Überleben in fragmentierten Landschaften

Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels

Von Thomas Fartmann

Abstracts

Der Übergang von der traditionell genutzten zur modernen, industrialisierten Kulturlandschaft hat in Mitteleuropa zu dramatischen Veränderungen der Umwelt geführt. Landnutzungsintensivierung und Brachfallen waren verantwortlich für Degradierung, Verlust und Fragmentierung von Habitaten mit negativen Auswirkungen auf die Biodiversität. Seit Ende des letzten Jahrtausends gefährdet zudem der anthropogene Klimawandel die Artenvielfalt.

Biodiversität wird in fragmentierten Landschaften durch Habitatqualität, Flächengröße und Konnektivität der Habitate bestimmt. Die Habitatqualität ist i.d.R. mit der Flächengröße interkorreliert. Artspezifisch sind bestimmte Mindestflächengrößen notwendig, damit langfristig überlebensfähige Populationsgrößen aufgebaut werden können. Die Bedeutung der Konnektivität hängt stark von der Populationsstruktur ab: Arten, die geschlossene Populationen ausbilden, sind in der Lage, über lange Zeiträume in isolierten Habitaten zu überleben, sofern die Habitatqualität ausreicht. Dennoch sind auch diese Arten – mit meist geringer bis mittlerer Mobilität – zur Ausbreitung auf eine gute Vernetzung der Habitate angewiesen. Metapopulationsarten bedürfen generell gut vernetzter Habitate mit hinreichender Habitatqualität und Flächengröße.

Folglich sollte der Naturschutz in Zeiten des globalen Wandels in seinen Bemühungen zum Arten- und Biotopschutz auf eine Erhöhung der Habitatqualität und -heterogenität innerhalb der Habitate, eine Vergrößerung der Flächengröße und eine Verbesserung der Konnektivität abzielen.

Survival in fragmented landscapes – Conservation of Central European biodiversity in times of global change

*Due to the transition from traditional land use to modern agricul*ture throughout Central Europe, semi-natural habitats are subject to severe environmental changes. Both agricultural intensification and abandonment have caused degradation, loss and fragmentation of such habitats with adverse effects on biodiversity. Recently, climate change has become an additional threat to our wild¬life.

The study presented analyses the parameters that determine species richness in fragmented landscapes. Based on this analysis the most important drivers of biodiversity are (i) habitat quality, (ii) patch size and (iii) connectivity. Habitat quality and patch size are usually interrelated, and increasing patch size mostly leads to increased habitat heterogeneity. Additionally, species in general have specific area size requirements for their long term survival.

The relevance of connectivity clearly depends on the population structure. Species with closed populations are able to survive for long time periods in isolated patches if the habitat quality and size are sufficient. Nevertheless, for dispersal these species – usually exhibiting a low to medium mobility – also depend on connectivity. Metapopulation species, however, require well-connected networks of habitat patches with suitable habitat quality and size. Consequently, conservation management in Central Europe should focus on (i) im¬proving habitat quality and habitat heterogeneity within patches, (ii) increasing patch size and (iii) enhancing connectivity.

1 Einleitung

Die Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt ist weltweit spätestens seit der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*) in Rio de Janeiro 1992 das zentrale Thema des Naturschutzes (Heywood 1995). Entsprechend hat eine große Zahl von Ländern nationale Strategien für den Schutz der biologischen Vielfalt verabschiedet, so auch Deutschland (BMU 2007).

Der rezente Rückgang der Biodiversität hat weltweit ein bislang unbekanntes Ausmaß erreicht. Aktuell sind die Aussterberaten von Pflanzen- und Tierarten um den Faktor 1 000 höher, als es natürlicherweise zu erwarten wäre (De Vos et al. 2014). Trotz großer Anstrengungen des Naturschutzes setzt sich diese dramatische Entwicklung fort. Entsprechend warnen Barnosky et al. (2011) vor einem möglichen sechsten Massenartensterben.

Als Hauptverursacher des globalen Artensterbens wird der Mensch angesehen. Insbesondere Änderungen der Landnutzung haben erheblich zum Verlust der Artenvielfalt beigetragen (Sala et al. 2000). Seit Ende des letzten Jahrtausends steht zudem zunehmend die Bedeutung des anthropogenen Klimawandels für den Rückgang der Artenvielfalt im wissenschaftlichen Fokus (Streitberger et al. 2016). Es wird davon ausgegangen, dass der Einfluss des Klimawandels auf die Biodiversität zukünftig den von direkten Lebensraumveränderungen übertreffen wird. Bis Mitte dieses Jahrhunderts wird aufgrund des Klimawandels ein Rückgang der mitteleuropäischen Artenvielfalt um bis zu 30 % prognostiziert (Thomas et al. 2004).

Der Landnutzungswandel hat zu gravierenden quantitativen und qualitativen Veränderungen der mitteleuropäischen Landschaften geführt (Ellenberg & Leuschner 2010, Fartmann 2006, Gatter 2000, Poschlod 2015; Abb. 1). Dabei ist insbesondere eine massive Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche bei gleichzeitiger Abnahme von extensiv oder kaum genutzten Habitaten (Öd- und Unland) wie Magerrasen zu verzeichnen (Fartmann 2006; Abb. 1). Infolgedessen kommen derartige Lebensräume heute häufig nur noch kleinflächig und isoliert in unserer Landschaft vor. Entsprechend werden solche Landschaften als fragmentierte Landschaften bezeichnet. Der Fortbestand der Lebensgemeinschaften in den Habitatfragmenten ist zudem oft durch eine verringerte Habitatqualität aufgrund von Nutzungsintensivierung oder -aufgabe (Veen et al. 2009) und

Abb. 2: Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*): eine flugunfähige Heuschreckenart, die geschlossene Populationen ausbildet. © Thomas Fartmann

*Bog bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*): a flightless* Orthoptera *species building closed populations.*

atmosphärischen Stickstoffeinträgen (STEVENS et al. 2004) gefährdet.

Für Deutschland ist im letzten Jahrhundert ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur von bis zu 1 °C zu verzeichnen (JONAS et al. 2005, RAPP 2000, UBA 2006). Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts wird ein Anstieg um 2,5 bis 3,5 °C erwartet (UBA 2006). Der Jahresniederschlag hat im letzten Jahrhundert im Westen Deutschlands bis zu 20 % zugenommen, während im Osten kein klarer Trend erkennbar ist; dabei nehmen die Niederschläge im Winter zu, während sie im Sommer zurückgehen (LEUSCHNER & SCHIPKA 2004). Zukünftig könnten sich der Anstieg der Winterniederschläge und der Rückgang der Sommerniederschläge fortsetzen (LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, UBA 2006). Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten extremer Wetterereignisse wie Hitzewellen, Starkniederschläge oder Stürme nimmt zudem zu (JONAS et al. 2005, SCHÖNWIESE 2007). Die Änderung des Klimas wirkt auf komplexe Art und Weise auf Arten und Lebensgemeinschaften. Typische Folgen sind phänologische Veränderungen, veränderte biotische Interaktionen (z.B. Desynchronisation – *mismatch*) und Arealverschiebungen (STREITBERGER et al. 2016).

Gegenwärtig fehlen zukunftsfähige Konzepte zur Erhaltung der Artenvielfalt in Deutschland, die sowohl die Auswirkungen des Landnutzungs- als auch des Klimawandels hinreichend berücksichtigen (FARTMANN et al. 2012a, STREITBERGER et al. 2016). Im diesem Beitrag wird erläutert, unter welchen Bedingungen Arten in fragmentierten Landschaften überleben können. Zunächst werden die Schlüsselfaktoren vorgestellt, die die Kontinuität (Persistenz) der Artvorkommen bestimmen. Anschließend geht der Beitrag auf das Zusammenspiel von Landnutzungs- und Klimawandel ein. Der Artikel mündet in konkrete Maßnahmen-Empfehlungen für die langfristige Erhaltung der Biodiversität in Zeiten des globalen Wandels.

2 Persistenz von Arten in fragmentierten Landschaften

2.1 Grundlagen

Die Faktoren, die das Vorkommen von Arten in unseren fragmentierten Landschaften bestimmen, hängen stark von der Mobilität bzw. Populationsstruktur der Taxa ab. Arten mit geringer Mobilität bilden häufig geschlossene Populationen aus. Sie sind in der Lage, selbst in isolierten Habitaten über längere Zeiträume zu überleben, sofern sie groß genug sind und eine günstige Habitatqualität aufweisen (Tab. 1). Ein typisches Beispiel für eine Art, die geschlossene Populationen ausbildet, ist die flugunfähige Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) (PONIATOWSKI & FARTMANN 2010; Abb. 2). Die

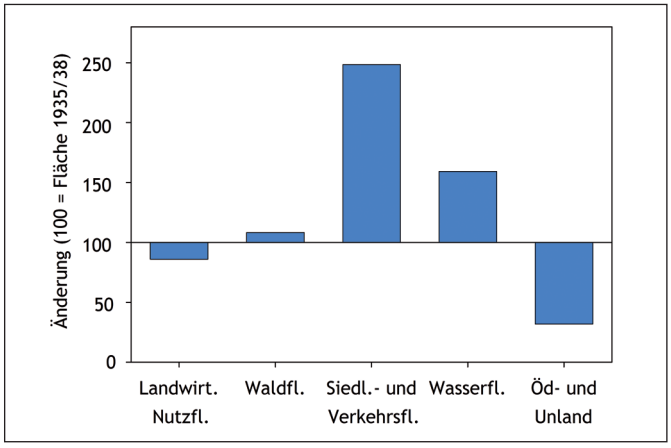

Abb. 1: Entwicklung der Landnutzung von 1935 bis 2015 in Deutschland. Quelle: FARTMANN (2006), ergänzt um Daten aus dem Jahr 2015 (Statistisches Bundesamt 2016).

Land-use change between 1935 and 2015 in Germany. Landwirt. Nutzfl. = farmland, Waldfl. = woodland, Siedl.- und Verkehrsfläche = settlements, Wasserfl. = water bodies.

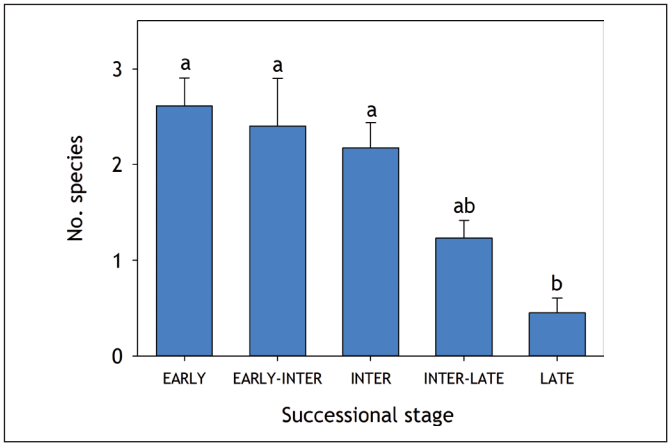

Abb. 3: Anzahl (arithmetisches Mittel ± Standardfehler) der Heuschreckenarten (Trockenrasenspezialisten) entlang eines Gradienten von frühen bis späten Stadien der Steppenrasensukzession im Nationalpark Unteres Odertal (Brandenburg). Signifikante Unterschiede zwischen den Stadien sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet ($P < 0,05$). Quelle: FARTMANN et al. (2012b).

Mean values (±SE) of Orthoptera *species (dry grassland specialists) along a gradient from early to late successional stages of steppe grassland in the Lower Oder Valley National Park (Brandenburg). Different letters indicate significant differences between stages ($P < 0.05$).*

Tab. 1: Populationsstrukturen bei Arten und Schlüsselfaktoren für die Persistenz in fragmentierten Landschaften. Einfluss: „+" = positiv; „–" = negativ. Quellen: Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*) – PONIATOWSKI & FARTMANN (2010); Ehrenpreis-Scheckenfalter (*Melitaea aurelia*) – EICHEL & FARTMANN (2008).

Species population structure and key factors for the persistence of the species in fragmented landscapes. Influence: „+" = positive; „–" = negative.

Parameter	Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*)	Ehrenpreis-Scheckenfalter (*Melitaea aurelia*)
Populationsstruktur	geschlossene Population	Metapopulation
Schlüsselfaktoren:		
Habitatqualität	+[1]	+[2]
Flächengröße	+	+
Isolation	.	–

Faktoren, die die Habitatqualität für die jeweilige Art bestimmen:
[1] Habitatfeuchte; [2] Wirtspflanzendeckung (Mittlerer Wegerich [*Plantago media*]) und Streuschichthöhe

Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *M. brachyptera* in den Kalkmagerrasen des Diemeltals (Ostwestfalen/Nordhessen) hängt von ausreichender Feuchte (Habitatqualität) – da die Eier relativ austrocknungsempfindlich sind – und Größe der Habitate ab. Die Isolation spielt dagegen keine Rolle bei der Erklärung der Vorkommen.

Flugfähige und deutlich mobilere Arten – wie die meisten Tagfalter – weisen dagegen eher Metapopulationsstrukturen auf. Ihr Vorkommen hängt von der Habitatqualität, Flächengröße *und* Isolation der Habitate ab (ANTHES et al. 2003, EICHEL & FARTMANN 2008, STUHLDREHER & FARTMANN 2014). Ein typisches Beispiel für eine Metapopulationsart ist der Ehrenpreis-Scheckenfalter (*Melitaea aurelia*) (EICHEL & FARTMANN 2008; Titelbild). In den Kalkmagerrasen des Diemeltals (Ostwestfalen/Nordhessen) sind für die Art geeignete Habitate durch eine ausreichende Wirtspflanzendeckung (Mittlerer Wegerich [*Plantago media*]) und Streuschichthöhe (beides Faktoren der Habitatqualität), hinreichende Flächengröße und geringe Isolation gekennzeichnet.

Basierend auf den vorigen Ausführungen können Arten, die geschlossene Populationen aufweisen, als Indikatoren für die Habitatqualität herangezogen werden. Metapopulationsarten gelten darüber hinaus als Indikatoren für die Landschaftsstruktur: Sie sind auf ein Netz von Habitaten mit günstiger Qualität und ausreichender Größe in räumlicher Nachbarschaft angewiesen. Die Übergänge zwischen Arten mit geschlossenen Populationen und Metapopulationen sind teilweise fließend. Gleiches gilt folglich für ihre indikatorische Bedeutung. Nachfolgend sollen die drei Schlüsselfaktoren (Habitatqualität, Flächengröße, Isolation), die das Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften bestimmen näher betrachtet werden.

2.2 Habitatqualität

Die Habitatqualität bestimmt gleichermaßen das Vorkommen von Arten mit geschlossenen Populationen und Metapopulationen. Beeinflusst wird die Habitatqualität ganz entscheidend durch das Landnutzungs-/Störungsregime. Insbesondere für das Gros der seltenen und gefährdeten Arten kommt frühen bis mittleren Sukzessionsstadien eine herausragende Bedeutung zu (FARTMANN 2006).

Exemplarisch kann dies für die Heuschreckenzönosen der Steppenrasen im Nationalpark Unteres Odertal (Brandenburg) gezeigt werden (FARTMANN et al. 2012b; Abb. 3). Die Artenvielfalt der Trockenrasenspezialisten ist in den frühen bis mittleren Sukzessionsstadien signifikant am höchsten. Aufgrund regelmäßiger Nutzung weisen diese Stadien eine niedrigwüchsige und lückige Vegetation auf. Für andere Lebensraumtypen (Heiden: SCHIRMEL et al. 2011; Wälder: FARTMANN et al. 2013, HELBING et al. 2014) und Organismengruppen (Tagfalter: FARTMANN et al. 2013, SCHIRMEL & FARTMANN 2014) lassen sich diese Muster in gleicher Weise bestätigen.

Auch eine Auswertung der aktuellen Roten Listen der Tagfalter und Heuschrecken Deutschlands zeigt den Zusammenhang zwischen starker Gefährdung und Bindung an frühe Sukzessionsstadien (Abb. 4). Insbesondere bei den Heuschrecken (Abb. 4b), aber auch bei den Tagfaltern (Abb. 4a), dominieren in den Gefährdungskategorien 1 bis 3 (vom Aussterben bedroht, stark gefährdet und gefährdet) Arten der frühen Sukzessionsstadien mit Anteilen von 75 bis 90 % bzw. 50 bis 60 %. Innerhalb der Vorwarnliste machen Arten stark störungsabhängiger Habitate nur noch ein Viertel aus.

Die Umweltfaktoren, die durch das Landnutzungs-/Störungsregime entscheidend beeinflusst werden – und insbesondere für Insekten relevant sind – sind das Mikroklima und die Phytodiversität. Da Insekten ektotherme Organismen sind, hängen Aktivität, Verhalten und Fortpflanzungserfolg entscheidend von den Umgebungstemperaturen ab. Viele Arten bevorzugen daher mikroklimatisch begünstigte Mikrohabitate, wie sie für frühe Sukzessionsstadien typisch sind (FARTMANN 2004, 2006; FARTMANN et al. 2012b, 2013; GARCÍA-BARROS & FARTMANN 2009, HELBING et al. 2014, PONIATOWSKI & FARTMANN 2008). Neben der niedrigwüchsigen Vegetation begünstigt hier auch offener Boden die Erwärmung (STREITBERGER & FART-

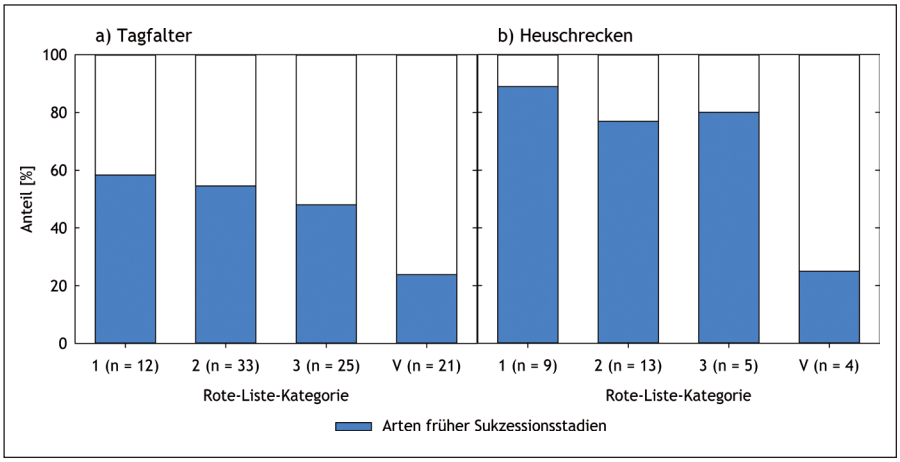

Abb. 4: Anteil von Arten früher Sukzessionsstadien für die jeweiligen Rote-Liste-Kategorien bei Tagfaltern (a) und Heuschrecken (b) in Deutschland. 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet und V = Vorwarnliste. Quelle: REINHARDT & BOLZ (2011) – Tagfalter; MAAS et al. (2011) – Heuschrecken; Einstufung der Bindung der Arten an frühe Sukzessionsstadien: eigene Einschätzung.

Proportion of butterfly (a) and Orthoptera (b) species of the German Red Data book associated with early successional stages. 1 = critically endangered, 2 = endangered, 3 = vulnerable and V = near threatened.

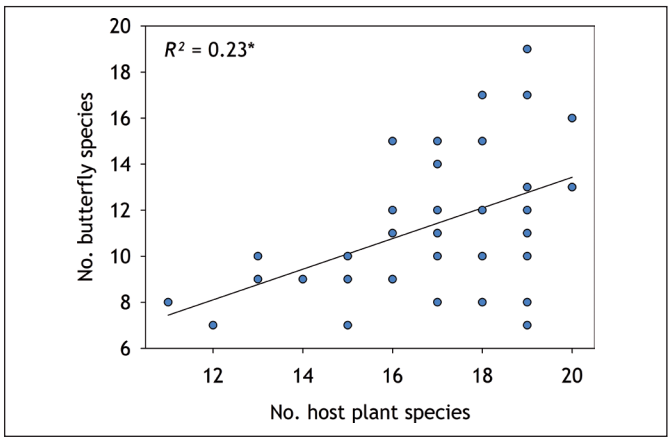

Abb. 5: Zusammenhang zwischen Anzahl der Wirtspflanzen- und Tagfalterarten (Habitatspezialisten) in präalpinen Kalkmagerrasen (Buckelwiesen) des Werdenfelser Landes (Bayern). R^2 = Bestimmtheitsmaß, * $P < 0{,}05$. Quelle: KRÄMER et al. (2012).

*Relationship between the number of host plant and butterfly species (habitat specialists) in pre-alpine calcareous grasslands (Bavaria). R^2 = coefficient of determination, * $P < 0.05$.*

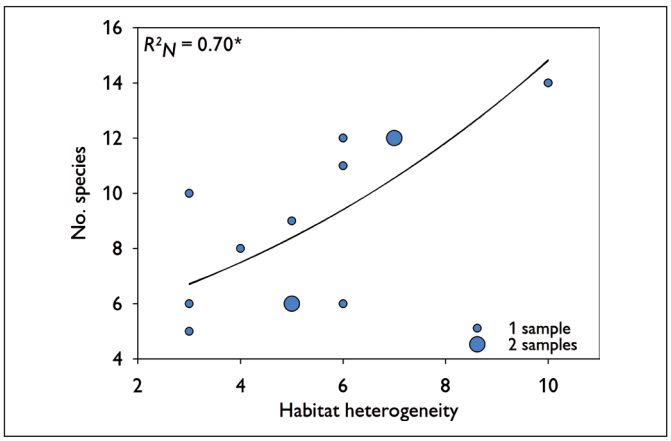

Abb. 6: Zusammenhang zwischen Artenzahl der Heuschrecken und Habitatheterogenität in präalpinen Kalkmagerrasen (Buckelwiesen) des Werdenfelser Landes (Bayern). R^2_N = Bestimmtheitsmaß (Nagelkerke), * $P < 0{,}05$. Quelle: LÖFFLER & FARTMANN (2017).

*Relationship between the number of host plant and butterfly species (habitat specialists) in pre-alpine calcareous grasslands (Bavaria). R^2 = coefficient of determination, * $P < 0.05$.*

MANN 2015). Zudem sind besonnte, offene Bodenstellen wichtige Eiablage- und Nisthabitate für Heuschrecken- oder Wildbienenarten (z.B. FARTMANN & MATTES 1997, SCHIRMEL et al. 2010, SCHUHMACHER & FARTMANN 2003, WÜNSCH et al. 2012).

Bei stenophagen Insekten – wie den meisten Tagfalterarten – besteht zudem ein direkter Zusammenhang zwischen Phyto- und Zoodiversität in einem Habitat. Exemplarisch kann dies für präalpine Kalkmagerrasen (Buckelwiesen) des Werdenfelser Landes (Bayern) gezeigt werden. Die Artenzahl der Tagfalter-Habitatspezialisten nimmt hier mit der Anzahl der Wirtspflanzen im Habitat zu (KRÄMER et al. 2012; Abb. 5).

Eine hohe Phytodiversität in Offenlandhabitaten ist wiederum meist die Folge von Nährstoffarmut und extensiver Nutzung (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Beides schwächt konkurrenzkräftige Pflanzenarten, sorgt für ausreichend Licht in Bodennähe und begünstigt die Entstehung von Regenerationsnischen für konkurrenzschwache Pflanzenarten (FLEISCHER et al. 2010, 2013; STREITBERGER et al. 2017).

Die Pflanzenartenvielfalt wird zudem durch eine hohe Habitatheterogenität gefördert, da dann Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen koexistieren können (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Gleiches gilt für die Zoodiversität (FARTMANN et al. 2012b, 2013; HELBING et al. 2017; KRÄMER et al. 2012, LÖFFLER & FARTMANN 2017; Abb. 6). Habitatheterogenität ist zudem ein wirksamer Puffer gegenüber klimatischen Extremereignissen (FARTMANN 2006, STREITBERGER et al. 2016). Gerade in Zeiten des Klimawandels weisen daher heterogene Habitate deutlich höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten für Arten auf.

Zahlreiche Tierarten sind darüber hinaus zwingend auf eine hohe Habitatheterogenität angewiesen, da sie im Laufe ihrer Individualentwicklung Mikrohabitatwechsel vollziehen müssen. Bei Insekten besonders gut belegt ist dies für große Langfühlerschrecken wie den Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) (SCHIRMEL et al. 2010, SCHUHMACHER & FARTMANN 2003, WÜNSCH et al. 2012). Aber auch bei kleineren Arten wie der Gefleckten Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) und Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*) unterscheiden sich die Eiablagehabitate, die Mikrohabitate der jungen Larven und alten Larven sowie die der Imagines deutlich (WÜNSCH et al. 2012; Abb. 7). Mit zunehmender Größe und voranschreitender Vegetationsperiode – verbunden mit höheren Temperaturen – suchen die Tiere verstärkt höhere Vegetation auf, die genügend Schutz vor Feinden und zu hohen Temperaturen sowie ausreichend Nahrung bietet.

2.3 Flächengröße

Einerseits steigt mit zunehmender Flächengröße eines Habitats die Wahrscheinlichkeit, dass es eine höhere Habitatheterogenität aufweist und zumindest über Teilbereiche mit hoher Habitatqualität für die betrachtete Art verfügt. Somit dürfte also aufgrund der in Abschnitt 2.1 (Habitatqualität) getroffenen Aussagen eine Zunahme der Habitatgröße *per se* förderlich für Arten sein (s. auch LÖFFLER & FARTMANN 2017). Anderseits benötigen Arten – artspezifisch unterschiedlich große – Mindestflächen für den Aufbau langfristig überlebensfähiger minimaler Populationsgrößen (*minimum viable population*) (FARTMANN & REMY 2016). Für größere Wirbeltiere ist der große Raumanspruch hinlänglich be-

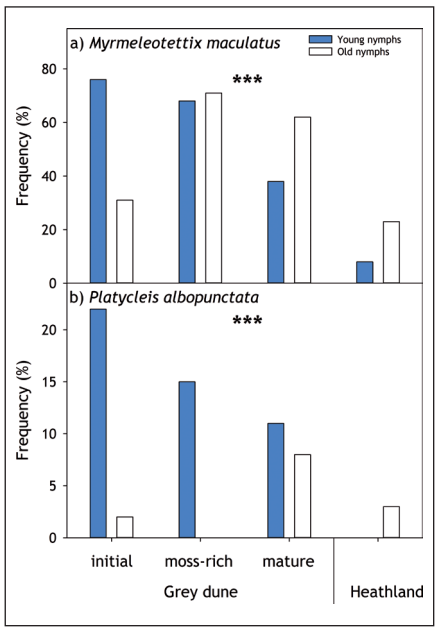

Abb. 7: Mikrohabitatwechsel bei der Gefleckten Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) und Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*), dargestellt anhand der Verteilung junger und alter Larven entlang eines Sukzessionsgradienten von initialen Stadien der Graudünenentwicklung bis hin zu Heiden in Küstendünen der Insel Hiddensee (Mecklenburg-Vorpommern). *** $P < 0{,}001$. Quelle: WÜNSCH et al. (2012).

*Habitat shift of the mottled grasshopper (*Myrmeleotettix maculatus*) and the grey bush-cricket (*Platycleis albopunctata*) shown for young and old nymphs along a successional gradient from initial grey dunes to heathland in coastal dunes of the Baltic Sea Island Hiddensee (Mecklenburg Western Pomerania). *** $P < 0.001$.*

kannt. Aber auch Wirbellose benötigen für das dauerhafte Überleben mitunter große Flächen.

Exemplarisch soll dies am Beispiel des Mittleren Perlmutterfalters (*Argynnis niobe*) dargestellt werden (Abb. 8). Die Art war ursprünglich weit verbreitet in Deutschland und kam in allen Bundesländern vor (Salz & Fartmann 2009, 2017). Innerhalb der letzten 100 Jahre kam es aber zu dramatischen Bestandseinbrüchen: In mehr als 90 % der ehemals besiedelten Messtischblätter ist *A. niobe* heute nicht mehr nachgewiesen (Salz & Fartmann 2017). Einer der wenigen verbliebenen Verbreitungsschwerpunkte sind die Ostfriesischen Inseln (Niedersachsen). Hier besiedelt *A. niobe* Graudünen mit Hunds-Veilchen (*Viola canina*) als Wirtspflanze (Salz & Fartmann 2009). Wie eine vergleichende Betrachtung der Inseln in der Nordsee von Texel (NL) bis Skallingen (DK) zeigt, benötigt *A. niobe* mindestens 100 ha zusammenhängender Graudünenfläche für ein dauerhaftes Vorkommen (Abb. 9).

Abb. 8: Mittlerer Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*): eine in Deutschland stark gefährdete Tagfalterart mit sehr hohem Raumanspruch. © A. Salz

*Niobe fritillary (*Argynnis niobe*): an endangered butterfly species in Germany which has high area size requirements.*

2.4 Isolation

Arten mit geschlossenen Populationen können auch über längere Zeiträume in isolierten Habitaten überleben, sofern diese eine günstige Habitatqualität aufweisen und groß genug sind (s. Abschnitt 2.1, Grundlagen). Aber auch solche Arten sind für eine Ausbreitung auf eine gute Vernetzung der Habitate angewiesen, insbesondere da sie meist nur über eine geringe Mobilität verfügen (Poniatowski & Fartmann 2010, Poniatowski et al. 2016). Dies gilt auch für mögliche Ausweichbewegungen im Zuge des Klimawandels (Streitberger et al. 2016).

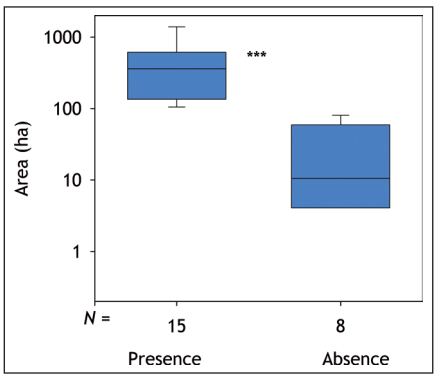

Abb. 9: Vorkommen des Mittleren Perlmutterfalters (*Argynnis niobe*) in Abhängigkeit von der Flächengröße potentieller Larvalhabitate (Graudünen mit Hunds-Veilchen [*Viola canina*]) auf den Inseln der Nordsee von Texel (NL) bis Skallingen (DK). *** *P* <0,001. Quelle: Salz & Fartmann (2009).

*Occurrence of the Niobe fritillary (*Argynnis niobe*) in dependence of the area of potential larval habitats (grey dunes with heath dog-violet [*Viola canina*]) along islands of the North Sea from Texel (NL) to Skallingen (DK). *** P <0,001.*

Bei Metapopulationsarten ist dagegen eine gute Vernetzung der Habitate eine zwingende Voraussetzung für das Vorkommen (s. Abschnitt 2). Bei den meisten Metapopulationsstudien wurde bislang die Isolation bzw. Konnektivität von Habitaten anhand von Luftliniendistanzen (euklidische Distanzen) ermittelt (Anthes et al. 2003, Eichel & Fartmann 2008, Stuhldreher & Fartmann 2014). Welchen Einfluss die Landschaftsstruktur auf die Konnektivität der Habitate (funktionelle Konnektivität) hat, wurde dagegen bislang kaum untersucht. Aktuelle Studien belegen nun eindeutig einen starken Einfluss der Struktur der umgebenden Landschaft auf die Wanderbewegungen zwischen den Habitaten (Krämer et al. 2012, Poniatowski et al. 2016). Dies trifft insbesondere auf Arten mit geringer und mittlerer Mobilität wie Zikaden, Heuschrecken und Tagfalter zu.

3 Interaktive Effekte von Landnutzungs- und Klimawandel auf Arten

In den fragmentieren Landschaften Mitteleuropas stellt der Klimawandel eine zusätzliche Bedrohung für die Biodiversität dar. Am Beispiel einer gefährdeten Tagfalterart, dem Schlüsselblumen-Würfelfalter (*Hamearis lucina*) (Abb. 10), sollen die interaktiven Effekte von Landnutzungs- und Klimawandel exemplarisch vorgestellt werden.

In den Kalkmagerrasen des Diemeltales (Ostwestfalen/Nordhessen) bevorzugt *H. lucina* West- und Südwesthänge mit Vorkommen der Wiesen-Schlüsselblume (*Primula veris*) als Wirtspflanze zur Eiablage (Fartmann 2006). Südhänge werden dagegen weitestgehend gemieden, da die Gefahr des Vertrocknens der Wirtspflanzen im Frühjahr sehr hoch ist. Durch zunehmende Frühjahrstrockenheit im Zuge des Klimawandels steigt zukünftig auch das Vertrocknungsrisiko für *P. veris* in westexponierten Kalkmagerrasen (Abb. 11). Wie eine Studie in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland zeigt, ist *H. lucina* in der Lage, die Gelegegrößen an das Vertrocknungsrisiko der Wirtspflanze anzupassen (Anthes et al. 2008). In den Kalkmagerrasen des Diemeltals verfolgt die Art aufgrund des generell hohen Vertrocknungsrisikos der Wirtspflanze bereits eine Strategie der Risikostreuung. Die Eier werden meist in Form von Zweiergelegen oder sogar nur einzeln abgelegt. Eine weitere Anpassung der Gelegegröße ist also kaum möglich. Die Besiedlung nord- und ostexponierter Flächen ist auch nahezu ausgeschlossen, da kaum noch offene Kalkmagerrasen mit dieser Exposition im Diemeltal vorhanden sind (Fartmann 2006). Da die Art zudem nur eine geringe Mobilität aufweist, sind Ausweichbewegungen

Abb. 10: Der Schlüsselblumen-Würfelfalter (*Hamearis lucina*) ist zunehmend durch die negativen Effekte von Habitatfragmentierung und Frühjahrstrockenheit in den Kalkmagerrasen des Diemeltales (Ostwestfalen/Nordhessen) gefährdet. © Thomas Fartmann

*The Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) is increasingly threatened by habitat fragmentation and spring drought in calcareous grasslands of the Diemel Valley (Eastern Westphalia, Northern Hesse).*

Abb. 11: Durch zunehmende Frühjahrstrockenheit im Zuge des Klimawandels steigt das Vertrocknungsrisiko für die Wiesen-Schlüsselblume (*Primula veris*) – die Wirtspflanze des Schlüsselblumen-Würfelfalters (*Hamearis lucina*) – in westexponierten Kalkmagerrasen. © Thomas Fartmann

*In spring the risk of desiccation of cowslip (*Primula veris*) – the host-plant of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) – increases due to climate change in west-facing calcareous grasslands of the Diemel Valley (Eastern Westphalia, Northern Hesse).*

im Zuge des Klimawandels eher unwahrscheinlich und ein deutlicher Rückgang der Art ist daher zu erwarten.

4 Erhaltung der Biodiversität in Zeiten des globalen Wandels

Das übergeordnete Ziel des Naturschutzes ist die Erhaltung einer möglichst hohen habitattypischen Artenvielfalt (Streitberger et al. 2016). Alle Naturschutzmaßnahmen sollten sich daher aus Gründen der Praktikabilität an für die jeweiligen Lebensraumtypen repräsentativen Zielarten orientieren. Zielarten sind nach Bernotat et al. (2002) die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten eines Anspruchstyps. Durch Optimierung ihrer Lebensräume wird indirekt das Gros der habitattypischen Arten gefördert.

Um das langfristige Überleben der Zielarten zu gewährleisten, sind erstens eine hohe Habitatqualität, zweitens eine ausreichende Flächengröße und drittens eine gute Konnektivität der Habitate zu gewährleisten:

- Eine günstige **Habitatqualität** ist zwingend für alle Zielarten erforderlich. Die benötigte Habitatqualität ist artspezifisch unterschiedlich und wird entscheidend durch das Landnutzungs- und Störungsregime beeinflusst. Für die Mehrzahl der gefährdeten Arten kommt insbesondere frühen und mittleren Sukzessionsstadien eine Schlüsselrolle zu (s. Abschnitt 2.2, Habitatqualität).
- Weiterhin gilt es, die artspezifisch relevanten Ansprüche an die **Flächengröße** zu berücksichtigten. Mit zunehmender Flächengröße eines Habitats nimmt in aller Regel die Habitatheterogenität zu (Löffler & Fartmann 2017). Habitatheterogenität fördert generell die Artenvielfalt und ist ein wirksamer Puffer gegenüber klimatischen Extremereignissen (Fartmann 2006, Streitberger et al. 2016). Artspezifisch sind zudem bestimmte Mindestflächengrößen notwendig, damit überhaupt langfristig überlebensfähige Populationsgrößen aufgebaut werden können.
- Die **Konnektivität** der Habitate ist ein weiterer Schlüsselfaktor, um das langfristige Überleben von Arten zu sichern. Während Arten, die in Metapopulationen leben, generell auf eine hohe Konnektivität der Habitate angewiesen sind, benötigen Arten mit geschlossenen Populationen zumindest für die Ausbreitung eine gute Vernetzung der Habitate. Der Habitatkonnektivität kommt darüber hinaus insbesondere für mögliche Ausweichbewegungen im Zuge des Klimawandels eine große Bedeutung zu (Streitberger et al. 2016).

In Landschaften, in denen viele Habitate degradiert sind oder gar zerstört wurden, kann die Renaturierung von Lebensräumen zudem einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Erhaltung der Zielarten leisten (Borchard et al. 2013, Helbing et al. 2015).

Fazit für die Praxis

Das übergeordnete Ziel des Naturschutzes ist die Erhaltung einer möglichst hohen habitattypischen Artenvielfalt. Alle Naturschutzmaßnahmen sollten sich daher aus Gründen der Praktikabilität an für die jeweiligen Lebensraumtypen repräsentativen Zielarten orientieren. Zielarten sind die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten eines Anspruchstyps. Durch Optimierung ihrer Lebensräume wird indirekt das Gros der habitattypischen Arten gefördert. Um das langfristige Überleben der Zielarten zu gewährleisten, sind eine
1. hohe Habitatqualität,
2. ausreichende Flächengröße und
3. gute Konnektivität der Habitate zu gewährleisten.

Literatur

Aus Umfangsgründen steht das ausführliche Literaturverzeichnis unter www.nul-online.de (Webcode 2231) zur Verfügung.

KONTAKT

Prof. Dr. Thomas Fartmann ist Ökologe und Biogeograph. Er leitet die Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie an der Universität Osnabrück. Zu seinen Forschungs- und Lehrschwerpunkten zählen die Auswirkungen des rezenten Landnutzungs- und Klimawandels auf die Biodiversität (*Global Change Ecology*). Darüber hinaus sind die Störungsökologie (*Disturbance Ecology*) und Renaturierungsökologie (*Restoration Ecology*) weitere wichtige Themenfelder. Bislang hat er mehr als 160 wissenschaftliche Publikationen – darunter zehn Bücher – zur Tier- und Vegetationsökologie sowie Naturschutzbiologie veröffentlicht.

> *t.fartmann@uos.de*
> *http://fartmann.net*

Literaturverzeichnis zur Veröffentlichung:
FARTMANN, T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften – Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. Naturschutz und Landschaftsplanung 49 (9), 277-282.

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

–, FARTMANN, T., HERMANN, G, KAULE, G. (2003): Combining larval habitat quality and meta-population structure – The key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. J. Insect Conserv. 7, 175-185.

BARNOSKY, A. D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G. O. U., SWARTZ, B., QUENTAL, T. B., MARSHALL, C., MCGUIRE, J. L., LINDSEY, E. L., MAGUIRE, K. C., MERSEY, B., FERRER, E. A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature 471, 51-57.

BERNOTAT, D., SCHLUMPRECHT, H., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEUERLEN, K., VOGEL, M. (2002): Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten". In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U., Hrsg., Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz, Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 70, 109-217.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.

BORCHARD, F., SCHULTE, A. M., FARTMANN, T. (2013): Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. Biodiv. Conserv. 22, 687-700.

DE VOS, J.M., JOPPA, L.N., GITTLEMAN, J.L., STEPHENS, P.R., PIMM, S.L. (2014): Estimating the normal background rate of species extinction. Conserv. Biol. 29 (2), 452-462.

EICHEL, S., FARTMANN, T. (2008): Management of calcareous grasslands for Nickerl's fritillary (*Melitaea aurelia*) has to consider habitat requirements of the immature stages, isolation, and patch area. J. Insect Conserv. 12, 677-688.

ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart.

FARTMANN, T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales. Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. Abh. Westf. Mus. Naturkde. 66 (1), 1-256.

– (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? In: FARTMANN, T., HERMANN, G., Hrsg., Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa, Abh. Westf. Mus. Naturkde. 68 (3/4), 259-270.

–, BEHRENS, M., MÖLLENBECK, V., HÖLZEL, N. (2012a): Potential effects of climate change on the biodiversity in North Rhine-Westphalia. In: ELLWANGER, G., SSYMANK, A., PAULSCH, C., Hrsg., Natura 2000 and Climate Change – a Challenge, Naturschutz Biol. Vielf. 118, 63-72.

–, KRÄMER, B., STELZNER, F., PONIATOWSKI, D. (2012b): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. Ecol. Indic. 20, 337-344.

–, MATTES, H. (1997): Heuschreckenfauna und Grünland – Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. Arb. Inst. Landschaftsökol. 3, 179-188.

–, MÜLLER, C., PONIATOWSKI, D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. Biol. Conserv. 159, 396-404.

–, REMY, D. (2016) (Bearb.): 56. Naturschutz und Renaturierungsökologie. In: HEINISCH, J. J., PAULULAT, A., Hrsg., Campbell – Biologie, 10. deutsche Aufl. Pearson, Hamburg, 1657-1686.

FLEISCHER, K., STREITBERGER, M., FARTMANN, T. (2010): Zur Ökologie der Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) und des Echten Tausendgüldenkrauts (*Centaurium erythraea*) im Magergrünland Nordwestdeutschlands. Tuexenia 30, 209-229.

–, STREITBERGER, M., FARTMANN, T. (2013): The importance of disturbance for the conservation of a low-competitive herb in mesotrophic grasslands. Biologia 68, 398-403.

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

GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula, Wiebelsheim.

HELBING, F., BLAESER, T.P., LÖFFLER, F., FARTMANN, T. (2014): Response of Orthoptera communities to succession in alluvial pine woodlands. J. Insect Conserv. 18, 215-224.

–, CORNILS, N., STUHLDREHER, G., FARTMANN, T. (2015): Populations of a shrub-feeding butterfly thrive after introduction of restorative shrub cutting on formerly abandoned calcareous grassland. J. Insect Conserv. 19, 457-464.

–, FARTMANN, T., LÖFFLER, F., PONIATOWSKI, D. (2017): Effects of local climate, landscape structure and habitat quality on leafhopper assemblages of acidic grasslands. *Agri., Ecosyst. Environm.* 246, 94-101.

HEYWOOD, V.H. (Hrsg., 1995): Global biodiversity assessment. Cambridge, Cambridge University Press for UNEP [United Nations Environment Programme].

JONAS, M., STAEGER, T., SCHÖNWIESE, C.-D. (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 201 41 254. (http://www.umweltbundesamt.de).

KRÄMER, B., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T. (2012): Effects of landscape and habitat quality on butterfly communities in pre-alpine calcareous grasslands. Biol. Conserv. 152, 253-261.

LEUSCHNER, C., SCHIPKA, F. (2004): Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland. BfN-Skripten 115, 35 S.

LÖFFLER, F., FARTMANN, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agri., Ecosyst. Environm.* (im Druck).

MAAS, S., DETZEL, P., STAUDT, A. (2011): Rote Liste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. Naturschutz Biol. Vielfalt 70 (3), 577-606.

PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T. (2008): The classification of insect communities: Lessons from Orthoptera assemblages of semi-dry calcareous grasslands in central Germany. Eur. J. Entomol. 105, 659-671.

PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? J. Insect Conserv. 14, 637-645.

PONIATOWSKI, D., LÖFFLER, F., STUHLDREHER, G., BORCHARD, F., KRÄMER, B., FARTMANN, T. (2016): Functional connectivity as an indicator for patch occupancy in grassland specialists. Ecol. Indic. 67, 735-742.

POSCHLOD, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft. Ulmer: Stuttgart-Hohenheim.

RAPP, J. (2000): Konzeption, Problematik und Ergebnisse klimatologischer Trendanalysen für Europa und Deutschland. Deutscher Wetterdienst, Ber. Nr. 212, Offenbach.

REINHARDT, R., BOLZ, R. (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands. Naturschutz Biol. Vielfalt 70 (3), 167-194.

SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUEN-NEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., POFF, N. L., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M., WALL, D. H. (2000): Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287, 1770-1774.

SALZ, A., FARTMANN, T. (2009): Coastal dunes as important strongholds for the survival of the rare Niobe fritillary (*Argynnis niobe*). J. Insect Conserv. 13, 643-654.

–, FARTMANN, T. (2017): Larval-habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. J. Insect Conserv. 21, 129-136.

SCHIRMEL, J., BLINDOW, I., FARTMANN, T. (2010): The importance of habitat mosaics for Orthoptera (Caelifera and Ensifera) in dry heathlands. Eur. J. Entomol. 107, 129-132.

–, FARTMANN, T. (2014): Coastal heathland succession influences butterfly community composition and threatens endangered species. J. Insect Conserv. 18, 111-120.

–, MANTILLA-CONTRERAS, J., BLINDOW, I., FARTMANN, T. (2011): Impacts of succession and grass encroachment on Orthoptera in heathlands. J. Insect Conserv. 15, 633-642.

SCHÖNWIESE, C.-D. (2007): Wird das Klima extremer? Definitionen und Befunde von der globalen bis zur regionalen Ebene. Zentrum für Umweltforschung (ZUFO) der Westfälischen Wilhelms Universität Münster, Vorträge und Studien 17, 19-32.

SCHUHMACHER, O., FARTMANN, T. (2003): Offene Bodenstellen und eine heterogene Raumstruktur – Schlüsselrequisiten im Lebensraum des Warzenbeißers (*Decticus verrucivorus*). Articulata 18 (1), 71-93.

Statistisches Bundesamt (2016): Statistisches Jahrbuch Deutschland 2015. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

STEVENS, C. J., DISE, N. B., MOUNTFORD, J. O., GOWING, D. J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. Science 303, 1876-1879.

STREITBERGER, M., ACKERMANN, W., FARTMANN, T., KRIEGEL, G., RUFF, A., BALZER, S., NEHRING, S. (2016): Strategien und Handlungskonzept für den Artenschutz in Deutschland unter Klimawandel. Naturschutz Biol. Vielf. 147, 1-367.

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

–, FARTMANN, T. (2015): Vegetation and climate determine ant-mound occupancy by a declining herbivorous insect in grasslands. Acta Oecol. 68, 43-49.

–, SCHMIDT, C., FARTMANN, T. (2017): Contrasting response of vascular plant and bryophyte species assemblages to a soil-disturbing ecosystem engineer in calcareous grasslands. Ecol. Engineer. 99, 391-399.

THOMAS, C.D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F.N., DE SIGUEIRA, M.F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A.S., MIDGLEY, G.F.,

MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M.A., PETERSON, A.T., PHILLIPS, O.L., WILLIAMS, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427, 145-148.

UBA, Umweltbundesamt (2006): Künftige Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert. (http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/index.htm).

VEEN, P., JEFFERSON, R., DE SMIDT, J., VAN STRAATEN, J. (2009): Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing, Zeist.

WÜNSCH, Y., SCHIRMEL, J., FARTMANN, T. (2012): Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. J. Insect Conserv. 16, 501-510.