



Handlungsempfehlungen für das Management
von Kalkmagerrasen in Mitteleuropa

Wissenschaftliche Grundlagen für das nachhaltige Management der national bedeutsamen Kalkmagerrasen des Kaiserstuhls

Handlungsempfehlungen für das Management
von Kalkmagerrasen in Mitteleuropa

**Wissenschaftliche Grundlagen für das nachhaltige
Management der national bedeutsamen
Kalkmagerrasen des Kaiserstuhls**

Titelseite

Mosaikartig gemanagte Magerrasen im Zentralen Kaiserstuhl mit Brand-Knabenkraut (*Orchis ustulata*), Heidegrashüpfer (*Stenobothrus lineatus*) und Schwarzgeflecktem Ameisenbläuling (*Phengaris arion*) als typischen Zielarten. Fotos: Thomas Fartmann.

Bearbeiter

Dr. Lisa Holtmann, Dr. Dominik Poniatowski, Prof. Dr. Thomas Fartmann; Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie, Fachbereich Biologie/Chemie, Universität Osnabrück, Barbarastrasse 11, 49076 Osnabrück, Tel.: 0541-969-3551, <http://www.fartmann.net>, E-Mail: t.fartmann@uos.de

Inhalt

1	Haupteinflussgrößen auf die untersuchten Artengruppen	1
1.1	Landnutzungswandel	1
1.2	Klimawandel	2
1.3	Stickstoffeinträge	3
1.4	Habitatheterogenität (Strukturvielfalt)	3
1.5	Problemarten	3
1.6	Habitatgröße	6
1.7	Habitatkonnektivität.....	7
1.8	Pestizide	7
2	Schlussfolgerungen	7
2.1	Vergleich der Kalkmagerrasentypen (Subassoziationen).....	7
2.2	Vergleich der Pflegevarianten innerhalb der Kalkmagerrasentypen.....	9
2.3	Diversitätsunterschiede zwischen Wiese und Weide	12
2.4	Wildschweinwühlstellen.....	15
2.5	Altgrasstreifen	16
2.6	Synthese	17
3	Managementempfehlungen	18
3.1	Erhöhung der Habitatheterogenität	18
3.2	Geeignete Nutzungssysteme	19
4	Literatur	23

1 Haupteinflussgrößen auf die untersuchten Artengruppen

Die vier weltweit bedeutendsten Treiber für den Rückgang der Artenvielfalt sind 1. der Landnutzungswandel, 2. der Klimawandel, 3. Einträge atmosphärischer Stickstoffverbindungen und 4. die Ausbreitung von Neobiota (Sala et al. 2000, Díaz et al. 2019). Auf die untersuchten Artengruppen wirken sie auf zwei räumlichen Skalen – der Habitatebene und der Landschaftsebene. Dabei gelten Habitatqualität, Flächengröße und Habitatkonnektivität als die entscheidenden Faktoren, die das Vorkommen von Arten in fragmentierten Landschaften bestimmen. Die Ergebnisse der Studie von Poniatowski et al. (2018b) zeigen, dass die Habitatqualität, gefolgt von der Flächengröße, den stärksten Einfluss auf das Vorkommen von Habitatspezialisten in Kalkmagerrasen hatte. Doch auch die Landschaftsqualität spielt eine wichtige Rolle. So müssen die artspezifischen Mindestanforderungen an die Habitatgröße und/oder die Habitatkonnektivität ebenfalls erfüllt sein (Eichel & Fartmann 2008, Stuhldreher & Fartmann 2014). Im Folgenden werden die wichtigsten Einflussgrößen für das Vorkommen von Arten auf der Habitat- und der Landschaftsebene näher beleuchtet.

1.1 Landnutzungswandel

Vom aktuellen Landnutzungswandel geht die größte Gefahr für die Biodiversität in Mitteleuropa aus (Fartmann 2017, IPBES 2019, Cardoso et al. 2020, Fartmann et al. 2021a). Eine zentrale Rolle spielen hierbei Veränderungen im Nutzungs- und Störungsregime sowie die Habitatfragmentierung. Die Landnutzung ist meist der Schlüsselfaktor, der die Qualität eines Lebensraums für Pflanzen- und Tierarten bestimmt. Nutzungsaufgabe führt: 1. zur Akkumulation von Streu (Verfilzung), 2. dem Verlust von offenen Bodenstellen, die für die Reproduktion vieler Insektenarten elementar sind, 3. zur Förderung weniger hochwüchsiger und konkurrenzkräftiger Pflanzenarten auf Kosten vieler lichtliebender, konkurrenzschwacher Sippen und 4. einem kühleren Mikroklima (Stoutjesdijk & Barkman 1992, Ellenberg & Leuschner 2010, Fartmann et al. 2021a). Diese Entwicklung ist besonders fatal für viele ohnehin schon seltene und gefährdete Insektenarten, da sie häufig auf Lebensräume mit niedrigwüchsiger, lückiger Vegetation und einem warmen Mikroklima angewiesen sind und zudem oft eine starke Spezialisierung hinsichtlich der Wirtspflanzen oder Pollenquellen aufweisen (Fartmann et al. 2021a). Letzteres hat zur Folge, dass die Diversität spezialisierter phytophager Insekten in einem Lebensraum oft direkt von der Phytodiversität abhängt. Dies ist z.B. für Tagfalter, Wildbienen und Zikaden belegt. Aufgrund der geschilderten Prozesse nimmt daher, in Abhängigkeit von der Produktivität des jeweiligen Standorts, die Insektendiversität in den Brachen mehr oder weniger schnell ab (Löffler et al. 2019, Fartmann et al. 2021a, Fumy et al. 2021).

Eine Nutzung durch Beweidung oder Mahd kann hingegen zu einer sehr hohen Artenvielfalt führen, sofern die Störungsereignisse weder zu häufig noch zu selten eintreten (*intermediate disturbance hypothesis*) (Fartmann et al. 2021a). Insbesondere die extensive Beweidung (keine Düngung, geringer Tierbesatz und kurze Beweidungsdauer) fördert durch Verbiss und Tritt die Entstehung heterogener Lebensräume mit guter Besonnung bodennaher Bereiche und einem warmen Mikroklima; hiervon profitiert die Artenvielfalt insgesamt (Bunzel-Drücke et al. 2019, Schwarz & Fartmann 2022). Im Gegensatz dazu werden durch die Mahd schlagartig alle schützenden Strukturen für krautschichtbewohnende Tierarten beseitigt (Fartmann et al. 2021a). Um der Fauna nach der Mahd Refugialhabitate in räumlicher Nachbarschaft anzubieten, wird daher im Kaiserstuhl mit jährlich rotierenden Altgrasstreifen gearbeitet (Abb. 1; Regierungspräsidium Freiburg 2020).



Abb. 1: Heterogene Trockenrasen mit Altgrasstreifen im zentralen Kaiserstuhl. Foto: Thomas Fartmann.

1.2 Klimawandel

Der Klimawandel gilt als die zweitwichtigste Einflussgröße auf die Artenvielfalt in Mitteleuropa (IPBES 2019, Cardoso et al. 2020, Fartmann et al. 2021a). Im Gegensatz zu kontinuierlichen Veränderungen der Temperatur oder des Niederschlags, an die sich Arten zumindest teilweise anpassen können, entfalten die zunehmende Geschwindigkeit der klimatischen Veränderungen sowie durch den Klimawandel hervorgerufene Extremereignisse oft eine besonders starke populationsbiologische Wirkung (Fartmann et al. 2021a). Dies gilt insbesondere in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. Infolge des allgemeinen Habitatverlusts und der Habitatfragmentierung fehlt vielen Arten die Möglichkeit, durch Habitatverlagerung oder Arealverschiebung auf den Klimawandel zu reagieren. Dies gilt insbesondere für wenig mobile Habitatspezialisten. Thermophile, hoch mobile Habitatgeneralisten können dagegen selbst in unseren fragmentierten Landschaften zu einem gewissen Grad dem Klimawandel folgen.

Für das Grünland galt bislang, dass langsame Temperaturanstiege aufgrund des Klimawandels positive Effekte auf die Lebensgemeinschaften der Magerrasen trockener Standorte haben werden (Streitberger et al. 2016). Durch den Klimawandel verursachte Extremereignisse, wie sommerliche Dürreperioden, können jedoch auch hier inzwischen genau das Gegenteil bewirken (Fartmann et al. 2022). Im ohnehin klimatisch begünstigten Kaiserstuhl gilt dies insbesondere für die extremsten Standorte: flachgründige, süd-exponierte Hänge mit Beständen des Xerobromion oder Mesobrometum globularietosum (z.B. in den Dürresommern 2015 und 2018; Karbiener et al. 2022).

1.3 Stickstoffeinträge

Atmosphärische Stickstoffdepositionen wirken nicht nur auf den Wasser- und Bodenchemismus, sondern auch auf verschiedene Art und Weise auf Pflanzen und Tiere (Nijssen et al. 2017, Fartmann et al. 2021a). Sie führen zu dichter und höherer Vegetation, einem Verlust an offenen Bodenstellen, einem Rückgang der Phytodiversität und einem kühleren Mikroklima. Die Effekte sind also denen des Brachfallens ähnlich (siehe oben) (Fartmann et al. 2021a, b). Entsprechend können vergleichbare Rückgänge der Insektenfauna festgestellt werden. Wie eine aktuelle Studie von Kurze et al. (2018) zeigt, können sich erhöhte Stickstoffkonzentrationen aber auch direkt negativ auf Insekten auswirken. So wiesen Raupen weit verbreiteter Schmetterlingsarten, die an gedüngten Wirtspflanzen fraßen, eine erhöhte Sterblichkeit auf im Vergleich zu solchen denen ungedüngte Pflanzen als Nahrung dienten.

Kalkmagerrasen weisen im Vergleich zu vielen Lebensräumen auf nährstoffarmen, sauren und damit deutlich schlechter gepufferten Standorten relativ hohe Belastungsgrenzen (*critical loads*) für Stickstoffeinträge auf (Bobbink & Hettelingh 2011). Für Kalkmagerrasen werden die *critical loads* aktuell mit 15–25 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr angegeben. Ohne die anthropogene Freisetzung von Stickstoffverbindungen würde die Depositionsrates bei nur 1–5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr liegen (Ellenberg & Leuschner 2010). Im Kaiserstuhl beträgt die Depositionsrates an atmosphärischem Stickstoff etwa 10–15 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (LUBW 2022) und liegt somit an der Untergrenze der *critical loads* für Kalkmagerrasen.

Aktive Düngung spielt in aller Regel in Kalkmagerrasen keine Rolle. Nährstoffeinträge aus angrenzenden gedüngten landwirtschaftlichen Flächen können aber ebenfalls die Lebensgemeinschaften von Kalkmagerrasen beeinträchtigen. In den Magerrasen des Kaiserstuhls ist dies allerdings nicht der Fall, da Ackerflächen gänzlich fehlen und die Rebfluren grundsätzlich hangabwärts der untersuchten Magerrasen liegen, sodass es nicht zu Einwaschungen kommen kann.

1.4 Habitatheterogenität (Strukturvielfalt)

Eine hohe Habitatheterogenität bedeutet eine höhere Verfügbarkeit an unterschiedlichen Mikrohabitaten und damit meist auch eine höhere Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten in einem Lebensraum (Fartmann et al. 2021a, b). Heterogene Lebensräume sind zudem per se resistenter und resilienter gegenüber extremen Wetterereignissen (Vogel et al. 2012, De Keersmaecker et al. 2016), die im Zuge des Klimawandels immer häufiger auftreten (IPCC 2021). Tiere haben in derartigen Habitaten mehr Möglichkeiten durch Mikrohabitatwechsel auf solche Extremereignisse zu reagieren (Stuhldreher & Fartmann 2018, Fartmann et al. 2021a, b, Fartmann et al. 2022). Die Trockenrasen im zentralen Kaiserstuhl sind durch eine extrem hohe Standortvielfalt, insbesondere hinsichtlich Exposition, Inklination und Bodeneigenschaften, und ein äußerst vielfältiges Management gekennzeichnet (Abb. 1). Entsprechend weisen sie generell eine sehr hohe Habitatheterogenität auf.

1.5 Problemarten

Als Problemarten werden hier solche Arten verstanden, die aufgrund ihrer Häufigkeit zu einer Gefahr für die Biodiversität in den Kalkmagerrasen werden können. Im Kaiserstuhl sind dies insbesondere die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*), aber auch pleurokarpe Moose (vor allem *Rhytidium*

rugosum und *Scleropodium purum*), das Wildschwein (*Sus scrofa*) und die neophytische Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*).

Die Aufrechte Trespe ist charakteristisch für subatlantisch-submediterrane Kalkmagerrasen in West- und Südwesteuropa (Royer 1991, Sutkowska et al. 2013). Die Art breitet sich insbesondere in aus der Nutzung genommenen Kalkmagerrasen aus (Bornkamm 2008, Ellenberg & Leuschner 2010). Darüber hinaus begünstigt der Klimawandel die Invasion von *B. erectus* in Kalkmagerrasen, da die Art: 1. sehr gut an Dürre angepasst ist (Ellenberg & Leuschner 2010, Perez-Ramos et al. 2013) und 2. aufgrund höherer Temperaturen im Frühjahr – als Folge des Klimawandels (IPCC 2021) – eher keimt und dementsprechend auch mehr Biomasse produzieren kann, wodurch die Ausbreitung weiter begünstigt wird (Poniatowski et al. 2018a). Die Art ist zudem in der Lage trockene Lebensräume während kühler und feuchter Witterungsperioden zu erschließen (Grime et al. 2007).

Im Kaiserstuhl ist die Aufrechte Trespe das vorherrschende Gras der Halbtrockenrasen (Wilmanns 2011). Insbesondere in den letzten Jahren hat die Art aber auch hier – aufgrund des Klimawandels – immer dichtere Bestände ausgebildet (Karbiener & Seitz 2013, Karbiener 2019). In vielen anderen mitteleuropäischen Kalkmagerrasen ist dieselbe Entwicklung zu beobachten (Abb. 2). Insbesondere auf tiefgründigeren, häufig süd- oder westexponierten Hängen treten derartige Dominanzbestände auf. Die Art stellt inzwischen auf derartigen Standorten in vielen Kalkmagerrasen eine Bedrohung für die Artenvielfalt dar. Die aktuelle Studie von Poniatowski et al. (2018a) zeigt, dass beim Vergleich von Plots mit und ohne Vorkommen von der Aufrechten Trespe, die *Bromus*-Flächen eine höhere Krautschicht, Vegetationsdichte und Streudeckung aufwiesen. Darüber hinaus war in *Bromus*-Plots die Artenzahl der Gefäßpflanzen geringer als in Absenz-Plots.

Im Vergleich zum letzten Jahrhundert wird in mitteleuropäischen Magerrasen vielfach eine Zunahme der Moosschichtdeckung beobachtet (Peppler-Lisbach & Könitz 2017, Stanik et al. 2018, Streitberger et al. 2022). Verantwortlich sind hierfür vor allem pleurokarpe, mehr oder weniger nitrophytische Moose (Titze et al. 2020). Eine Erhöhung des Nährstoffniveaus durch die Stickstoffeinträge aus der Luft (siehe Kap. 1.3) begünstigt diese Arten. Neben den Stickstoffeinträgen fördern auch die zunehmend milderen Winter aufgrund des Klimawandels (IPCC 2021) und abnehmende Störungsintensitäten (wie etwa zurückgehende Beweidungsintensität) in den Magerrasen (Fartmann et al. 2021a) das Wachstum der Moose. Die Ausbreitung der pleurokarpen Moose hat einen Rückgang der offenen Bodenstellen zur Folge, was sich negativ auf die Phyto- und Zoodiversität auswirkt (Fartmann et al. 2021a, b).

Die Wildschweinbestände sind in Deutschland so hoch wie seit Jahrhunderten nicht (Gatter & Mattes 2018). Verantwortlich hierfür ist eine Kombination aus weitgehendem Fehlen von Top-Prädatoren (insbesondere Wolf), verbesserter Nahrungsgrundlage durch allgemeine Eutrophierung der Landschaft, nicht ausreichender Bejagung, verstärktem Maisanbau und aktiver Fütterung (Kirkung) im Winterhalbjahr sowie zunehmend mildere Winter. In den letzten Jahren wurden in den Magerrasen des Kaiserstuhls vermehrte Wühltätigkeiten durch Wildschweine beobachtet, die an den teils großflächigen Wühlstellen zu einem hohen Offenbodenanteil führten (Karbiener 2019). Hierdurch ist mitunter die Durchführbarkeit der Mäharbeiten gefährdet (Karbiener, mdl. Mitteilung).



Abb. 2: Dominanzbestand der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) in einem Kalkmagerrasen an der Hohen Geba in der thüringischen Rhön. Foto: Thomas Fartmann.

Um eine Mahd zu ermöglichen, müssen die Wildschweinwühlstellen daher in der Regel eingeebnet werden, wodurch zusätzliche Kosten entstehen. Bei anschließender Wiederaufnahme der Mahd entwickeln sich die Wildschweinwühlstellen positiv – krautreich und obergrasarm – während sie brach belassen von wenigen Ruderalarten, wie etwa dem Kanadischen Berufkraut (*Conyza canadensis*), dominiert werden können (Karbiener, mdl. Mitteilung). Darüber hinaus bestehen Bedenken, dass Orchideenbestände (z.B. der Grünen Hohlzunge [*Coeloglossum viride*]) durch Knollenfraß geschädigt werden könnten (Meineke et al. 2011). In einer Studie von De Schaetzen et al. (2018) wurde jedoch darauf hingewiesen, dass Wildschweine als Ökosystemingenieure auch einen Mehrwert für die Erhaltung bedrohter Arten der frühen Sukzessionsstadien haben können. Die Wühltätigkeit führte zu einer reduzierten Gräserdominanz und offeneren Vegetation, wodurch das Vorkommen von Wirtspflanzen für Tagfalter gefördert wurde. Karbiener (mdl. Mitteilung) beobachtete auch am Kaiserstuhl gelegentlich ein gehäuftes Aufkommen der Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) auf ehemaligen Wildschweinwühlstellen, der Wirtspflanze des deutschlandweit stark gefährdeten Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*). Grabende oder wühlende Ökosystemingenieure sind generell dafür bekannt, eine wichtige Rolle bei der Schaffung von mikroklimatisch begünstigten Mikrohabitaten für seltene Pflanzen- und Insektenarten zu spielen (Fartmann 2006, Streitberger & Fartmann 2013, 2015, 2016, 2017, Streitberger et al. 2014, 2017).

Die Vielblättrige Lupine stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde zur Böschungsbefestigung im Kaiserstuhl eingebracht (Meineke et al. 2011). Durch ihre dichte Belaubung und Wuchshöhe beschattet sie niedrige Vegetationsschichten, wodurch lichtbedürftige, kleinwüchsige Arten verdrängt werden (Otte & Maul 2005). Darüber hinaus kann die Art als Schmetterlingsblütler

durch Knöllchenbakterien in den Wurzeln Luftstickstoff im Boden anreichern (Kowarik 2010). Daher stellt sie bei starker Ausbreitung eine massive Gefahr für charakteristische und gefährdete Arten des mageren Grünlandes dar (Abb. 3). Dies galt lange Zeit auch für die nordexponierten Halbtrockenrasen (*Mesobrometum primuletosum*) des Kaiserstuhls (Meineke et al. 2011). Derzeit kommt die Art an den nordexponierten Hängen von Haselschacher Buck und Badberg weiterhin vor; je nach Witterung auch in höherer Dichte (Karbiener, mdl. Mitteilung). Durch dreischürige Mahd – jeweils kurz vor der Samenbildung – konnte die Ausbreitung der Art jedoch auf ihre bisherigen Wuchsorte beschränkt werden.



Abb. 3: Dominanzbestand der Vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus*) in einer Bergwiese in der bayerischen Rhön. Foto: Thomas Fartmann.

1.6 Habitatgröße

Die Habitatgröße ist unter anderem als Stellvertreter für die Habitatheterogenität anzusehen (Brose 2001, Steinmann et al. 2011, Löffler & Fartmann 2017, Holtmann et al. 2019). Größere Lebensräume weisen ein breiteres Spektrum an Mikrohabitaten und damit in aller Regel eine höhere Artenvielfalt auf (Connor & McCoy 1979, Williamson 1981, Brose 2001). Darüber hinaus sind größere Habitate weniger von Randeffekten betroffen, wie zum Beispiel Dünger- oder Pestizideinträgen aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen (Fartmann 2021a, b). Außerdem gibt es artspezifische Mindestflächengrößen für den Aufbau einer überlebensfähigen Population. Da kleinere Flächen in der Regel auch kleinere Populationen beherbergen, insbesondere wenn die Habitatqualität gering ist, ist die Wahrscheinlichkeit für ein Aussterben einer Population erhöht. Zudem können äußere Einflüsse – wie extreme Wetter- und Witterungsbedingungen – in kleinen Habitaten weniger gut durch kleinräumige Verlagerungen kompensiert werden (Poniatowski et al. 2018b,

Fartmann et al. 2021a). Zudem sind die Emigrationsraten höher, weil die Ränder des Habitats häufiger und schneller erreicht werden und Ressourcen nur limitiert zur Verfügung stehen. Eine hohe Habitatqualität kann eine geringe Flächengröße allerdings manchmal kompensieren; beispielsweise indem eine Wirtspflanze sehr häufig in einem Habitat vorkommt (Salz & Fartmann 2017, Poniowski et al. 2018b).

1.7 Habitatkonnektivität

Neben der Habitatqualität und Habitatgröße ist die Habitatkonnektivität der dritte wichtige Faktor für die Verbreitung von Arten, insbesondere von solchen, die Metapopulationen ausbilden (z.B. viele Tagfalterarten) (Hanski 1999, Fartmann 2017). Arten mit Metapopulationsstrukturen sind auf einen Verbund von Habitaten mit hoher Habitatqualität und ausreichender Größe in räumlicher Nähe angewiesen (Fartmann 2017, Fartmann 2021a, b). Insbesondere in stark fragmentierten Landschaften erlangt die Habitatkonnektivität daher größere Bedeutung. In Landschaften, in denen Habitate besser vernetzt sind, ist hingegen die Habitatqualität der wichtigste Faktor, der die Persistenz der Arten bestimmt (Poniowski et al. 2018b). Arten, die eher in geschlossenen Populationen leben – dies sind meist Arten mit geringer Mobilität – können auch in schlechter vernetzten Habitaten überleben, zumindest sofern sie eine für die jeweilige Art ausreichende Habitatgröße haben und dauerhaft eine günstige Habitatqualität aufweisen (Poniowski & Fartmann 2010, Poniowski et al. 2018b).

1.8 Pestizide

Pestizide, insbesondere Insektizide, werden im Zuge des Landnutzungswandels als eine wichtige Rückgangsursache von Insekten angesehen (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, Cardoso et al. 2020, Wagner 2020). In den Rebfluren des Kaiserstuhls werden seit einigen Jahren jedoch weitestgehend nur noch Herbizide und Fungizide in größerem Umfang eingesetzt. Der Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii*) wird zudem in Jahren, in denen sie hohe Abundanzen aufweist, mit Insektiziden begegnet. Zur Bekämpfung der beiden Traubenwickler-Arten *Eupoecilia ambiguella* und *Lobesia botrana* werden vorwiegend Pheromone verwendet, die die Männchen verwirren sollen, sodass die Partnerfindung und somit die Kopulation verhindert wird (Wilmanns 2011, Karbiener & Seitz 2013). Daher dürften Pestizide im Kaiserstuhl aktuell eine weniger starke Rolle für die Zusammensetzung und Abundanzen der Insektenzönosen in den Magerrasen spielen, als es noch vor einigen Jahrzehnten der Fall war.

2 Schlussfolgerungen

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse stellen eine Quintessenz der wichtigsten Resultate dieses Projekts dar.

2.1 Vergleich der Kalkmagerrasentypen (Subassoziationen)

2.1.1 Umweltbedingungen

Die topographischen und edaphischen Bedingungen sind die wichtigsten Faktoren, die die floristische Zusammensetzung und Vegetationsstruktur der Kalkmagerrasen im Kaiserstuhl bestimmen

(Bürger 1983). Die Unterschiede in den abiotischen Faktoren spiegeln sich in der Ausbildung von drei Subassoziationen des Mesobrometum wider. Die Abfolge von Beständen der einzelnen Subassoziationen folgt einem Trophie- und Feuchtigkeitsgradienten und somit einem Produktivitätsgradienten. Entsprechend unterscheiden sich auch die Artengemeinschaften deutlich.

Insbesondere die Bestände des Mesobrometum globularietosum wiesen deutlich andere Umweltbedingungen auf als solche der beiden anderen Subassoziationen. Die Böden auf den steilen, südexponierten und oft flachgründigen Hängen waren ausgesprochen trocken, wodurch die Stickstoffversorgung der Pflanzen stark erschwert war. Dementsprechend war die Krautschicht sehr lückig, der Anteil an Offenboden, Steinen/Grus und Flechten dagegen hoch. Die Deckung von *Bromus erectus* war hier am geringsten. Die Bestände des Mesobrometum globularietosum leiten ökologisch zu den noch extremeren Beständen des Xerobrometum über (Bürger 1983).

Die Bestände des Mesobrometum typicum und Mesobrometum primuletosum waren sich insgesamt ähnlicher. Im Gegensatz zu denen des Mesobrometum globularietosum besiedelten sie meist West-, Nord- und Osthänge. Zudem wiesen sie eine deutlich dichtere Krautschicht auf. Bestände des Mesobrometum typicum fielen darüber hinaus durch besonders hohe Grasanteile und eine stärkere Streuakkumulation im Vergleich zu denen der beiden anderen Subassoziationen auf. Die Bestände des Mesobrometum primuletosum besiedelten die frischesten und nährstoffreichsten Standorte. Der Kräuteranteil war in diesen Beständen, die bereits zum frischen Grünland überleiten (Bürger 1983), besonders hoch.

2.1.2 Artengemeinschaften

Die Zusammensetzung der Gefäßpflanzen- und Moosgesellschaften unterschied sich deutlich zwischen den Beständen der drei Subassoziationen des Mesobrometum. Bestände des Mesobrometum primuletosum wiesen die höchsten Artenzahlen auf. Der Anteil an Rote-Liste-Arten war hingegen in solchen des Mesobrometum globularietosum am höchsten. Dies galt auch für die Gruppe der Moose. Der Anteil der Kalkmagerrasen-Arten war in Beständen des Mesobrometum primuletosum am geringsten und die Anteile der Stresstrategen und thermophilen Saumarten waren in Beständen des Mesobrometum primuletosum geringer als in solchen des Mesobrometum globularietosum.

Heuschrecken wiesen die höchste Artenvielfalt und höchsten Abundanzen in Beständen des Mesobrometum primuletosum auf. Zudem waren die Abundanzen auch in Beständen des Mesobrometum typicum am höchsten.

Bei den Tagfaltern und Widderchen gab es insgesamt nur geringe Unterschiede zwischen den Beständen der drei Subassoziationen. Lediglich der Individuenanteil der Rote-Liste-Arten war in Beständen des Mesobrometum primuletosum geringer als in denen der beiden anderen Typen.

Für die beiden Arten der Schmetterlingshafte waren aufgrund ihrer Habitatansprüche – heiß, trocken und offene Vegetation – insbesondere die Bestände des Mesobrometum globularietosum wichtig. Hier erreichten sie die höchste Stetigkeit und Abundanz.

Die wenigsten Laufkäferarten und -individuen kamen in Beständen des Mesobrometum globularietosum vor. Diese Bestände zeichneten sich jedoch durch einen hohen Anteil an Individuen der Rote-Liste-Arten aus.

2.2 Vergleich der Pflegevarianten innerhalb der Kalkmagerrasentypen

Die Pflegevarianten unterscheiden sich durch ihre Art (Pflagemahd und/oder Beweidung) sowie den Zeitpunkt der Nutzung. Eine Übersicht der durchschnittlichen Mahd- und Beweidungszeitpunkte in den Jahren 2017–2021 ist in Tab. 1 aufgeführt. Die Mahd wird je nach Untergrund und Hangneigung mit unterschiedlichem Gerät durchgeführt. Dazu gehören Balkenmäher, kleine Scheiben-Mähwerke und Mähraupen (Regierungspräsidium Freiburg 2020).

2.2.1 Umweltbedingungen

Zwischen den Pflegevarianten innerhalb der Bestände der jeweiligen Subassoziation waren zwar auch Unterschiede in den Umweltbedingungen vorhanden, diese waren aber bei Weitem nicht so ausgeprägt wie zwischen denen der Subassoziationen (siehe Kap. 2.1). Daher fielen die Unterschiede in den Biozöosen auch deutlich geringer aus als dies beim Vergleich der Bestände der Subassoziationen der Fall war. Die stärksten Unterschiede lagen hier jeweils zwischen den Pflegevarianten mit Ziegen- bzw. Dauer-Beweidung und den anderen Varianten vor. Eine Übersicht der untersuchten und in die Auswertung einbezogenen Probestellen zeigt Abb. 4.

2.2.2 Mesobrometum globularietosum

Insgesamt waren die festgestellten Unterschiede innerhalb der unterschiedlich genutzten Bestände des Mesobrometum globularietosum nur marginal und zudem eher durch die topographischen und edaphischen Standorteigenschaften als durch die Nutzung bedingt. Innerhalb der Bestände des Mesobrometum globularietosum unterschieden sich vor allem die Ziegenweiden von den beiden anderen Pflegevarianten (langjährige Brachen und Herbst-Mahd). Die Standorte der Ziegen-Umtriebsweiden waren südexponiert, steil, trocken und wiesen zudem einen höheren Anteil an Offenboden, höhere pH-Werte und eine bessere Basenversorgung auf. Diese Standorte waren die extremsten aller untersuchten; sie leiteten teilweise bereits zum Xerobrometum über.

Bei den Pflanzen waren die Unterschiede zwischen den Pflegevarianten gering; nur die Artenzahl der Gefäßpflanzen war bei Herbst-Mahd höher als in den beiden anderen Pflegevarianten. Bei den Tagfaltern und Widderchen waren Artenzahl und Individuendichte aller Arten in den Ziegen-Umtriebsweiden ebenfalls geringer als bei Herbst-Mahd; bei den Rote-Liste-Arten gab es jedoch keine Unterschiede. Die Artenzahlen und Dichten der Schmetterlingshafte und Laufkäfer unterschieden sich nicht zwischen den drei Pflegevarianten.

2.2.3 Mesobrometum typicum

Zwischen den Pflegevarianten innerhalb der Bestände des Mesobrometum typicum – 1. Spätsommer-Mahd mit Schaf-Vorweide, 2. Spätsommer-Mahd mit April-Schröpfschnitt und 3. Hochsommer-Mahd mit und ohne Schaf-Nachweide – gab es kaum Unterschiede. Die Hochsommermahd wurde jedoch tendenziell auf den produktiveren, frischeren Standorten umgesetzt. Einzig der prozentuale Individuenanteil der Rote-Liste-Arten unter den Tagfaltern war in den Flächen der Spätsommer-Mahd mit Schaf-Vorweide höher als in denen der Hochsommermahd.

Tab. 1: Durchschnittliche Mahd- und Beweidungszeitpunkte im Zeitraum 2017–2021, bezogen auf die Flächen, die in die Auswertung einbezogen wurden. Der Zeitpunkt der Nutzung ist durch die Monatsangabe in Form von Zahlen dargestellt. A = Anfang, M = Mitte, E = Ende des Monats, GVE = Großvieh-Einheiten.

Pflegevariante	Art/Zeitpunkt der Nutzung					
	Pflegemahd	April-Schröpfungsschnitt	Schaf-Vorweide	Schaf-Nachweide	Ziegen-Umtriebsweide	Großvieh-Dauerweide
Hochsommer-Mahd	7M–8M
Hochsommer-Mahd mit Schaf-Nachweide	7E–8E	.	.	10A–12E mit 40–50 Mutterschafen: im Schnitt 6,4 GVE für eine durchschnittliche Dauer von 14,5 Tagen auf 2,6 ha	.	.
Spätsommer-Mahd	8M–9M
Spätsommer-Mahd mit April-Schröpfungsschnitt	8A–9A	4 (2017–2019)
Spätsommer-Mahd mit Schaf-Vorweide	8M–9E	.	3M–4E mit 20–50 Mutterschafen und Lämmern: im Schnitt 5,6 GVE für eine durchschnittliche Dauer von 10,2 Tagen auf 2,7 ha	.	.	.
Herbst-Mahd	9 (8M–8E, 10M)
Ziegen-Umtriebsweide	5E–10A mit 9–11 adulten und in der Regel 8 Jungtieren: im Schnitt 2,0 GVE für eine durchschnittliche Dauer von 10,3 Tagen auf 0,4 ha	.
Großvieh-Dauerweide	Ganzjährige Dauerbeweidung durch Rinder, Pferde, Nandus, Schafe und Ziegen mit jahreszeitlichen Schwankungen des Tierbesatzes und Zufütterung im Winter. Überschlägig etwa 0,95 GVE/ha/Jahr
Brache

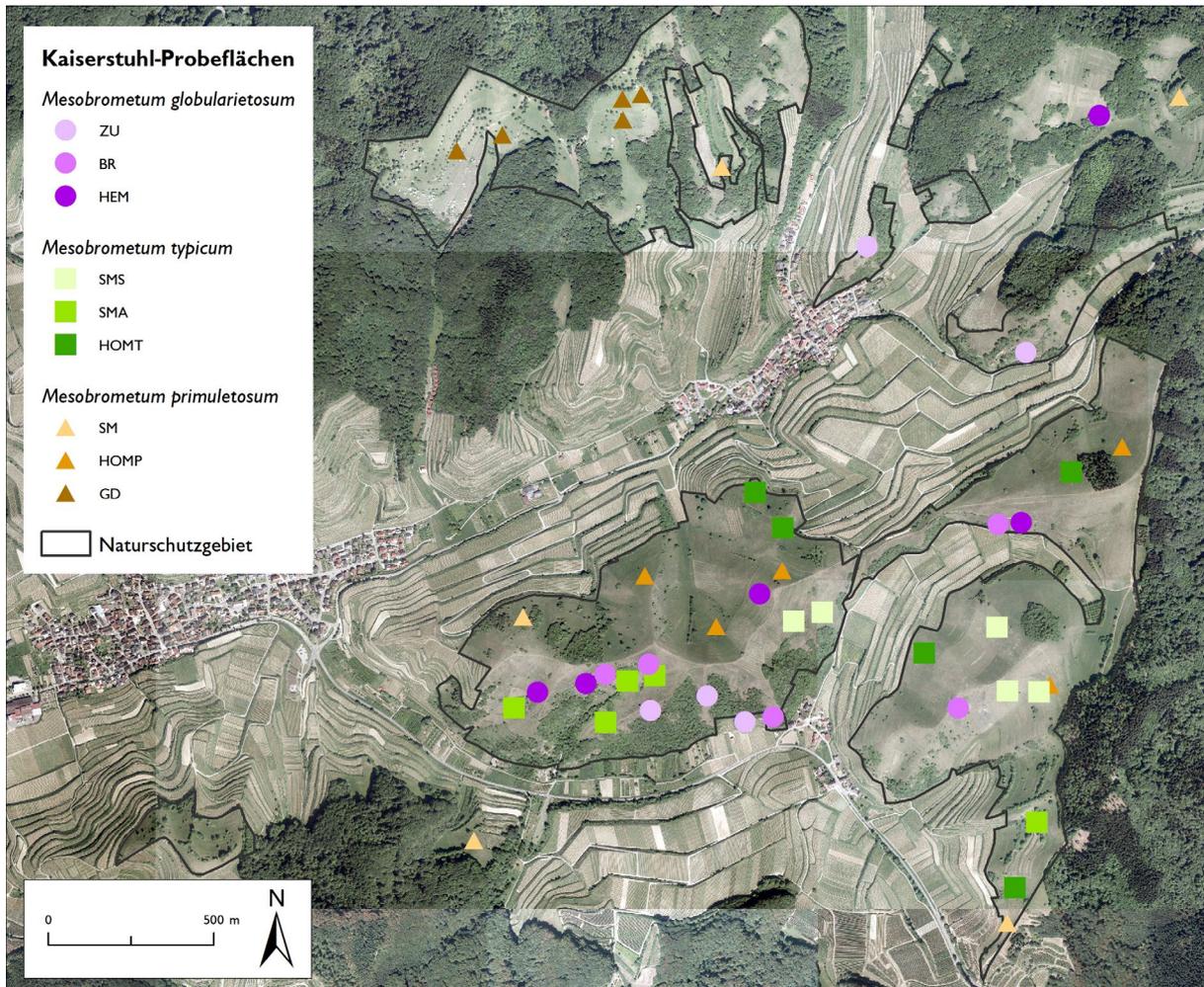


Abb. 4: Übersichtskarte der untersuchten und in die Auswertung einbezogenen Probeflächen. ZU = Ziegen-Umtriebsweide, BR = langjährige Brache, HEM = Herbst-Mahd, SMS = Spätsommer-Mahd mit Schaf-Vorweide, SMA = Spätsommer-Mahd mit April-Schröpfungsschnitt, HOMET = Hochsommer-Mahd des Mesobrometum typicum mit und ohne Schaf-Nachweide, HOMP = Hochsommer-Mahd des Mesobrometum primuletosum mit und ohne Schaf-Nachweide, SM = Spätsommer-Mahd und GD = Großvieh-Dauerweide.

2.2.4 Mesobrometum primuletosum

In Beständen des Mesobrometum primuletosum hob sich vor allem die Großvieh-Dauerweide von den anderen beiden Pflegevarianten (Spätsommer-Mahd und Hochsommer-Mahd mit und ohne Schaf-Nachweide) ab. Die Beweidung hatte eine niedrigwüchsigeren, lückigeren Vegetation mit geringerer Streu- und Moosdeckung (insbesondere pleurokarper Moose) sowie ein geringeres Gräser/Kräuter-Verhältnis zur Folge. Die Deckung von *Bromus erectus* war in den Flächen der Großvieh-Dauerweide und Hochsommermahd geringer. Beim Vergleich der Artengruppen konnte ein höherer Anteil an Rote-Liste-Arten bei den Moosen und Laufkäfern in der Großvieh-Dauerweide festgestellt werden. Für die Laufkäfer galt dies auch für die Flächen der Hochsommer-Mahd.

2.3 Diversitätsunterschiede zwischen Wiese und Weide

Der direkte Vergleich von Wiesen und Weiden wurde ausschließlich für die Artengruppen der Pflanzen und Heuschrecken durchgeführt. Potenzielle Nutzungseffekte lassen sich am besten ermitteln, wenn die Standortbedingungen der Probeflächen möglichst vergleichbar sind. Für den Vergleich zwischen Wiesen und Weiden wurden daher Flächen ausgewählt, die sich hinsichtlich der Standortbedingungen stark ähnelten, sich aber in ihrer Nutzung unterschieden (Mahd vs. Dauer-Beweidung). Aufgrund der Lage der Wiesen und Großvieh-Dauerweide im Projektgebiet war jedoch eine Auswahl von Flächen, die direkt nebeneinanderlagen und exakt identische Standortbedingungen aufwiesen nicht möglich.

Insgesamt wiesen die Weiden tendenziell etwas frischere und nährstoffreichere Bedingungen auf als die Wiesen. Die Unterschiede in den Strukturparametern waren jedoch stark durch die Nutzung bedingt: Die Weiden zeichneten sich gegenüber den Wiesen durch eine etwas geringere Krautschichthöhe aus. Vereinzelt Sträucher waren nur auf den Weiden vorhanden. Auf den Wiesen (Abb. 5 und Abb. 6) stach die hohe Grasdeckung hervor. Dementsprechend war das Gräser/Kräuter-Verhältnis in den Weiden (Abb. 7 und Abb. 8) deutlich ausgewogener als in den Wiesen. Hervorzuheben sind zudem die höheren Streu- und Moosanteile sowie das weitgehende Fehlen von Offenboden innerhalb der Wiesen. Darüber hinaus unterschieden sich die Zeigerwerte zwischen den beiden Pflegevarianten: Stickstoff-, Feuchte- und Weideverträglichkeitszahl waren auf den Wiesen, die Reaktionszahl hingegen höher als auf den Weiden.

Bei den Pflanzen konnten höhere Anteile an Rote-Liste-, Kalkmagerrasen-, thermophilen Saumarten und vegetativen Vermehrern auf den Wiesen sowie ein höherer Anteil an Ruderalstrategen auf den Weiden festgestellt werden. Bei den Heuschrecken waren Artenzahl und Abundanz auf den Weiden höher.

Die Ergebnisse zeigen, dass die dauerhafte Beweidung den Problemen der Vergrasung und Vermoosung Einhalt gebieten und somit die Keimung konkurrenzschwacher, lichtbedürftiger Pflanzenarten fördern kann (siehe Kap. 1.1). Darüber hinaus legen viele Insektenarten ihre Eier in den Boden ab und sind für eine erfolgreiche Embryonal- und Larvalentwicklung auf ein warmes Mikroklima angewiesen (Willott & Hassall 1998, Gardiner & Dover 2008, Wunsch et al. 2012, Fartmann et al. 2021a, b). Die kurzrasigen Weiden mit ihren offenen Bodenstellen bieten vielen Heuschreckenarten daher bessere Lebensbedingungen als die streu- und moosreichen, von Gräsern dominierten Wiesen. Dies gilt im besonderen Maße für die hochgradig gefährdeten Arten *Omocestus bamorroidalis* (RL 1), *O. rufipes* (RL 2) und *Tessellana tessellata* (RL 2). Sie konnten, bezogen auf die hier untersuchten Probeflächen, ausschließlich in den Weiden nachgewiesen werden.



Abb. 5: Ein Kalkmagerrasen mit Wiesennutzung auf dem Badberg nordwestlich das Badlochs. Die Krautschicht wird von der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) dominiert. Kräuter sind ebenfalls vorhanden; sie erreichen aber nur sehr geringe Deckungen. Foto: Dominik Poniatowski.



Abb. 6: Ein weiterer Kalkmagerrasen mit Wiesennutzung auf dem Kamm des Badbergs mit Blühaspekten von Saat-Esparsette (*Onobrychis viciifolia*), Kugeliger Teufelskralle (*Phyteuma orbiculare*), Blut-Storchschnabel (*Geranium sanguineum*) und Dunklem Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum*). Foto: Dominik Poniatowski.



Abb. 7: Die Kalkmagerrasen der Schelinger Viehweide zeichnen sich durch ein sehr ausgewogenes Gräser-Kräuter-Verhältnis aus. Zudem sind die Streu- und Moosanteile gering. Foto: 10. Juni 2021, Dominik Poniatowski.



Abb. 8: Im Untersuchungsjahr 2020 war der Aufwuchs auf der Schelinger Viehweide durch die langanhaltende Trockenheit weniger üppig. Foto: 12. Juni 2021, Lisa Holtmann.

2.4 Wildschweinwühlstellen

Die untersuchten Wildschweinwühlstellen (Abb. 9) waren insgesamt durch einen deutlich höheren Anteil an Offenboden und somit eine lückigere Vegetation gekennzeichnet als die Kontrollflächen. Sie wiesen weniger Gräser (inklusive *Bromus erectus* und *Brachypodium pinnatum*), Streu und Moos auf. Die Anteile an Rote-Liste- und Kalkmagerrasen-Pflanzenarten waren allerdings geringer, die der Ruderalstrategen jedoch höher als in den Kontrollflächen.

Vegetationslücken sind für die Ansiedlung konkurrenzschwacher Pflanzenarten von entscheidender Bedeutung (Streitberger et al. 2017) und weisen besondere mikroklimatische Bedingungen auf, die für die Entwicklung der Präimaginalstadien vieler Insektenarten wichtig sind (Fartmann et al. 2021a, b). Insgesamt werden durch den aus der Wühltätigkeit der Wildschweine resultierenden hohen Anteil an Offenboden Keimungs- bzw. Etablierungsmöglichkeiten für konkurrenzschwache Arten geschaffen. Somit sind Wildschweinwühlstellen eine Bereicherung der kleinräumigen Habitatheterogenität in Kalkmagerrasen, sollten jedoch nicht Überhand nehmen. Um eine Ruderalisierung der Magerrasen zu verhindern und die Entwicklung einer typischen Wiesen-Vegetation zu fördern, sind daher die Einebnung der Wühlstellen und die Wiederaufnahme der Mahd unerlässlich.



Abb. 9: Wildschweinwühlstelle am Badberg. Deutlich erkennbar ist der hohe Anteil an Offenboden sowie die geringen Anteile an Gräsern, Streu und Moos. Foto: Lisa Holtmann.

2.5 Altgrasstreifen

Da jedes Mahdereignis auch immer negative Auswirkungen auf Flora und Fauna hat, wird in den verschiedenen Mahdvarianten nicht die gesamte Parzelle gemäht, sondern ein Teil der Vegetation in Form von überwinterten Streifen stengelgelassen (Abb. 1 und Abb. 10). Diese Altgrasstreifen besitzen einen Flächenanteil von 5–20 % (im Schnitt ca. 10 %), werden gleichmäßig über die Fläche verteilt und haben eine Breite von etwa zwei bis drei Metern (vgl. Regierungspräsidium Freiburg 2020). Die Lage der Altgrasstreifen wechselt bei jedem Mahddurchgang, um Effekte wie Verbrachung und Nährstoffanreicherung in den Magerrasen zu verhindern.

Durch die Anlage der Altgrasstreifen sollen unter anderem starke Bestandseinbußen von Insektenpopulationen reduziert, das Erlöschen lokaler Populationen verhindert und die Fortsetzung der Individualentwicklung ermöglicht werden (Regierungspräsidium Freiburg 2020). Die Altgrasstreifen sollen somit in erster Linie der Fauna als Refugium dienen. In diesem Projekt wurde dies am Beispiel der Heuschrecken untersucht.



Abb. 10: Eine Probefläche auf der Nordseite des Badbergs kurz nach der Mahd. Die Altgrasstreifen sind deutlich zu erkennen. Sie sind hier etwa 2 bis 3 m breit. Foto: Dominik Poniatowski.

Die Mahd hatte einen starken Einfluss auf die Vegetationsstruktur. Die Altgrasstreifen stachen insbesondere durch ihre deutlich höhere Krautschicht hervor. Hinsichtlich der Vegetationsbedeckung zeichneten sich die Altgrasstreifen gegenüber den Mahdflächen durch eine höhere Krautschichtdeckung, mehr Streu und höhere Moosanteile aus. Der Offenbodenanteil war hingegen auf den Mahdflächen höher als in den Altgrasstreifen.

Unter Berücksichtigung aller Heuschreckenarten waren die Altgrasstreifen durch höhere Artenzahlen gekennzeichnet als die Mahdflächen. Ein ähnliches Muster ergab sich bei Betrachtung der Abundanz. Zudem zeichneten sich die Altgrasstreifen durch mehr Ensifera-Arten aus.

Die Mahd stellt ein einschneidendes Ereignis dar, da sie häufig zu direkten Verlusten von Insekten führt (Humbert et al. 2010, Buri et al. 2013, Fartmann et al. 2021a). Zu berücksichtigen ist hierbei aber, dass die Kalkmagerrasen des Kaiserstuhls überwiegend mit Balkenmähern gemäht werden, die zu den schonendsten Mähgeräten gehören (van de Poel & Zehm 2014). Die durch die Mahd verursachte Sterblichkeit ist unter den Insekten daher vergleichsweise gering (von Nordheim 1992, Oppermann & Krismann 2003). Die geringeren Artenzahlen und Individuendichten innerhalb der gemähten Bereiche erklären sich in unserer Studie eher mit der schlagartig veränderten Habitatstruktur. Die kurzrasige Vegetation bietet unmittelbar nach der Mahd nur wenig Deckung. Insbesondere mittelgroße und große Laubheuschrecken wie *Bicolorana bicolor*, *Ruspolia nitidula* und *Tettigonia viridissima* sowie die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) sind daher leichte Beute für Vögel und andere Wirbeltiere. Die hochwüchsigen Altgrasstreifen stellen folglich ein wertvolles Refugium für diese und weitere vertikalorientierte Arten wie *Euthystira brachyptera*, *Gomphocerippus rufus* und *Oecanthus pellucens* dar (vgl. Müller & Bosshard 2010, Handke et al. 2011, Humbert et al. 2012, Buri et al. 2013). Lediglich *Stenobothrus lineatus* hatte seinen Schwerpunkt in den kürzlich gemähten Bereichen. Die Art profitiert von dem günstigen (warmen) Mikroklima der kurzen Vegetation und präferiert horizontale, bodennahe Strukturen (Behrens & Fartmann 2004).

2.6 Synthese

Die topographischen und edaphischen Bedingungen und somit die Produktivität des Standorts waren entscheidend für die Ausbildung von Beständen der drei unterschiedlichen Subassoziationen des Mesobromion erecti im Kaiserstuhl. Die Bestände des Mesobrometum globularietosum wiesen standörtlich die extremsten Bedingungen auf. Dementsprechend waren sie häufig artenärmer als solche der beiden anderen Subassoziationen. Für viele gefährdete und spezialisierte Arten (z.B. *Allium sphaerocephalon*, *Chorthippus vagans* und *Brintesia circe*) waren sie aber von herausragender Bedeutung; dies galt auch für die beiden Arten der Schmetterlingshafte. In Beständen des von Gräsern (oft *B. erectus*) dominierten Mesobrometum typicum waren zwar teils hohe Artenzahlen und Abundanz bei den Insekten zu verzeichnen, jedoch war dies insbesondere auf weit verbreitete Arten zurückzuführen. Die frischeste Ausprägung der Kalkmagerrasen, Bestände des Mesobrometum primuletosum, waren dagegen die Diversitäts-Hotspots.

Das Management der Magerrasen im Kaiserstuhl ist seit langem an die unterschiedliche Produktivität der Standorte angepasst und variierte daher deutlich zwischen den drei Kalkmagerrasentypen. Innerhalb jedes Typs waren die Unterschiede in den Pflegevarianten und damit auch den Artengemeinschaften dagegen gering. Eine Ausnahme stellten lediglich beweidete Flächen (Ziegen-Umtriebsweiden und Großvieh-Dauerweide) im Vergleich zu den jeweils anderen Pflegevarianten dar. Prinzipiell förderte Beweidung offene, niedrig-wüchsige Strukturen und verhinderte die Dominanz von Problemarten (*B. erectus* und pleurokarpe Moose). Zu den Profiteuren der Beweidung zählten z.B. viele gefährdete Heuschreckenarten, während beispielsweise gefährdete Pflanzenarten auf den gemähten Flächen häufiger waren.

Auch Wildschweine können einen Beitrag zur Erhaltung artenreicher Kalkmagerrasen-Lebensgemeinschaften leisten. Durch ihre Wühltätigkeit schaffen sie Keimungs- bzw. Etablierungsmöglichkeiten für konkurrenzschwache Arten. Die hierdurch entstandenen Störstellen sollten jedoch nicht Überhand nehmen. In gemähten Kalkmagerrasen sind jährlich rotierende Altgrasstreifen ein weiterer Mosaikstein, um die Insektenvielfalt langfristig zu erhalten. Wie wir zeigen konnten, stellen sie für eine Reihe von Arten wichtige Refugien nach der Mahd dar.

3 Managementempfehlungen

Grundsätzlich ist das derzeit im Kaiserstuhl durchgeführte Management bereits gut an die vorherrschenden Standortbedingungen angepasst. Auch die große Vielfalt an Pflegevarianten ist als positiv zu bewerten. Dennoch gibt es Potential, das Management und die bereits hohe Habitatheterogenität in den Trockenrasen des zentralen Kaiserstuhls weiter zu optimieren. Dies ist sogar zwingend notwendig, um die negativen Auswirkungen des weiter voranschreitenden Klimawandels auf die Biodiversität abzupuffern.

Basierend auf den vorgestellten Ergebnissen dieses Projekts werden nachfolgend Handlungsempfehlungen zum biodiversitätsfördernden und nachhaltigen Management von Kalkmagerrasen im Kaiserstuhl und in Mitteleuropa vorgestellt. Von zentraler Bedeutung sind die Vorstellung geeigneter Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatheterogenität und Nutzungssysteme.

3.1 Erhöhung der Habitatheterogenität

Habitatheterogenität ist einer der Schlüsselfaktoren, der Artenvielfalt fördert. Heterogene Lebensräume weisen mehr unterschiedliche Mikrohabitate auf und können folglich mehr Arten beherbergen als dies in homogenen Lebensräumen der Fall ist (Brose 2001, Löffler & Fartmann 2017), Holtmann et al. 2019). Darüber hinaus ist Habitatheterogenität ein wirksamer Puffer gegenüber Wetterextremen, wie Sommerdürren, die im Zuge des Klimawandels weiter zunehmen werden und bereits jetzt gravierende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften von Naturschutzgrünland in Mitteleuropa haben (Stuhldreher & Fartmann 2018, IPCC 2021, Fartmann et al. 2022). Folglich ist die Erhöhung der kleinräumigen Heterogenität in den Kalkmagerrasen generell als auch in denen des Kaiserstuhls zu empfehlen. Dies beinhaltet die Erhaltung und Schaffung von Vegetationsmosaiken, die offene Bodenstellen, kurze Weiderasen, höherwüchsige Vegetation, eingestreute Sträucher und einzelne Bäume enthalten (Hartel & Plieninger 2014, Plieninger et al. 2015, Jakobson et al. 2020, Schwarz & Fartmann 2022). Derartige Habitatstrukturen sind insbesondere schon auf der Großvieh-Dauerweide vorhanden (Abb. 7 und Abb. 8) und waren früher weit verbreitet in den traditionell genutzten Weidelandschaften Mitteleuropas (Abb. 11–Abb. 13). Die vormals auch bei uns häufigen lichten Waldweiden und Weiden mit einzelnen Bäumen spielen in Ost- und Südeuropa nach wie vor eine große Rolle (Abb. 14). In diesen Landschaften war Sommerdürre immer schon ein bestimmender ökologischer Faktor. Wie Studien von der Iberischen Halbinsel zeigen, haben sich baumbestandene Weiden (Stein- und Korkeichenhaine) als sehr wirksam für die Erhaltung der Biodiversität erwiesen, trotz regelmäßiger Sommerdürre (Hartel & Plieninger 2014, Plieninger et al. 2015). Das Mosaik aus offenen Rasenflächen und beschatteten Bereichen unter den Kronen der Eichen vereint sehr unterschiedliche mikroklimatische Bedingungen.

Südwesthänge mittlerer Neigung weisen die stärkste, Nordosthänge dagegen die geringste Erwärmung in unseren Breiten auf (Abb. 15). Bedingt durch diese mesoklimatischen Unterschiede haben Nordosthänge eine geringere Verdunstung und höhere Bodenfeuchtigkeit (Stoutjesdijk & Barkman 1992). Dementsprechend erlangen Nord- und Osthänge zunehmende Bedeutung als Ausweichhabitate während Dürreperioden (Streitberger et al. 2016, Stuhldreher & Fartmann 2018, Fartmann et al. 2021a). Dies konnte auch am Kaiserstuhl beobachtet werden. Die Bestände des Mesobrometum primuletosum mit vergleichsweise frischem Mikroklima waren besonders arten- und individuenreich. Demgegenüber haben die Dürresommer der letzten Jahre insbesondere an den Südflanken des Badbergs zu einem zeitweise großflächigen Absterben der oberirdischen Biomasse mit entsprechenden Auswirkungen auf die Insektenfauna geführt. Insbesondere in diesen Bereichen sollte daher abgewogen werden, ob eine Etablierung einer Beweidung – gegebenenfalls auch einer dauerhaften – umsetzbar wäre, um den Auswirkungen des Klimawandels zu begegnen.



Abb. 11: Aus einer Allmendweide hervorgegangene extensive Rinderweide im Emsland. Fotos: Thomas Fartmann.

3.2 Geeignete Nutzungssysteme

Die dominierende Form der Landnutzung ist in den Kalkmagerrasen des Kaiserstuhls die Mahd; aber auch verschiedene Beweidungstypen und Brachen kommen vor (siehe Kap. 2.2). Ziel sollte die Beibehaltung der bereits praktizierten extensiven und standortangepassten Nutzung auf allen Flächen sein. Die derzeitige Nutzungsvielfalt aus verschiedenen Mahdregimen mit ergänzender Beweidung ist als positiv zu bewerten und kann in ihrer derzeitigen Form überwiegend fortgeführt werden. Es wäre jedoch auch denkbar, neben der großflächigen Mahd, die bislang nur kleinflächig – mit Ausnahme der Schelinger Viehweide – durchgeführte Beweidung auszuweiten.

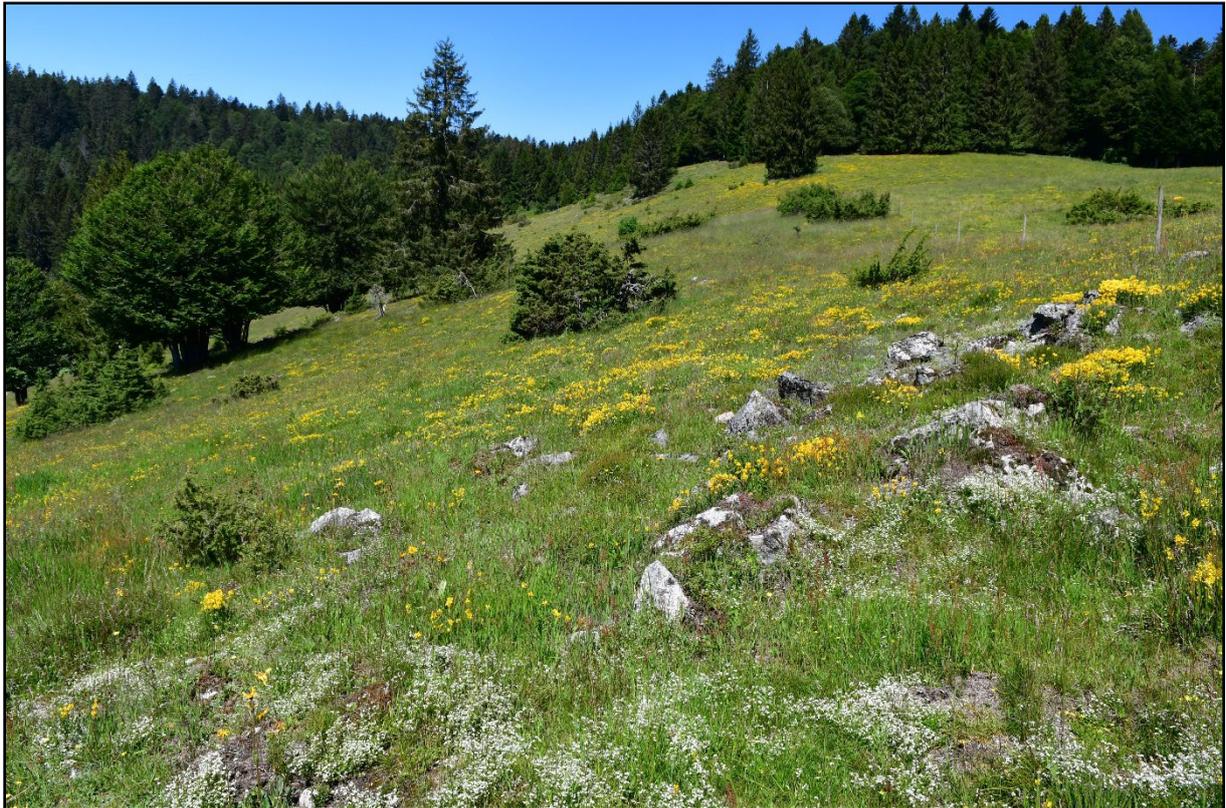


Abb. 12: Flügelginsterweide im Oberen Hotzenwald, die über Jahrhunderte kontinuierlich extensiv beweidet wurde. Foto: Thomas Fartmann.



Abb. 13: Heterogener Kalkmagerrasen mit Gehölzgruppen an der Hohen Geba in der thüringischen Rhön. Foto: Thomas Fartmann.

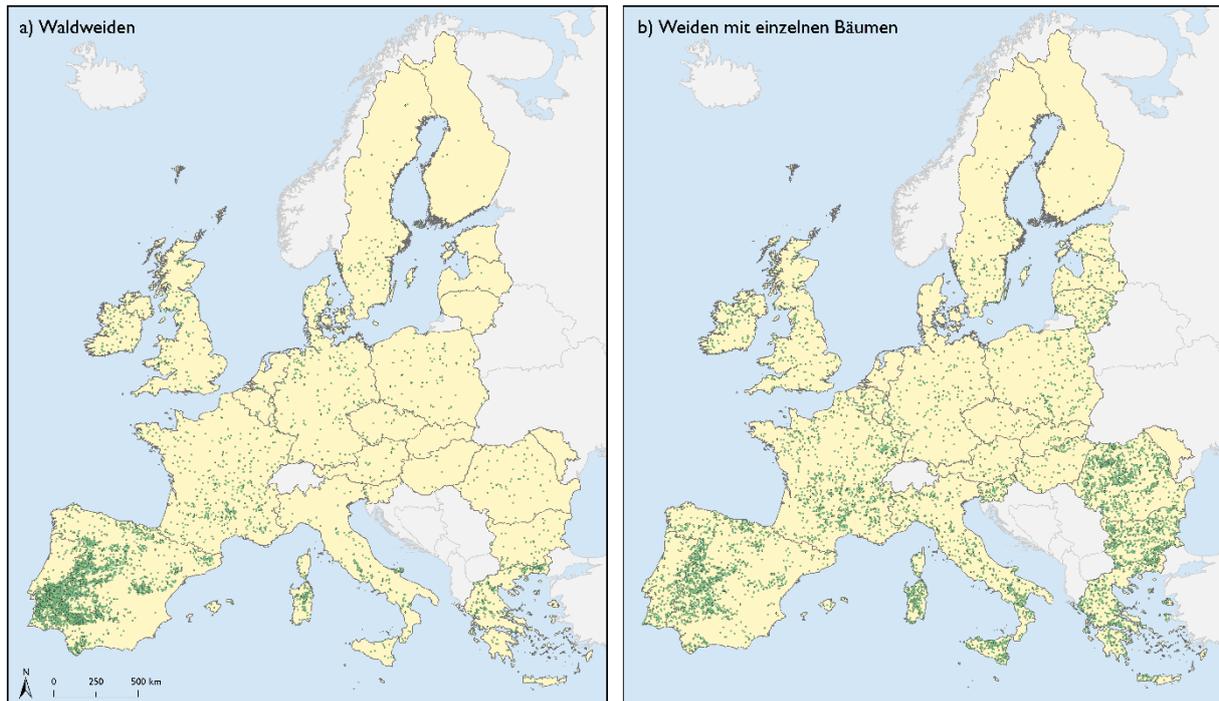


Abb. 14: Verbreitung von lichten Waldweiden und Weiden mit einzelnen Bäumen in Europa. Quelle: Plieninger et al. (2015).

Prinzipiell ist Beweidung gegenüber Wiesennutzung in Kalkmagerrasen zu bevorzugen, da Weidetiere durch Tritt und Verbiss für eine kontinuierlich heterogene Habitatstruktur, bestehend aus offenen Bodenstellen, niedrigwüchsigen Weiderasen und höherwüchsiger Vegetation, sorgen (Bunzel-Drüke et al. 2019, Fumy et al. 2021, Schwarz & Fartmann 2022). Im Gegensatz zu Wiesen weisen Weiden zudem mit dem Kot der Weidetiere eine weitere wichtige Nahrungsressource für Insekten und letztendlich auch Vögel auf (Bunzel-Drüke et al. 2019, Fartmann et al. 2021a), sofern die Weidetiere nicht prophylaktisch entwurmt werden.

Denkbare Weideregime in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen sind vor allem die teilweise noch praktizierte Hütebeweidung mit Schafen und Ziegen, aber auch eine Ganzjahresbeweidung, beispielsweise mit Rindern und Pferden geeigneter Extensivrasen (Bunzel-Drüke et al. 2019, Fraser et al. 2014, Kmecl & Denac 2018, Köhler et al. 2016, Olf et al. 1999), wie sie derzeit auf der Schelinger Viehweide praktiziert wird. Bei der Hütebeweidung sollte die Beweidungszeit an die Witterungs- und Standortverhältnisse, aus denen der Aufwuchs resultiert, angepasst sein. Während Dürreperioden und in den Sommermonaten sollte von einer Beweidung auf den sowieso trockenen Standorten abgesehen werden. Vielmehr empfiehlt sich vor allem eine Frühjahrsbeweidung, wie es lange Zeit – neben der Herbstbeweidung und einer Mahd während der Vegetationsperiode – traditionell üblich war (Kapfer 2010). Aber auch eine Spätsommer- oder Winterbeweidung sind zielführend. Die Winterbeweidung war zudem früher vermutlich im Rahmen der Transhumanz die vorherrschende Form der Beweidung im Kaiserstuhl (Treiber 2019).

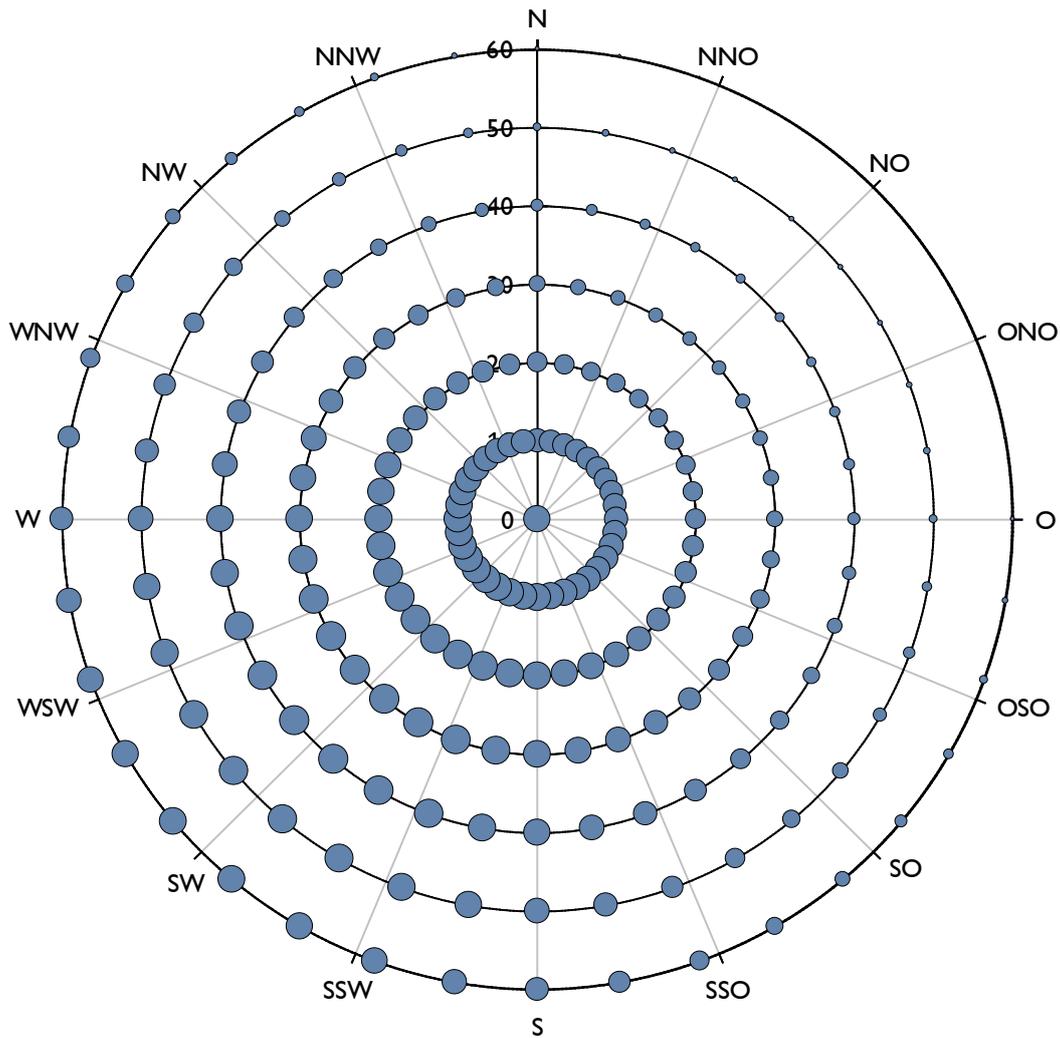


Abb. 15: Heat-Load-Index (einheitslos; nach McCune & Dylan 2002) für Vogtsburg im Kaiserstuhl ($48,06^\circ$ N) als Maß für die Erwärmung in Abhängigkeit von Exposition und Inklination.

Gerade die Frühjahrsbeweidung dürfte ein probates Mittel sein, um die Vitalität der Aufrechten Trespe zu schwächen. Im Kaiserstuhl ist die Dominanz von *B. erectus* insbesondere in Beständen des Mesobrometum typicum und Mesobrometum primuletosum ausgeprägt. Grundsätzlich ist in diesen Beständen – sofern dies bislang noch nicht der Fall ist – eine dauerhafte extensive Beweidung (kurzzeitige Stand- oder Dauerweide), eine regelmäßige Frühjahrsbeweidung oder ein regelmäßiger Schröpfungsschnitt im Frühjahr umzusetzen, um die Grasart nachhaltig zu schwächen.

Viele der seltenen und stark gefährdeten Pflanzen- und Insektenarten der Kalkmagerrasen sind auf frühe Sukzessionsstadien angewiesen (Bourn & Thomas 2002, Fartmann 2004, Poniatowski et al. 2020b, Fartmann et al. 2021a). Dies wurde auch in den in diesem Projekt durchgeführten Studien deutlich: Die Bestände des Mesobrometum globularietosum hatten für viele gefährdete und spezialisierte Arten eine sehr hohe Relevanz. Das Gros der extremen Standorte am Südhang des Badbergs wurde jedoch schon vor langer Zeit aus der Nutzung genommen, wodurch größere verbuschte Flächen entstanden (Wilmanns 2011). Diesem Verbuschungsproblem wird derzeit bereits partiell mit Ziegenbeweidung begegnet; einem probaten Mittel um Gehölzentwicklung an steilen Trockenhängen einzudämmen (Elias & Tischew 2016, Elias et al. 2019). An verbuschten Südhängen, die bislang nicht beweidet werden und an denen aufgrund der Standortgegebenheiten keine

Mahd möglich ist, sollte die Ziegenbeweidung daher eingeführt werden. Denkbar wäre auch, von Zeit zu Zeit Entbuschungsmaßnahmen durchzuführen und den Gehölzschnitt energetisch zu nutzen (Helbing et al. 2015). Teilweise werden am Kaiserstuhl bereits Entbuschungsmaßnahmen praktiziert. Es ist jedoch in Betracht zu ziehen, diese Maßnahmen in weitere verbuschte Bereiche auszuweiten. Der Zielzustand sollten offene Magerrasen mit einzelnen zerstreut über die Fläche verteilten Sträuchern bzw. Gehölzgruppen sein.

In gemähten Magerrasen haben sich darüber hinaus Altgrasstreifen als wertvolles Refugium für Insekten nach der Mahd erwiesen, z.B. für Heuschrecken. Sie sollten daher in der bisherigen Form beibehalten werden. Und auch Wildschweinwühlstellen können eine positive Wirkung auf Diversität in Kalkmagerrasen entfalten. Sie fördern die Heterogenität innerhalb der Magerrasen und begünstigen die Etablierung konkurrenzschwacher Arten. Sie sollten in ihrer Ausdehnung jedoch nicht Überhand nehmen, damit es nicht zu einer übermäßigen Ruderalisierung der Magerrasen kommt und die Flächen mähbar bleiben.

Grundsätzlich ist beim Management von Magerrasen immer die Produktivität des Standortes zu berücksichtigen. Die Nutzungsintensität sollte generell entlang des Produktivitätsgradienten zunehmen. Das aktuelle Management der Kalkmagerrasen im Kaiserstuhl ist bereits an die Produktivität der Standorte angepasst (vgl. Regierungspräsidium Freiburg 2020). So werden wüchsiger Standorte im Hochsommer – zur Zeit des Hauptbiomasseaufwuchses – gemäht, weniger produktive Standorte dagegen erst später im Jahr. Dieses Vorgehen sollte beibehalten werden. Gegebenenfalls sollte auf sehr wüchsigen Standorten mit Grasdominanz eine zweite Mahd vorgenommen werden. In den *Bromus*-reichen Flächen ist zusätzlich zur Mahd im Sommer eine frühe Nutzung – durch Schafbeweidung oder Schröpfschnitt – unabdingbar.

Eine pauschale Empfehlung zu Mahdhäufigkeit und -zeitpunkt sowie zur Besatzstärke bei Beweidung kann jedoch nicht vorgenommen werden, sondern ist in Abhängigkeit von den örtlichen Standortbedingungen und dem Biomasseaufwuchs individuell zu entscheiden und fortlaufend zu prüfen. Vorschläge zu Besatzstärken bei der Beweidung bieten beispielsweise Bunzel-Drüke et al. (2019) und Elias et al. (2019).

4 Literatur

- Behrens, M. & T. Fartmann (2004): Habitatpräferenzen und Phänologie der Heidegrashüpfer *Stenobothrus lineatus*, *Stenobothrus nigromaculatus* und *Stenobothrus stigmaticus* in der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen). *Articulata* 19: 141–165.
- Bobbink, R. & J.-P. Hettelingh (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an Expert Workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June.
- Bornkamm, R. (2008): Einige Überlegungen zur Einwanderung von *Bromus erectus* HUDS. in Süd-Niedersachsen. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 9: 83–95.
- Bourn, N. A. D. & J. A. Thomas (2002): The challenge of conserving grassland insects at the margins of their range in Europe. *Biological Conservation* 104: 285–292.
- Brose, U. (2001): Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography* 24: 722–730.

- Bunzel-Drüke, M., Reisinger, E., Böhm, C., Buse, J., Dalbeck, L., Ellwanger, G., Finck, P., Freese, J., Grell, H., Hauswirth, L., Hermann, A., Idel, A., Jedicke, E., Joest, R., Kämmer, G., Kapfer, A., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., Röder, N., Rößling, K., Rupp, M., Schoof, N., Schulze-Hagen, K., Sollmann, R., Ssymank, A., Thomas, K., Tillmann, J. E., Tischew, S., Vierhaus, H., Vogel, C., Wagner, H.-G. & O. Zimball (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. 2. Aufl. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz, Bad Sassendorf.
- Bürger, R. (1983): Die Trespenrasen (Brometalia) im Kaiserstuhl. Zustandserfassung und Dokumentation von Sukzession, Reaktion auf Mahd und Reaktion auf Beweidung als Grundlage für Naturschutz und Landespflege. Dissertation, Albert-Ludwig-Universität Freiburg.
- Buri, P., Arlettaz, R. & J.-Y. Humbert (2013): Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 22–30.
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J., Hallmann, C. A., Hill, M., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N. E., Suhling, F., Vorster, C. & M. J. Samways (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242: 108426.
- Connor, E. F. & E. D. McCoy (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* 113: 789–796.
- De Keersmaecker, W., van Rooijen, N., Lhermitte, S., Tits, L., Schaminee, J., Coppin, P., Honnay, O. & B. Somers (2016): Species-rich semi-natural grasslands have a higher resistance but a lower resilience than intensively managed agricultural grasslands in response to climate anomalies. *Journal of Applied Ecology* 53: 430–439.
- De Schaetzen, F., van Langefelde, F. & M. WallisDeVries (2018): The influence of wild boar (*Sus scrofa*) on microhabitat quality for the endangered butterfly *Pyrgus malvae* in the Netherlands. *Journal of Insect Conservation* 22: 51–59.
- Díaz, S.M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. & S. Butchart (2019): The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policy Makers Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Elias, D. & S. Tischew (2016): Goat pasturing – A biological solution to counteract shrub encroachment on abandoned dry grasslands in Central Europe? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 234: 98–106.
- Elias, D., Mann, S., Necker, M. & S. Tischew (Hrsg.) (2019): Praxisleitfaden Ziegenbeweidung – Einsatz von Ziegen zur Beweidung verbuschter Trockenstandorte im Unteren Saaletal. Hochschule Anhalt, Bernburg.
- Ellenberg, H. & C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Fartmann, T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales: Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 66 (1): 1–269.
- Fartmann, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? In: Fartmann, T. & G. Hermann (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. *Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde* 68 (3/4): 259–270.
- 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.

- Fartmann, T., Brüggeshemke, J., Poniatowski, D. & F. Löffler (2022): Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differentially along an elevation gradient. *Ecological Entomology*.
- Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M. & G. Stuhldreher (2021a): Insektensterben in Mitteleuropa. Ursachen und Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Fartmann, T., Stuhldreher, G., Streitberger, M. & F. Helbing (2021b): Die Bedeutung der Habitatqualität für den Schutz der Insektendiversität – Mikroklima, Phytodiversität, Habitatheterogenität und Totholz sind Schlüsselfaktoren für artenreiche Insektengemeinschaften. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53 (7): 2–7.
- Fraser, M. D., Moorby, J. M., Vale, J. E. & D. M. Evans (2014): Mixed grazing systems benefit both upland biodiversity and livestock production. *PloS One* 9 (2): e89054.
- Fumy, F., Kämpfer, S. & T. Fartmann (2021): Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 315: 107424.
- Gardiner, T. & J. Dover (2008): Is microclimate important for Orthoptera in open landscapes? *Journal of Insect Conservation* 12: 705–709.
- Gatter, W. & H. Mattes (2018): Vögel und Forstwirtschaft. Eine Dokumentation der Waldvogelwelt im Südwesten Deutschlands. Verlag Regionalkultur, Heidelberg.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & R. Hunt (2007): Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species. 2. Aufl. Castlepoint Press, Dalbeattie, UK.
- Handke, K., Otte, A. & T. W. Donath (2011): Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. Ergebnisse aus dem NSG „Kühkopf-Knoblochsaue“. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43: 280–288.
- Hanski, I. (1999): Metapopulation Ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Hartel, T. & T. Plieninger (Hrsg.) (2014): European Wood-pastures in Transition. A Socio-ecological Approach. Routledge, London.
- Helbing, F., Cornils, N., Stuhldreher, G. & T. Fartmann (2015): Populations of a shrub-feeding butterfly thrive after introduction of restorative shrub cutting on formerly abandoned calcareous grassland. *Journal of Insect Conservation* 19: 457–464.
- Holtmann, L., Kerler, K., Wolfgart, L., Schmidt, C. & T. Fartmann (2019): Habitat heterogeneity determines plant species richness in urban stormwater ponds. *Ecological Engineering* 138: 434–443.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N. & T. Walter (2010): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139: 522–527.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N. & T. Walter (2012): Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation* 152: 96–101.
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Service) (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R. & B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jakobsson, S., Wood, H., Ekroos, J. & R. Lindborg (2020): Contrasting multi-taxa functional diversity patterns along vegetation structure gradients of woody pastures. *Biodiversity & Conservation* 29: 3551–3572.

- Kapfer, A. (2010): Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas – die Frühjahrsvorweide und Hinweise zur Pflege artenreichen Grünlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (6): 180–187.
- Karbiener, O. & B.-J. Seitz (2013): Magerrasen im zentralen Kaiserstuhl und ihre Pflege. *Tuexenia Beiheft* 6: 87–123.
- Karbiener, O. (2019): Endbericht Pflegemanagement 2018/19. Kaiserstuhl im Breisgau-Hochschwarzwald.
- Karbiener, O., Loritz, H. & G. Paulus (2022): Kurzbericht Tagfalter & Widderchen 2020–21. Wissenschaftliche Grundlagen für das nachhaltige Management der national bedeutsamen Kalkmagerrasen des Kaiserstuhls.
- Kmecl, P. & K. Denac (2018): The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. *Biodiversity & Conservation* 27: 2003–2020.
- Köhler, M., Hiller, G. & S. Tischew (2016): Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234: 48–57.
- Kowarik, I. (2010): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Eugen Ulmer. Stuttgart.
- Kurze, S., Heinken, T. & T. Fartmann (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* 188: 1227–1237.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) (2022): Daten- und Kartendienst der LUBW. <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/> (01.06.2022).
- Löffler, F. & T. Fartmann (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 248: 71–81.
- Löffler, F., Poniatowski, D. & T. Fartmann (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236: 315–323.
- McCune, B. & K. Dylan (2002): Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *Journal of Vegetation Science* 13: 603–606.
- Meineke, J.-U., Seitz, B.-J. & F. Straub (2011): Naturschutz und Landschaftspflege im Kaiserstuhl. In: Groschopf, R., Hoffrichter, O., Kobel-Lamparski, A., Meineke, J.-U., Seitz, B.-J., Staub, F., Villinger, E., Wilmanns, O. & W. Wimmenauer (Hrsg.): Der Kaiserstuhl – einzigartige Löss- und Vulkanlandschaft am Oberrhein. Thorbecke, Ostfildern: 328–376.
- Müller, A. & A. Bosshard (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42: 212–217.
- Nijssen, M. E., WallisDeVries, M. F. & H. Siepel (2017): Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212: 423–431.
- Olf, H., Vera, F. W. M., Bokdam, J., Bakker, E. S., Gleichman, J. M., Maeyer, K. & R. Smit (1999): Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1: 127–137.
- Oppermann, R. & A. Krismann (2003): Schonende Bewirtschaftungstechnik für artenreiches Grünland. In: Oppermann, R. & H. U. Gujer (Hrsg.): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim): 110–116.
- Otte, A. & P. Maul (2005): Verbreitungsschwerpunkte und strukturelle Einnischung der Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) in Bergwiesen der Rhön. *Tuexenia* 25: 151–182.
- Peppler-Lisbach, C. & N. Könitz (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228.

- Perez-Ramos, I. M., Volaire, F., Fattet, M., Blanchard, A. & C. Roumet. (2013): Tradeoffs between functional strategies for resource-use and drought-survival in Mediterranean rangeland species. *Environmental and Experimental Botany* 87: 126–136.
- Plieninger, T., Hartel, T. & B. Martín-López (2015): Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation* 190: 70–79.
- Poniatowski, D. & T. Fartmann (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metricoptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* 14: 637–645
- Poniatowski, D., Hertenstein, F., Raude, N., Gottbehüt, K., Nickel, H. & T. Fartmann (2018a): The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. *Insect Conservation and Diversity* 11: 578–586.
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Helbing, F., Hamer, U. & T. Fartmann (2020): Restoration of calcareous grasslands: The early successional stage promotes biodiversity. *Ecological Engineering* 151: 105858.
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & T. Fartmann (2018b): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225: 237–244.
- Regierungspräsidium Freiburg (Hrsg.) (2020): Managementplan für das FFH-Gebiet 7911-341 "Kaiserstuhl" und das Vogelschutzgebiet 7912-442 "Kaiserstuhl" – bearbeitet von MILVUS GmbH.
- Royer, J.-M. (1991): Synthèse eurosibérienne, phytosociologique et phytogéographique de la classe des Festuco-Brometea. *Dissertationes Botanicae* 178: 1–296.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, 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. & D.H. Wall (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Salz, A. & T. Fartmann (2017): Larval-habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. *Journal of Insect Conservation* 21 (1): 129–136.
- Sánchez-Bayo, F. & K. A. Wyckhys (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8–27.
- Schwarz, C. & T. Fartmann (2022): Traditional grazing management creates heterogeneous swards and fosters grasshopper densities. *Insect Science*.
- Stanik, N., Hollmann, V., Hoppe, A., Leyer, I., Rosenthal, G., Türk, W. & J. Weise (2018): Die Arnika (*Arnica montana* L.): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 17: 99–104.
- Steinmann, K., Eggenberg, S., Wohlgemuth, T., Linder, H. P. & N. E. Zimmermann (2011): Niche and noise – Disentangling habitat diversity and area effect on species diversity. *Ecological Complexity* 8: 313–319.
- Stoutjesdijk, P. & J. J. Barkman (1992): Microclimate, vegetation and fauna, Opulus Press, Knivsta.
- Streitberger, M. & T. Fartmann (2013): Molehills as important larval habitats for the Grizzled Skipper (*Pyrgus malvae*) in calcareous grasslands. *European Journal of Entomology* 110: 643–648.
- Streitberger, M. & T. Fartmann (2015): Vegetation and climate determine ant-mound occupancy by a declining herbivorous insect in grasslands. *Acta Oecologica* 68: 43–49.
- Streitberger, M. & T. Fartmann (2016): Vegetation heterogeneity caused by an ecosystem engineer drives oviposition-site selection of a threatened grassland insect. *Arthropod-Plant Interactions* 10 (6): 545–555.
- Streitberger, M. & T. Fartmann (2017): Bodenstörende Ökosystem-Ingenieure im mitteleuropäischen Grasland und ihre Bedeutung für die Biodiversität. Eine Analyse am Beispiel der Gelben Wiesenameise und des Europäischen Maulwurfs. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (8): 252–259.

- Streitberger, M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel, G., Ruff, A., Balzer, S. & S. Nehring (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 147: 1–367.
- Streitberger, M., Borgmann, P., Drung, M., Wrede, B. & T. Fartmann (2022): Disturbance and biomass removal enhance population reinforcement of a plant species of European conservation concern. *Plant Ecology & Diversity*.
- Streitberger, M., Rose, S., Hermann, G. & T. Fartmann (2014): The role of a mound-building ecosystem engineer for a grassland butterfly. *Journal of Insect Conservation* 18: 745–751.
- Streitberger, M., Schmidt, C. & T. Fartmann (2017): Contrasting response of vascular plant and bryophyte species assemblages to a soil-disturbing ecosystem engineer in calcareous grasslands. *Ecological Engineering* 99: 391–399.
- Stuhldreher, G. & T. Fartmann (2014): When habitat management can be a bad thing – Effects of habitat quality, isolation and climate on a declining grassland butterfly. *Journal of Insect Conservation* 18: 965–979.
- Stuhldreher, G. & T. Fartmann (2018): Threatened grassland butterflies as indicators of microclimatic niches along an elevational gradient – Implications for conservation in times of climate change. *Ecological Indicators* 94: 83–98.
- Sutkowska, A., Pasierbinski, A., Warzecha, T., Mandal, A. & J. Mitka (2013): Refugial pattern of *Bromus erectus* in Central Europe based on ISSR fingerprinting. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 55: 107–119.
- Titze, A., Hepting, C., Hollmann, V., Jeske, L., Leyer, I., Liepelt, S., Peters, A. & J. Weise (2020): Wilde Arnika – Ein Leitfaden für die Praxis. ArnikaHessen, Botanischer Garten der Philipps-Universität Marburg, Marburg.
- Treiber, R. (2019): Gewöhnlicher Wacholder und Feld-Mannstreu als Zeigerpflanzen historischer Beweidung im Kaiserstuhl und am südlichen Oberrhein. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 79: 67–95.
- van de Poel, D. & A. Zehm (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturauswertung für den Naturschutz. *Anliegen Natur* 36: 36–51.
- Vogel, A., Scherer-Lorenzen, M. & A. Weigelt (2012): Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. *PLoS One* 7(5): e36992.
- von Nordheim, H. (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. In: Norddeutsche Naturschutzakademie (NNA) (Hrsg.): Extensivierung der Grünlandnutzung – technische und fachliche Grundlagen. *NNA-Berichte* 4: 13–26.
- Wagner, D. L. (2020): Insect declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65: 457–480.
- Williamson, M. (1981): Island Populations. Oxford University Press, Oxford.
- Willott, S.J. & M. Hassall (1998): Life-history responses of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. *Functional Ecology* 12: 232–241.
- Wilmanns, O. (2011): Die Lebensräume und ihre Vegetation. In: Groschopf, R., Hoffrichter, O., Kobel-Lamparski, A., Meineke, J.-U., Seitz, B.-J., Staub, F., Villinger, E., Wilmanns, O. & W. Wimmenauer (Hrsg.): Der Kaiserstuhl – einzigartige Löss- und Vulkanlandschaft am Oberrhein. Thorbecke, Ostfildern: 131–240.
- Wünsch, Y., Schirmel, J. & T. Fartmann (2012): Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. *Journal of Insect Conservation* 16: 501–510.