

Arthropoden-Biomassen in einem Höhengradienten des Bayerischen Waldes

von

MARKUS BLASCHKE & ANGELA SIEMONSMEIER

Summary: In an altitudinal gradient in the Bavarian Forest from 320 m to 1,400 m a.s.l., the arthropod fauna was investigated by means of pitfall traps and flight interception traps on 144 sampling plots in strict forest reserves and managed forests. The weight of all beetles determined to the species level was calculated with a standard formula based on the respective mean body length according to pertinent literature. The drained weight of the by-catch was weighed according to a standardized procedure. For the xylobiont beetles and the ground beetles, a comparison with data from a preceding project ten years ago was possible for a subset of the sampling plots in the strict forest reserves. The influence of different environmental parameters on the arthropod biomass was tested with a generalized additive model (GAM). For the three beetle groups (ground beetles, xylobiont beetles and other volant beetles), a positive relationship of total biomass and altitude above sea level was found. In the case of the ground beetles, this trend did not begin until an altitude of approx. 800 m a.s.l. Also for the by-catch in the pitfall traps, increasing biomasses were only recorded starting from 1,000 m a.s.l. The crown cover of the upper tree layer was the most important parameter for the total biomass in all groups. Forest management in terms of unmanaged strict forest reserve, beech-dominated managed forest and spruce-dominated managed forest did not result in a considerable difference of biomasses in the three investigated arthropod groups.

Zusammenfassung: In einem Höhengradienten des Bayerischen Waldes von 320 bis 1400 m ü. NN wurden auf 144 Probestellen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern Arthropoden mithilfe von Barber- und Flugfensterfallen erfasst. Die Gewichte sämtlicher bis zur Artenebene bestimmter Käfer wurden, basierend auf Angaben zur mittleren Körperlänge in der einschlägigen Literatur, mithilfe einer Standard-Formel berechnet. Die Abtropfgewichte des Beifangs wurden nach einer standardisierten Prozedur gewogen. Bei den xylobionten Käfern und den Laufkäfern war für eine Teilmenge der Probestellen in den Naturwaldreservaten ein Vergleich mit Daten eines Vorgängerprojektes zehn Jahre zuvor möglich. Die Biomassen wurden mit einem Generalisierten Additiven Modell (GAM) mit verschiedenen ebenfalls erhobenen Umweltparametern verschnitten. Für die drei Käfergruppen (Laufkäfer, xylobionte Käfer und sonstige flugfähige Käfer) ergab sich ein positiver Zusammenhang zwischen den Biomassen und der Meereshöhe. Bei den Laufkäfern setzte der Trend erst ab einer Höhenlage von etwa 800 m ü. NN ein. Auch für den Beifang der Bodenfallen sind erst ab etwa 1000 m ü. NN erhöhte Biomassen festzustellen. Über alle Gruppen zeichnet sich die Oberschichtdeckung der Waldbestände als der wichtigste Parameter für die Biomasse ab. Hinsichtlich der Nutzungsform des Waldes als unbewirtschaftetes Naturwaldreservat, als laubbaumbetonter oder nadelbaumbetonter Wirtschaftswald ergab sich für keine der untersuchten Gruppen ein gravierender Unterschied.

Einleitung

Spätestens seit der Krefelder Studie (SORG et al., 2013; HALLMANN et al., 2017) über das „Insektensterben“ hat die Frage nach einem Monitoring von Arthropoden einen enormen Zulauf bekommen. Lag der Schwerpunkt der Studien der Krefelder Entomologen auf Freilandflächen, bezogen SEIBOLD et al. (2019) im Rahmen ihrer Untersuchungen in den DFG-Biodiversitätsexploratorien auch die Entwicklungen in Wäldern ein. Diese Autoren sahen in den vergangenen Jahren auch im Wald einen negativen Trend der Biomasse von Käfern und Wanzen. In der Folge des laufenden Klimawandels erwarten PRATHER et al. (2013) auch eine Veränderung der wirbellosen Tierartengemeinschaften. Dabei gehen sie sogar davon aus, dass sich die Veränderung dieser Artengemeinschaften auf die Ökosystemleistungen auswirken wird.

Im Rahmen eines Höhengradienten im Bayerischen Wald wurden vielfältige Artengruppen im Hinblick auf ihre potentiellen Veränderungen im Klimawandel untersucht (SIEMONSMEIER et al., 2019). In das vom Waldklimafonds finanzierte Projekt wurden unter anderem auch drei entomologische Gruppen, Laufkäfer, xylobionte Käfer und sonstige Käferfänge, einbezogen. Zudem wurden die Gewichte der weiteren Beifänge von Arthropoden aus Flugfensterfallen sowie Barberfallen ermittelt.

Material und Methoden

Entlang eines Höhengradienten, der sich im Bayerischen Wald und im angrenzenden Neuburger Wald bei Passau über Höhenlagen von 320 m ü. NN an Inn und Donau bis über 1400 m ü. NN in den Gipfellagen des



Abbildung 1 (links): Flugfensterfalle im Naturwaldreservat Rusler Wald zur Erfassung flugfähiger Arthropoden
Abbildung 2(oben): Barberfalle zur Erfassung von bodenbewohnenden Arthropoden

Großen Arber aufspannt, wurden in und um acht Naturwaldreservate herum insgesamt 144 Probeflächen eingerichtet. In jedem der acht Naturwaldreservate (NWR) lagen sechs Flächen (Tab. 1). Hinzu kamen je sechs Vergleichsflächen in laubholzbetonten Wirtschaftswäldern (WL) und in nadelbaumbetonten Wirtschaftswäldern (WN) (SIEMONSMEIER et al., 2019). Auf jeder dieser Probeflächen wurden zunächst Waldstrukturparameter zum lebenden Baumbestand, zum Totholz (SIEMONSMEIER et al., 2020) und zur Baumartenverjüngung aufgenommen (BLASCHKE et al., 2020). In einem zweiten Projektteil erfolgte 2019 die Erfassung verschiedener Artengruppen. Diese reichten von der Bodenvegetation, über Flechten, Pilze, Schnecken, Vögel bis zu xylobionten Käfern und Laufkäfern. Für den Fang der xylobionten Käfer wurde auf jeder Fläche eine Flugfensterfalle mit zwei 60×40 cm großen, kreuzweise zusammengefügt, durchsichtigen Plexiglasscheiben eingesetzt. Die Fenster wurden zum Schutz vor Witterungseinflüssen nach oben mit einem Blumenuntersetzer abgeschlossen und unten mit einem Kunststofftrichter und einem Fangbehälter ausgestattet. Als Fangflüssigkeit wurde eine gesättigte Salzlösung unter Zugabe von etwas Essigsäure und einem Tropfen Spülmittel als Detergens verwendet. Für den Fang von Laufkäfern wurden an jedem Probekreis drei handelsübliche Kunststoffbecher mit je 0,2 l Inhalt als Barberfallen eingesetzt, die bis zum oberen Becherrand in den Boden eingegraben wurden. Durchsichtige Kunststoffdächer dienen hier als Witterungsschutz. Die Fangflüssigkeit bestand aus fünf-prozentiger Essigsäure mit etwas Spülmittel als Detergens.

Tabelle 1: Naturwaldreservate im Höhengradienten

Gebiet	NWR Nr.	Höhenlage [m ü. NN]	Waldgesellschaft
Hecke	97	323–385	Buchendominierter Mischwald am Inn südl. von Passau
Leitenwies	98	381–438	Buchen-Eichen-Mischwälder westl. von Passau
Frauenberg	94	490–690	Buchenwälder südl. von Grafenau
Rehberg	95	540–725	Buchenreiche Bergmischwälder östl. von Oberkreuzberg
Rusler Wald	93	665–890	Buchenreiche Bergmischwälder auf dem Rusel
Riesloch	136	750–1072	Bergmischwälder bei Bodenmais
Grübel	88	1038–1279	Bergmischwälder und Fichtenhochlagenwald an der Südflanke des Arbers
Seeloch	87	924–1404	Fichtenhochlagenwälder zwischen Großem Arber und Kleinem Arbersee

Die Flugfensterfallen waren über einen Zeitraum von drei Monaten (Mai–Juli) im Einsatz und wurden monatlich geleert. Die Barberfallen waren über den gleichen Zeitraum fängig gestellt und kamen zusätzlich für einen Monat im Herbst (September) zum Einsatz. Sie wurden ebenfalls monatlich geleert.

Auf den Probeflächen der Naturwaldreservate wurden bereits vor zehn Jahren (2009) mit analogen Methoden Artdaten für die Laufkäfer und die xylobionten Käfer erfasst.

Die Fänge wurden anschließend durch geschulte Kräfte sortiert. Aus dem gefangenen Material der Flugfensterfallen wurden die Fraktionen der Käfer, der Wanzen und der sonstigen Arthropoden (Beifang) herausortiert. Aus dem Bodenfallen-Material der drei zusammen gefügten Becherinhalte wurden die Fraktionen Laufkäfer und sonstige Arthropoden (Beifang) entnommen.

Im Nachgang wurden die Abtropfgewichte der Beifänge analog zur Krefelder Studie (SORG et al., 2013) auf einer Feinwaage ermittelt.

Für sämtliche Käfer, die bis zur Artebene bestimmt werden konnten, wurden die Trockengewichte nach der Formel von ROGERS et al. (1976)

$$TG = \frac{0,305 \times L^{2,62}}{1000}$$

(TG – Trockengewicht in g; L – durchschnittliche Körperlänge in mm)

anhand der mittleren Körperlänge aus der Literatur und der Individuenzahl je Falle errechnet.

Die Käfergewichte pro Falle und Monat wurden für die drei Gruppen der Laufkäfer aus den Bodenfallen sowie der xylobionten Käfer und der sonstigen flugfähigen Käfer aus den Flugfensterfallen aufsummiert.

Für die statistischen Datenauswertungen und die grafischen Darstellungen wurde das Open Source Programm R verwendet (R CORE TEAM, 2019). Zur Abschätzung der Wirkung von Umweltparametern wurde für jede Gruppe der Käfer bzw. der Beifänge mit dem R-Paket „mgcv“ ein Generalisiertes Additives Modell (GAM) erstellt (PEDERSEN et al., 2019). Als Umweltparameter wurden für die Flächendaten von 2019 die Meereshöhe, die Oberschicht-, Mittelschicht- und Verjüngungsschichtdeckung der Bestände, der Anteil an Fichten in der Oberschicht, Lückenanteile (über eine Baumkrone), Anteile der Rückegassen und Erschließungslinien, Menge an liegendem Totholz, Menge an stehendem Totholz, der Nutzungstyp, Fallenmonat und die geografische Lage der Falle einbezogen.

Für die Vergleichsuntersuchungen von 2009 und 2019 konnten neben dem Jahr als Umweltparameter die Meereshöhe, Ober-, Mittel- und Verjüngungsschichtdeckung, der Anteil der Fichte in der Oberschicht, die Lückenanteile des Bestandes und die geografische Lage als Umweltparameter einfließen.

Die Grafiken aus den Ergebnissen der GAM wurden mit dem Paket „visreg“ realisiert (BREHENY & BURCHETT, 2017).

Während der beiden Projekte (2009 und 2019) wurden an zehn ausgewählten Punkten im Höhengradient die Lufttemperatur und die Luftfeuchte mit Klimaloggern (HOBO ProV2) mehrmals stündlich erfasst.

Die Daten für drei Stationen wurden wochenweise zusammengefasst ausgewertet und im Vergleich von 2019 zu 2009 über die Fangsaison dargestellt.

Ergebnisse

Biomassen der Beifänge aus Bodenfallen und Flugfensterfallen

Die Arthropoden-Aktivität, repräsentiert durch die Abtropfgewichte des Beifangs, verhielt sich im Verlauf der Monate Mai bis Juli für beide Fallentypen, Bodenfalle und Flugfensterfalle, sehr ähnlich. Die größte Aktivität der Arthropoden auf den Untersuchungsflächen wurde im Juni festgestellt (Tab. 2). Mit den Barberfallen wurden im September die geringsten Fänge erzielt. Die Flugfensterfallen lieferten die niedrigsten Beifang-Werte im Juli.

Insgesamt können die Modelle für die Biomassen der Beifänge der Flugfensterfallen rund ein Drittel der Zusammenhänge erklären (Tab. 2). Bei den Bodenfallen ließen sich nur ein Fünftel der Schwankungen bei den Biomassemenigen durch die in das Modell einfließenden Umweltparameter erklären. Der deutlichste Zusammenhang zwischen der Biomasse aus den Flugfensterfallen und den Umweltparametern ergab sich aus der Oberschichtdeckung der Bestände. So nahm die Biomasse mit zunehmender Oberschichtdeckung

ab. Bei den Biomassen aus den Bodenfallen war dieser Effekt dagegen umgekehrt dazu positiv, allerdings konnte auch zu den Lücken ein ausgeprägter positiver Effekt festgestellt werden. Die laubholzbetonten Wirtschaftswälder wiesen im Schnitt die höchsten Biomassen auf.

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen den Beifängen der Flugfensterfallen (FFF) und der Bodenfallen (BF) sowie den untersuchten Umweltparametern. (NWR-WL: Vergleich Nutzung Naturwaldreservat Wirtschaftswald laubholzbetont, NWR-WN: Vergleich NWR Wirtschaftswald nadelholzbetont, Monatsvergleiche zum Mai, OSD: Oberschichtdeckung, MSD: Mittelschichtdeckung, VSD: Verjüngungsschichtdeckung, OS_Fi: Anteil Fichte in Oberschicht)

	NWR-WL	NWR-WN	Mai-Juni	Mai-Juli	Mai-Sept	Meereshöhe	OSD	MSD	VSD	OS_Fi	Lücken	Rückegassen	lieg_Totholz	steh_Totholz	Totholz Ges	Raum	Erklärung in %
Beifang_FFF	*		**		-		***	*			*	•				*	32,4
Beifang_BF	*		**		•		*		*	***	***	**		•			20,5

(dunkelgrün – deutlicher positiver Effekt, hellgrün – positiver Effekt, orange – negativer Effekt, rot – starker negativer Effekt, gelb – nicht linearer Effekt; *** hoch signifikant, ** sehr signifikant, * signifikant, • Tendenz)

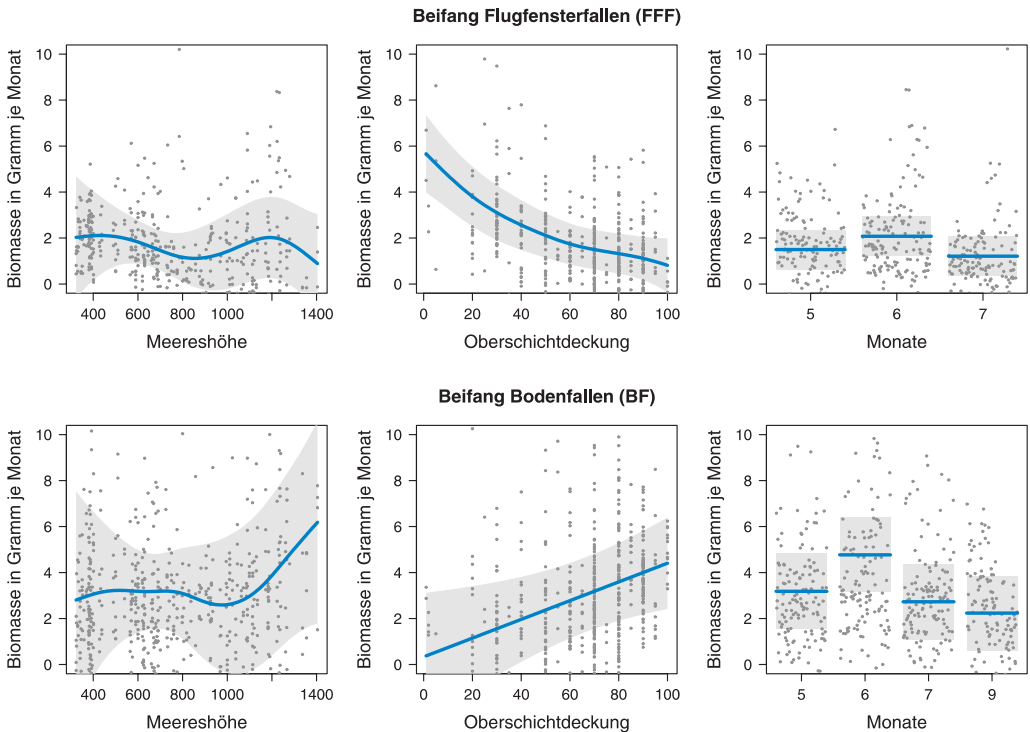


Abbildung 3: Ergebnisse des GAM (Generalisiertes Additives Modell) für die Auswirkungen der Umweltparameter Meereshöhe, Oberschichtdeckung und Fallenmonat auf die Biomasse der Beifänge in Flugfensterfallen (FFF) oben und Bodenfallen (BF) unten.

Der Zusammenhang zwischen den Biomassen der Beifänge und der Meereshöhe wird durch die Modelle nicht als sehr deutlich beschrieben (Abb. 3). In den Hochlagen nimmt die Biomasse bei den Flugfensterfallen ab, während sie bei den Bodenfallen noch einmal auffällig zunimmt. Sehr deutlich wird in dem Modell

die Wirkung der Oberschichtdeckung, die bei den Flugfensterfallen deutlich negativ, bei den Bodenfallen dagegen positiv gerichtet ist. Als der von der Aktivität am deutlichsten hervorstechende Monat hat sich der Juni herausgestellt. Sowohl für die Boden- als auch für die Flugfensterfallen ergaben sich hier die höchsten Werte. Mai und Juli lagen etwa auf einem Niveau, während der September, in dem nur die Bodenfallen aufgestellt waren, nochmal deutlich abfällt.

Käfer-Biomassen aus Bodenfallen und Flugfensterfallen

Tabelle 3: Zusammenhang zwischen den Biomassen der Käfer aus den Flugfensterfallen (FFF) und den Bodenfallen (BF) sowie den untersuchten Umweltparametern (Beschreibung siehe Tab. 2)

	NWR-WL	NWR-WN	Mai-Juni	Mai-Juli	Mai-Sept	Meereshöhe	OSD	MSD	VSD	OS_Fi	Lücken	Rückegassen	lieg_Totholz	steh_Totholz	Totholz Ges	Raum	Erklärung in %
Xylobionte Käfer	•	•	***	**		**	***		*	•	*	*	**				37,2
Sonstige flugfähige Käfer			***				**	*			**	*					18,6
Laufkäfer			***	•	*	•			•				***	**	**	***	36,9

(dunkelgrün – deutlicher positiver Effekt, hellgrün – positiver Effekt, orange – negativer Effekt, rot – starker negativer Effekt, gelb – nicht linearer Effekt; *** hoch signifikant, ** sehr signifikant, * signifikant, • Tendenz)

Bei den Käfern zeichnete sich für alle Gruppen ein deutlicher Anstieg der Biomasse von Mai auf Juni ab (Tab. 3).

Darüber hinaus ist für alle drei Gruppen ein positiver Trend zwischen Biomasse und Meereshöhe auszumachen, der insbesondere bei den xylobionten Käfern als starker, hoch signifikanter Effekt belegt wird. Die Oberschicht stellt sich für die xylobionten Käfer als stark negativ beeinflussender Faktor heraus. Ebenso gilt dies für die Deckung der Verjüngung. Keine klaren Zusammenhänge ließen sich in diesen Untersuchungen zwischen den Totholz mengen aus der Waldstruktur erfassung auf 500 m² um die Fallen und den Biomassen der Käfer ableiten.

Sehr deutlich wurde die Bedeutung des geografischen Raumes für die Laufkäfer, während sich dieser Unterschied bei den flugfähigen Arten nicht so deutlich abzeichnete. Die Erklärungswerte des Modells liegen auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Umweltparameter für die xylobionten Käfer und die Laufkäfer bei rund 32 %. Dagegen erreichen sie für die sonstigen Flugkäfer nur ca. 19 %.

Für die xylobionten Käfer und die sonstigen flugfähigen Käfer ermitteln die Modelle mehr oder weniger konstante Trendlinien zwischen der Biomasse und der Meereshöhe. Bei den Laufkäfern bleibt das Modell dagegen bis in eine Höhenlage von 800 m ü. NN stabil, während sich darüber ein deutlicherer Anstieg abzeichnet (Abb. 4). Die Oberschichtdeckung der Bestände zeigt bei den xylobionten Käfern insbesondere bis zu etwa 40 % Oberschicht einen deutlichen Abfall und bleibt dann konstant. Für die sonstigen Käfer errechnen sich insbesondere in den lichtereren wie auch in den Beständen mit einer geschlossenen Oberschicht Zunahmen der Biomasse. Für die Fangmonate bestätigen die Käferdaten nochmals exakt die Daten für die sonstige Biomasse der Beifänge mit sehr hohen Werten im Juni.

Vergleich der Witterungsparameter zwischen 2009 und 2019

Die ersten Wochen der Fangsaison im Mai 2019 waren etwa 5 K kühler als 2009. Dagegen waren im Juni und Juli teilweise einzelne Wochen um über 8 K wärmer (Abb. 5). Die Unterschiede waren in den höheren Lagen größer als in den Tieflagen. Die Luftfeuchte war in den ersten Wochen der Fangsaison 2019 ähnlich wie in 2009 (Abb. 6), allerdings im Juni und Juli deutlich trockener. Die Trockenheit war in den höheren Lagen teilweise noch ausgeprägter als in den Tieflagen.

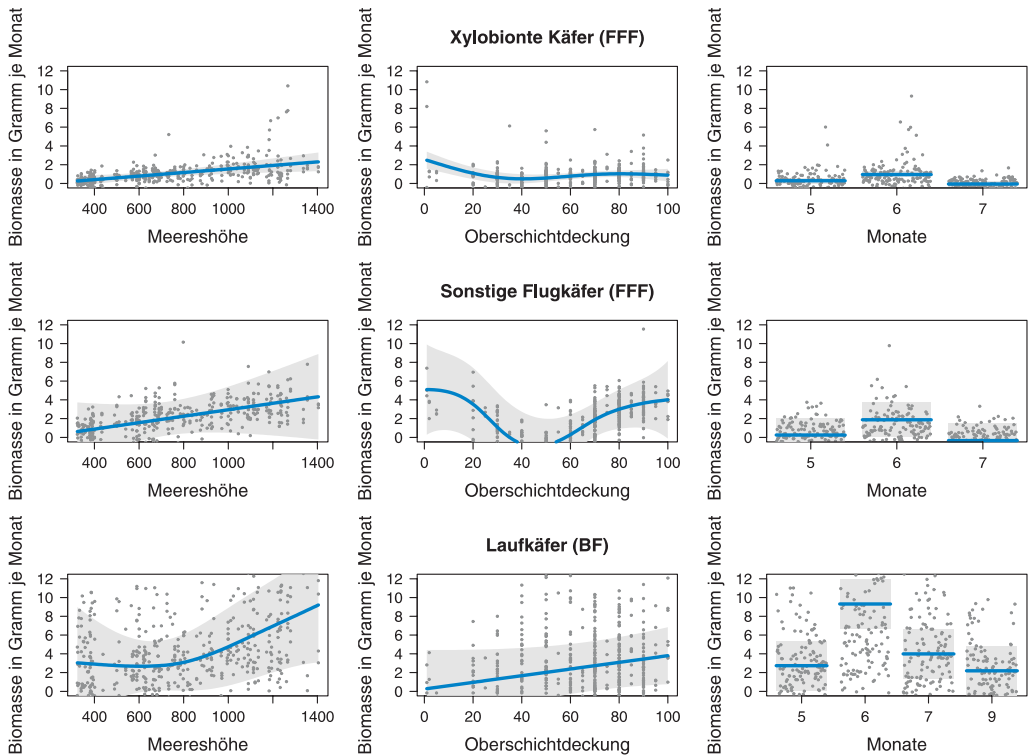


Abbildung 4: Ergebnisse des GAM (Generalisiertes Additives Modell) für die Auswirkungen der Umweltparameter Meereshöhe, Oberschichtdeckung und Fallenmonat auf die Biomasse der drei Käfergruppen xylobionte Käfer, sonstige flugfähige Käfer in Flugfensterfallen (FFF) und Laufkäfer aus Bodenfallen (BF).

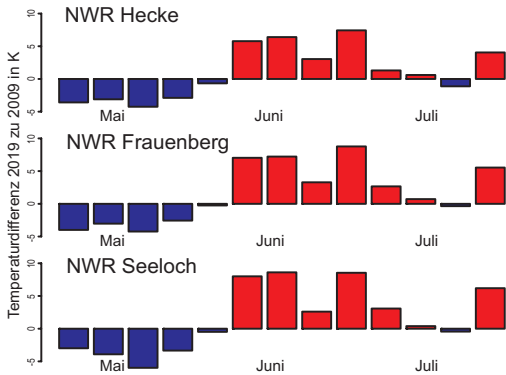


Abbildung 5: Vergleich der wochenweisen Durchschnittstemperaturen über die Fangsaison von Mai bis Juli in den Jahren 2019 zu 2009 (blau – kühlere Temperaturen im Jahr 2019, rot – wärmere Temperaturen) für die Naturwaldreservate 97 – Hecke in den Tieflagen, 94 – Frauenberg in den mittleren Lagen und 87 – Seeloch in den Hochlagen

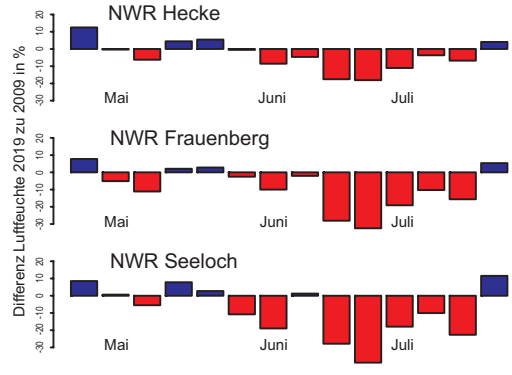


Abbildung 6: Vergleich der wochenweisen durchschnittlichen Luftfeuchte über die Fangsaison von Mai bis Juli in den Jahren 2019 zu 2009 (blau – höhere Luftfeuchte im Jahr 2019, rot – niedrigere Luftfeuchte im Jahr 2019) für die Naturwaldreservate 97 – Hecke in den Tieflagen, 94 – Frauenberg in den mittleren Lagen und 87 – Seeloch in den Hochlagen

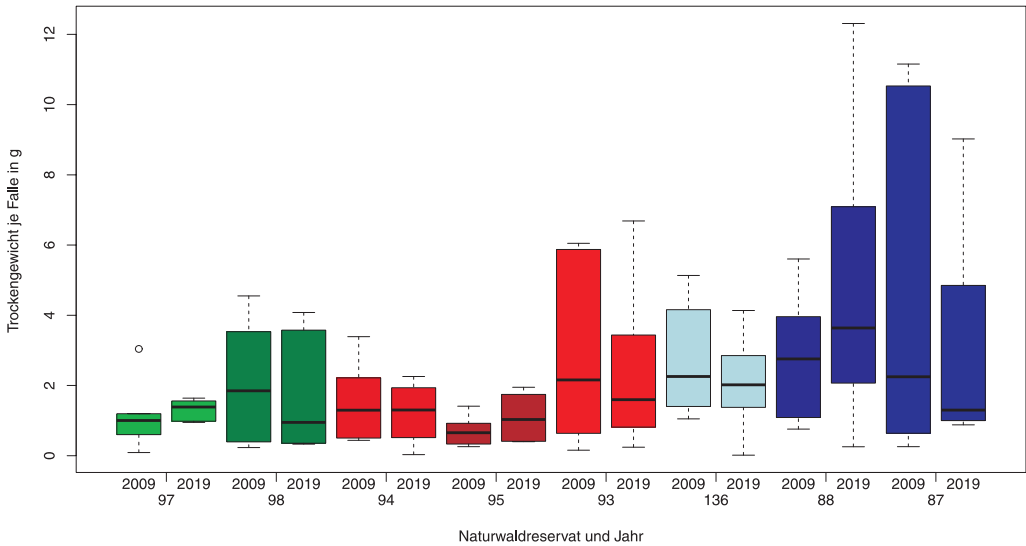


Abbildung 7: Vergleich der Fangmengen xylobionter Käfer in den acht untersuchten Naturwaldreservaten von 2009 und 2019 innerhalb der drei Monate von Mai bis Juli pro Flugfensterfalle. Die Reservate sind nach der Höhenlage von links (grün – Tieflagen; 97-Hecke, 98-Leitenwies) über die Mittellagen (94-Frauenberg, 95-Rehberg, 93-Rusler Wald) nach rechts (blau - Hochlagen am Arber, 136-Riesloch, 88-Grübel, 87-Seeloch) aufgereiht.

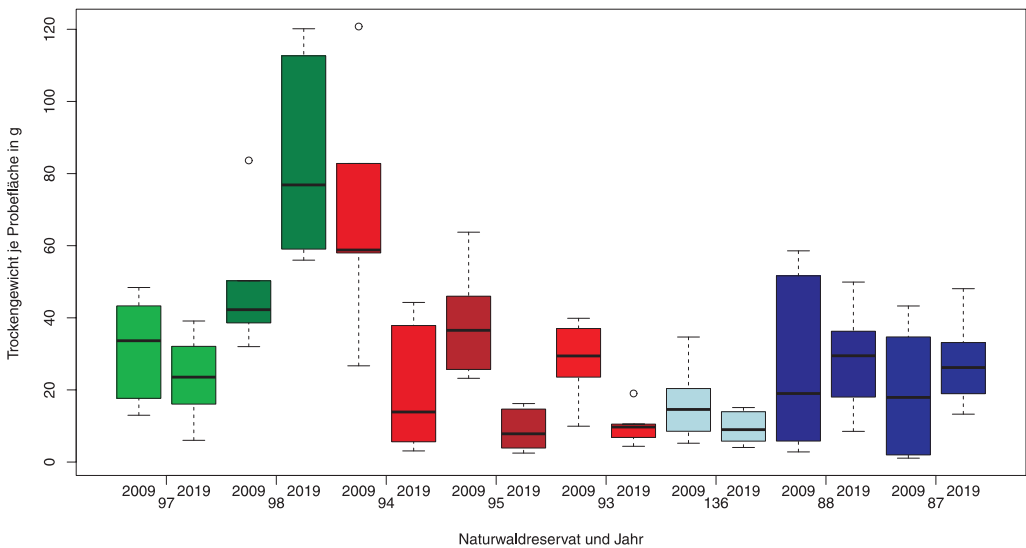


Abbildung 8: Vergleich der Fangmengen an Laufkäfern in den acht untersuchten Naturwaldreservaten von 2009 und 2019 innerhalb von vier Monaten (von Mai bis Juli und September) mit je drei Barberfallen. Die Reservate sind nach der Höhenlage von links (grün – Tieflagen) nach rechts (blau – Hochlagen am Arber) aufgereiht.

Ein Vergleich der Fangmengen xylobionter Käfer von 2009 und 2019 in den acht Naturwaldreservaten zeigte keine einheitliche Tendenz (Abb. 7). Zwar wurden in den Reservaten Leitenwies (98), Rusler Wald (93) und Seeloch (87) leichte Rückgänge der Fanggewichte im Jahr 2019 beobachtet, jedoch waren die Mengen in anderen Reservaten wie Hecke (97), Rehberg (95) und Grübel (88) im Schnitt etwas höher. Das unterschiedliche Ausmaß der Schwankungen der Fanggewichte zwischen den Fallen innerhalb der Natur-

waldreservate war in beiden Jahren ähnlich. So waren in den Reservaten Hecke (97) und Rehberg (95) beispielsweise zwischen den Fanggewichten einzelner Fallen kaum Unterschiede in beiden Fangjahren zu erkennen. Dagegen waren in den NWR Leitenwies (98) und Grübel (88) in beiden Jahren größere Unterschiede zwischen den sechs Fallen auszumachen.

Bei den Laufkäfern ist der Vergleich der Fangmengen der Jahre 2009 und 2019 wesentlich inhomogener. So wurde auf der Fläche an der Donau (Leitenwies, 98) sowie auf den beiden Hochlagenflächen am Arber (88 und 87) eine deutliche Zunahme der Fanggewichte beobachtet. Im Gebiet Hecke (97) waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen (Abb. 8).

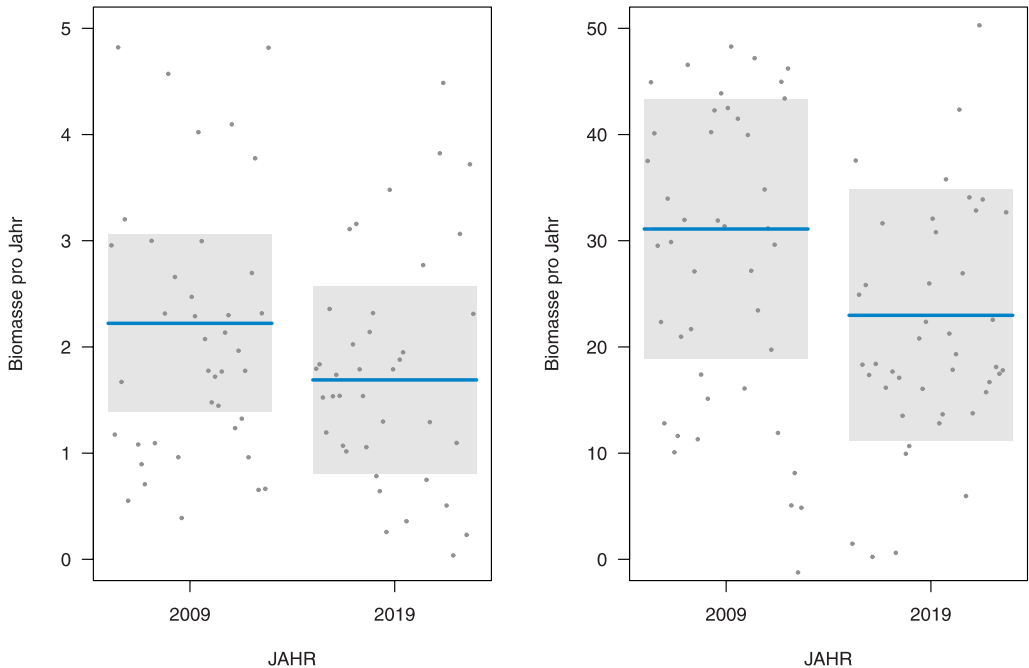


Abbildung 9: Ergebnisse der GAM zum Vergleich der Biomasse von xylobionten Käfern (links) und Laufkäfern (rechts) in den Naturwaldreservaten über die beiden Jahre 2009 und 2019.

Über alle Flächen hinweg errechnen die Modelle sowohl für die xylobionten Käfer als auch für die Laufkäfer im Vergleich zu 2009 eine geringere Biomasse im Jahr 2019 (Abb. 9).

Für beide Jahre und für die beiden Artengruppen der xylobionten Käfer und der Laufkäfer zeigen die Modelle eine Zunahme der Biomasse mit der Meereshöhe (Abb. 10). Entsprechend der allgemein geringeren Biomasse im Jahr 2019 gegenüber dem Jahr 2009 liegen die einzelnen Kurven für das Jahr 2019 unterhalb derer für das Jahr 2009.

Einfluss der Nutzungsformen auf die Biomasse

Zwischen den drei untersuchten Nutzungsformen ergeben sich für die Biomassen der Beifänge wie auch der drei Käfergruppen keine hochsignifikanten Unterschiede (Abb. 11). Bei den Beifängen zeigt sich der laubholzbetonte Wirtschaftswald als die günstigste Bedingung für die Tiere, während Naturwaldreservat und die nadelholzbetonten Wirtschaftswälder auf etwa einem Niveau liegen.

Für die xylobionten Käfer und die Laufkäfer zeigt sich ein ähnliches Bild, während dies bei den sonstigen flugfähigen Käferarten umgekehrt erscheint.

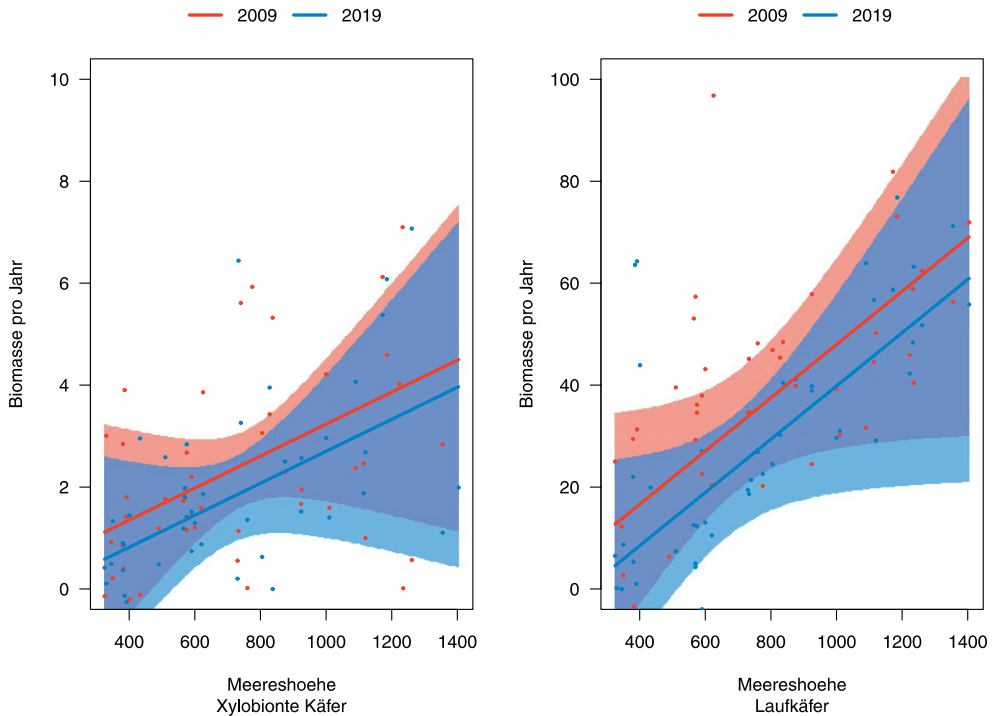


Abbildung 10: Ergebnis des GAM für den Einfluss der Meereshöhe in den beiden Aufnahmejahren 2009 und 2019 für xylobionte Käfer und Laufkäfer in den Naturwaldreservaten.

Diskussion

Über alle Gebiete im Gradienten zeichneten sich die höchsten Biomassen der Arthropodenbeifänge für die Tieflagen mit der Nähe zu Donau und Inn sowie für die Hochlagen am Arber ab. Die mittleren Lagen schienen hier etwas abzufallen. In den Tieflagen dürfte die Nähe zu den Gewässern mit Donau und Inn eine Rolle spielen. Eine Erklärung für die erhöhten Käfermengen in den Hochlagen könnten die Auswirkungen von Waldschäden sein. In den vergangenen 15 Jahren waren die Hochlagen um den Arber immer wieder von Sturmwurfereignissen und anschließendem Borkenkäferbefall betroffen. Dies bestätigt auch der Umstand, dass für viele der untersuchten Gruppen die Deckung der Oberschicht von Beständen ein wichtiger Parameter ist. So zeigten auch SALLÉ et al. (2020) bei Eichenwäldern einen engen Zusammenhang zwischen der Biomasse an Insekten und Schäden in Eichenbeständen. Die Anteile von rindenbrütenden Käfern und insbesondere Arten der Gattung *Ips* spielten bei den Fanggewichten aus den Flugfensterfallen jedoch keine große Rolle. Vor allem in den laubholzreicheren Partien im Gebiet um die Naturwaldreservate Leitenwies und Frauenberg waren die Fangmengen dieser Gattung sehr niedrig, aber auch in den Hochlagen am Arber lagen die Werte je Probefläche nicht über 0,3 g.

Bei den sonstigen flugfähigen Käfern wie auch bei dem Beifang der Bodenfallen zeigen sowohl die Oberschichtdeckung als auch die Lücken einen positiven Einfluss auf die Biomasse. Dieser scheinbare Widerspruch kann nur mit den vielfältigen strukturellen Bestandesunterschieden erklärt werden. So gibt es in sich geschlossene Bestände mit einzelnen größeren Lücken, als auch Bestände ohne größere Lücken, aber mit einem an sich lichten Bestand in der Oberschicht, und vielfältige mehrschichtige Bestände, z. B. mit lückiger Oberschicht, aber einer geschlossenen Verjüngungsschicht. Bei einem Gradienten, den REMERT (1981) für Bodenfallen-Material von Spitzbergen bis nach Tunesien aufgestellt hatte, ergibt sich bei

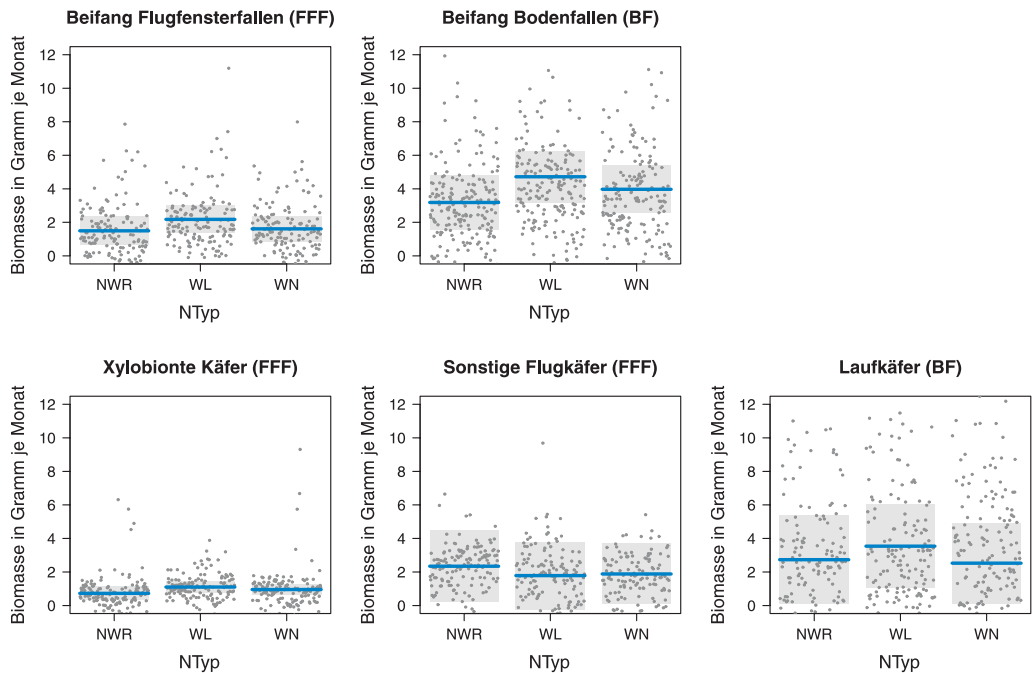


Abbildung 11: Biomassen in Abhängigkeit von den drei untersuchten Nutzungsformen (NWR – Naturwaldreservate, WL – Wirtschaftswald laubholzbetont, WN – Wirtschaftswald nadelholzbetont)

der Betrachtung der daraus abgeleiteten Gewichte kein klarer geografischer Trend. Hier ergaben die höchsten Gesamtgewichte Fänge aus einem trockenen Kiefernwald in Süddeutschland. Bei unseren Untersuchungen im Höhengradient spielte der geografische Raum für die Biomasse der Arten allerdings gerade bei den Laufkäfern eine wichtige Rolle.

Die monatliche Verteilung der Fanggewichte aller betrachteten Gruppen entspricht im Wesentlichen Ergebnissen, die SORG et al. (2013) mit Malaisefallen erreicht haben. Allerdings lagen die Gewichte für den Juli dort meistens über den Werten vom Juni. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch HALLMANN et al. (2017). Ein entsprechender Abfall der Laufkäferaktivität zwischen Juni und Juli wurde auch von HRISTOVSKI et al. (2016) bei Untersuchungen in Mazedonien beobachtet. Im Gegensatz zur vorliegenden Studie stiegen die Fangmengen in Mazedonien jedoch zum Herbst hin wieder an. Mit ein Grund für den deutlichen Abfall der Werte im Bayerischen Wald zwischen Juni und Juli (bzw. September im Fall der Laufkäfer) 2019 könnte die lang anhaltende Sommertrockenheit sein. Der negative Einfluss von Dürreperioden auf Laufkäferpopulationen ist durch mehrere Studien belegt (u. a. ŠUSTEK et al., 2017; ŠIŠKA et al., 2020), jedoch treten Einbrüche der Käferabundanz oft erst mit einer 1–2-jährigen Verzögerung auf. Laufkäferarten, die sich vornehmlich von Regenwürmern, Gastropoden und anderen hygrophilen Beutetieren ernähren (ŠERIĆ JELASKA et al., 2014), dürften von langanhaltender Trockenheit unmittelbar betroffen sein. SYMONDSON et al. (2002) fanden einen engen Zusammenhang zwischen der Populationsdynamik von *Pterostichus melanarius*, dem Gemeinen Grabkäfer, und der verfügbaren Menge an Schnecken, die seine Hauptnahrungsquelle darstellen. Die sehr geringen Individuenzahlen bei der Schneckenkartierung auf den bayerischen Untersuchungsflächen im Trockenjahr 2019 (BLASCHKE & SIEMONSMEIER, 2020) könnten somit auf einen Zusammenhang mit dem beobachteten Einbruch der Laufkäferaktivität in der sommerlichen Dürreperiode ab Juli 2019 hindeuten.

In den Hochlagen decken die drei Untersuchungsmonate den absoluten Schwerpunkt der Aktivitäten der Arten ab. Zuvor und schon bald nach den drei Monaten werden Kälte und Schnee die Aktivitäten vieler

Arthropoden deutlich einschränken. Für die anderen Lagen zieht sich die Aktivitätszeit wesentlich länger hin. So waren beim Aufbau der Fallen in den Hochlagen Anfang Mai noch nicht alle Forststraßen schneefrei befahrbar und an den Nordhängen waren teilweise die Bereiche zwischen den Fichten noch schneebedeckt. Dagegen verschwand in den Tieflagen der Schnee bereits im März. Auch die Fangzahlen von Käfern aus den Flugfensterfallen bestätigen die hohe Aktivität der Arthropoden im Juni. In Großbritannien zeigten SHORTALL et al. (2009) über einen langen Beobachtungszeitraum eine deutlich erhöhte Fangrate für die 16. bis 24. Kalenderwoche, was auch in dem Zeitfenster der Untersuchungen im Bayerischen Wald lag, gefolgt von einem rapiden Abfall der Biomasse in den späteren Sommermonaten.

Mit einem Gesamtgewicht der Käfer von durchschnittlich etwa 5 g pro Flugfensterfalle lagen die Gewichte innerhalb von drei Monaten etwa auf dem Niveau, das auch SEIBOLD et al. (2019) über die gesamte Fangsaison im Zeitraum von März bis Oktober während der Jahre 2008 bis 2016 auf den Flächen der Biodiversitätsexploratorien einschließlich der Wanzen pro Fensterfalle erreichen konnten. Für die Flächen der acht Naturwaldreservate im Bayerischen Wald zeigte der Vergleich der Mengen an xylobionten Käfern zwischen 2009 und 2019 keine signifikanten Unterschiede. Allerdings deuteten die Modelle auf geringere Fangmengen 2019 sowohl bei den xylobionten Käfern als auch bei Laufkäfern hin. SEIBOLD et al. (2019) hatten über einen Rückgang der Arthropodengewichte bei ihren Untersuchungen im Zeitraum von 2008 bis 2017 berichtet. Darüber hinaus stammen die vorliegenden Daten, die für zwei Zeitpunkte miteinander verglichen werden konnten, ausschließlich aus Reservaten, in denen sich die strukturellen Bedingungen für xylobionte Käfer verbessert haben sollten. So hat sich die gesamte Totholzmenge in den letzten Jahren deutlich erhöht (SIEMONSMEIER et al., 2020).

Für die Laufkäfer zeichnete sich im Jahr 2019 eine geringere Anzahl von Individuen in den Fallen ab als im Jahr 2009. Im Hinblick auf die Gesamtgewichte wurden die niedrigen Stückzahlen in den Hoch- und Tieflagen allerdings dadurch teilweise ausgeglichen, dass deutlich mehr größere Arten der Gattung *Carabus* in die Fallen gelangt waren. In den Mittellagen war dieser Trend nicht so ausgeprägt. Hier wird deutlich, dass eine differenzierte Betrachtung der Biomassewerte notwendig ist, da einzelne Taxa aufgrund ihrer Körpergröße überproportional zum Gesamtgewicht beitragen können. Eine ähnliche Beobachtung machten HOMBURG et al. (2019), die die Entwicklung von Laufkäferpopulationen in der Lüneburger Heide über einen Zeitraum von 24 Jahren untersuchten. Die Autoren fanden keinen signifikanten Trend bei der Gesamtbiomasse, konnten aber eine abnehmende Diversität der Laufkäfer nachweisen. Demnach sank vor allem die Anzahl der Arten mit geringer Körpergröße, während große Arten mit gleichbleibender Wahrscheinlichkeit auftraten, sodass die Gesamtbiomasse keine abnehmenden Tendenzen im betrachteten Zeitraum zeigte. Die Autoren merkten an, dass Waldspezialisten unter den Laufkäfern signifikant größer seien als Arten anderer Habitats und schrieben den beobachteten Effekt der Tatsache zu, dass die untersuchten Waldgebiete seit Langem unter Schutz stehen. BROOKS et al. (2012) fanden stabile Laufkäferpopulationen in Wäldern in Großbritannien über einen Beobachtungszeitraum von 15 Jahren und schrieben dies der hohen Habitatkontinuität von Wäldern im Vergleich mit Offenlandgesellschaften zu, die deutliche Rückgänge bei den Laufkäferpopulationen aufwiesen. Im Vergleich der im Bayerischen Wald untersuchten Bewirtschaftungsformen konnten keine signifikanten Unterschiede bei den Gesamtgewichten der betrachteten Gruppen festgestellt werden. Dies spricht dafür, dass eine naturnahe Waldbewirtschaftung die Insektenfauna nicht maßgeblich beeinträchtigt. Allerdings zeigen die Daten von SEIBOLD et al. (2019) und SHORTALL et al. (2009), dass Erhebungen aus Einzeljahren nur sehr schwer zu interpretieren sind und es oftmals längerer kontinuierlicher Zeitreihen bedarf, um gesicherte Aussagen treffen zu können (DIDHAM et al. 2020). Nichtsdestotrotz sind auch kürzere Zeitreihen oder paarweise Vergleiche zweier Beprobungszeitpunkte, wie in der vorliegenden Studie, durchaus von Wert, um dokumentiert zu werden. Auf diese Weise aufbereitete Daten, die für eine breitere Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden, können eine Basis für zukünftige Untersuchungen schaffen, die, so bleibt zu hoffen, in einigen Jahren zu einem aufschlussreichen und statistisch belastbaren Gesamtbild beitragen werden.

Fazit

Die beobachteten Zusammenhänge der ermittelten Arthropodengewichte mit der Meereshöhe sowie die Saisonalität sprechen für eine erhöhte Beeinflussung der Insektenfauna durch den Klimawandel.

Für den betrachteten Vergleich der Massen der xylobionten Käfer und der Laufkäfer in den Naturwaldreservaten ließen sich zwischen den Jahren 2009 und 2019 noch keine konkreten Hinweise ableiten. Allerdings deutet der festgestellte Zusammenhang mehrerer untersuchter Gruppen mit der Meereshöhe darauf hin, dass der Klimawandel einen Einfluss auf die Biomasse der Insekten und somit auch auf die Zusammensetzung der Insektenfauna insgesamt haben könnte. Der Anstieg der Totholzmenge in den Naturwaldreservaten in den letzten zehn Jahren könnte negative Effekte der Klimaerwärmung und anderer anthropogener Aktivitäten auf die Käferpopulationen, die auf Totholz angewiesen sind, ausgeglichen haben. Allerdings wurden zwischen den Gesamtgewichten der erfassten Arthropoden in unbewirtschafteten Naturwaldreservaten und den laubholzbetonten wie auch nadelholzbetonten Wirtschaftswäldern im Jahr 2019 keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Dies deutet darauf hin, dass mit dem in der Region durchgeführten naturnahen Waldbauverfahren die Gesamtbiomasse der Arthropoden nicht erheblich beeinträchtigt wird.

Danksagung

Wir bedanken uns bei unseren Sortierkräften: Andrea JARZABEK-MÜLLER, Yasmina DUINKERKEN, Nadine HESSE, Laura ENDERS-BRENNER, Svenja LÜTGE, Claudia HIEBLE und Philipp KANTUSER; unseren Bestimmungsfachleuten: Wolfgang LORENZ (Laufkäfer aus Bodenfallen) und Frank KÖHLER (Käfer aus Flugfens-terfallen); sowie dem Waldklimafonds für die Finanzierung des Projektes „Höhengradient“.

Literatur

- BLASCHKE, M., PIMMER, F. & A. SIEMONSMEIER (2020): Naturverjüngung im Höhengradienten des Bayerischen Waldes. – *AFZ-Der Wald* **75** (15): 18–21.
- BREHENY, P. & W. BURCHETT (2017): Visualization of regression models using visreg. – *The R Journal* **9** (2): 56–71.
- BLASCHKE, M. & A. SIEMONSMEIER (2020): Schnecken im Höhengradienten des Bayerischen Waldes. – *LWF aktuell* **3/2020**: 43–46.
- BROOKS, D. R., BATER, J. E., CLARK, S. J., MONTEITH, D. T., ANDREWS, C., CORBETT, S. J., BEAUMONT, D. A. & J. W. CHAPMAN (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. – *Journal of Applied Ecology* **49** (5): 1009–1019.
- DIDHAM, R. K., BASSET, Y., COLLINS, C. M., LEATHER, S. R., LITTLEWOOD, N. A., MENZ, M. H., MÜLLER, J., PACKER, L., SAUNDERS, M. E., SCHÖNRÖGGE, K., STEWART, A. J. A., YANOVIK, S. P. & C. HASSALL (2020): Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. – *Insect Conservation and Diversity* **13** (2): 103–114.
- HALLMANN, C. A.: SORG, M.; JONGEANS, E.; STEPPEL, H. HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOUISSON, D. & H. DE KROON (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – *PLoS ONE* **12** (10): e0185809. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>, Stand: 10.07.2020)
- HÓDAR, J. A. (1996). The use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. – *Acta Ecologica* **17** (5): 421–433.
- HOMBURG, K., DREES, C., BOUTAUD, E., NOLTE, D., SCHUETT, W., ZUMSTEIN, P., VON RUSCHKOVSKY, E., & T. ASSMANN (2019): Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. – *Insect Conservation and Diversity* **12** (4): 268–277.
- HRISTOVKI, S., CVENTKOVSKA-GJORGIEVSKA, A. & T. MITEV (2016): Microhabitats and fragmentation effects on a ground beetle community (Coleoptera: Carabidae) in a mountainous beech forest landscape. – *Turkish Journal of Zoology* **40** (3): 402–410.
- PEDERSEN, E. J., MILLER, D. L., SIMPSON, G. L. & N. ROSS (2019): Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. – *PeerJ* **7**: e6876.

- PRATHER, C. M., PELINI, S. L., LAWS, A., RIVEST, E., WOLTZ, M., BLOCH, C. P. & S. PARSONS (2013): Invertebrates, ecosystem services and climate change. – *Biological Reviews* **88** (2): 327–348.
- R CORE TEAM (2019): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Wien. – <http://www.R-project.org/> [Stand: 12. 03. 2020]
- REMMERT, H. (1981): Body size of terrestrial arthropods and biomass of their populations in relation to the abiotic parameters of their milieu. *Oecologia* **50** (1): 12–13.
- ROGERS, L. E., HINDS, W. T. & R. L. BUSCHBOM (1976): A general weight vs. length relationship for insects. – *Annals of the Entomological Society of America* **69** (2): 387–389.
- SALLÉ, A., PARMAN, P., NUSILLARD, B., PINEAU, X., BROUSSE, R., FONTAINE-GUENEL, T., LEDET, R., VINCENT-BARBAROUX, C. & C. BOUGET (2020): Forest decline differentially affects trophic guilds of canopy-dwelling beetles. – *Annals of Forest Science* **77** (86). <https://doi.org/10.1101/2020.02.11.943753>
- SEIBOLD, S., GOSSNER, M. M., SIMONS, N. K., BLÜTHGEN, N., MÜLLER, J., AMBARLI, D. & K. E. LINSENMAIR (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. – *Nature* **574** (7780): 671–674.
- ŠERIĆ JELASKA, L., FRANJEVIĆ, D., JELASKA, S. D. & W. O. C. SYMONDSON (2014): Prey detection in carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in woodland ecosystems by PCR analysis of gut contents. – *European Journal of Entomology* **111** (5): 631–638.
- SHORTALL, C. R., MOORE, A., SMITH, E., HALL, M. J., WOIWOD, I. P. & R. HARRINGTON (2009): Long-term changes in the abundance of flying insects. – *Insect Conservation and Diversity* **2** (4): 251–260.
- SIEMONSMEIER, A. & M. BLASCHKE (2019): Waldstrukturen im Höhengradienten Auswirkungen des Klimawandels auf bewirtschaftete und unbewirtschaftete Waldflächen. – *LWF aktuell* **121**: 58–62.
- SIEMONSMEIER, A., FÖRSTER, B. & M. BLASCHKE (2020): Forest structures and carbon storage in managed and unmanaged forests along an altitudinal gradient in a central European low mountain range. – *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **19**: 71–88.
- ŠIŠKA, B., ELIAŠOVÁ, M. & J. KOLLÁR (2020): Carabus Population Response to Drought in Lowland Oak Hornbeam Forest. – *Water* **12** (11): 3284.
- SORG, M.; SCHWAN, H.; STENMANS, W. & A. MÜLLER (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. – *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld* **1**: 1–5.
- SSYMANK, A., SORG, M., DOCZKAL, D., RULIK, B., MERKEL-WALLNER, G. & M. VISCHER-LEOPOLD (2018): Praktische Hinweise und Empfehlungen zur Anwendung von Malaisefallen für Insekten in der Biodiversitätserfassung und im Monitoring. – *Entomologischer Verein Krefeld*.
- ŠUSTEK, Z., VIDO, J., ŠKVARENINOVÁ, J., ŠKVARENINA, J. & P. ŠURDA (2017): Drought impact on ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in Norway spruce forests with different management after windstorm damage—a case study from Tatra Mts. (Slovakia). – *Journal of Hydrology and Hydromechanics* **65** (4): 333–342.
- SYMONDSON, W. O., GLEN, D. M., IVES, A. R., LANGDON, C. J. & C. W. WILTSHIRE (2002): Dynamics of the relationship between a generalist predator and slugs over five years. – *Ecology* **83** (1): 137–147.

Anschriften der Verfasser

Markus Blaschke
 Angela Siemonsmeier
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
 85354 Freising
 E-Mail: Markus.Blaschke@lwf.bayern.de