′′ N 6°40′11.82′′ O	393	0,94	180-210	21
Brettenbach 2	BB2	49°44′47.97′′ N 6°40′03.53′′ O	398	0,72	180-210	25
Avelertal 2	AT2	49°45′28.43′′ N 6°41′04.48′′ O	448	1,11	195-230	55
Avelertal 3	AT3	49°45′09.52′′ N 6°41′34.08′′ O	562	1,48	220-250	35

Alle neun Untersuchungsflächen liegen in Landschaftsschutzgebieten (LANIS 2013) und befinden sich in direkter Nachbarschaft zu intensiv bewirtschafteten Feldern (überwiegend Weinbergen), Grünlandflächen oder Wohngebieten.
Insgesamt betrug die Vegetationshöhe in allen vier Untersuchungsjahren im Durchschnitt weniger als 80 cm, wobei die Vegetation der Untersuchungsflächen vor allem durch perennierende Gräser, eine Vielzahl thermophiler, krautiger Pflanzen sowie durch einige Heckenstrukturen charakterisiert ist. Geologische Gegebenheiten, mikroklimatische Faktoren oder Wanderschäferei verhinderten auf allen Untersuchungsflächen, mit Ausnahme der Fläche Hill, die fortschreitende Sukzession hin zu sekundären Wäldern.

2.1.1 Weinbergsbrachen

Die Flächen TG1-3 sowie KS und AT2-3 (Abb. 2 A-F) sind xerotherme Weinbergsbrachen, die vor mehr als 50 Jahren aufgegeben wurden. Die Vegetation dieser südöstlich bis südwestlich exponierten ehemaligen Weinberge ist vor allem durch perennierende Süßgrasarten (Poaceae), eine ausgeprägte Krautschicht (bspw. *Trifolium* spp.) und Sträucher wie *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Cytisus scoparius*, *Rosa* spp. und *Rubus* spp. gekennzeichnet. Ferner sind auf einigen Flächen auch *Dipsacus fullonum*, *Papaver* sp. und *Vitis vinifera* zu finden. Sowohl AT2 als auch AT3 werden in unregelmäßigen zeitlichen Abständen maximal einmal jährlich extensiv beweidet.

2.1.2 Fläche mit Waldcharakter

Die Untersuchungsfläche „Hill“, im Folgenden auch als „Waldtransekt“ bezeichnet, ist auch eine ehemalige Weinbergsfläche, die sich aktuell in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium befindet (Abb. 2 G). Durch Etablierung von Gehölzpflanzen ist auf dieser Fläche inzwischen ein sekundäres Wäldchen entstanden. Die Vegetation dieser Fläche ist besonders durch *Corylus avellana*, *Quercus robur* und *Malus domestica* geprägt. Ferner sind *Acer pseudoplatanus*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*, *Rubus* spp. und *Sambucus nigra* auf dieser Fläche anzutreffen.

2.1.3 Grünlandbrachen

Die zwei Untersuchungsflächen BB1 und BB2 (Abb. 2 H-I) sind Grünlandbrachen, die mindestens einmal im Jahr durch extensive Schafbeweidung genutzt werden und durch Heckenstrukturen von beispielsweise *Crataegus monogyna* und *Rosa canina* geprägt sind.

2.2 Klimadaten des Untersuchungsgebietes

Historische Klimadaten der DWD-Klimastation Trier-Petrisberg (5100) zeigen für die letzten 65 Jahre für Trier und Umgebung insgesamt einen leichten Anstieg der Durchschnittstemperaturen, auch wenn in den Untersuchungsjahren von 1973 bis 2012 relativ niedrige Durchschnittstemperaturen gemessen wurden (1973: 9,3 °C; 1986: 8,7 °C; 2010: 9,1 °C, 2012: 10,1 °C). Die Jahrestemperaturen unterliegen dabei fast zyklischen Schwankungen (Holz 2012). Die Jahresniederschlagsmengen variieren zwischen 600 mm (1973) und 749 mm (2012) ohne einen eindeutigen Trend aufzuweisen (Holz 2012).

2.3 Erfassungsmethode

Für die standardisierte Erfassung der Arten und ihrer Häufigkeiten wurden in allen vier Untersuchungsjahren Linientransektzählungen durchgeführt, wozu im ersten Untersuchungsjahr (1973) neun Linientransekte eingerichtet wurden. Die Datenaufnahme erfolgte nach den später von Pollard & Yates (1993) beschriebenen Methoden und den allgemein gültigen Rahmenbedingungen des Tagfalter-Monitorings (Settele et al. 2005). Somit erfolgte die Begehung der Transekte in allen vier Jahren unter vergleichbaren Bedingungen, ausschließlich bei günstiger Witterung (sonnig, niederschlagsfrei, geringer Wind, zwischen 10 und 17 Uhr MESZ; Moore 1975, Settele et al. 1999, van Swaay et al. 2008), wobei die Tages- und Uhrzeiten der Begehungen pro Transekt randomisiert wurden. Die Bestandsaufnahme von Vorkommen und Abundanz der Tagfalter erfolgte per optischer Bestimmung der Imagines und umfasste in jedem Transekt einen Bereich von 5 m vor und jeweils 2,5 m rechts und links der festgelegten Transektstrecke (Pollard & Yates 1993, van Swaay 2002). Zur Artbestimmung wurden die Falter, wenn nötig, mit einem Schmetterlingsnetz gefangen, bestimmt und wieder freigelassen. Bei diesen Bearbeitungen wurden zusätzlich zur Erfassung der Arten auch Angaben zu ihrer Häufigkeit aufgenommen.
Die Taxonomie der Tagfalter entspricht Settele et al. (2009) (nach Nässig 1995). Hierbei sind *Leptidea sinapis*, *L. reali* und *L. juvernica* zu einem Artkomplex zusammengefasst, da diese Arttrennung 1973 noch unbekannt war.
Die Datenerhebung des Jahres 1973 erfolgte durch M. Weitzel (Transekte: TG1, TG2, TG3, Hill, KS, BB1, BB2 und AT3), 1986 durch M. Weitzel und H. D. Bourquin (Transekte: TG2, Hill und AT3), 2010 durch K. Filz und 2012 durch A. Herrig (jeweils alle neun Transekte). Im Jahr 1973, 2010 und 2012 erfolgte die Feldarbeit von April bis Oktober, im Jahr 1986 von März bis Oktober. In allen Untersuchungsjahren wurde als Begehungstakt ein Dekadenrhythmus angestrebt. Insgesamt konnten 1973 186, 1986 72, 2010 109 und

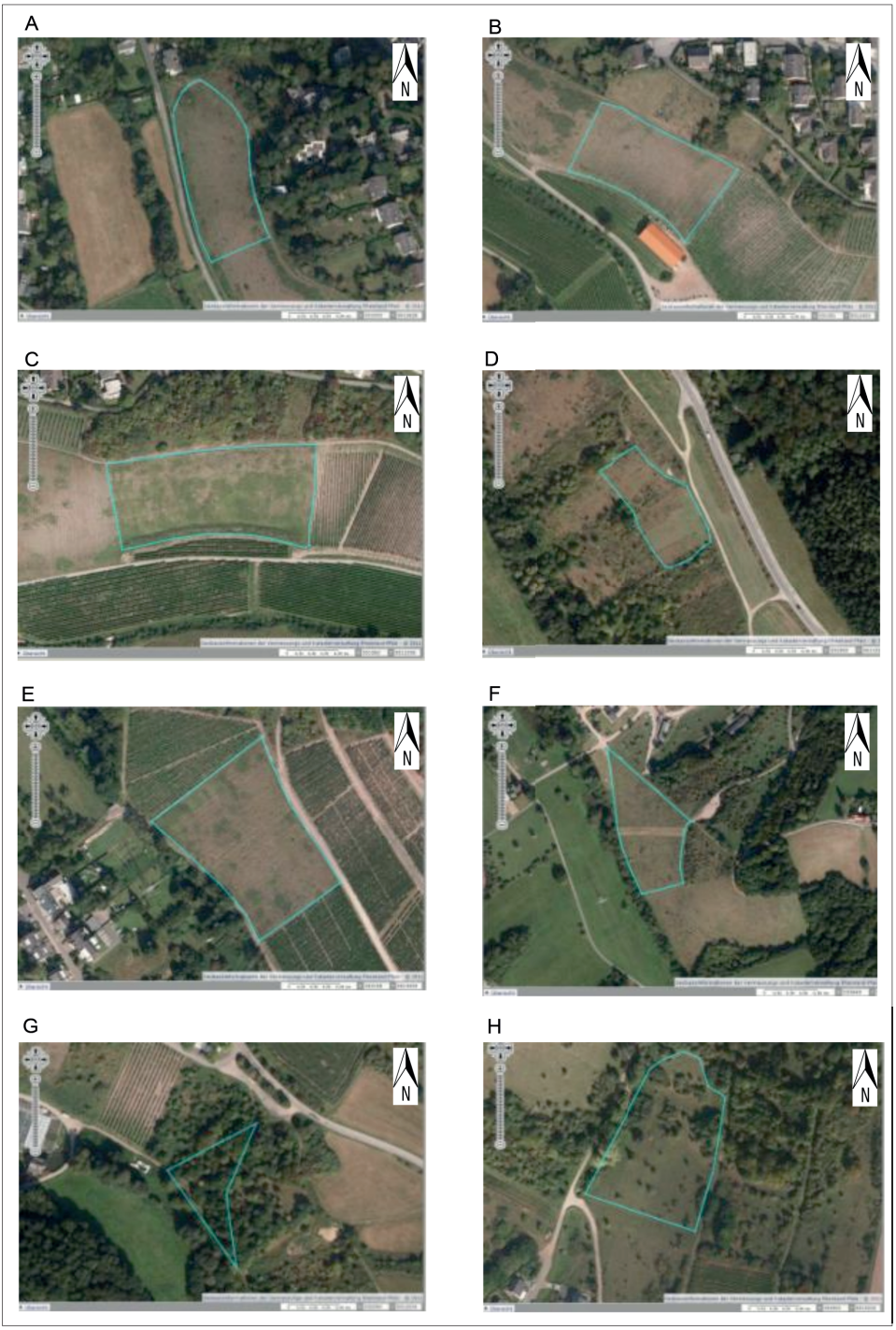

A
B
C
D
E
F
G
H
N



Abb. 2: Untersuchungsflächen (A: Tiergarten 1 (TG1), B: Tiergarten 2 (TG2), C: Tiergarten 3 (TG3), D: Kernscheid (KS), E: Avelertal 2 (AT2), F: Avelertal 3 (AT3), G: Hill, H: Brettenbach 1 (BB1), I: Brettenbach 2 (BB2); erstellt mit Hilfe des Landschaftsinformationssystems der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz (LANIS 2013) im Maßstab 1:934, bzw. AT3 im Maßstab 1:1868).

2012 95 Begehungen durchgeführt werden, also 1973: 21 Begehungen/Transekt; 1986: 24 Begehungen/Transekt; 2010: 12 Begehungen/Transekt; 2012: 11 Begehungen/Transekt.

2.4 Untersuchte Parameter

Zunächst werden phänologische Vergleiche zwischen dem Datensatz von 2012 und den Phänologien der Literatur gezogen. Da die jahreszeitliche Entwicklung der Tagfalter eng an die klimatischen Gegebenheiten und die Pflanzenphänologie gekoppelt ist (vgl. Settele et al. 1999, Roy & Sparks 2000, Roy et al. 2001, Diamond et al. 2011), kann an Hand phänologischer Verläufe von Tagfaltern auf klimatische Verhältnisse und gegebenenfalls Veränderungen dieser geschlossen werden. Für diese Analyse werden für alle häufigen Tagfalterarten (mit einer Individuenzahl von $n \geq 68$ in absteigender Reihenfolge) phänologische Diagramme erstellt und mit langjährigen phänologischen Daten aus dem Neckar-Tauberland (Ebert & Rennwald 1991) verglichen. Das Neckar-Tauberland wurde als Referenz gewählt, da diese Region ähnliche klimatische und geomorphologische Eigenschaften (DWD 2013a) wie unser Untersuchungsgebiet aufweist.

Die Bestandsentwicklungen der unterschiedlichen Tagfalterzönosen werden durch statistische Vergleiche der erfassten Bestände innerhalb der einzelnen Untersuchungsjahre erfasst. Auf Basis der absoluten Arten- und Individuenzahlen werden ferner die Häufigkeitsstrukturen der vier Untersuchungsjahre untersucht und beispielhaft am Transekt AT3 dargestellt.

Für die nachfolgend genannten Analysen werden lediglich die Daten der acht Transekte TG1, TG2, TG3, Hill, KS, BB1, BB2 und AT3 aus den Jahren 1973, 2010 und 2012 verwendet. Auf Grund der geringen Anzahl an Transekten, die 1986 begangen wurden, wird dieses Untersuchungsjahr von den folgenden statistischen Analysen ausgeschlossen, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Mit diesem reduzierten Datensatz wurde zunächst das Vorkommen jeder einzelnen Art auf den acht Transektflächen auf signifikante Unterschiede in der Flächenzahl zwischen den Untersuchungsjahren durch den Cochran-Q-Test und den anschließenden McNemar-Test (SPSS Version 2.17) überprüft. Als Ähnlichkeitsmaß für die Zusammensetzung der einzelnen Zönosen wurden die Diversitätsindizes Shannon, Evenness, Simpson und Alpha berechnet, die als Mittelwerte eines Jahres für alle Flächen angegeben werden (EstimateS Version 8.2, Colwell 2011; PAST, Hammer et al. 2001).

Der Shannon Diversitätsindex berücksichtigt sowohl die Artenvielfalt (Artenzahl) als



Tafel 1: Eine Auswahl der in den Untersuchungsflächen nachgewiesenen Tagfalterarten (Schachbrettfalter *Melanargia galathea* auf der Fläche AT3 aufgenommen am 24.06.12; Brombeer-Perlmutterfalter *Brenthis daphne* auf der Fläche Hill aufgenommen am 17.06.12) und der Untersuchungsflächen (TG2, TG3, AT2, KS, BB2 und Hill) (alle Fotos: A. Herrig) (Reihenfolge der Fotos: von links nach rechts und von oben nach unten).

auch die Verteilung der Individuen auf die Arten (Dominanz) (vgl. BEIERKUHNLEIN 2007), während die Evenness die Gleichverteilung („equitability") sowie die Dominanzverhältnisse der Arten charakterisiert, in dem sie das Verhältnis zwischen realisierter und maximal möglicher Diversität darstellt (MÜHLENBERG et al. 1993). Der Simpson Index gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der ein zufällig ausgewähltes zweites Individuum von einer anderen Art stammt, als das erste Individuum (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Ferner nutzt das Diversitätsmaß α den Vorteil, dass sich in einer Artengemeinschaft immer wenige Arten mit vielen Individuen und viele Arten mit wenigen Individuen befinden (MÜHLENBERG et al. 1993) und sich diese Häufigkeitsverteilung gut mit der logarithmischen Serie beschreiben lässt. Hierbei fließen die Artenzahlen stärker als die Gleichverteilung der Arten in die Berechnung mit ein, während allgemein gilt, dass mit steigendem Wert auch die Diversität der untersuchten Entitäten steigt.
Die Struktur bzw. Verteilung der Individuen innerhalb einer Zönose wurde durch den Dominanzindex (BioDiversityPro Version 2.0, MCALEECE et al. 1997) berechnet, mit dem die häufigste Art und die Ausprägung ihrer Dominanz für jedes Transekt der drei Untersuchungsjahre und insgesamt pro Untersuchungsjahr ermittelt wurde. Die Rate des Arten-Turnover, also der Artwechsel, der zwischen zwei Zeitpunkten stattgefunden hat, gibt darüber hinaus Auskunft über den Wandel innerhalb der untersuchten Zönosen über die Zeit (SMITH & SMITH 2009).
Ähnlichkeiten zwischen den Zönosen der einzelnen Untersuchungsjahre wurden darüber hinaus in einer abschließenden Hauptkomponentenanalyse (HKA) und Clusteranalyse (CA) (hierarchisches agglomeratives Verfahren, UPGMA, Euklidische Distanz, Simpson und Jaccard) (PAST, HAMMER et al. 2001) auf Grundlage der Präsenz/Absenz Daten des gesamten Datensatzes der Jahre 1973, 1986, 2010 und 2012 berechnet.

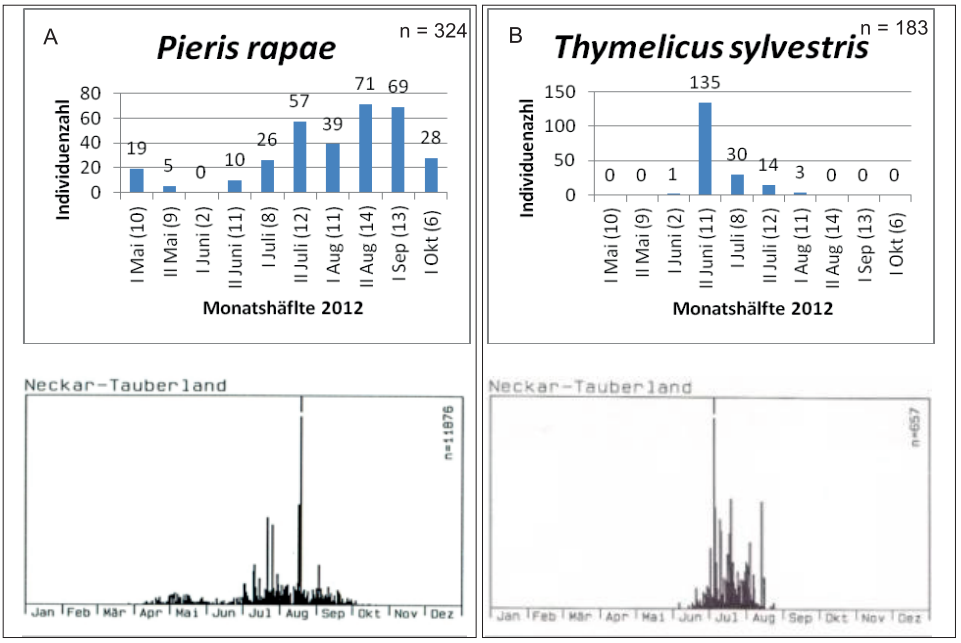
3. Ergebnisse

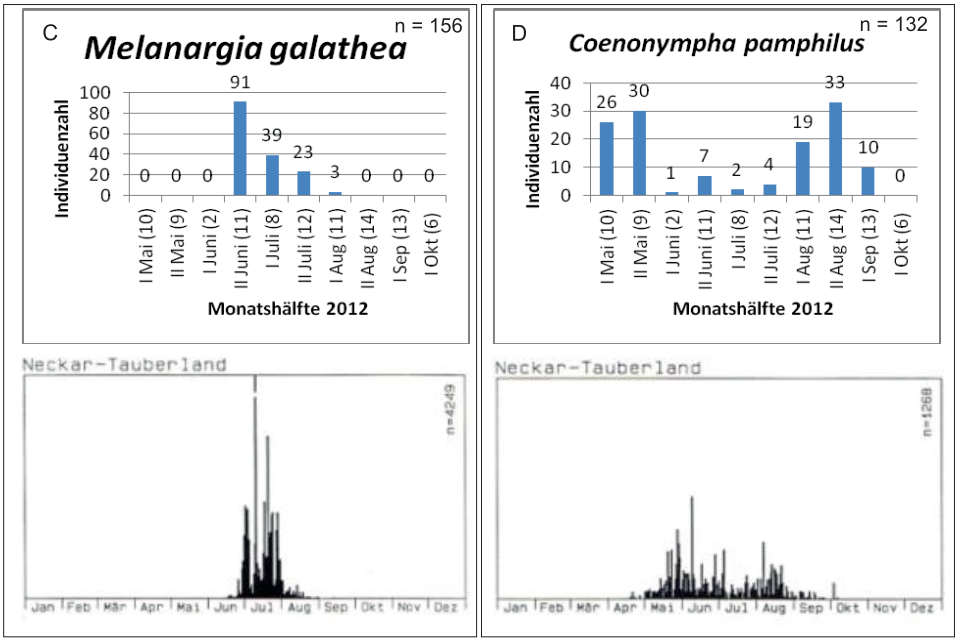
3.1 Phänologien

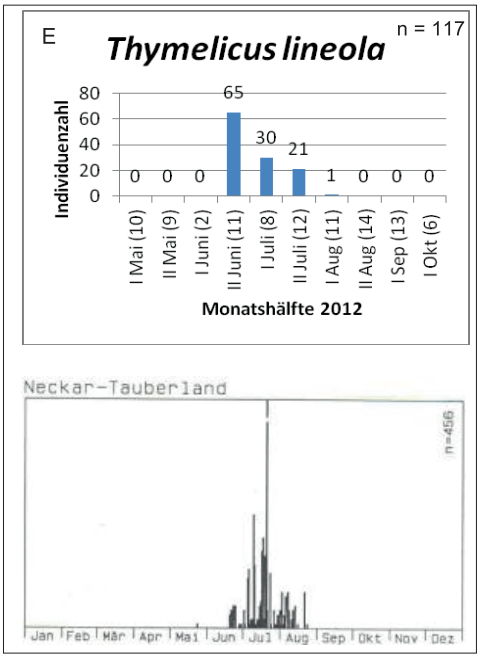
Für alle nachfolgend widergegebenen phänologischen Verläufe (Abb. 3 A-I) gilt:
Abgebildet wird die Individuenzahl pro Monatshälfte, wobei die erste Monatshälfte (I) vom ersten bis zum 15. des jeweiligen Monats und die zweite Monatshälfte (II) vom 16. bis zum jeweils letzten Tag des Monats reicht. Hinter jeder Monatshälfte ist in Klammern die Anzahl der Begehungen angegeben, die im jeweiligen Zeitraum durchgeführt wurden. Die absolute Anzahl der Individuen pro Monatshälfte ist über dem jeweiligen Balken angezeigt. Unter dem phänologischen Verlauf von 2012 ist jeweils als Referenzmaterial das langjährige Mittel der Phänologie des Neckar-Tauberlands der jeweiligen Art nach EBERT & RENNWALD (1991) abgebildet.
Zusammenfassend lässt sich erkennen, dass die erfassten Phänologien von 2012 weitestgehend den aus EBERT & RENNWALD (1991) entnommenen Phänologien entsprechen. Jedoch wird deutlich, dass in einigen Fällen (z. B. *Thymelicus lineola*, *Aphantopus hyperanthus*) zeitlich um wenige Wochen nach vorne verschobene phänologische Verläufe nachzuweisen sind.

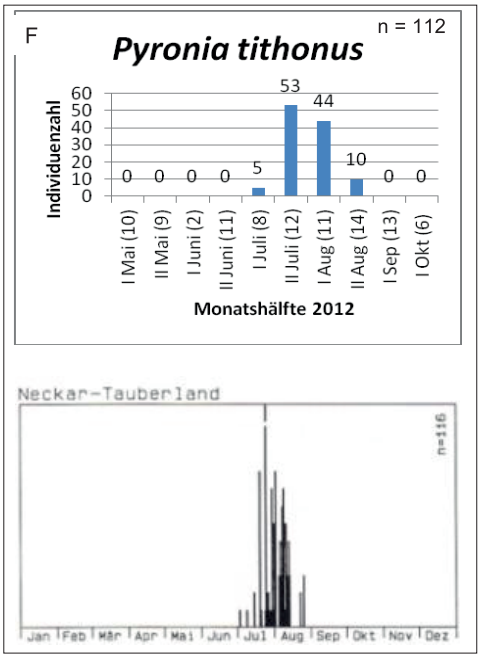
3.2 Arten- und Individuenzahlen

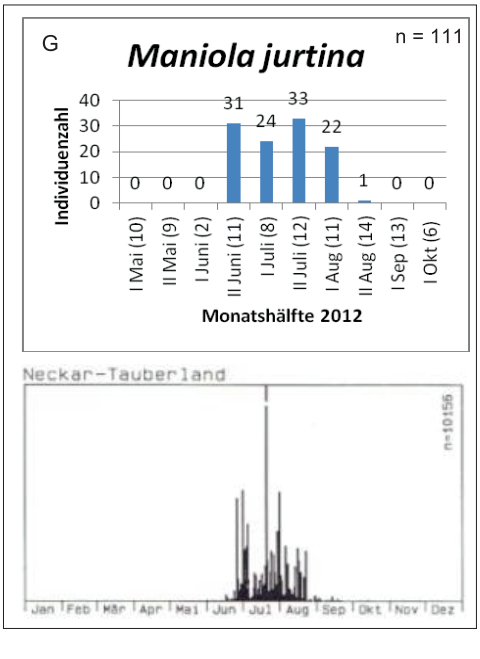
Im Jahr 1973 konnten 59 Arten mit insgesamt 10.582 Individuen, 1986 52 Arten mit 5.067 Individuen, 2010 42 Arten mit 2.707 Individuen und 2012 38 Arten mit 1.633 Individuen gezählt werden (Tab. 2). Korrigiert um die Streckenlängen konnten somit auf einer Transektstrecke von 100 m im Jahr 1973 339 Individuen, 1986 405, 2010 76 und 2012 46 Individuen festgestellt werden. 1973 war *P. tithonus* mit 1.478 Individuen, 1986 und 2010 *Maniola jurtina* mit 965 bzw. 366 Individuen und 2012 *P. rapae* mit 325 Individuen die häufigste Art. Eine Liste aller in den jeweiligen Jahren erfassten Tagfalterarten inklusive der gezählten Individuen ist in Tab. 3 für jede der neun Untersuchungsflächen dargestellt;

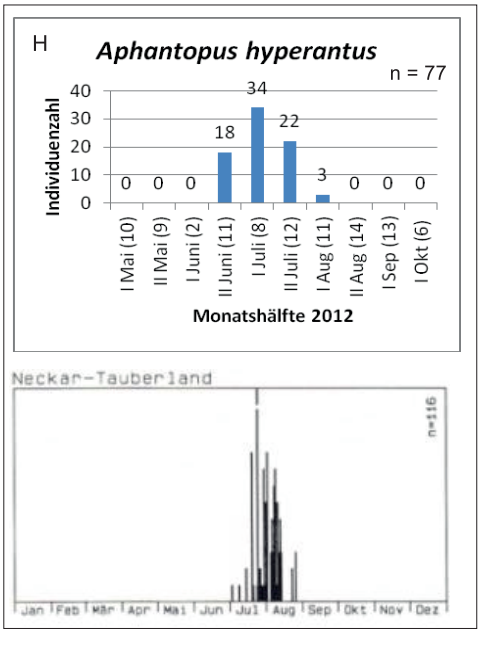

A
Pieris rapae
n = 324
Individuenzahl
19
5
0
10
26
57
39
71
69
28
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshäflte 2012
Neckar-Tauberland
n=11876
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez
B
Thymelicus sylvestris
n = 183
Individuenzahl
0
0
1
135
30
14
3
0
0
0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=657
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez


C
Melanargia galathea
n = 156
Individuenzahl
0
0
0
91
39
23
3
0
0
0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=4249
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez
D
Coenonympha pamphilus
n = 132
Individuenzahl
26
30
1
7
2
4
19
33
10
0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=1268
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez


E
Thymelicus lineola
n = 117
Individuenzahl
0 0 0 65 30 21 1 0 0 0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=456
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez


F
Pyronia tithonus
n = 112
Individuenzahl
0 0 0 0 5 53 44 10 0 0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=116
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez


G
Maniola jurtina
n = 111
Individuenzahl
0 0 0 31 24 33 22 1 0 0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=1055
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez


H
Aphantopus hyperantus
n = 77
Individuenzahl
0 0 0 18 34 22 3 0 0 0
I Mai (10)
II Mai (9)
I Juni (2)
II Juni (11)
I Juli (8)
II Juli (12)
I Aug (11)
II Aug (14)
I Sep (13)
I Okt (6)
Monatshälfte 2012
Neckar-Tauberland
n=116
Jan Feb Mär Apr Mai Jun Jul Aug Sep Okt Nov Dez

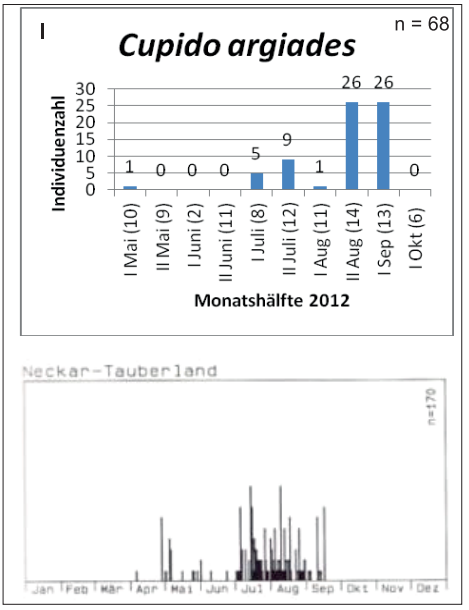


Abb. 3: Phänologie von A: *Pieris rapae*, B: *Thymelicus sylvestris*, C: *Melanargia galathea*, D: *Coenonympha pamphilus*, E: *Thymelicus lineola*, F: *Pyronia tithonus*, G: *Maniola jurtina*, H: *Aphantopus hyperantus* und I: *Cupido argiades* auf neun Transektflächen im Raum Trier im Jahr 2012. Zum Vergleich mit langjährigen Daten werden die Phänologien aus dem Neckar-Tauberland (EBERT & RENNWALD 1991) für jede Art ergänzend aufgeführt.

eine Aufstellung aller Arten mit deutschen und wissenschaftlichen Namen sowie ihrem Gefährdungsgrad in Rheinland-Pfalz ist in Tab. 4 abgedruckt. Das Vorkommen von drei Spezies (*Lycaena hippothoe, Brenthis ino* und *Limenitis populi*) konnte nur für 1973 und von 17 Spezies (*Spialia sertorius*, *Erynnis tages*, *Carterocephalus palaemon*, *Colias croceus*, *Favonius quercus*, *Satyrium w-album*, *Satyrium pruni*, *Cupido minimus*, *Polyommatus coridon*, *Hamearis lucina*, *Argynnis aglaja*, *Argynnis adippe*, *Boloria selene*, *Nymphalis polychloros*, *Melitaea diamina*, *Limenitis camilla* und *Erebia medusa*) nur bis 1986 bestätigt werden (Tab. 3). *Lycaena dispar* und *Cupido argiades* konnten erst ab 2010 und *Brenthis daphne* erst in 2012 nachgewiesen werden. Die Häufigkeitsstrukturen aller vier Untersuchungsjahre wird beispielhaft für das Transekt AT3 in Abb. 4 gezeigt.

Für 37 Arten ergibt sich eine signifikante Verringerung der Anzahl der besiedelten Flächen. Die Zahl der innerhalb dieses Zeitraumes neu erfassten Arten konnte den beobachteten Verlust bei weitem nicht ausgleichen. Nur für zwei Arten konnte eine signifikante Zunahme in den Besiedlungsflächen zwischen mindestens zwei der drei Untersuchungsjahre nachgewiesen werden (Cochran-Q-Test, $p \leq 0{,}05$). Paarweise Tests ergaben, dass 2010 13 Arten und 2012 sogar 20 Arten auf signifikant weniger Flächen als 1973 gefunden wurden; nur eine Art (*A. cardamines*) wurde 2012 auf signifikant weniger Untersuchungsflächen als 2010 nachgewiesen (Tab. 5). Im Gegensatz hierzu wurden nur *A. agestis* in 2010 und *C. argiades* in 2012 auf signifikant mehr Flächen gefunden als in 1973 (Tab. 5, McNemar, $p \leq 0{,}05$).

Diese Werte stimmen auch mit dem höchsten durchschnittlichen Arten-Turnover überein, der zwischen den Jahren 1973 und 2012 mit 50,0 % stattfand. Im Vergleich fällt der Artenwechsel zwischen 2010 und 2012 mit 33,0 % deutlich geringer aus (Tab. 6).

Die Diversitätsindizes Shannon, Simpson und Alpha weisen den Aufnahmen aus dem Jahr 1973 die höchste durchschnittliche Diversität zu; die höchste Gleichverteilung der Arten (Evenness) wurde im Jahr 2010 erreicht (Tab. 7). Die geringsten Diversitäten bezogen auf alle Indizes weist das Jahr 2012 auf; für die Evenness wurden vergleichbar niedrige Werte in 1973 und 2012 festgestellt.

Insgesamt ist von 1973 zu 2012 ein Anstieg des Dominanzindex von 14 % auf 18 % sowie ein Wechsel der dominantesten Art zu beobachten (Tab. 8). Der jeweils höchste Dominanzindex beträgt 1973 durch die xerothermophile Art *Pyronia tithonus* 26 %, 2010 durch die mesophilen Arten *Melanargia galathea* und *Thymelicus sylvestris* 19 % und 2012 durch den Ubiquisten *Pieris rapae* 50 %.

Tabelle 2: Absolute Arten- und Individuenzahlen sowie relative Individuenzahlen (pro 100 m Transektstrecke) der Jahre 1973, 1986, 2010 und 2012.

	1973	**1986**	**2010**	**2012**
Artenzahl	59	52	42	38
Individuenzahl (absolut)	10.582	5.067	2.707	1.633
Individuenzahl (pro 100 m Transektstrecke)	339	405	76	46

Tabelle 3: Gezählte Individuenzahlen von 65 Tagfalterarten auf neun Transekten im Trierer Stadtgebiet in den Jahren 1973, 1986, 2010 und 2012 (Abkürzungen der Tagfalterspezies siehe Tab. 4, Transektkürzel siehe Tab. 1).

	1973								1986			2010									2012								
	TG1	TG2	TG3	Hill	KS	BB1	BB2	AT3	TG2	Hill	AT 3	TG1	TG2	TG3	Hill	KS	BB1	BB2	AT2	AT3	TG1	TG2	TG3	Hill	KS	BB1	BB2	AT2	AT3
Hesperiidae																													
S. sertorius (Hoff., 1804)	1	7	2	1	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
P. malvae (L., 1758)	21	9	27	14	18	19	3	76	9	4	5	2	1	1	.	.		7	.	2	3	6	2	.	.	1	2	.	2	6
C. alceae (Esp., 1780)	2	4	4	3	3	2	.	7	14	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.
E. tages (L., 1758)	4	7	2	2	3	1	.	9	5	6	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
C. palaemon (Pal., 1771)	.	1	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
T. lineola (O., 1808)	14	49	17	14	11	17	14	28	33	19	19	9	.		1	.		1	10	60	.	59	16	9	3	.		1	2	14	1	71
T. sylvestris (Poda, 1761)	.	.		14	7	6	3	.	71	15	30	13	35	6	5	.	.		39	104		3	114	17	7	2	.		5	12	44	5	91
O. sylvanus (Esp., 1777)	14	17	14	18	14	9	2	23	47	9	36	.	.	.		3	.		5	6	.	16	.	.	.	.	.	.	.	3		
Papilionidae																													
P. machaon (L., 1758)	2	4	5	3	4	3	1	14	19	5	20	1	1	2	.		1	2	.		4	1	.		1	.	.		1	.	.	.		3
Pieridae																													
L. sinapis (L., 1758)/ *reali* (Reiss.,1989)/ *juvernica* (Williams, 1946)	4	2	11	14	5	5	2	11	31	23	39	9	4	3	6	2	23	21	5	19	.		1	.		2	.		1	2	1	
C. hyale (L., 1758)	4	7	2	7	4	3	1	21	36	3	40	6	5	1	.		8	3	.	.		6	6	9	4	.		2	1	7	.		7
C. croceus (Goeff., 1785)	.	.		1	.	.	.	.	1	2	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

G. rhamni (L., 1758)	21	24	26	49	18	21	20	28	29	32	23	.		2	1	2	1	2	1	2	3	.	.		1	.		2	.		1	.		
A. crataegi (L., 1758)	1	.		3	3	1	1	.		2	4	.	.			1	.	.	.		2	1	2	1	5	.	.	.	.	.	.	.	.		
P. brassicae (L., 1758)	21	24	29	31	4	11	14	55	18	25	55		1	.		2	.	.	.		4	1		1	1	.		1		1	.	.	.		
P. rapae (L., 1758)	111	116	92	119	78	112	117	179	133	82	157	29	30	23	17	16	31	18	32	48		59	47	43	16	26	21	23	48	42			
P. napi (L., 1758)	71	112	114	101	104	107	146	152	80	92	97	2	1	.		15	7	5	.		5	10		7	4	2	13	7	5	3	5	6		
A. cardamines (L., 1758)	12	8	7	14	5	23	21	47	31	37	33	8	8	14	7	1	1	2	6	5		1	.		3	.	.	.	.				
Lycaenidae																																	
L. dispar (Haw., 1803)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		1	.	.	.				
L. phlaeas (L., 1761)	22	28	21	14	28	13	10	42	25	13	11	1	6	2	1	1	.		1	.	.		2	3	.	.	.		2	.	.		2	
L. tityrus (Poda, 1761)	11	14	21	4	7	22	12	31	1	.	1	.		1	.	.		1	.	.	.	3	.	.	.	.	.		1	1	.		2	
L. hippothoe (L., 1761)	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
T. betulae (L., 1758)	3	1	1	14	3	3	4	14	.	.	2	.	.	.	.	2	.	.	.	.			.	.	1	.	.	.	.	.			
F. quercus (L., 1758)	.	.	.		1	.		1	.		2	.	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
S. w-album (Knoch, 1782)	.		1	1	.	.	.	.		2	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
S. pruni (L., 1758)	4	7	5	11	2	2	11	17	8	19	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
C. rubi (L., 1758)	7	9	9	17	4	11	6	28	17	25	16	.		2	1	.		1	.		3	.		4	.	.	.	.	.		1	.		
C. minimus (Fues., 1775)	2	3	1	.	.	.		2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
C. argiades (Pallas, 1771)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.		1	.		3	13	3	.		1	.		8	9	31
C. argiolus (L., 1758)	7	9	8	14	11	11	3	32	19	5	16	.	.	.	.	.	.	.	.		2	.		1	.	.	.	.	.	.			1	

A. agestis ([Schiff.], 1775)	.	.	.	.	.	.	.	.	13	.	8	11	26	13	.	2	7	12	2	30	4	22	9	.	.	.	2	.	11
C. semiargus (Rott., 1775)	4	7	7	2	1	3	.	11	7	.	18	1	2	1	.	1	7	8	.	15	.	4	1	.	.	.	.	1	7
P. coridon (Poda, 1761)	1	2	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
P. icarus (Rott., 1775)	28	31	28	19	36	34	14	114	76	18	245	15	18	11	.	2	21	30	3	44	11	19	.	.	.	4	4	2	14
Riodinidae																													
H. lucina (L., 1758)	.	2	.	7	1	1	.	5	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Nymphalidae																													
A. paphia (L., 1758)	11	11	17	18	14	11	4	11	.	.	21	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
A. aglaja (L., 1758)	1	1	7	8	2	2	.	8	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
A. adippe ([Schiff.], 1775)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
I. lathonia (L., 1758)	.	1	.	.	1	2	.	3	.	.	4	3	4	6	.	3	1	.	1	5	1	11	3	.	.	.	2	.	1
B. daphne (Berg., 1780)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1
B. ino (Rott., 1775)	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
B. selene ([Schiff.], 1775)	2	11	7	8	1	9	11	3	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
B. dia (L., 1767)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	8	.	.	.	.	.	.	
V. atalanta (L., 1758)	4	2	2	5	3	7	1	3	.	.	38	1	1	.	1	1	.	.	5	1	1	.	2	1	1	2	1	2	1
V. cardui (L., 1758)	7	2	11	4	6	7	4	7	.	.	20	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	3	.	.	.	.	.	
I. io (L., 1758)	22	24	27	28	26	24	28	74	.	.	17	10	12	13	2	4	4	2	6	3	.	2	1	.	1	.	.	.	

N. c-album (L., 1758)	3	7	6	14	11	12	3	11	.	.	22	3	.	.	2	.	1	.	1	1	1	2	.	10	.	.	1	1							
N. polychloros (L., 1758)	.	.	1	1	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.						
A. urticae (L., 1758)	112	114	76	104	78	42	76	104	.	.	46	5	10	9	1	9	.	3	2	4	1	1	2	.	4	.	.	.	1						
A. levana (L., 1758)	7	11	4	14	3	3	11	22	.	.	22	1	.	2	4	2	.	.	2	4	.	.	1	3	.	.	.	1	1						
M. cinxia (L., 1758)	.	.	1	.	1	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	4	.	.	.	.	.	.	.	.	3						
M. athalia (Rott., 1775)	2	4	1	1	4	1	.	19	.	.	16	.	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.							
M. diamina (Lang, 1789)	.	2	4	7	2	2	.	14	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
L. populi (L., 1758)	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
L. camilla (L., 1764)	.	2	11	14	17	4	.	3	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
A. iris (L., 1758)	.	.	1	3	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
P. aegeria (L., 1758)	2	1	2	22	3	14	8	6	46	29	19	.	.	.	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
L. megera (L., 1767)	11	17	29	12	19	3	.	11	37	6	23	2	5	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
C. pamphilus (L., 1758)	128	147	131	178	211	178	56	201	70	46	145	6	5	3	.	5	18	23	11	45	14	14	.	.	8	23	24	12	37						
C. arcania (L., 1761)	4	19	8	7	2	11	3	5	10	23	5	1	.	.	3	.	2	4	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.							
A. hyperantus (L., 1758)	54	38	69	54	38	58	23	212	150	156	148	14	.	5	8	20	36	33	22	119	4	1	.	.	16	1	9	11	35						
M. jurtina (L., 1758)	121	139	147	143	104	96	78	427	297	187	481	35	23	7	10	27	66	78	16	104	21	3	4	1	10	7	23	7	35						
P. tithonus (L., 1771)	78	136	156	101	114	48	29	816	176	249	383	6	4	5	8	9	6	58	6	32	18	2	.	2	14	16	11	11	38						
E. medusa (Fabr., 1787)	3	7	7	11	1	3	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.							
M. galathea (L., 1758)	8	11	17	19	14	23	4	114	41	.	129	31	18	17	1	16	68	78	4	91	19	1	1	.	9	6	32	6	82						

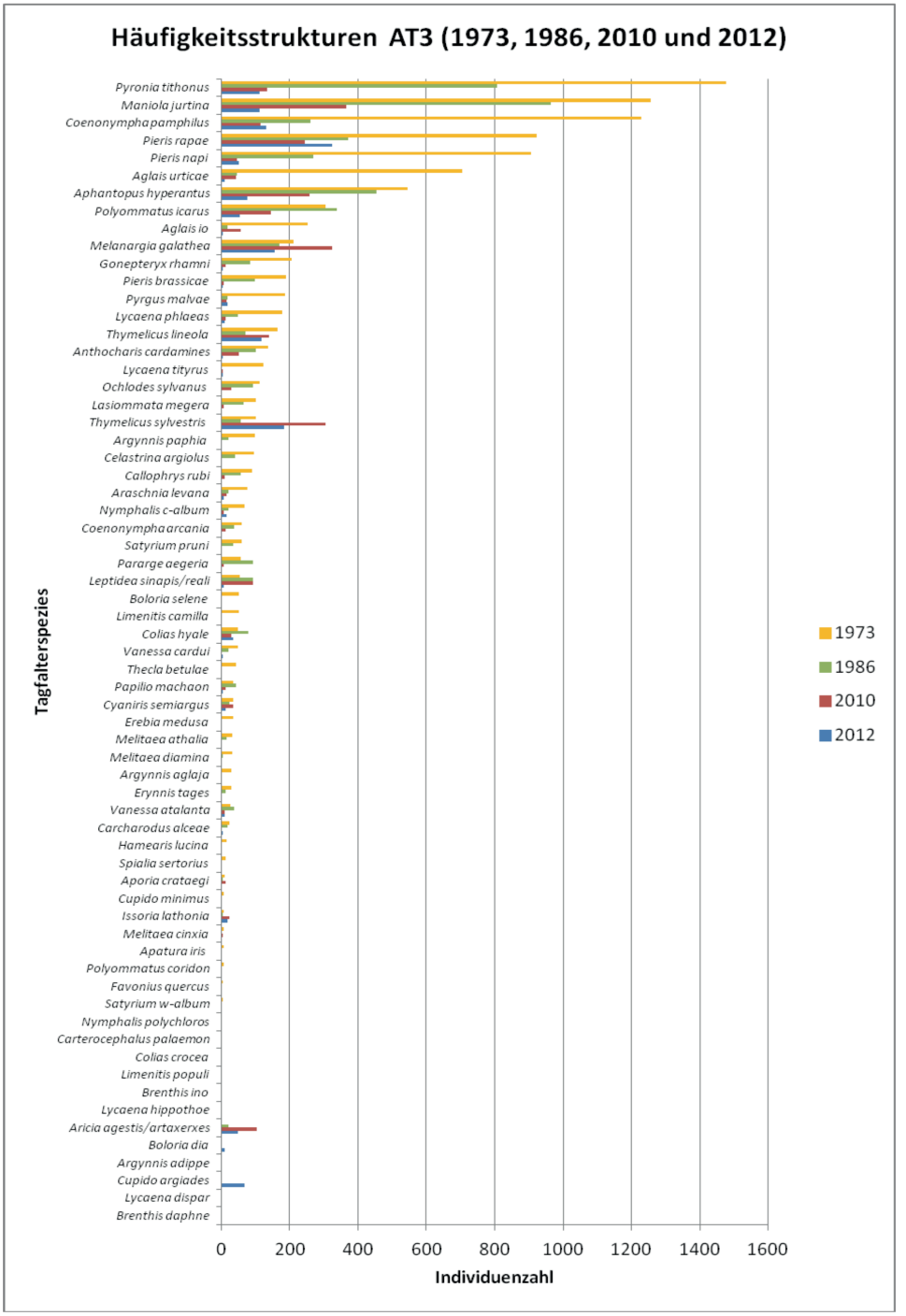


Abb. 4: Häufigkeitsstrukturen auf dem Transekt Avelertal 3 in den Jahren 1973, 1986, 2010 und 2012.

Tabelle 4: Übersicht der deutschen und wissenschaftlichen Namen der Tagfalter und des Gefährdungsstatus (1= vom Aussterben bedroht, 2= stark gefährdet, 3= gefährdet, V= Arten der Vorwarnliste, G= Status unbekannt, Gefährdung anzunehmen, N= nicht gefährdet) in Rheinland-Pfalz (nach SCHMIDT 2010).

Tagfalterart		**Gefährdungsstatus in Rheinland-Pfalz (nach SCHMIDT 2010)**
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name (mit Erstbeschreiber)**	
Dickkopffalter	**Hisperiidae**	
Roter Würfel-Dickkopffalter	*Spialia sertorius* (Hoffmannsegg, 1804)	3
Kleiner Würfel-Dickkopffalter	*Pyrgus malvae* (Linnaeus, 1758)	V
Malven-Dickkopffalter	*Carcharodus alceae* (Esper, 1780)	3
Dunkler Dickkopffalter	*Erynnis tages* (Linnaeus, 1758)	V
Gelbwürfeliger Dickkopffalter	*Carterocephalus palaemon* (Pallas, 1771)	V
Schwarzkolbiger Braun-Dickkopffalter	*Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, 1808)	N
Braunkolbiger Braun-Dickkopffalter	*Thymelicus sylvestris* (Poda, 1761)	N
Rostfarbiger Dickkopffalter	*Ochlodes sylvanus* (Esper, 1777)	N
Ritterfalter	**Papilionidae**	
Schwalbenschwanz	*Papilio machaon* (Linnaeus, 1758)	V
Weißlinge	**Pieridae**	
Leguminosen-Weißling	*Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758)	V
Reals Schmalflügel-Weißling	*Leptidea reali* (Reissinger, 1989)	V
	Leptidea juvernica (Williams, 1946)	
Weißklee-Gelbling	*Colias hyale* (Linnaeus, 1758)	V
Wander-Gelbling	*Colias croceus* (Geoffroy, 1785)	1
Zitronenfalter	*Gonepteryx rhamni* (Linnaeus, 1758)	N
Baum-Weißling	*Aporia crataegi* (Linnaeus, 1758)	V
Großer Kohl-Weißling	*Pieris brassicae* (Linnaeus, 1758)	N
Kleiner Kohl-Weißling	*Pieris rapae* (Linnaeus, 1758)	N
Grünader-Weißling	*Pieris napi* (Linnaeus, 1758)	N
Aurorafalter	*Anthocharis cardamines* (Linnaeus, 1758)	N
Bläulinge	**Lycaenidae**	
Großer Feuerfalter	*Lycaena dispar* (Haworth, 1803)	V
Kleiner Feuerfalter	*Lycaena phlaeas* (Linnaeus, 1761)	N
Brauner Feuerfalter	*Lycaena tityrus* (Poda, 1761)	V

Lilagold-Feuerfalter	*Lycaena hippothoe* (Linnaeus, 1761)	2
Nierenfleck-Zipfelfalter	*Thecla betulae* (Linnaeus, 1758)	3
Blauer Eichen-Zipfelfalter	*Favonius quercus* (Linnaeus, 1758)	V
Ulmen-Zipfelfalter	*Satyrium w-album* (Knoch, 1782)	2
Pflaumen-Zipfelfalter	*Satyrium pruni* (Linnaeus, 1758)	3
Grüner Zipfelfalter	*Callophrys rubi* (Linnaeus, 1758)	V
Zwerg-Bläuling	*Cupido minimus* (Fuessly, 1775)	2
Kurzschwänziger Bläuling	*Cupido argiades* (Pallas, 1771)	G
Faulbaum-Bläuling	*Celastrina argiolus* (Linnaeus, 1758)	N
Kleiner Sonnenröschen-Bläuling	*Aricia agestis* ([Denis & Schiffermüller], 1775])	V
Rotklee-Bläuling	*Cyaniris semiargus* (Rottemburg, 1775)	V
Silbergrüner-Bläuling	*Polyommatus coridon* (Poda, 1761)	3
Hauhechel-Bläuling	*Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775)	N
Würfelfalter	**Riodinidae**	
Schlüsselblumen-Würfelfalter	*Hamearis lucina* (Linnaeus, 1758)	2
Edelfalter	**Nymphalidae**	
Kaisermantel	*Argynnis paphia* (Linnaeus, 1758)	N
Großer Perlmutterfalter	*Argynnis aglaja* (Linnaeus, 1758)	V
Feuriger Perlmutterfalter	*Argynnis adippe* ([Schiffermüller], 1775)	2
Kleiner Perlmutterfalter	*Issoria lathonia* (Linnaeus, 1758)	V
Brombeer-Perlmutterfalter	*Brenthis daphne* (Bergsträsser, 1780)	G
Mädesüß-Perlmutterfalter	*Brenthis ino* (Rottemburg, 1775)	3
Braunfleckiger Perlmutterfalter	*Boloria selene* ([Denis & Schiffermüller], 1775])	3
Magerrasen-Perlmutterfalter	*Boloria dia* (Linnaeus, 1767)	2
Admiral	*Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758)	N
Distelfalter	*Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758)	N
Tagpfauenauge	*Aglais io* (Linnaeus, 1758)	N
C-Falter	*Nymphalis c-album* (Linnaeus, 1758)	N
Großer Fuchs	*Nymphalis polychloros* (Linnaeus, 1758)	3
Kleiner Fuchs	*Aglais urticae* (Linnaeus, 1758)	N
Landkärtchenfalter	*Araschnia levana* (Linnaeus, 1758)	N
Wegerich-Scheckenfalter	*Melitaea cinxia* (Linnaeus, 1758)	3
Wachtelweizen-Scheckenfalter	*Melitaea athalia* (Rottemburg, 1775)	3

Baldrian-Scheckenfalter	*Melitaea diamina* (Lang, 1789)	3
Großer Eisvogel	*Limenitis populi* (Linnaeus, 1758)	1
Kleiner Eisvogel	*Limenitis camilla* (Linnaeus, 1764)	3
Großer Schillerfalter	*Apatura iris* (Linnaeus, 1758)	3
Waldbrettspiel	*Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758)	N
Mauerfuchs	*Lasiommata megera* (Linnaeus, 1767)	N
Kleines Wiesenvögelchen	*Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)	N
Weißbindiges Wiesenvögelchen	*Coenonympha arcania* (Linnaeus, 1761)	N
Schornsteinfeger	*Aphantopus hyperantus* (Linnaeus, 1758)	N
Großes Ochsenauge	*Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758)	N
Rotbraunes Ochsenauge	*Pyronia tithonus* (Linnaeus, 1771)	V
Rundaugen-Mohrenfalter	*Erebia medusa* (Fabricius, 1787)	3
Schachbrettfalter	*Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758)	N

Tabelle 5: Anzahl der signifikanten Unterschiede des Vorkommens von Tagfalterarten auf den acht Transekten im Trierer Stadtgebiet zwischen zwei der drei Untersuchungsjahre 1973, 2010 und 2012 (McNemar, $p \leq 0{,}05$). Die Werte entsprechen der Anzahl an Arten.

	1973/2010	1973/2012	2010/2012
Signifikante Abnahme an Arten auf den untersuchten Flächen	13	20	1
Signifikante Zunahme an Arten auf den untersuchten Flächen	1	1	0

Tabelle 6: Arten-Turnover-Rate in Prozent pro Transekt sowie im Mittelwert über alle Transekte zwischen jeweils zwei der drei Untersuchungsjahre 1973, 2010 und 2012. Die höchsten Werte pro Jahresvergleich und im Mittelwert sind fett gedruckt, die niedrigsten unterstrichen.

Turnover-Rate (%)			
	1973/2010	**1973/2012**	**2010/2012**
TG1	31,5	46,3	<u>23,1</u>
TG2	40,3	42,9	30,8
TG3	**44,7**	57,8	36,6
Hill	43,7	**67,7**	35,5
KS	33,3	50,7	36,2
BB1	37,0	47,7	38,1
BB2	37,0	<u>42,3</u>	**40,0**
AT3	<u>27,3</u>	<u>45,0</u>	24,1
Mittelwert	36,9	**50,0**	<u>33,0</u>

Tabelle 7: Diversitätsindizes, angegeben als Mittelwert über alle Transekte pro Jahr inklusive der Standardabweichung. Unterschiedliche Kleinbuchstaben hinter den Werten markieren signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test, $p \leq 0{,}05$), gleiche Buchstaben kennzeichnen keine Unterschiede zwischen den Gruppen. Die höchsten Werte sind fett gedruckt, die niedrigsten unterstrichen.

	Shannon	Evenness (in %)	Simpson (1/D)	Alpha
1973	**3,01** (±0,04) [a]	73,9 [a]	**12,94** (±0,67) [a]	**8,96** (±0,48) [a]
2010	2,85 (±0,07) [b]	**77,3** [b]	12,93 (±1,04) [a]	7,60 (±0,64) [b]
2012	2,67 (±0,08) [c]	73,9 [a]	10,68 (±0,98) [b]	6,77 (±0,61) [c]

Tabelle 8: Dominante Art und Dominanzindex pro Transekt der drei Jahre 1973, 2010 und 2012 sowie insgesamt pro Jahr. Die höchsten Werte pro Jahr sind fett gedruckt, die niedrigsten unterstrichen.

	1973		2010		2012	
Transekt	Dominante Art	Dominanz-Index (%)	Dominante Art	Dominanz-Index (%)	Dominante Art	Dominanz-Index (%)
TG1	*C. pamphilus*	13	*T. sylvestris*	14	*P. rapae*	20
TG2	*C. pamphilus*	12	*P. rapae*	15	*P. rapae*	27
TG3	*P. tithonus*	13	*P. rapae*	16	*P. rapae*	25
Hill	*C. pamphilus*	14	*P. rapae*	17	*P. rapae*	**50**
KS	*C. pamphilus*	20	*M. jurtina*	18	*P. rapae*	30
BB1	*C. pamphilus*	18	*M. galathea*	**19**	*P. rapae*	23
BB2	*P. napi*	20	*T. sylvestris*	**19**	*C. pamphilus*	21
AT3	*P. tithonus*	**26**	*A. hyperantus*	15	*T. sylvestris*	17
Insgesamt	*P. tithonus*	14	*M. jurtina*	14	*P. rapae*	18

3.3 Hauptkomponentenanalyse und Clusteranalyse

Hauptkomponenten- und Clusteranalysen basierend auf Präsenz/Absenz Daten zeigen eine starke Umstrukturierung der Zönosen zwischen 1973 und den beiden jüngsten Aufnahmejahren. Die Hauptkomponentenanalyse (Abb. 5; 1. HK: Eigenwert 4,29, erklärte Varianz: 39,4 %; 2. HK: Eigenwert 0,87, erklärte Varianz: 8,0 %) trennt mit wenigen Ausnahmen zwei Großgruppen voneinander, die zum einen die Aufnahmen des Jahres 1973 und zum anderen die Aufnahmen der Jahre 2010 und 2012 umfassen. Die Flächen von 1986 clustern entweder, wie AT3, mit den Aufnahmen von 1973 oder befinden sich zwischen diesen beiden großen Gruppen. Das Transekt Hill stellt ab 1986 einen Spezialfall dar, da es sich im Laufe der Zeit immer weiter von allen anderen Transekten differenzierte.

Die UPGMA-Analyse (Euklidische Distanz) liefert zwei große und zwei kleine Cluster (Abb. 6a). Mit vereinzelten Ausnahmen sind in einem Cluster alle Aufnahmen des Jahres 1973 und in einem anderen alle Aufnahmen der Jahre 2010 und 2012 zu finden. Ferner werden die Aufnahmen des Jahres 1986, mit Ausnahme von AT3 zusammen gruppiert, während die Untersuchungsfläche Hill der Jahre 2010 und 2012 deutlich von allen anderen Flächen beider Jahre abgesetzt wird. Auch mit Hilfe des Jaccard-Ähnlichkeitsindex lassen sich diese Cluster unterscheiden (Abb. 6b).

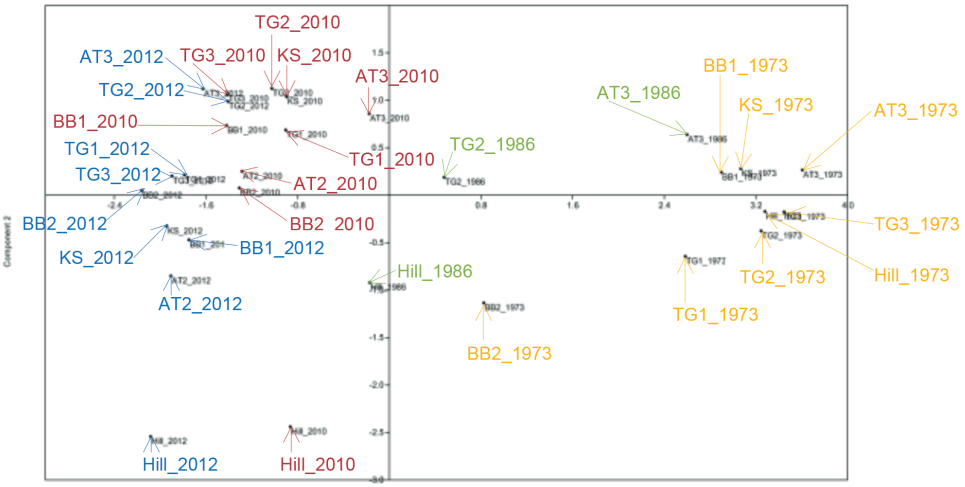


Abb. 5: Hauptkomponentenanalyse (Präsenz/Absenz Daten) der Tagfalter-Transektdaten aus dem Stadtgebiet Trier der Untersuchungsjahre 1973, 1986, 2010 und 2012.

4. Diskussion

4.1 Phänologische Verläufe

Bei den phänologischen Verläufen in 2012 ist der Beginn und das Ende der Flugzeiten und bei mehrbrütigen Arten der Übergang zwischen den Generationen deutlich zu erkennen (Abb. 3). Diese phänologischen Charakteristika lassen sich in unserem Datensatz aus einem Jahr teilweise deutlicher erkennen als im langjährigen Datensatz von Ebert & Rennwald (1991). Gerade für über viele Jahre kumulierte Datensätze sind diese Phänomene nicht so scharf abgegrenzt wie innerhalb einzelner Jahre, da hierbei phänologisch frühe, normale und späte Jahre einfließen; dadurch ergeben sie jedoch einen Überblick über den „normalen" Verlauf der Phänologie einer Art in einer bestimmten Region. Vergleicht man die Daten aus dem Stadtgebiet Trier von 2012 mit den langjährigen Daten aus der klimatisch ähnlichen Region Neckar-Tauberland in Baden-Württemberg, so können zwei Kategorien unterschieden werden:

In die erste Kategorie zählen jene Arten, deren Phänologien von 2012 den Vergleichsphänogrammen von Ebert & Rennwald (1991) entsprechen; hierzu zählen *P. rapae*, *C. pamphilus, M. jurtina* und *C. argiades* (Abb. 3 A, D, G und I). In der zweiten Kategorie werden jene Tagfalterarten zusammengefasst, deren Phänologien im Stadtgebiet Trier in 2012 zwar ähnliche Verläufe wie im Neckar-Tauberland aufweisen, allerdings früher beginnen und ggf. auch früher enden als die langjährigen Vergleichsphänologien. Dieser Kategorie gehören *T. sylvestris, M. galathea, T. lineola* und *A. hyperantus* an (Abb. 3 B, C, E, und H). Bei diesen Arten ist somit eine Verschiebung der Phänologie zu beobachten, wobei sich jedoch die Länge der gesamten Flugzeit nicht oder nur sehr geringfügig verändert.

Die frühen phänologischen Verläufe in 2012 können möglicherweise auf klimatische Gründe zurückgeführt werden. Der Winter 2011/12 war im Dezember und Januar in Deutschland 2,7 °C wärmer als im langjährigen Mittel, nur der Februar war winterlich kalt und sogar 3 °C, kälter als im Durchschnitt (DWD 2012, WetterOnline 2012); diese Kombination kann zu deutlichen Entwicklungsvorsprüngen führen. Es sei auch kurz angemerkt, dass der extreme Temperaturabfall Ende Januar/ Anfang Februar mit der weitgehend schneefreien harten Frostphase zumindest eine Ursache für die äußerst geringen Individuenzahlen der Saison 2012 darstellen kann (siehe unten).

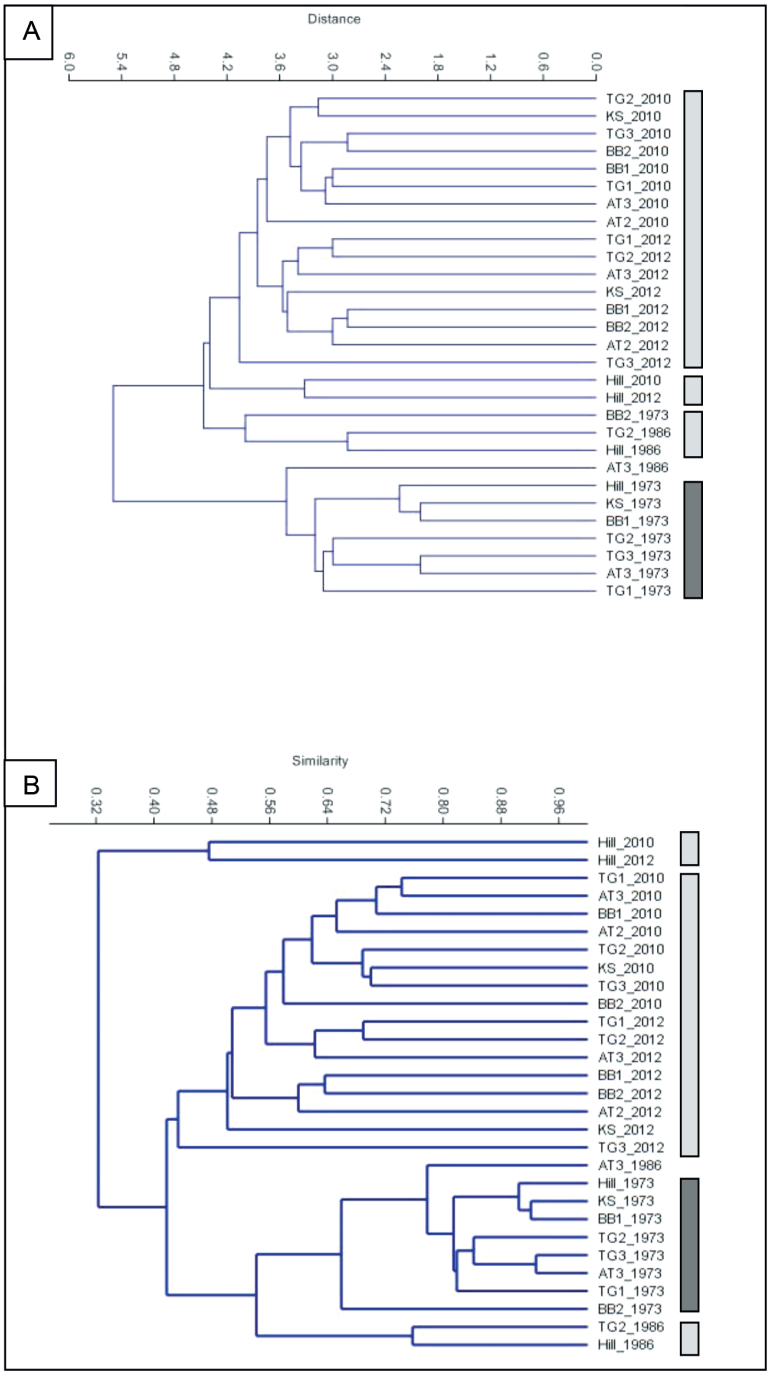


Abb. 6: Clusteranalyse (UPGMA, basierend auf Präsenz/Absenz Daten; A: Euklidische Distanz, B: Jaccard) der Tagfalter-Transektdaten aus dem Trierer Stadtgebiet der Untersuchungsjahre 1973, 1986, 2010 und 2012.

Vor allem für die mittleren und höheren Breiten der Nordhemisphäre existiert ein enger Zusammenhang zwischen dem Beginn phänologischer Phasen im Frühjahr und der Lufttemperatur (Menzel 2007). Ein Anstieg der Temperatur wurde auch für den Trierer Raum innerhalb der letzten Jahrzehnte festgestellt (siehe Abschnitt 2.2). Temperaturerhöhungen haben in der Vergangenheit zu Veränderungen in der Entwicklung und dem Verhalten vieler Pflanzen geführt (z. B. Defila & Müller-Ferch 2003, Fabig 2007). Es wurde gezeigt, dass sich in den letzten 40 bis 50 Jahren der Beginn der Blüten- und Laubentfaltung in Europa im Durchschnitt zwischen 1,2 und 3,8 Tagen pro Dekade nach vorne verschoben hat (z. B. Sparks & Menzel 2002, Parmesan & Yohe 2003). Erklärt wird dies dadurch, dass der Eintrittszeitpunkt der Frühjahrs- und Sommerphasen sehr stark von den Temperaturen der vorausgehenden zwei bis drei Monate abhängt (Menzel 2002, Sparks & Menzel 2002). Demnach induzieren hohe Temperaturen, überwiegend im späten Winter und frühen Frühjahr, einen frühen Beginn der Blüte oder der Blattentfaltung (z. B. Bissolli & Schnadt 2002). Das frühe Erscheinen einzelner Tagfalterarten im Jahr 2012 im Trierer Stadtgebiet könnte somit auch ursächlich mit den hohen Temperaturen des vorangegangenen Winters zusammenhängen.

Die Existenz und Entwicklung von Tagfaltern ist eng an die klimatischen Gegebenheiten, die Pflanzenphänologie und die Struktur von Ökosystemen gekoppelt (vgl. Müller 1981, Settele et al. 1999, Roy & Sparks 2000, Diamond et al. 2011). Brakefield (1987) konnte zeigen, dass es bei *P. tithonus* eine starke Korrelation zwischen der Variation des Auftretens zwischen verschiedenen Jahren und der Temperatur in den Sommermonaten, speziell im Juni gibt. Bei *Inachis io* führt das veränderte Klima sogar dazu, dass in Deutschland in vielen Bereichen und nicht nur in den wärmsten Lagen, diese Art eine zweite Generation ausbildet (UFZ 2007). Auch der Lebenszyklus von *Vanessa atalanta* hat sich dem wärmeren Klima und den milderen Wintern angepasst, indem diese Spezies seit einiger Zeit nicht mehr ausschließlich im Mittelmeerraum, sondern auch in Deutschland überwintert (vgl. Kinkler 1992, Hensle 2002, UFZ 2007). Alle Arten mit vorgezogenen phänologischen Verläufen (*T. sylvestris*, *M. galathea*, *T. lineola* und *A. hyperantus*) sind mesophile Arten des Offenlandes oder gehölzreicher Übergangsstrukturen (Settele et al. 1999). Diese Bindung an moderate Umweltbedingungen (wie beispielsweise mittlere Temperaturen) könnte durch den verfrühten Eintrittszeitpunkt der Frühjahrsphase infolge wärmerer Winter somit zu früherem Schlupf führen.

So könnte der frühere Schlupf einiger Arten (beispielsweise *A. hyperantus*) nicht nur mit der direkten Reaktion auf die Temperatur, sondern auch mit der temperaturbedingt frühen Pflanzenphänologie erklärt werden. Dies bestätigen auch Ergebnisse des British Butterfly Monitoring Scheme, die besagen, dass ein überdurchschnittlich warmer Frühling zu einem verfrühten Schlupf und zu einer Verschiebung der gesamten Flugzeit um zwei bis drei Wochen führen kann (Settele et al. 1999). Allerdings liegen zur Pflanzenphänologie im Raum Trier keine Untersuchungen vor, so dass ein konkreter Zusammenhang zwischen dem Schlupf der Tagfalter und der Blühphase der Nektarpflanzen zwar nicht ausgeschlossen werden kann, jedoch Gegenstand weiter Untersuchungen sein muss.

Neben der Lufttemperatur wird der Lebenszyklus der Tagfalter in vielen Fällen auch stark durch die Tageslänge bestimmt (Settele et al. 1999), was eine Erklärung dafür sein könnte, dass die phänologischen Verläufe der Arten der ersten Kategorie keine früheren Entwicklungen aufweisen als in vergangenen Jahrzehnten. Für diese Arten könnte der Zeitpunkt des Auftretens anstatt mit der Lufttemperatur mit der Photoperiode in enger Beziehung stehen (Settele et al. 1999). Ferner kann auch eine genetische Fixierung der Erscheinungszeit der Grund für die Konstanz der phänologischen Verläufe sein (Ebert & Rennwald 1991).

Das teilweise kühle und regnerische Wetter über den Frühsommer des Untersuchungszeitraumes 2012 (DWD 2013b) scheint den phänologischen Verlauf der ausgewählten Tagfalterspezies an sich nicht oder nur in

sehr geringem Maße beeinflusst zu haben; ansonsten hätten die Arten des Hoch- und Spätsommers keinen frühen phänologischen Verlauf nehmen dürfen. Die Witterung kann allerdings die Überlebenschancen und die Fekundität von Adulten direkt beeinflussen (Settele et al. 1999).

4.2 Bestandsentwicklungen

Insgesamt ist ein starker Rückgang der Arten- und Individuenzahlen von 1973 bis 2012 zu beobachten, der auch deutlich in den Häufigkeitsstrukturen (Abb. 4) zu erkennen ist. Nur 15,4 % der Individuenzahlen und 64,4 % der Arten von 1973 konnten 2012 nachgewiesen werden. Während 1973 die damals häufigste Art *P. tithonus* mit über 1.000 Individuen gezählt wurde, wurde in 2012 die häufigste Art *P. rapae* nur mit ca. 300 Individuen festgestellt. Auch die durchschnittlichen Individuenzahlen pro 100 m Transektstrecke (Tab. 2), die auch eine Einbeziehung der Daten aus 1986 erlauben, zeigen ein ähnliches Muster. Die sehr hohen Individuenzahlen für 1986 lassen sich, zumindest teilweise, darauf zurückführen, dass sich unter den nur drei bearbeiteten Transekten auch das allgemein besonders arten- und individuenreiche Transekt Avelertal 3 befand.

Ein signifikanter Rückgang der Arten- und Individuenzahlen von 1973 nach 2010 und 2012 (für die acht Transekte, die 1973, 2010 und 2012 begangen wurden) konnte für die meisten Transekte festgestellt werden (siehe auch Filz et al. 2013a). Auch Grosser (2002) konnte in diesem Zeitfenster einen besonders markanten Artenrückgang in der Dübener Heide feststellen, der deutlich ausgeprägter als in den ersten zwei Dritteln des 20. Jahrhunderts war, was für eine Beschleunigung des Verschwindens von Arten spricht. Die höhere Rate der signifikanten Reduktion der besiedelten Transektflächen von 1973 nach 2012 (20 Arten), verglichen mit der Reduktion von 1973 nach 2010 (13 Arten), ist jedoch unserer Meinung nach nicht als eine dramatische Verlustrate zwischen diesen beiden Jahre anzusehen, sondern eher als Effekt des ungewöhnlichen Winters 2012 (siehe oben), der einen Schrittmacher für das generell schlechte Insektenjahr 2012 dargestellt haben könnte. Durch diesen Witterungsverlauf könnten einige der 2010 noch nachgewiesenen Arten unter die Nachweisschwelle gedrückt worden sein. Trotzdem muss diese dramatische Verlustrate für 2012 als deutliches Warnzeichen gewertet werden.

Generell sollte bei der Interpretation von Trends in Tagfaltergemeinschaften immer bedacht werden, dass nur die wenigsten Tagfalterarten alljährlich in etwa gleicher Individuenzahl auftreten (van Swaay 1992, Ebert & Rennwald 1991) und enorme Abundanzschwankungen zwischen verschiedenen Jahren bekannt sind (Pollard 1986, Reichholf 1986, Settele et al. 1999), welche die Daten innerhalb einer Vegetationsperiode sehr stark beeinflussen können. Als Ursachen für Populationsschwankungen werden Witterungseinflüsse (Pollard et al. 1986, Roy et al. 2001, Jiménez Valverde 2011), der mit der Witterung einhergehende Effekt auf den Grad der Parasitierung (Porter 1983), die erhöhte Anzahl bzw. Dichte von natürlichen Feinden (Prädatoren, Parasitoiden und Krankheiten), Insektizidspritzungen, Dispersionen und interspezifische Konkurrenz (z. B. *Aporia crataegi* bei Treffinger & Treffinger 1981, 1983a, 1983b, Settele et al. 1999) genannt. Ferner können bestimmte Populationstrends auch durch veränderte Strukturen im Untersuchungsgebiet wie beispielsweise höhere Beschattungsgrade hervorgerufen werden (Warren et al. 1986, Dover & Settele 2009). So können Auswirkungen von Änderungen im Flächenmanagement (z. B. Einschlag oder Aufforstung) auf Tagfalterpopulationen sehr groß sein, schnell eintreten und jährliche Abundanzschwankungen vollständig dominieren (Warren 1987, Balmer & Erhardt 2000, Dover & Settele 2009). Diese letztgenannte Ursache dürfte in dieser Studie allerdings nur einen untergeordneten Einfluss besitzen, da die Aufnahmen einen Zeitraum von fast 40 Jahren umfassen, die Vegetationshöhe in allen Untersuchungsjahren auf allen Flächen (außer Hill) max. 80 cm betragen hat und die Landnutzungsformen aller Flächen

über diesen Zeitraum gleich geblieben sind.
Die genannten Einschränkungen relativieren die Aussagekraft der Werte aus 2010 und 2012, so dass die Differenzen der Arten- und Individuenzahlen dieser nur durch ein Jahr voneinander getrennten Aufnahmeperioden durchaus nur die normale Varianz widerspiegeln könnten (vgl. SETTELE et al. 1999). Im Gegensatz dazu ist es jedoch äußerst unwahrscheinlich, dass die Abnahme der Artenzahlen von 59 im Jahr 1973 auf nur 37 im Jahr 2012 auf natürlichen Populationsschwankungen beruht. Hierbei handelt es sich vermutlich um reale Artenverluste, bedingt entweder durch die Verschlechterung der ökologischen Bedingungen, klimatische Veränderungen oder durch eine Kombination beider Faktoren.
Diese Annahme unterstützend wurden negative Bestandsentwicklungen von Tagfaltern auch in vielen anderen Arbeiten nachgewiesen. Sowohl in räumlicher Nähe zu unserem Untersuchungsgebiet auf geschützten Kalkmagerrasen im Raum Trier (WENZEL et al. 2006, FILZ et al. 2013b) als auch an vielen weiteren Stellen Europas konnte für Schmetterlingsfaunen dieser Rückgang, vor allem in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, festgestellt werden. So beispielsweise in der Schweiz (LEPIDOPTEROLOGEN-ARBEITSGRUPPE 1987), Großbritannien (WARREN 1997), Mähren (BENES & KURAS 1998), Flandern (MAES & VAN DYCK 2001) oder in der Dübener Heide (GROSSER 2002). Auch über Gesamteuropa ist ein markanter Rückgang der Verbreitung (-11 %) im letzten Viertel des vergangenen Jahrhunderts zu verzeichnen (VAN SWAAY et al. 2006).
Ebenfalls zeigt der europäische Grünlandindikator „European Butterfly Grassland Indicator 1990-2011“, der einen Bestandstrend über alle Arten und ganz Europa hinweg ermittelt, dass von 17 näher untersuchten Arten in Europa lediglich eine Art einen Anstieg und acht Arten einen Rückgang der Populationsgröße aufweisen (EEA 2013). Fünf dieser acht Arten (*Coenonympha pamphilus*, *Lycaena phlaeas*, *Maniola jurtina*, *Polyommatus icarus* und *Ochlodes sylvanus*) konnten auch auf unseren Flächen im Raum Trier angetroffen werden, wobei auch hier alle fünf Arten einen Rückgang der Individuenzahlen von 1973 zu 2012 verzeichnen.

4.3 Veränderungen der Tagfalterzönosen

Im Rahmen dieser Studie ist insgesamt über die Jahrzehnte eine Veränderung der Artenzusammensetzung der Biozönosen zu beobachten, was auch durch unsere Hauptkomponentenanalyse, Clusteranalysen und Turnover-Raten bestätigt wird (Abb. 5 und Abb. 6 sowie Tab. 6). Im Durchschnitt hat von 1973 nach 2010 ein Wechsel der Artenzusammensetzung von 37 %, von 1973 nach 2012 von sogar 50 % stattgefunden. Auch in anderen Gegenden Europas konnte über die letzten Jahrzehnte eine markante Veränderung der Artenzusammensetzungen der Biozönosen europäischer Tagfalter bestätigt werden (vgl. VAN SWAAY et al. 2006).
Im Zuge dieser Veränderung kam es zum einen zu einem Verschwinden der seltenen Arten. Von 13 Arten, die 1973 mit weniger als 10 Individuen vertreten waren, konnten drei nach 1973 und sieben weitere nach 1986 nicht mehr nachgewiesen werden. Auch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ 2007) weist auf diesen Trend hin. Zeitgleich nahm der Anteil der häufigen Arten an der Gesamtindividuenzahl deutlich zu. So nahm von 1973 nach 2012 der Anteil der dominantesten Art insgesamt von 14 % (*P. tithonus*) auf 18 % (*P. rapae*) zu. Die Spannweite des Dominanzindex aller Flächen vergrößerte sich von 12-26 % 1973 auf 17-50 % im Jahr 2012 (Tab. 8). Die in den jeweiligen Jahren dominanten Arten sind ausnahmslos ubiquitäre Arten mit hoher Anpassungsfähigkeit und Mobilität. Diese Werte spiegeln eine deutliche Zunahme von Generalisten innerhalb der Tagfalterzönosen wider, die häufig auf Kosten der Spezialisten geht.
Somit sind im Zuge der Änderungen in den Artenzusammensetzungen vor allem seltene, aber auch spezialisierte Arten, beides kann auch zusammen auftreten, besonders gefährdet oder bereits ausgestorben (WARREN 1997, WARREN et al. 2001, WENZEL et al. 2006,

van Swaay et al. 2006). Durch diese Trends entwickelten sich die komplexen Tagfaltergemeinschaften der untersuchten Brachen aus dem Jahr 1973 zu von Generalisten dominierten Biozönosen, was auch Filz et al. (2013a,c) und Wenzel et al. (2006) sowohl für Brachflächen als auch für Kalkmagerrasen im Raum Trier und Steffan-Dewenter & Tscharntke (2000) für Niedersachsen zeigen konnten. Dieser Trend ist auch in dieser Untersuchung sehr deutlich zu erkennen: Während die vier häufigsten Arten im Jahr 2012 (*P. rapae, T. sylvestris, M. galathea* und *C. pamphilus*) alle zu den Generalisten auf europäischer Ebene gezählt werden (van Swaay et al. 2006), sind von den 20 Arten, die spätestens nach 1986 nicht mehr gefunden wurden, 12 Spezies (60 %) Spezialisten (van Swaay et al. 2006). Gleichzeitig wird keine der drei Arten, die seit 2010 neu nachgewiesen wurden, auf europäischer Ebene zu den Spezialisten gezählt (vgl. van Swaay et al. 2006). Bezüglich einer detaillierten Analyse der funktionellen Zusammensetzung der untersuchten Tagfalterzönosen siehe auch Filz et al. (2013a).

Solche Entwicklungen führen zur Homogenisierung der Tagfaltergemeinschaften und folglich zur Verringerung der generellen Biodiversität. Auf eine solche Abnahme der Diversität der Biozönosen weisen auch die untersuchten Diversitätsindizes hin (Tab. 7). Von 1973 bis 2012 zeigen drei Indizes einen signifikanten Rückgang der Diversität, der bei allen Indizes auch zwischen 2010 und 2012 signifikant ist. Die höchste Diversität der Tagfalterzönosen wurde somit im Untersuchungsjahr 1973 nachgewiesen, die in keinem weiteren Untersuchungsjahr wieder erreicht wurde.

Neben den negativen Bestandsentwicklungen gab es jedoch auch positive Entwicklungen und einige Arten konnten sogar neu nachgewiesen werden (Tab. 3). Während *C. argiades*, *B. dia*, *A. agestis* und *B. daphne* 1973 nicht angetroffen wurden, nahmen ihre Individuenzahlen ab 1986 bzw. ab 2010 zu; *B. daphne* wurde sogar erst 2012 zum ersten Mal gefunden. Das Erscheinen und der Anstieg der Populationsdichten dieser vier thermo- oder sogar xerothermophilen Offenland- oder Gehölzbewohner wird von einem zeitgleichen Anstieg der Durchschnittstemperaturen im Raum Trier begleitet (9,1 °C in 1973, 10,1 °C in 2012, Abschnitt 2.2). Die zunehmende Erwärmung kann für diese wärmebedürftigen Arten zu verbesserten Umgebungsbedingungen führen, was wiederum einen Anstieg der Populationen begünstigen kann. Ein Vergleich zweier Verbreitungskarten von *B. daphne* (Tshikolovets 2003, Kudrna et al. 2011) deutet auf eine rezente Arealerweiterung nach Norden hin, welche auch in Nordostfrankreich und in Südwestdeutschland in den letzten Jahren gut dokumentiert ist (Fritsch 2005, Vittoz et al. 2011, Schwab & Eller 2013, Schanowski 2013). Diese nach Norden gerichtete Arealexpansion könnte in Teilen auf die Erwärmung des Klimas zurückzuführen sein (Parmesan 2006, Devictor et al. 2012). Auch Experten einer Tagung am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ 2007) wiesen auf diese Tendenz hin. Demnach ermöglichen warme Winter vor allem Wärme liebenden Arten, ihr Areal nach Norden auszudehnen (UFZ 2007), wie beispielsweise *C. argiades* in Deutschland (Filz & Schmitt 2013) oder *T. sylvestris* in Schottland, für die es in diesen Breiten früher zu kühl war (UFZ 2007).

Gleichzeitig sind deshalb gerade solche Spezies gefährdet, die an kühlere Bedingungen angepasst sind und beispielsweise in höheren Berglagen oder Mooren vorkommen (Wilson et al. 2005, Parmesan 2006, UFZ 2007). Als Beispiele sei die stetige Verdrängung von *Erebia aethiops* in Großbritannien nach Norden (UFZ 2007) oder die Verlagerung der Verbreitung montaner Arten in höhere Lagen (Wilson et al. 2005) genannt. Im Raum Trier trifft dies besonders auf Arten zu, deren Verbreitungsschwerpunkt in kontinental geprägten Regionen Europas liegt. Diese Arten geraten bedingt durch die zunehmende Atlantisierung des Klimas in Westeuropa und vor allem durch die wärmeren Winter zunehmend unter Druck. Hierdurch ziehen sich Arten wie *Erebia medusa* zunehmend in die höheren Bereiche der Mittelgebirge zurück, im Trierer Raum also in den Hunsrück und die Eifel.

Scheinbar im Widerspruch hierzu steht,

dass auch stark xerothermophile Spezies besonders gefährdet oder sogar gänzlich verschwunden sind. Auf Grund der erhöhten Stickstoffeinträge in die Böden (Ebert & Rennwald 1991, Bartholmess et al. 2011) kommt es neben einer zunehmenden Eutrophierung der Habitate und einer hiermit einhergehenden Verschiebung des Artgefüges der Pflanzen hin zu Stickstoff liebenden Arten (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe 2000) zu verstärktem Pflanzenwachstum. Dies führt zu einer deutlich erhöhten Beschattung in den Habitaten und folglich zu einem kühleren und auch feuchteren Mikroklima in Bodennähe. Diese mikroklimatischen Verschlechterungen scheinen oft so stark ausgeprägt zu sein, dass sie nicht durch die global steigenden Temperaturen kompensiert werden können (Settele et al. 1999, Schmidt 2010). Hierdurch kommt es zu einem Verlust von offenen, schattenfreien Stellen und somit sehr warmen Habitatstrukturen, wovon vor allem spezialisierte xerothermophile Arten nachteilig betroffen sind (Filz et al. 2013a).

Neben den bereits genannten global ansteigenden Temperaturen, die zu horizontalen und vertikalen Arealverschiebungen (Parmesan 2006, Devictor et al. 2012) und damit einhergehenden mittel- bis langfristigen erheblichen Extinktionsrisiken führen (Settele et al. 2008), kann auch die fehlende Verbindung (Isolation) und Fragmentierung von Biotopen eine Ursache für die Gefährdung und den Rückgang der Tagfalterspezies sein (van Swaay et al. 2006, Dover & Settele 2009, Mantyka-Pringle et al. 2012). Durch Barrieren, die von Tagfaltern nicht oder nur sehr schwer überbrückt werden können, wie beispielsweise weiträumig intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen oder sehr stark bebaute Gebiete, wird die Neu- bzw. Wiederbesiedelung von Bereichen, die Ausbreitung der Art sowie der genetische Austausch unterbunden (Hansson 1991, Habel & Schmitt 2012), was allerdings für den Fortbestand überlebensfähiger Populationen essentiell ist. Eindrucksvoll konnte dies für Arten wie *Parnassius apollo vinningensis*, *Melitaea aurelia*, *Zygaena carniolica* oder *Aglaope infausa* gezeigt werden, die sich auf Grund ihrer einfachen genetischen Struktur auch in isolierten Habitaten halten können (Schmitt & Seitz 2004, Habel et al. 2009b, Habel et al. 2012). Anders scheint dies jedoch für genetisch komplexere Arten wie beispielsweise *Cupido minimus, Coenonympha arcania, Chazara briseis* oder *Thymelicus acteon* zu sein, für die, sofern sie in unserem Untersuchungsgebiet vertreten waren, auch ein Rückgang festzustellen war (Louy et al. 2007, Besold et al. 2008, Habel & Schmitt 2009, Habel et al. 2009a).

Im Trierer Raum ist ferner über die vergangen Jahrzehnte ein gravierender Verlust der typischen Flora und Fauna der traditionellen bäuerlichen Kulturlandschaft zu verzeichnen, der mit der „Vereinheitlichung" der Kulturlandschaft (Schmidt 2010) einhergeht. Extensiv genutzte Flächen werden zunehmend durch die beiden Extreme Intensivbewirtschaftung oder auf der anderen Seite völlige Nutzungsaufgabe ersetzt; Nutzungsweisen, die nur sehr wenige „Mittelwege" zulassen. Diese Monotonisierung, in Kombination mit der Eutrophierung der Landschaft, stellt vermutlich den Hauptgrund für den Rückgang der Tagfalterdiversität im Trierer Raum dar (Filz et al. 2013a,b).

Ein weiterer Hauptgrund für die Gefährdung von naturnahen Habitaten und demnach von Tagfaltern ist nach van Swaay (2002) und Fartmann (2006) die zunehmende Verbuschung von Brachflächen durch natürliche Sukzession. Neben dem veränderten Mikroklima nimmt auch die gesamte Tagfalterdiversität mit fortschreitender Sukzession ab (Waldhardt et al. 1998, Kitahara & Watanabe 2001). Dieses Phänomen ist in unserem Beispiel eindrucksvoll am Transekt Hill nachvollziehbar, das über die Jahre einen großen Teil seiner Tagfalterdiversiät verlor.

Insgesamt können somit sowohl positive als auch negative Bestandsentwicklungen der Tagfalter auf Brachflächen im Raum Trier innerhalb der letzten fast 40 Jahre ausgemacht werden. Allerdings ist der Anteil positiver Bestandsentwicklungen, im Vergleich zur Anzahl der Spezies, deren Individuendichte abnimmtoder die komplett verschwunden sind, vergleichsweise gering. Das völlige Fehlen von 26 Arten im Jahr 2012, gemessen an den Arten

von 1973, kann nicht ansatzweise durch das Hinzukommen von drei Arten ab 2010 oder durch die signifikante Zunahme der Anzahl besiedelter Flächen von zwei Arten (*A. agestis* 1973/2010 und *C. argiades* 1973/2012) ausgeglichen werden. Dabei können die negativen Trends der Tagfalterzönosen vor allem auf anthropogenes Wirken zurückgeführt werden. Ob direkt durch Versiegelung der Landschaft, Intensivierung der Landwirtschaft oder indirekt durch den Klimawandel, Düngemittel- oder Pestizideinträge oder durch steigende atmosphärische Stickstoffdepositionen: Der Mensch ist scheinbar der Hauptverursacher der negativen Bestandsentwicklungen. Dabei ist die Reduktion der Diversität der Tagfalter generell umso stärker, je ausgeprägter der menschliche Eingriff ist (Ruszcyk & DeAraujo 1992, Kitahara et al. 2000, Schmitt 2003, Thomas et al. 2004a, Parmesan 2006).

4.4 Indikatorpotenzial von Tagfaltern

Auch in anderen taxonomischen Gruppen konnten ähnliche negative Populationsentwicklungen, meist verbunden mit einem Rückgang der Artenvielfalt, nachgewiesen werden: So beispielsweise bei Vögeln (Tucker & Heath 1994, EEA 2004, European Commission 2004, Thomas et al. 2004b, Gregory et al. 2005, Devictor et el. 2012), Amphibien (Pounds et al. 1999, 2005, 2006, Araújo at el. 2006), Reptilien (Sinervo et al. 2010) und größeren Säugetieren (Craigie et al. 2010). Auch andere Autoren berichten über den weiträumigen Verlust von Biodiversität (Delbaere 1998, Purvis et al. 2000, Brooks et al. 2002, Dirzo & Raven 2003, Butchart et al. 2010, Dawson et al. 2011, Foden et al. 2013) sowie über den Verlust von Vielfalt und Anzahl von Ökosystemdienstleistungen (WRI 2005).
Dies bestärkt, dass es sich bei der dargelegten Entwicklung der Tagfalterzönosen im Raum Trier mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht um einen Artefakt handelt und bekräftigt gleichzeitig die Funktion der Tagfalter als Indikatorgruppe. Die hohe Sensitivität der Tagfalter gegenüber Umweltveränderungen (Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002) sowie die Verfügbarkeit von angemessen Daten aus zahlreichen Ländern Europas und der hohe Wissensstand über ihre Ökologie und Taxonomie (z. B. Ebert & Rennwald 1991, Schmitt 1999, Settele et al. 1999) machen die Tagfalter zu einer geeigneten Indikatorgruppe für Biodiversitätsstudien (van Swaay et al. 2006, Rákosy & Schmitt 2011).

4.5 Bedeutung von Brachflächen für den Naturschutz

Verglichen mit waldnahen Flächen, gelegentlich beweideten Grünlandbrachen sowie intensiv bewirtschafteten Weinbergen zeigen Weinbergsbrachen neben dem höchsten Anteil an bestandsgefährdeten und zu schützenden Arten auch allgemein die höchste Tagfalterdiversität (Tab. 3 und Schmitt et al. 2008) mit den höchsten Arten- und Individuenzahlen (z. B. Tab. 3 Jahr 2012). Brachflächen sind somit vor allem innerhalb ungeschützter Biotope wertvolle Tagfalterhabitate, die in Westeuropa einen Lebensraum für bis zu 104 Tagfalterarten darstellen (Van Swaay et al. 2006) und als Rückzugsräume für Tagfalter sowie Trittsteine („stepping stones“) für zahlreiche spezialisierte Taxa fungieren. Dadurch werden Weinbergsbrachen, wie auch andere Brachflächen, zu Habitaten mit einem hohen Naturschutzwert in der Normallandschaft (Wiebull et al. 2000, Schmitt & Rákosy 2007, Schmitt et al. 2008, Lizée et al. 2011, Filz et al. 2013a).
Diese Bedeutung wird noch dadurch unterstrichen, dass auch geschützte Habitate im Raum Trier, wie beispielsweise geschützte Kalkmagerrasen, vor einem Diversitätsrückgang der Tagfalterfauna nicht geschützt sind (Wenzel et al. 2006, Filz et al. 2013b). Ferner verdeutlichen diese Ergebnisse, dass die negativen, großflächigen Effekte der Eutrophierung, der Monotonisierung und vor allem des Klimawandels alle Habitate gleichermaßen betreffen und somit langfristig ein historisches Problem für den Naturschutz und den Erhalt der Biodiversität darstellen (Warren et al. 2001, Polus et al. 2007).

5. Danksagung

Unser Dank gilt der der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord in Koblenz für die Ausnahmegenehmigung zur Durchführung von Freilanduntersuchungen an Tagfaltern im Raum Trier.

6. Literatur

Araújo, M. B., Thuiller, W. & Pearson, R. G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. – Journal of Biogeography **33**: 1712-1728. Oxford.

Balmer, E. & Erhardt, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterflies: Rethinking conservation practices. – Conservation Biology **14**: 746-757. Cambridge.

Bartholmess, H., Schlottmann, K. & Nobel, W. (2011): Immission measurements with diffusive samplers and lichen mappings to show the impact of nitrogen in the environment and its effects. – Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft **71**: 165-172. Düsseldorf.

Beierkuhnlein, C. (2007): Biogeographie. Die räumliche Organisation des Lebens in einer sich verändernden Welt; 23 Tabellen. 1. Aufl.; Ulmer, Stuttgart.

Benes, J. & Kuras, T. (1998): Long-term diversity changes of butterflies and burnets (Lepidoptera) of the Opavska pahorkatina Hills and Nizky Jesenik Mts. (Czech Republic) III. – Casopis Slezskeho Zemskeho Muzea, Serie A – Vedy Prirodni **473**: 245-270. Opava.

Besold, J., Schmitt, T., Tammaru, T. & Cassel-Lundhagen, A. (2008): Strong genetic impoverishment from the centre of distribution in southern Europe to peripheral Baltic and isolated Scandinavian populations of the pearly heath butterfly. – Journal of Biogeography 35: 2090-2101. Oxford.

Bissolli, P. & Schnadt, K. (2002): Analyse der raumzeitlichen Veränderungen von ausgewählten phänologischen Phasen in Deutschland. – Deutscher Wetterdienst, Forschung und Entwicklung Arbeitsergebnisse **75**. Offenbach a. M.

Brakefield, P. M. (1987): Geographical variability in, and temperature effects on the phenology of Maniola jurtina and Pyronia tithonus (Lepidoptera, Satyrinae) in England and Wales. – Ecological Entomology **12**: 139-148. Oxford.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R. et al. (2002): Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. – Conservation Biology **16**: 909-923. Cambridge.

Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. – Science **328**: 1164-1168. Washington, DC.

Clemens, G. B. & Clemens, L. (2007): Geschichte der Stadt Trier. 174 S., Beck. München.

Colwell, R. K. (2011): EstimateS, Version 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide). Users's Guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/Colwell/ (Stand: Mai 2013).

Craigie, I. D., Baillie, J. E. M., Balmford, A., Carbone, C., Collen, B., Green, R. E. & Hutton, J. M. (2010): Large mammal population declines in Africa's protected areas. – Biological Conservation **43**: 2221-2228. Barking, Essex.

Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C. & Mace, G. M. (2011): Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. – Science **332**: 53-58. Washington, DC.

Defila, C. & Müller-Ferch, G. (2003): Erste Spuren der Klimaänderung in der Pflanzen- und Tierwelt. – Climate-Press **16**/ Juni 2003. Online verfügbar unter: http://www.proclim.ch/Products/ClimatePress/ClimatePress16D.pdf (23.11.2005).

Delbaere, B.C.W. (Hrsg.) (1998): Facts and figures on Europe's biodiversity. State and trends 1998-1999. 115 pp., European Center for Nature Conservation. Tilburg.

Devictor, V., Van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliola, J., Herrando, S. et al. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. – Nature Climate Change **2**: 121-124. London.

Diamond, S.E., Frame, A.M., Martin, R.A. & Buckley, L.B. (2011): Species' traits predict phonological responses to climate change in butterflies. – Ecology **92**: 1005-1012. Washington, DC.

Dirzo, R. & Raven, P. H. (2003): Global state of biodiversity and loss. – Annual Review of Environment and Resources **28**: 137-167. Palo Alto, Calif.

Dover, J. & Settele, J. (2009): The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. – Journal of Insect Conservation **13**: 3-27. London.

DWD – Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) (2012): Deutschlandwetter im Winter 2011/12. Pressemitteilung vom 28.02.2012.

DWD – Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) (2013a): Wetter und Klima aus einer Hand. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Online verfügbar unter http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/ bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_windowLabel=portletMasterPortlet_i1&_state=maximized&maximize=true&isMaximized=true&gsbMandant=%2FDWDWWW&bvbwBehoerde=null&showSearchResult=true&portletInstance=portletMasterPortlet_i1&pageLabel=dwdwww_result_page&desktop=http%3A%2F%2Fwww.dwd.de%2Fbvbw%2Fappmanager%2Fbvbw%2FdwdwwwDesktop%3F_nfpb%3Dtrue%26_windowLabel%3DportletMasterPortlet_i1%26_pageLabel%3Ddwdwww_result_page%26_state%3Dnormal&language=de&showNavigation=true&showBreadCrumb

=false&teaser=false&showBookmarkLink=false&useCache=false&jsr168=true&homeLink=&_pageLabel=dwdwww_result_page, zuletzt geprüft am 22.04.13.

DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.) (2013b): Wetter und Klima aus einer Hand. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Online verfügbar unter ttp://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_windowLabel=T82002&_urlType=action&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland, zuletzt geprüft am 24.01.13.

EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.) (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band **1** und **2**. 552 + 535 S., Eugen Ulmer. Stuttgart.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (Hrsg.) (2004): EEA signals 2004. A European Environment Agency update on selected issues. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. Online verfügbar unter http://www.eea.europa.eu/publications/signals-2004, zuletzt geprüft am 20.10.13.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (Hrsg.) (2013): The European Grassland Butterfly Indicator: 1990-2011. Technical report No 11/2013. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. Online verfügbar unter http://www.eea.europa.eu/ publications/the-european-grassland-butterfly-indicator-19902011, zuletzt geprüft am 20.10.13.

EUROPEAN COMMISSION (Hrsg.) (2004): EU environment-related indicators 2004. DB Environement. European communities. Brüssel. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/indicators/, zuletzt geprüft am 20.10.13.

FABIG, I. (2007): Wandel der Niederschlagsverhältnisse im Lee des Harzes – Indikatoren eines regionalen Klimawandels? – Hercynia N.F. **40**: 33–39. Halle/Saale.

FARTMANN, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? – FARTMANN, T. & HERMANN, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **68**: 259-270. Münster/Westf.

FILZ, K. J, WIEMERS, M., HERRIG, A., WEITZEL, M. & SCHMITT, T. (2013a): A question of adaptability: Climate and habitat change lower trait diversity in butterfly communities in south-western Germany. – European Journal of Entomology **110**: 633-642. České Budějovice.

FILZ, K. J., JÄNICKE, D., SCHMITT, T., FREDE, M. & WEITZEL, M. (2013b): Untersuchungen zur Bestandsentwicklung der Tagfalterzönosen auf Kalkmagerrasen im Saar-Mosel-Gebiet. – Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv **50**: 383-397. Mainz.

FILZ, K. J, ENGLER, J. O., STOFFELS, J., WEITZEL, M. & SCHMITT, T. (2013c): Missing the target? A critical view on butterfly conservation efforts on calcareous grasslands in south-western Germany. – Biodiversity and Conservation **22**: 2223-2241. Dordrecht.

FILZ, K. J. & SCHMITT, T. (2013): Untersuchung der Arealdynamik des Kurzschwänzigen Bläulings (*Cupido argiades*, Pallas 1771) unter Klimawandelbedingungen mit Artverbreitungsmodellen in Europa (Lepidoptera: Lycaenidae). – Abhandlungen der Delattinia **38**: 215-228. Schiffweiler.

FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2002): Pasture Landscapes and Nature Conservation: New strategies for the preservation of open landscapes in Europe. – 1-13. In: REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDTLE, W., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. 435 S., Springer. Berlin.

FLEISHMAN, E. & MURPHY, D. D. (2009): A Realistic Assessment of the Indicator Potential of Butterflies and Other Charismatic Taxonomic Groups. – Conservation Biology **23**: 1109-1116. Cambridge.

FODEN, W. B., BUTCHART, S. H. M., STUART, S. N., VIÉ, J-C., AKÇAKAYA, R. H., ANGULO, A., DEVANTIER, L. M. et al. (2013): Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. – PLoS One **8**: e65427.

FRITSCH, D. (2005): Der Brombeer-Perlmutterfalter (*Brenthis daphne*) – in Baden-Württemberg bodenständig: 47-48. – In: EBERT, G. (Hrsg.) (2005): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band **10**: 426 S., Eugen Ulmer. Stuttgart.

GREGORY, R. D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A. W., NOBLE, D. G., FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Science **360**: 269-288. London.

GROSSER, N. (2002): 100 Jahre Beobachtungen zur Schmetterlingsfauna in der Dübener Heide, 100 Jahre Wandel einer Landschaft. – Natur- und Kulturlandschaft **5**: 185-195. Höxter.

HABEL, J. C. & SCHMITT, T. (2009): The genetic consequences of different dispersal behaviours in Lycaenid butterfly species. – Bulletin of Entomological Research **99**: 513-523. Wallingford.

HABEL, J. C. & SCHMITT, T. (2012): The burden of genetic diversity. – Biological Conservation **147**: 270-274. Barking, Essex.

HABEL, J. C., MEYER, M. & SCHMITT, T. (2009a): The genetic consequence of differing ecological demands of a generalist and a specialist butterfly species. – Biodiversity and Conservation **18**: 1895-1908. Dordrecht.

HABEL, J. C., ZACHOS, F. E., FINGER, A., MEYER, M., LOUY, D., ASSMANN, T. & SCHMITT, T. (2009b): Unprecedented long-term genetic monomorphism in an endangered relict butterfly species. – Conservation Genetics **10**: 1659-1665. Dordrecht.

HABEL, J. C., ENGLER, J. O., RÖDDER, D. & SCHMITT, T. (2012): Contrasting genetic and morphologic responses on recent population decline in two burnet moths (Lepidoptera, Zygaenidae). – Conservation Genetics **13**: 1293-1304. Dordrecht.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – Palaeontologia

Electronica **4**: 9 ff. Online verfügbar unter http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Stand Mai 2013.

Hansson, L. (1991): Dispersal and connectivity in metapopulations. – Biological Journal of the Linnean Society **42**: 89–103.

Hensle, J. (2002): Weitere Beobachtungen zur Südwanderung und Überwinterung von *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758) am Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). - Atalanta **33** (1/2): 47-56. München.

Holz, I. (2012): DWD-Klimastation 2276 Trier-Petrisberg. Auswertung und Darstellung der Daten. Hrsg. v. Universität Hohenheim. Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320). Stuttgart-Hohenheim. Online verfügbar unter https://www.uni-hohenheim.de/~ingoholz/Klimastationen/DWD%20Trier-Petrisberg%202011.pdf, zuletzt geprüft am 09.09.13.

Jiménez Valverde, A. (2011): Relationship between local population density and environmental suitability estimated from occurrence data. – Frontiers of Biogeography **3**: 59-61. Sunderland, Mass.

Job, H. (1999): Der Wandel der historischen Kulturlandschaft und sein Stellenwert in der Raumordnung. Eine historisch-, aktual- und prognostisch-geographische Betrachtung traditioneller Weinbau-Steillagen und ihres bestimmenden Strukturmerkmals Rebterrasse, diskutiert am Beispiel rheinland-pfälzischer Weinbaulandschaften. –Forschungen zur deutschen Landeskunde **248**: 256 S., Flensburg.

Kinkler, H. (1992): Können Admiral - *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758) - und Taubenschwanz - *Macroglossum stellatarum* (Linnaeus, 1758) - bei uns überwintern? - Melanargia **4** (3): 70-71. Leverkusen.

Kitahara, M., Sei, K. & Fujii, K. (2000): Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further analysis based on the generalist/specialist concept. – Population Ecology **42**: 135-144. Tokyo.

Kitahara, M. & Watanabe, M. (2001): Relationships of butterfly community diversity to vegetational species richness in and around the Aokigahara woodland at the northern foot of Mt. Fuji, Central Japan. – Japanese Journal of Environmental Entomology and Zoology **12**: 131-145. Osaka.

Kremer, E. (1954): Die Terrassenlandschaft der mittleren Mosel als Beitrag zur Quartärgeschichte. – Arbeiten zur rheinischen Landeskunde **6**: 100 S., Bonn.

Kudrna, O., Lux, K., Pennerstorfer, J., Schweiger, O., Settele, J. & Wiemers, M. (2011): Distribution atlas of butterflies in Europe. 576 S., Gesellschaft für Schmetterlingsschutz e.V. Halle.

LANIS – Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz (2013). Basierend auf den Geobasisdaten der Kataster- und Vermessungsverwaltung Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter http://map1.naturschutz.rlp.de/mapserver_lanis/, zuletzt geprüft am 02.05.13.

Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (Hrsg.) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. Band **1**. 516 S., Schweizerischer Bund für Naturschutz. Basel.

Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (Hrsg.) (2000): Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. Band **3**. 928 S., Schweizerischer Bund für Naturschutz. Basel.

Lizée, M. H., Bonardo, R., Mauffrey, J. F., Bertaudière-Montes, V., Tatoni, T. & Deschamps-Cottin, M. (2011): Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. – Comptes Rendus Biologies **334**: 74-84. Paris.

Louy, D., Habel, J. C., Schmitt, T., Assmann, T., Meyer, M. & Müller, P. (2007): Strongly diverging population genetic patterns of three skipper species: the role of habitat fragmentation and dispersal ability. – Conservation Genetics **8**: 671-681. Dordrecht.

Maes, D. & van Dyck, H. (2001): Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? – Biological Conservation **99**: 263-276. Barking, Essex.

Mantyka-Pringle, C. S., Martin, T. G. & Rhodes, J. R. (2012): Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis – Global Change Biology **18**: 1239-1252. Oxford.

McAleece, N., Lambshead, J., Patterson, G. & Gage, J. (1997): Biodiversity Pro: free statistical software for ecology. The Natural History Museum and Scottish Association for Marine Science.

Menzel, A. (2002): Phenology, its importance to the Global Change Community. Editorial Comment. – Climatic Change **54**: 379-385. Dordrecht.

Menzel, A. (2007): Phänologische Modelle. – Promet (Meteorologische Fortbildung-DWD) **33**: 20-27. Offenbach.

Moore, N.W. (1975): Butterfly transect in a linear habitat 1964-1973. – Entomologist's Gazette **26**: 71-78. Brightwood.

Mühlenberg, M.; Bogenrieder, A.; Behre, G.F. (1993): Freilandökologie. 3., überarb. Aufl. 512 S., Quelle & Meyer. Heidelberg.

Müller, M.J. (1976): Untersuchungen zur pleistozänen Entwicklungsgeschichte des Trierer Moseltals und der „Wittlicher Senke". – Forschungen zur deutschen Landeskunde **207**: 185 S., Zentralausschuss für Deutsche Landeskunde. Trier.

Müller, P. (1981): Arealsysteme und Biogeographie. 704 S., Ulmer. Stuttgart.

Nässig, W. A. (1995): Die Tagfalter der Bundesrepublik Deutschland: Vorschlag für ein modernes, phylogenetisch orientiertes Artenverzeichnis (kommentierte Checkliste) (Lepidoptera, Rhopalocera). – Entomologische Nachrichten und Berichte **39**: 1-28. Dresden.

Osborn, F., Goitia, W., Cabrera, M. & Jaffé, K. (1999): Ants, Plants and Butterflies as Diversity Indicators: Comparisons between Strata at six Forest Sites in Venezuela. – Studies on Neotropical Fauna & Environment **34**: 59-64. Abingdon, Oxon.

Parmesan, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. –Annual Review

of Ecology, Evolution and Systematics **37**: 637-669. Palo Alto, Calif.

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

PEARSON, L. D. & CARROLL, S. S. (1998): Global Patterns of Species Richness: Spatial Models for Conservation Planning Using Bioindicator and Precipitation Data. – Conservation Biology **12**: 809-821. Cambridge.

POLLARD, E. (1986): Fluctuations in the abundance of butterflies, 1976-82 – Ecological Entomology **9**: 179–188. Doi: 10.1111/j.1365-2311.1984.tb00713.x.

POLLARD, E. & YATES, T. J. (1993): Monitoring butterflies for ecology and conservation. The British butterfly monitoring scheme. 292 S., Chapman & Hall. London.

POLLARD, E., HALL, M.L. & BIBBY, T.J. (1986): Monitoring the abundance of butterflies 1976-1985. Research and Survey in Nature Conservation Series. No 2. Nature Conservancy Council, Peterborough.

POLUS, E., VANDEWOESTIJNE, S., CHOUTT, J. & BAGUETTE, M. (2007): Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. – Biodiversity Conservation **16**: 3423-3436. Dordrecht.

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

POUNDS, J. A., FOGDEN, M. P. L. & CAMPBELL, J. H. (1999): Biological response to climate change on a tropical mountain. – Nature **398**: 611-615. London.

PURVIS, A., GITTLEMAN, J. L., COWLISHAW, G. & MACE, G. M. (2000): Predicting extinction risk in declining species. – Proceedings of the Royal Society – Biological Sciences **267**: 1947-1952. London.

RÁKOSY, L. & SCHMITT, T. (2011): Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? – Ecological Indicators **11**: 1040-1045. Amsterdam.

REICHHOLF, J. (1986): Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen. – Berichte der ANL **10**: 159-169. Laufen.

RHEIN-MOSEL-VERLAG (Hrsg.) (2013): Trier. Online verfügbar unter http://www.mosel-reisefuehrer.de/triera.htm, zuletzt geprüft am 15.11.13.

RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E. (1998): Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. – Natur und Landschaft **73**: 261-270. Stuttgart.

ROY, D. B. & SPARKS, T. H. (2000): Phenology of British butterflies and climate change. – Global Change Biology **6**: 407-416. Oxford.

ROY, D. B., ROTHERY, P., MOSS, D., POLLARD, E. & THOMAS, J. A.(2001): Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. – Journal of Animal Ecology **70**: 201-217. Oxford.

RUSZCYK, A. & DEARAUJO, A.M. (1992): Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brasil. – The Journal of the Lepidopterists' Society **46**: 255-264. New Haven, Conn.

SCHANOWSKI, A. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Insektenfauna. Forschungsbericht KLIMOPASS. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.). Karlsruhe.

SCHMIDT, A. (2010): Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera s.l.) des Landes Rheinland-Pfalz. Standard-Faunenliste mit integriertem Rote-Liste-Vorschlag. – Melanargia **22**. 277 S., Leverkusen.

SCHMITT, T. (1999): Die ökologischen Valenzen der Tagfalter des oberen Lösertals. – Faunistisch-floristische Notizen aus dem Saarland **29**: 585–614. Saarbrücken.

SCHMITT, T. (2003): Influence of forest and grassland management on the diversity and conservation of butterflies and burnet moths (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperiidae, Zygaenidae). – Animal Biodiversity and Conservation **26**: 51-67. Barcelona.

SCHMITT, T. & SEITZ, A. (2004): Low diversity but high differentiation: the population genetics of *Aglaope infausta* (Zygaenidae: Lepidoptera). – Journal of Biogeography **31**: 137-144. Oxford.

SCHMITT, T. & RÁKOSY, L. (2007): Changes of traditional agrarian landscape and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. – Diversity and Distributions **13**: 855-862. Oxford.

SCHMITT, T., AUGENSTEIN, B. & FINGER, A. (2008): The influence of changes in viticulture management on the butterfly (Lepidoptera) diversity in a wine growing region of southwestern Germany. – European Journal of Entomology **105**: 249–255. ČeskéBudĚjovice.

SCHUBERT, R. (Hrsg.) (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Mit 38 Tabellen. 2., überarb. Aufl. 338 S., Fischer (Umweltforschung). Jena.

SCHWAB, G. & ELLER, O. (2013): AK Schmetterlinge. Die Schmetterlinge in Rheinland-Pfalz 2012. – GNOR info **116**: 25-29. Landau.

SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. 452 S., Ulmer. Stuttgart.

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

SETTELE, J., KUDRNA, O., HARPKE, A., KÜHN, I., VAN SWAAY, C., VEROVNIK, R. et al. (2008): Climatic risk atlas of European butterflies. – Biorisk **1**: 1-710. Sofia.

SETTELE, J., STEINER, R., REINHARDT, R., FELDMANN, R. & HERMANN, G. (2009): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands. 256 S., Eugen Ulmer. Stuttgart.

SINERVO, B., MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F., MILES, D. B, HEULIN, B., BASTIAANS, E., VILLAGRÀN-SANTA CRUZ, M. et al. (2010): Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. – Science **325**: 894-899. Washington, DC.

SMITH, T. M. & SMITH, R. L. (2009): Ökologie. 6. Aufl., 982 S., Pearson Education. München.

Sparks, T. H. & Menzel, A. (2002): Observed changes in seasons. An overview. – International Journal of Climatology **22**: 1715-1725. Chichester.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2000): Butterfly community structure in fragmented grasslands. – Ecology Letters **3**: 449-456. Oxford.

Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2002): Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. – Biodiversity Conservation **104**: 275-284. Dordrecht.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N. et al. (2004a): Extinction risk from climate change. – Nature **427**: 145-148. London.

Thomas , C. D., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D, Asher, J., Fox, R. et al. (2004b): Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. – Science **303**: 1879-1881. Washington, DC.

Treffinger, K. & Treffinger, I. (1981): Ein Massenauftreten des Baumweißlings *Aporia crateagi* [Linné, 1758] (Lep., Pieridae). – Atalanta **12**: 86-92. Marktleuthen.

Treffinger, K. & Treffinger, I. (1983a): Eine Analyse der Jahresberichte von 1963 bis 1980 der DFSZ über *Aporia crataegi* [Linné, 1758] (Lep., Pieridae). – Atalanta **14**: 81-91. Marktleuthen.

Treffinger, K. & Treffinger, I. (1983b): Gründe für ein Massenauftreten des Baumweißlings *Aporia crataegi* L. (Lep., Pieridae). – Atalanta **14**: 92-96. Marktleuthen.

Tshikolovets, V. V. (2003): Butterflies of Eastern Europe, Urals and Caucasus. An illustrated guide. 176. S., Vadim Tshikolovets. Kyiv.

Tucker, G. M. & Heath, M. F. (1994): Birds in Europe: Their Conservation Status. 600 pp., Birdlife Inernational, Conservation Series 3, Cambridge.

UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (Hrsg.) (2007): Völkerwanderung nach Norden – Schmetterlinge als Indikatoren für Klimawandel und Artenvielfalt. Pressemitteilung vom 16. März 2007. Online verfügbar unter http://www.ufz.de/index.php?de=11058, zuletzt geprüft am 09.09.13.

van Swaay, C.A.M. (1992): The dutch butterfly mapping scheme: Methods and problems. In: Pavlicek-van Beek, T., Ova, A.H. & van der Made, J.G. (Hg) (1992): Future of Butterflies in Europe: Strategies for Survival. S. 90-97, Agricultural University. Wageningen.

van Swaay, C.A.M. (2002): The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. – Biological Conservation **104**: 315–318. Barking, Essex.

van Swaay, C. A. M., Warren, M. & Lois, G. (2006): Biotope use and trends of European butterflies. – Journal of Insect Conservation **10**: 189-209. London.

van Swaay, C.A.M., Nowicki, P., Settele, J. & van Strien, A.J. (2008): Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. – Biodiversity and Conservation **17**: 3455-3469. Dordrecht.

Vittoz, P., Cherix, D., Gonseth, Y., Lubini, V., Maggini, R., Zbinden, N. & Zumbach, S. (2011): Les changements climatiques **11**: 349-375. – Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. & Walter, T. (Hg.) (2011): Evolution de la biodiversité en Suisse depuis 1900. – Bristol-Schriftenreihe **29**: 433 pp., Bern.

Wagner, H. W., Kremb-Wagner, F., Koziol, M. & Negendank, J. F. W. (Hrsg.) (2012): Trier und Umgebung. – Sammlung geologischer Führer **60**: 396 S., 3. Aufl., Gebr. Borntraeger. Stuttgart.

Waldhardt, R., Dauber, J., Pfaff, S., Otte, A. & Wolters, V. (1998): Sukzessionsstadien auf Sozialbrache und ihre Bedeutung für die Artenvielfalt der Flora und Fauna: 19-25. – In: Sauer, S. (Red.): Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten: Exkursionsführer **110**: 272 S., VDLUFA-Kongreß. Gießen.

Warren, M. S. (1987): The ecology and conservation of the Heath Fritillary Butterfly *Mellicta athalia*. III. Population dynamics and the effect of habitat management. – Journal of Applied Ecology **24**: 499-513. Oxford.

Warren, M. S. (1997): Conserving Lepidoptera in a changing environment: a perspective from Western Europe. – Journal of Insect Conservation **1**: 1-4. London.

Warren, M. S., Pollard, E. & Bibby, T. J. (1986): Annual and long-term changes in a population of the Wood White Butterfly *Leptidea sinapis*. – Journal of Animal Ecology **55**: 707-719. Oxford.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B. et al. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. – Nature **414**: 65-69. London.

Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000): Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. – Ecography **23**: 743-750. Oxford.

Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M. & Seitz, A. (2006): The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. – Biological Conservation **128**: 542-552. Barking, Essex.

WetterOnline Meteorologische Dienstleistungen GmbH (2012): Rückblick Dezember 2011, Januar 2012 und Februar 2012. Pressemitteilungen. Online verfügbar unter http://www.wetteronline.de/?pcid=pc_wotexte_special&gid=DL&pid=p_wotexte_feature&sid=Review&day=29&month=02&year=2012&token=fr, zuletzt geprüft am 27.03.14.

Wilson, R. J., Guttieriez, D., Guttierez, J., Martinez, D., Agudo, R. & Monserrat, V. J. (2005): Changes to the elevational limits and extent of species' ranges associated with climate change. – Ecology Letters **8**: 1138-1146. Oxford.

WRI – World Resources Institute (Hrsg.) (2005): Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press. Washington DC. Online verfügbar unter http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf, zuletzt geprüft am 19.08.13.

Anschriften der Verfasser:

Anne Herrig[1,2], Thomas Schmitt[1,3,4], Matthias Weitzel[5] & Katharina J. Filz[1,6,*]

[1] Biogeographie, Universität Trier, 54296 Trier
[2] Wasserburg Rindern, 47533 Kleve
[3] Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, 15374 Müncheberg
[4] Zoologie, Biologisches Institut, Naturwissenschaftliche Fakultät I, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06099 Halle
[5] Graf-Reginar-Straße 43, 54294 Trier
[6] Museum für Naturkunde, 44145 Dortmund

* Korrespondenz:
Dr. Katharina Filz
Museum für Naturkunde Dortmund
Münsterstraße 271
44145 Dortmund
Email: kfilz@yahoo.de

Manuskript eingereicht: 31.03.2014