BERICHTE DER NATURFORSCHENDEN GESELLSCHAFT DER OBERLAUSITZ
Band 32 Görlitz 2024 Seite 13–30

Ökologische Untersuchung der Laufkäferzönose auf verschiedenen Sukzessionsflächen des Braunkohletagebaus Olbersdorf[1]

Von VIKTORIA SAGOLLA und CHRISTA MARIA HEIDGER

Zusammenfassung

Die Laufkäferzönosen verschiedener Sukzessionsflächen des ehemaligen Braunkohletagebaus Olbersdorf wurden unter ökologischen Gesichtspunkten untersucht. Dazu wurden zehn repräsentative Standorte, welche sowohl der natürlichen als auch der gesteuerten Sukzession unterlagen, von Anfang Mai bis Ende September 2020 mit Hilfe von Bodenfallen beprobt. Zudem wurden an den gleichen Standorten gefangene Laufkäfer einer Untersuchung aus dem Jahr 2018 ausgewertet. Zusätzlich zum Vergleich der Diversität der Laufkäferzönosen zwischen den Standorten wurde der Einfluss von Umweltvariablen auf die Artenzusammensetzung untersucht. In Verbindung mit der Bestands- und Gefährdungssituation der Arten konnten naturschutzfachlich besonders wertvolle Biotope identifiziert werden. Der Unterschied zwischen der natürlichen und der gelenkten Sukzession zeigte sich besonders im Vergleich zwischen dem der freien Sukzession überlassenen Laubwald aus Eiche und Hainbuche und den jüngeren Forsten. Zwar war der natürlich gewachsene Wald im Allgemeinen nicht artenreicher, es fanden sich allerdings größtenteils typische Waldarten und einige gefährdete Arten. Auf den vegetationsarmen Standorten konnten nur wenige seltene Pionierarten nachgewiesen werden, wobei auf dem jüngsten Standort noch einige für Rohböden typische Arten gefangen wurden. Der Artenreichtum und die Diversität wurden im Allgemeinen negativ von der Deckung der Baumschicht und positiv von der Deckung der Krautschicht sowie einem höheren pH-Wert beeinflusst. Die diverseste Laufkäfergemeinschaft zeigte sich auf der Glatthafer-Frischwiese nahe einem Gebüsch. Als besonders artenreich erwiesen sich die strukturreichen halboffenen Standorte mit einer dichten Krautschicht. Von besonderem naturschutzfachlichem Wert waren die feuchteren Gebiete, in denen sich viele der gefährdeten Arten fanden. Diese Standorte sind auch in besonderem Maße von zunehmender Trockenheit betroffen, was sich auch in der Zunahme an xerophilen Arten zwischen den Untersuchungsjahren zeigte. Diese Gebiete erweisen sich somit als durch den Klimawandel besonders stark gefährdet. Erforderliche Maßnahmen zur Vernässung sind hier aufgrund der Lage nicht umsetzbar, doch kann eine Verlangsamung der Verbuschung in den Offenland-Standorten sowie eine Bestandsauflichtung der Forste wichtig für den Erhalt und die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gebiete sein.

Abstract

An ecological study of the ground-beetle cenosis on various succession areas of the Olbersdorf opencast lignite mine

The ground-beetle communities of various succession areas of the former Olbersdorf opencast lignite mine were examined from an ecological point of view. For this purpose, 10 representative

[1] Vortrag zur 33. Jahrestagung 2023 „Forschungsfacetten in der Lausitz“

sites, which were subject to both natural and managed succession, were sampled using pitfall traps from the beginning of May to the end of September 2020. In addition, data on ground beetles from a study conducted at the same sites in 2018 were analyzed. As well as the diversity of the ground-beetle communities, the impact of environmental variables on the species assemblages was investigated. By combining these data with the conservation status of the species, particularly valuable biotopes were identified. The difference between natural and managed succession was particularly evident in the comparison of the hornbeam-oak forest, undergoing unmanaged succession, with the younger planted forests. Although the naturally grown forest was generally not richer in species than the planted forests, it had more species typical of forest and some vulnerable species. Sites with sparse vegetation had only a few rare pioneer species, and the youngest site still had some species typical of raw soil. Species richness and diversity were generally influenced negatively by tree cover and positively by cover of the herb layer and by a higher pH value. The most diverse ground-beetle community was found on a meadow of false oat-grass near a bushy area. The structurally rich, semi-open sites with a dense herb layer proved to be particularly species-rich. Most of the vulnerable species were found in the wet areas, making these valuable for nature conservation. Such areas are affected by increasing drought, which was also reflected by the increase in xerophilous species between the years studied. These areas thus appear to be particularly at risk from climate change. Rewetting these places is not feasible because of the local conditions, but slowing down scrub encroachment in the open areas and thinning out the forests appear to be important for maintaining and improving the ecological status of the areas.

Keywords: Diversity, ground beetles, post-mining landscapes, nature conservation.

1 Einleitung

Laufkäfer sind weltweit verbreitet und besiedeln fast alle terrestrischen Biotope. Dabei leben die meisten Arten auf dem Erdboden und ernähren sich vorwiegend räuberisch. Durch ihre hohe Aktivitätsdichte, relativ leichte Determination, großen Artenreichtum, standardisierbare Fangmöglichkeit und hohem Kenntnisstand zur Ökologie eignen sich Laufkäfer gut als Modellorganismen stellvertretend für die bodenbewohnenden Arthropoden (Müller-Motzfeld 1989, Trautner & Assmann 1998, Koivula 2011). Die Struktur von Laufkäferzönosen und die Verbreitung von Arten wird im Wesentlichen durch die Umweltbedingungen und die Komplexität eines Lebensraums bestimmt. Als besonders wirksame Umweltfaktoren, welche die Habitatwahl einer Art beeinflussen, gelten dabei Feuchte, Temperatur und Helligkeit (Tietze 1973). Laufkäfer reagieren aufgrund ihrer Beweglichkeit wesentlich schneller auf Habitatveränderungen und die Qualität der Lebensräume als Pflanzen und sind daher sensitive Bioindikatoren (Trautner & Assmann 1998, Rainio & Niemelä 2002). Aufgrund ihres empfindlichen und sehr differenzierten Reaktionsvermögens sind Laufkäfer für die Bewertung von Sukzessionsstadien und die Qualität von Lebensräumen sowie von anthropogenen Einflüssen gut geeignet und werden daher auch als Standardgruppe in der Planung und zum Monitoring von naturschutzfachlichen Maßnahmen genutzt (Desender et al. 1994).

Seit dem 19. Jahrhundert wurden Teile der strukturreichen Kulturlandschaft der Oberlausitz durch den Braunkohletagebau devastiert. Im Zuge der Sanierung und Rekultivierung entstanden neue Lebensräume, die als gestörte Landschaften Habitate mit teilweise extremen Bedingungen darstellten. Solche extremen Biotope werden in der heutigen Kulturlandschaft zunehmend seltener, sodass viele an diese Bedingungen angepasste Arten selten oder gefährdet sind (Desender & Turin 1989). Der größte Teil der Flächen von Bergbaufolgelandschaften wurde aufwendig aufbereitet und bepflanzt, einige wenige Gebiete wurden aber auch der natürlichen Sukzession überlassen (Schulz & Wiegleb 2000). Die neu entstandenen Lebensräume sowie das Wirkungsgefüge zwischen Lebewesen und den künstlich geschaffenen Biotopen sind seitdem Schwerpunkte vieler Untersuchungen (Landeck et al. 2017). Bereits

in den 1950er Jahren wurden Laufkäfer zur Indikation der Entwicklung von Bergbaufolgelandschaften eingesetzt (Brüning et al. 1965). Insbesondere die Besiedelungsstrategien und die Sukzession der Laufkäferfauna in Bergbaufolgelandschaften waren in den vergangenen Jahren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen in der Lausitz (Vogel & Dunger 1991, Tietze 1995, Wanner et al. 1999, Barndt et al. 2006, Voigtländer & Moll 2012). Dabei lag der Fokus vieler Arbeiten in der Untersuchung von rekultivierten und sanierten Flächen in den frühen Phasen der Besiedlung. Diese frühen Phasen der Sukzession sind vor allem von Pionierarten geprägt, welche in Folge der weiteren Entwicklung je nach Umweltbedingungen und Stabilität von anderen Arten abgelöst werden (Barndt et al. 2006). Kenntnisse über die natürliche Sukzession stark beanspruchter Flächen können ein wertvolles Werkzeug für eine erfolgreiche Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften sein (Möckel 1998).

Seit dem Beginn der Rekultivierung des ehemaligen Braunkohletagebaus Olbersdorf im Jahr 1991 haben sich im Gebiet auf den ehemaligen Halden die verschiedensten Lebensräume entwickelt. Der größte Teil der Flächen wurde aufgeforstet, jedoch konnten auf einigen Flächen auch natürliche Sukzessionsprozesse ablaufen (Heidger 2004). Dabei verläuft die Entwicklung auf besiedlungsunfreundlichen Substraten (hoher Anteil an Kipp-Kohleton) sehr langsam oder verzögert sich stark. Andere Bereiche auf Halden mit günstigerer Zusammensetzung des Abraums, welche außerdem auch schon länger der natürlichen Sukzession überlassen wurden, befinden sich bereits in einer sehr späten Phase der Sukzession. Die Biotope solcher Gebiete stellen somit vielfältige Entwicklungsformen von Bergbaufolgelandschaften dar. Zur Laufkäferfauna des ehemaligen Braunkohletagebaus Olbersdorf liegen keine umfassenden Veröffentlichungen vor, sodass die Ergebnisse dieser Untersuchung einen wichtigen Beitrag zur Erfassung der faunistischen Diversität dieses Gebiets leisten. Bei den Standorten handelt es sich, anders als bei vielen anderen Arbeiten, ausschließlich um ältere Flächen (ca. 30–50 Jahre nach Verkippung). Es stellt sich daher die Frage, in welchem Zustand sich die Sukzessionsflächen befinden und wie divers die Laufkäferzönosen der einzelnen Standorte sind. Fraglich ist auch, ob wertgebende seltene oder gefährdete Arten auch nach den ersten Phasen der Sukzession noch vorhanden sind und ob sich die bepflanzten von den natürlich bewachsenen Flächen in ihrer Artenzusammensetzung und Vielfalt unterscheiden. Zudem stellt sich die Frage, welche Umweltbedingungen die Diversität und den Artenreichtum der Zönosen an den Standorten beeinflussen. Abschließend kann aus den Ergebnissen abgeleitet werden, welche Bedingungen auch in Anbetracht des Klimawandels verbessert werden sollten und wie die Diversität aus naturschutzfachlicher Sicht gefördert werden kann.

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südwestlich des Olbersdorfer Sees, auf der Abraumhalde des ehemaligen Braunkohletagebaus Olbersdorf bei Zittau. Die Stilllegung des Tagebaus Olbersdorf erfolgte 1991, und im gleichen Jahr wurde mit den Sanierungsmaßnahmen begonnen (LMBV 1999). Der Fokus der Maßnahmen lag dabei auf der Gestaltung einer funktionsfähigen Kulturlandschaft, vorrangig für die Förderung der Naherholung und die Entwicklung des Tourismus im Gebiet. Neben der Gestaltung eines Naherholungsgebietes wurden 210 ha forstwirtschaftliche Flächen unter Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes bepflanzt (LMBV 1999). Die meisten Gebiete wurden bei der Rekultivierung planiert (160 ha), melioriert (180 ha) und bepflanzt (113 ha) (Heidger 2004). Die Kippflächen wurden meist mit Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet. Darüber hinaus wurden kleinere Bestände von Eichen (*Quercus rubra*, *Q. robur*), Hainbuchen (*Carpinus betulus*), Erlen (*Alnus glutinosa*, *A. incana*), Linden (*Tilia cordata*), Zitter-Pappeln (*Populus tremula*), Lärchen (*Larix decidua*) und Robinien (*Robinia pseudoacacia*) gepflanzt (Heidger 2004). Nur ein geringer Anteil der Kippfläche wurde der natürlichen Besiedlung (Sukzession) überlassen. Diese Sukzessionsflächen befinden sich vor allem im nördlichen Teil der Abraumhalde (Abb. 1, Tab. 1: Standorte: 1–3, 9, 10) und wurden zum Teil bereits 20 Jahre vor der Stilllegung des Tagebaus (um 1970) der freien Sukzession überlassen (Heidger 2004).

Abb. 1: Untersuchungsgebiet und Lage der einzelnen Standorte; Nummerierung siehe Tab. 1; Karte: (c) 2021, CNES/Airbus, GEODIS Brno, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Landsat/Copernicus, Maxar Technologies.

Tab. 1: Bezeichnung, Abkürzung und geographische Lage (GPS) der Standorte.

Nr.	Bezeichnung	Abkürzung	Koordinaten
1	Althalde Fläche 1	AltFl.1	N'50.888790, O'14.762780
2	Althalde Fläche 2	AltFl.2	N'50.888770, O'14.762920
3	Althalde Fläche Hügel	AltHu	N'50.887650, O'14.763260
4	Feuchtwiese	FeuWie	N'50.881040, O'14.762590
5	Freie Fläche	FreiFl	N'50.880210, O'14.764560
6	Gebüsch Weg	GebuW	N'50.880640, O'14.760490
7	Kiefernforst	KieferFo	N'50.880300, O'14.765600
8	Laubforst	LaubFo	N'50.883500, O'14.759210
9	Sukzessionsfläche 0	Suk.0	N'50.886022, O'14.765076
10	Sukzessionsfläche 2	Suk.2	N'50.885790, O'14.763460
11	Teichlandschaft	TeichLa	N'50.884060, O'14.758330

3 Material & Methodik

3.1 Erfassung der Laufkäferfauna

Die untersuchten Flächen (siehe 4.1) befinden sich südwestlich des Gebiets der ehemaligen Abbaufläche auf den Kipp- und Haldenflächen (Abb. 1, Tab.1). Die zehn beprobten Standorte befanden sich sowohl auf aufgeforsteten Flächen als auch auf Flächen, welche nach 1970 oder nach der Sanierung der freien Sukzession überlassen wurden. Die Altfläche wurde an zwei Stellen (siehe Abb.1, Standort 1, 2) beprobt. Bis auf die Sukzessionsfläche 2 wurden alle Standorte auch im Jahr 2018 (Templin 2020) untersucht.

Auf jeder Untersuchungsfläche (ausgenommen Sukzessionsfläche 0) wurden Anfang Mai (6.5.2020) zunächst vier Bodenfallen mit einem Abstand von 10 m zueinander platziert. Diese wurden am 14.5.2020 um eine weitere Falle und den Standort Sukzessionsfläche 0 erweitert, sodass ab dem 14.5.2020 auf jeder der elf Flächen fünf Fallen vorhanden waren. Die Fallen wurden bis zum 23.9.2020 in einem zweiwöchigen Rhythmus geleert, sodass von Anfang Mai bis Mitte September in einem Zeitraum von fünf Monaten insgesamt zehn Leerungen durchgeführt wurden. Die Fallenfänge der Untersuchung von 2018 stammen aus dem Zeitraum 29.3.2018 bis 19.7.2018 (Templin 2020).

Für die Erfassung der epigäischen Bodenfauna wurden in beiden Jahren die gleichen Bodenfallen verwendet. Sie bestanden aus weißen Plastikbechern (95 mm Öffnungsdurchmesser, 500 ml Volumen), welche ebenerdig in

den Boden eingegraben wurden. Über einigen der Fallen wurden nachträglich Metallgitter angebracht, um den Beifang von Wirbeltieren zu vermeiden. Die Fallen wurden, wie bereits im Jahr 2018 zu ⅔ mit einer Fangflüssigkeit aus 5%iger Essigsäure und Spülmittel befüllt. Nach der Leerung wurden die Proben im Labor vorsortiert und in 70 % Ethanol überführt. Adulte Laufkäfer aus dieser und einer vorangegangenen Untersuchung von 2018 wurden nach Freude et al. (2004) auf Artniveau bestimmt.

3.2 Vegetationsaufnahmen

Zur Bestimmung der Pflanzengesellschaften und Biotoptypen wurden im Jahr 2020 Artenlisten in einem Bereich von 10 × 60 m um die Fallen der einzelnen Standorte erstellt. Zudem wurden die Deckungsgrade der verschiedenen Vegetationsschichten (Baum-, Strauch-, Kraut-, Moos- und Streuschicht) im Bereich von 2 × 2 m um jede Falle aufgenommen und der Mittelwert der Deckungsgrade für jeden Standort berechnet. Die Bestimmung der Pflanzengesellschaft erfolge nach Böhnert et al. (2001) und eine Einordnung in Biotoptypen wurde anhand der Roten Liste der Biotoptypen Sachsen (Buder & Uhlemann 2010) sowie dem Biotoptypenschlüssel für Bergbaufolgelandschaften von Huth et al. (2004) vorgenommen.

3.3 Boden-pH-Wert-Messung

Für die pH-Wert-Messung wurden im Jahr 2020 jeweils Proben vom Oberboden und vom Unterboden (ca. 10 cm Tiefe) entnommen. Dazu wurden die Proben aus der direkten Umgebung von jeweils drei Fallen eines Standorts zu einer Mischprobe vereint. Sie wurden für 48 Stunden luftgetrocknet und anschließend auf < 2 mm gesiebt. Für die Messung wurden die Proben mit Kaliumchlorid (1 Mol / l KCl) versetzt. Die pH-Messung erfolgte mit Hilfe einer Glaselektrode bei einer Durchschnittstemperatur von 21 °C (+/- 1 °C). Anschließend wurde der Mittelwert für die jeweiligen Standorte berechnet.

3.4 Auswertung

In der Auswertung wurden ausschließlich quantifizierbare Bodenfallenfänge von ungestörten Fallen ausgewertet. Die Fänge wurden unter Einbezug der Ausfälle auf Tiere pro Falle und Tag umgerechnet. Da die Proben von 2018 nicht in einzelne Fallen unterteilt waren und sich die Untersuchungen darüber hinaus methodisch unterscheiden, wurden zum Vergleich beider Jahre ausschließlich Arten- und Individuenzahlen für den gesamten Zeitraum 2018 und Daten aus den sich 2018 und 2020 überschneidenden Zeiträumen (20.5.–19.7.) ausgewertet.

Die statistische Auswertung der Laufkäfer und Umweltvariablen erfolgte mit Hilfe der Programme Excel (Microsoft Office) sowie R (Core Team 2019). Um die Dominanzstruktur der Laufkäfergemeinschaften zu bestimmen, wurden Aktivitätsdichten der einzelnen Arten in Dominanzklassen nach Engelmann (1978) unterteilt. Für die Auswertung der taxonomischen Diversität der Laufkäfergemeinschaften wurden der Artenreichtum (q=0), der Shannon-Index (q=1) und der Invers-Simpson-Index (q=2) unter Verwendung der effektiven Artenzahl (Hill number, q=0–2) für Standorte zusammengefasst in Vegetationstypen (bewaldet, halboffen, offen) berechnet (Li 2018). Für den Vergleich zwischen den unabhängigen Stichproben (Standorte und Vegetationstypen) wurde der Kruskal-Wallis-Test sowie der Dunn's-Test (Holm korrigiert) für den paarweisen Vergleich der Vegetationstypen mit einem Signifikanzniveau von $p \leq 0{,}05$ verwendet (Dunn 1964). Mit der Canonical Correspondence Analysis (CCA) wurde der Zusammenhang zwischen Standortfaktoren (Umweltvariablen) und die Zusammensetzung der Artgemeinschaft analysiert (Leyer & Wesche 2007). Zudem wurde für die Korrelation zwischen der Diversität (Hill number 0–2) und den Umweltvariablen der Korrelationskoeffizient Kendall Tau berechnet. Die naturschutzfachliche Bewertung erfolgte unter Einbezug der Gefährdung und der aktuellen Bestandssituation in Sachsen (Gebert 2022) und Deutschland (Schmidt et al. 2016).

4 Ergebnisse

4.1 Charakterisierung der Pflanzengesellschaften und Biotoptypen

4.1.1 Wald- und Forststandorte

Insgesamt wurden drei bewaldete Standorte beprobt. Die als Altfläche 1 und Altfläche 2 (AltFl.1, AltFl.2) bezeichneten Standorte auf der sogenannten Althalde (Doppelbeprobung) wurden schon seit 1970 der freien Sukzession überlassen und konnten sich über etwa 50 Jahre zu einem kleinen Laubwald mit einer Dominanz junger Hainbuchen (*Carpinus betulus*) und zweier großer Stieleichen (*Quercus robur*) entwickeln. Dieser wird fortan als Hainbuchen-Eichenwald bezeichnet. Zudem wurden zwei im Zuge der Rekultivierung gepflanzte Forste beprobt. Dabei handelte es sich zum einen um den als Kiefernforst (KieferFo) bezeichneten Standort, welcher sich durch einen dichten Bestand an Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) auszeichnete und als Waldkiefern-Forst eingeordnet wurde. Zum anderen wurde der Standort Laubforst (LaubFo) beprobt, welcher sich durch Pflanzungen von Hainbuchen (*Carpinus betulus*) und Roteichen (*Quercus rubra*) zum Hainbuchen-Roteichen-Forst entwickelte.

4.1.2 Halboffene Standorte

Insgesamt wurden fünf halboffene Standorte mit unterschiedlich ausgeprägter Vegetationsstruktur beprobt. Darunter waren zwei Vorwaldgesellschaften und ein Gebüsch, welche sich durch diverse Pioniergehölze und eine ausgeprägtere Kraut- und Strauchschicht auszeichneten. Dabei handelte es sich bei dem Standort Altfläche Hügel (AltHu) um eine frische Vorwaldgesellschaft mit diversen Baumarten (*Acer pseudoplatanus, Alnus glutinosa, Betula pendula, Pinus sylvestris, Populus* sp., *Prunus avium, Quercus petraea*) und bei dem Standort Sukzessionsfläche 2 (Suk.2) um einen Robinien-Vorwald. Der Standort Teichlandschaft (TeichLa) befand sich in direkter Nähe zu einem Standgewässer und wurde als Grauweiden-Gebüsch identifiziert. Zwei weitere Standorte zeichneten sich durch eine dichte Krautschicht und eine geringe Baum- und Strauchschicht aus. Diese waren zum einen der Standort Feuchtwiese (FeuWie), welcher sich als ruderale Landreitgras-Dominanzgesellschaft herausstellte und zum anderen der Standort Gebüsch-Weg (GebuW), welcher sich in der Nähe zu einem Gehölzstreifen entlang eines Weges befand und als Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium identifiziert wurde.

4.1.3 Offene Standorte

Der Standort Sukzessionsfläche 0 (Suk.0) befand sich auf der ehemaligen Abraumhalde, welche nach 1970 der freien Sukzession überlassen wurde und sich umgeben von Pioniergehölzen entwickelte. Auch der Standort Freifläche (FreiFl) war geprägt von vegetationsfreien Bereichen und vereinzelten Pioniergehölzen, befand sich allerdings in Hanglage und wurde erst nach Aufgabe des Tagebaus der freien Sukzession überlassen. Hier wurde zudem Rohboden abgelagert. Da diese Standorte sich vor allem durch ihre vegetationsarmen Bereiche auszeichneten, wurde der Standort Sukzessionsfläche 0 (Suk.0) als vegetationsarme Haldenfläche und der Standort Freifläche (FreiFl) als vegetationsarme Rohbodenfläche bezeichnet.

4.2 Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaft

Insgesamt wurden 90 Laufkäferarten bestimmt, von denen 53 in beiden Untersuchungsjahren vorkamen. 2020 wurden insgesamt 5664 Individuen ausgewertet und 82 Arten bestimmt. Aus den Proben von 2018 konnten 1600 Individuen ausgewertet und 62 Arten festgestellt werden (Tab. 2).

Im gesamten Untersuchungszeitraum 2020 wurden auf einer Fläche des Hainbuchen-Eichenwaldes (AltFl.1) die wenigsten Arten (17) nachgewiesen. Die ruderale Landreitgras-Dominanzgesellschaft (FeuWie) wies mit 35 die meisten Arten auf. Die Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium (GebuW) wies die geringste Individuenzahl (169) auf, und auf der frischen Vorwaldgesellschaft (AltHu) zeigte sich mit mehr als viermal so vielen (804) Laufkäfern die höchste Individuenzahl (Abb. 2A).

Tab. 2: Artenliste für 2018 und 2020; Akt. B.: Aktuelle Bestandssituation (es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten; mh = mäßig häufig, h = häufig, sh = sehr häufig) RL SN = Rote Liste Sachsen (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes, R = extrem selten, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet); RL D = Rote Liste Deutschland (siehe Rote Liste Sachsen); Biot. = Biotopbindung (nach GEBERT 2022) (u = Gewässerufer vegetationsarm, v = Gewässerufer vegetationsreich, m = Moore, Sümpfe, g = Grünland, Ruderalflure, b = Baumgruppen, Gehölze, w = Wälder, Forsten, r = Magerrasen, Heiden, Sand- und Felsfluren, a = Ackerland, Gärten, indifferentes Offenland, s = Siedlung, Gebäude); Ökot. = Ökologischer Typ (nach BARNDT et al. 1991) (h = hygrobiont/-phil, (h) = überwiegend hygrophil, eu = euryöker Freiflächenbewohner, x = xerobiont/-phil, (x) = überwiegend xerophil, h(w) = überwiegend in Feucht- und Nasswäldern oder in nassen Freiflächen, (x)(w) = überwiegend in bodensauren Mischwäldern oder trockenen Freiflächen, (h)(w) = überwiegend in mittelfeuchten Laubwäldern oder feuchten Freiflächen, w = euryöke Waldart, (h)w = mittelfeuchte Laubwälder, (x)w = bodensaure Mischwälder).

	Arten	Bestand			Ökologie		Jahr	
Nr.	Wissenschaftlicher Name	Akt. B.	RL SN	RL D	Biot.	Ökot.	2018	2020
1	*Abax carinatus* (Duftschmid, 1812)	s	2	V	w	(h)w	x	x
2	*Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783)	h	*	*	w	(h)w	x	x
3	*Abax parallelus* (Duftschmid, 1812)	mh	*	*	w	(h)w	x	x
4	*Acupalpus dubius* Schilsky, 1888	s	3	V	m	h	x	-
5	*Acupalpus flavicollis* (Sturm, 1825)	mh	V	*	v	h	x	x
6	*Acupalpus parvulus* (Sturm, 1825)	mh	2	*	m	h	-	x
7	*Agonum emarginatum* (Duftschmid, 1812)	s	3	*	v	h	x	x
8	*Agonum gracile* Sturm, 1824	s	2	V	m	h	x	-
9	*Agonum gracilipes* (Duftschmid, 1812)	ss	2	*	s	w	-	x
10	*Agonum lugens* (Duftschmid, 1812)	ss	3	3	v	h	x	-
11	*Amara aenea* (De Geer, 1774)	sh	*	*	g	(x)	-	x
12	*Amara aulica* (Panzer, 1796)	mh	3	*	g	x	-	x
13	*Amara brunnea* (Gyllenhal, 1810)	s	3	*	w	(x)w	x	x
14	*Amara communis* (Panzer, 1797)	h	*	*	g	(h)	x	x
15	*Amara convexior* Stephens, 1828	h	*	*	g	(x)	x	x
16	*Amara equestris* (Duftschmid, 1812)	h	G	*	g	x	-	x
17	*Amara eurynota* (Panzer, 1796)	mh	G	*	a	x	x	x
18	*Amara familiaris* (Duftschmid, 1812)	sh	*	*	g	(x)(w)	x	x
19	*Amara nitida* Sturm, 1825	s	3	V	r	eu	-	x
20	*Amara ovata* (Fabricius, 1792)	mh	V	*	a	(h)(w)	x	x
21	*Amara plebeja* (Gyllenhal, 1810)	h	G	*	g	eu	-	x
22	*Amara praetermissa* (C.R. Sahlberg, 1827)	s	3	2	r	x	-	x
23	*Anchomenus dorsalis* (Pontoppidan, 1763)	h	G	*	a	(x)	-	x
24	*Asaphidion curtum* (Heyden, 1870)	s	2	*	w	(h)w	x	x
25	*Asaphidion flavipes* (Linnaeus, 1760)	h	*	*	u	eu	x	-
26	*Badister bullatus* (Schrank, 1798)	h	G	*	m	(x)(w)	x	x
27	*Badister lacertosus* Sturm, 1815	mh	G	*	v	(h)w	x	x
28	*Badister sodalis* (Duftschmid, 1812)	es	2	*	v	h	-	x
29	*Badister unipustulatus* Bonelli, 1813	s	3	3	v	h(w)	x	-
30	*Bembidion biguttatum* (Fabricius, 1779)	mh	3	*	u	h	x	x
31	*Bembidion guttula* (Fabricius, 1792)	h	V	*	v	h	x	x
32	*Bembidion lampros* (Herbst, 1784)	sh	*	*	a	(x)(w)	x	x
33	*Bembidion obtusum* Audinet-Serville, 1821	mh	3	*	g	(x)	-	x
34	*Bembidion properans* (Stephens, 1828)	h	*	*	a	(x)	x	x
35	*Bembidion quadrimaculatum* (Linnaeus, 1760)	h	G	*	u	(x)	x	x
36	*Calathus erratus* (C.R. Sahlberg, 1827)	h	*	*	a	x	x	x
37	*Calathus fuscipes* (Goeze, 1777)	sh	*	*	a	(x)(w)	x	x

	Arten	Bestand			Ökologie		Jahr	
Nr.	Wissenschaftlicher Name	Akt. B.	RL SN	RL D	Biot.	Ökot.	2018	2020
38	*Calathus melanocephalus* (Linnaeus, 1758)	sh	*	*	a	(x)	-	x
39	*Calathus rotundicollis* Dejean, 1828	s	*	*	w	(h)w	-	x
40	*Carabus auratus* Linnaeus, 1760	mh	V	*	w	(x)	-	x
41	*Carabus cancellatus* Illiger, 1798	mh	3	V	a	(x)	x	x
42	*Carabus coriaceus* Linnaeus, 1758	h	G	*	w	(h)w	x	x
43	*Carabus granulatus* Linnaeus, 1758	sh	*	*	w	h(w)	x	x
44	*Carabus hortensis* Linnaeus, 1758	sh	*	*	w	(h)w	x	x
45	*Carabus nemoralis* O.F. Müller, 1764	sh	*	*	w	(h)(w)	x	x
46	*Cicindela campestris* Linnaeus, 1758	mh	*	*	r	(x)	-	x
47	*Clivina fossor* (Linnaeus, 1758)	h	*	*	u	eu	x	x
48	*Cychrus caraboides* (Linnaeus, 1758)	mh	*	*	w	(h)w	x	x
49	*Demetrias atricapillus* (Linnaeus, 1758)	mh	V	*	v	h	x	-
50	*Demetrias monostigma* Samouelle, 1819	s	G	*	v	(h)	x	x
51	*Dromius quadrimaculatus* (Linnaeus, 1758)	h	*	*	b	w	-	x
52	*Harpalus affinis* (Schrank, 1781)	sh	*	*	a	(x)	-	x
53	*Harpalus distinguendus* (Duftschmid, 1812)	mh	*	*	g	(x)	-	x
54	*Harpalus latus* (Linnaeus, 1758)	h	*	*	w	(h)(w)	x	x
55	*Harpalus rubripes* (Duftschmid, 1812)	mh	*	*	a	x	x	x
56	*Harpalus rufipes* (De Geer, 1774)	sh	*	*	a	(x)	x	x
57	*Harpalus signaticornis* (Duftschmid, 1812)	mh	*	*	r	(x)	-	x
58	*Lebia chlorocephala* (J.J. Hoffmann, 1803)	s	2	V	b	x	-	x
59	*Leistus ferrugineus* (Linnaeus, 1758)	h	*	*	g	(x)(w)	x	x
60	*Leistus rufomarginatus* (Duftschmid, 1812)	s	V	*	w	(h)w	x	x
61	*Licinus depressus* (Paykull, 1790)	ss	3	V	r	(x)(w)	x	x
62	*Limodromus assimilis* (Paykull, 1790)	h	*	*	w	h(w)	x	x
63	*Loricera pilicornis* (Fabricius, 1775)	h	*	*	w	(h)(w)	x	x
64	*Microlestes minutulus* (Goeze, 1777)	h	*	*	r	(x)	x	x
65	*Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792)	h	*	*	w	(h)(w)	x	x
66	*Notiophilus aquaticus* (Linnaeus, 1758)	mh	*	*	m	x	x	x
67	*Notiophilus biguttatus* (Fabricius, 1779)	h	*	*	w	w	x	x
68	*Notiophilus palustris* (Duftschmid, 1812)	h	*	*	b	(h)(w)	x	x
69	*Olisthopus rotundatus* (Paykull, 1790)	s	V	V	r	x	-	x
70	*Oodes helopioides* (Fabricius, 1792)	mh	*	*	m	h	x	x
71	*Ophonus rufibarbis* (Fabricius, 1792)	mh	G	*	g	(x)(w)	-	x
72	*Panagaeus bipustulatus* (Fabricius, 1775)	mh	V	*	r	(x)(w)	-	x
73	*Panagaeus cruxmajor* (Linnaeus, 1758)	s	G	*	v	h	x	x
74	*Patrobus atrorufus* (Stroem, 1768)	h	*	*	u	h(w)	-	x
75	*Philorhizus crucifer* (Lucas, 1846)	es	R	R	b	N.A.	-	x
76	*Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758)	sh	*	*	a	(h)	x	x
77	*Poecilus versicolor* (Sturm, 1824)	sh	*	*	g	(h)	x	x
78	*Pterostichus diligens* (Sturm, 1824)	h	*	*	m	(h)	x	x
79	*Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798)	sh	*	*	a	eu	x	x
80	*Pterostichus minor* (Gyllenhal, 1827)	h	*	*	v	h(w)	x	x
81	*Pterostichus niger* (Schaller, 1783)	sh	*	*	w	(h)(w)	x	x
82	*Pterostichus nigrita* (Paykull, 1790)	sh	*	*	w	h(w)	x	x
83	*Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787)	sh	*	*	w	(h)w	x	x

	Arten	Bestand			Ökologie		Jahr	
Nr.	Wissenschaftlicher Name	Akt. B.	RL SN	RL D	Biot.	Ökot.	2018	2020
84	*Pterostichus strenuus* (Panzer, 1796)	h	*	*	u	(h)w	x	x
85	*Pterostichus vernalis* (Panzer, 1796)	h	*	*	v	h	x	-
86	*Stomis pumicatus* (Panzer, 1796)	h	V	*	u	h(w)	x	x
87	*Syntomus truncatellus* (Linnaeus, 1760)	mh	*	*	r	(x)	x	-
88	*Synuchus vivalis* (Illiger, 1798)	mh	G	*	a	(x)(w)	-	x
89	*Trechus obtusus* Erichson, 1837	mh	*	*	g	(h)(w)	-	x
90	*Trechus quadristriatus* (Schrank, 1781)	sh	*	*	a	(x)	-	x
	Summe Arten: 90						62	82

Da die Untersuchung 2018 früher im Jahr durchgeführt wurde und der Zeitraum kürzer war, ergaben sich deutlich geringere Arten- und Individuenzahlen. Die geringsten Arten- und Individuenzahlen wurden auf der vegetationsarmen Rohbodenfläche (FreiFl) mit lediglich neun Arten und 28 Individuen nachgewiesen. Die meisten Arten (23) konnten 2018 im Grauweiden-Gebüsch (TeichLa) und auf der ruderalen Landreitgras-Dominanzgesellschaft (FeuWie) erfasst werden, wobei auf letzterer mit 466 auch die meisten Individuen gefangen wurden (Abb. 2B).

4.2.1 Dominanzstruktur 2020

Bei fast allen Standorten konnte die Artenzahl der Hauptarten (eudominant, dominant, subdominant) nicht die Grenze von einem Drittel erreichen (Abb. 3). Lediglich bei der ersten Fläche des Hainbuchen-Eichenwaldes (AltFl.1), dem Waldkiefern-Forst (KieferFo) und der Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium (GebuW) nahmen die Arten im dominanten Bereich annähernd ein Drittel aller Arten ein. Besonders wenige Arten (3) im dominanten Bereich zeigten sich auf der vegetationsarmen

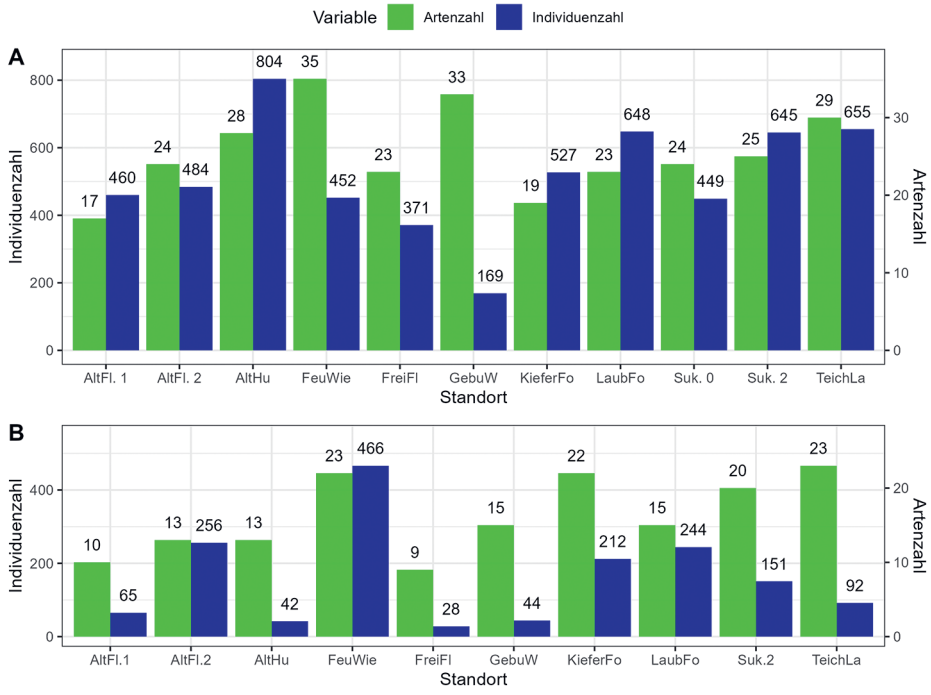

Abb. 2: Gesamtarten- und Gesamtindividuenzahlen der Standorte A) 2020 und B) 2018.

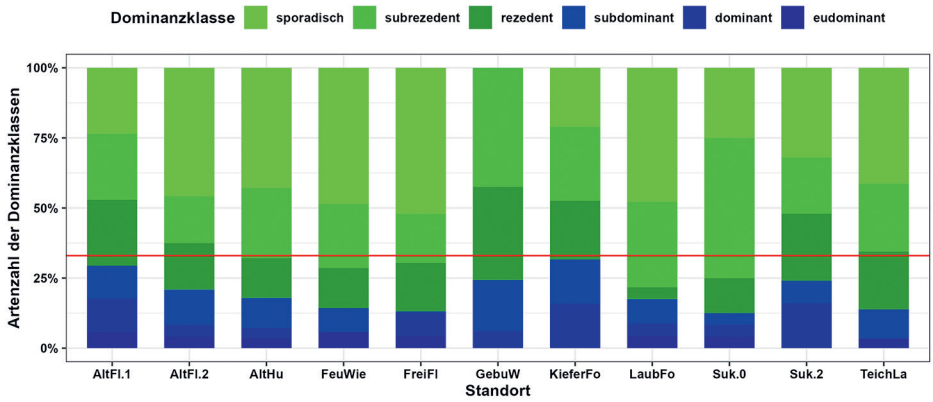

Abb. 3: Dominanzstruktur der Standorte 2020. Dargestellt wird der Anteil (in %) der Arten der jeweiligen Dominanzklassen im Verhältnis zur gesamten Artenzahl eines Standortes; rote Linie = 1/3 Grenze.

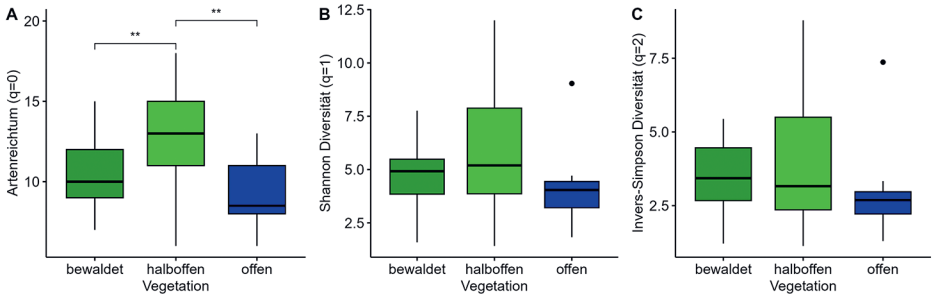

Abb. 4: Diversitätsindizes (q = 1-2) der verschiedenen Vegetationstypen; bewaldet = AltFl.1, AltFl.2, LaubFo, KieferFo; halboffen = FeuWie, GebuW, Suk.2, AltHu, TeichLa; offen = Suk.0, FreiFl; Varianzanalyse Vegetationstypen: Kruskall-Wallis & Dunn's Test (Holm korrigiert); ** = $p < 0.01$.

Rohbodenfläche (FreiFl) und der vegetationsarmen Haldenfläche (Suk.0). Es fällt zudem auf, dass die Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium (GebuW) keine sporadischen Arten aufwies. *Nebria brevicollis* trat in fast allen Standorten als dominante bis eudominante Art auf und machte mit insgesamt 2032 Individuen rund 36% der Gesamtfänge aus. Ebenfalls sehr häufig kam die dominante Art *Calathus erratus* mit 11,5% im Gebiet vor. *Calathus fuscipes*, *Abax carinatus*, *Poecilus versicolor*, *Pterostichus niger*, *Notiophilus biguttatus*, *Limondromus assimilis* und *Carabus nemoralis* gehörten zu den subdominanten Arten. Zusammen bildeten die Hauptarten 83,6% der Individuen aller Standorte ab.

4.2.2 Diversitätsindizes 2020

Beim direkten Vergleich der Diversität der einzelnen Standorte zeigten sich keine (signifikanten) Unterschiede. Bei der Betrachtung der Diversität zwischen Vegetationstypen (bewaldet, halboffen, offen) zeigte sich ein deutlich größerer (sehr signifikant) Artenreichtum bei den halboffenen Standorten verglichen sowohl mit den bewaldeten Standorten als auch mit den offenen Standorten (Abb. 4A). Der Shannon-Index und der Invers-Simpson-Index zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen (Abb. 4B, C).

4.2.3 Korrelation Umweltparameter

Der Artenreichtum (q=0) korrelierte negativ mit dem Deckungsgrad der Baumschicht und

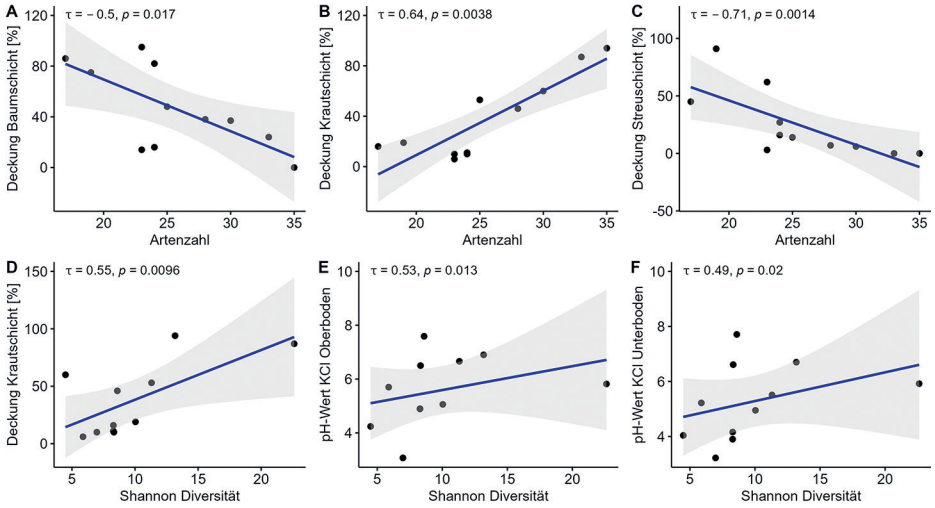

Abb. 5: Korrelation (Koeffizient Kendall Tau) der Diversitätsindizes (q = 0 & 1) mit Umweltvariablen 2020.

der Streuschicht (Abb. 5A, C). Mit steigendem Deckungsgrad der Krautschicht erhöhte sich auch der Artenreichtum (Abb. 5B). Unter Einbezug der Abundanz beim Shannon-Index (q=1) zeigte sich ebenfalls eine positive Korrelation mit dem Deckungsgrad der Krautschicht (Abb. 5D). Zudem wurde die Shannon-Diversität positiv vom pH-Wert im Ober- sowie Unterboden beeinflusst (Abb. 5E, F). Auch bei höherer Wichtung von dominanten/häufigen Arten (Invers-Simpson Index, q=2) zeigte sich eine positive Korrelation mit der Krautschicht (p = 0.03).

4.2.4 Korrespondenzanalyse

Permutationstests der Canonical Correspondence Analysis (CCA) zeigten, dass das Modell (p=0.001) und die ersten zwei Achsen (p=0.001 und p=0.003) signifikant waren. Dabei erreichte die erste Achse einen Eigenwert von 0,4803 und die zweite Achse einen Wert von 0,4011. Die Gesamtvarianz betrug 1,997. Die erste Achse konnte somit rund 24 % und die zweite Achse 20 % der Artenvarianz erklären. Der Deckungsgrad der Baumschicht (p= 0.001) und der Krautschicht (p=0.002) erwiesen sich als signifikante Umweltvariablen, welche die Artgemeinschaften beeinflussen. Besonders auffällig ist hier die Anordnung der bewaldeten Standorte (AltFl.1, AltFl.2, LaubFo und KieferFo) entlang der Umweltvariable „Baumschicht“ und der halboffenen Wiesen (FeuWie, GebuW) entlang der Variable „Krautschicht“ (Abb. 6). Die vegetationsarmen Standorte (Suk.0 und FreiFl) liegen entgegengesetzt zu den Parametern „Baumschicht“ und „Krautschicht“. Die frische Vorwaldgesellschaft (AltHu), der Robinien-Vorwald (Suk.2) und das Grauweiden-Gebüsch (TeichLa) befinden sich hingegen mittig zwischen den Variablen.

4.2.5 Gefährdung

2018 und 2020 konnten insgesamt 41 Arten festgestellt werden, welche in Sachsen auf der Roten Liste stehen (Tab. 2). Fünf Rote Liste-Arten kamen ausschließlich 2018 vor, wobei eine Art auf der Vorwarnliste (V) war. Unter den gefährdeten (RL3) Arten waren *Acupalpus dubius, Agonum lugens* und *Badister unipustulatus*. Darüber hinaus konnte die stark gefährdete (RL2) Art *Agonum gracile* 2018 nachgewiesen werden. Von den 17 ausschließlich 2020 angetroffenen Arten waren drei auf der Vorwarnliste (V), eine Art war extrem selten (R) und fünf weitere Arten waren gefährdet in unbekanntem Ausmaß (G). Zudem wurden ausschließlich 2020 die als gefährdet (RL3) eingestuften Arten *Amara aulica, Amara nitida, Amara prae-*

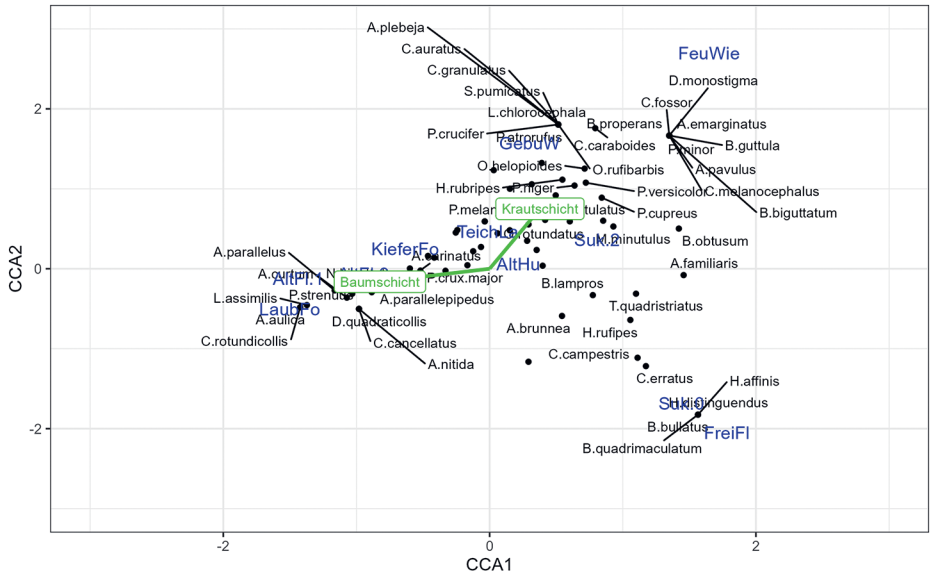

Abb. 6: Ergebnisse der CCA (Canonical Correspondence Analysis) für die Laufkäferdaten von 2020, dargestellt als zweidimensionales Ordinationsdiagramm. Arten mit einem Wert von < 0.5 wurden nicht dargestellt.

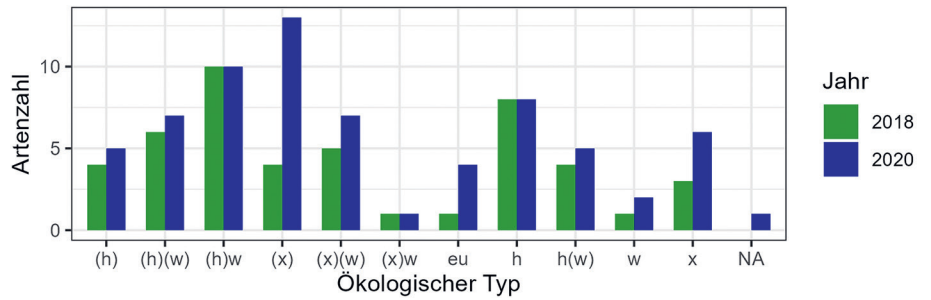

Abb. 7: Vergleich der ökologischen Typen zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Dargestellt werden ausschließlich Arten, welche im gleichen Zeitraum (20.5.–19.7.) in den jeweiligen Jahren gefangen wurden; Abkürzungen: siehe Tab. 1.

termissa und *Bembidion obtusum* und die stark gefährdeten (RL2) Arten *Acupalpus parvulus, Agonum gracilipes, Badister sodalis* und *Lebia chlorocephala* nachgewiesen. Von den 19 in beiden Untersuchungsjahren vorkommenden Arten waren fünf auf der Vorwarnliste (V) und sieben gefährdet in unbekanntem Ausmaß (G). Unter den gefährdeten Arten (RL3) waren *Agonum emarginatum, Amara brunnea, Bembidion biguttatum, Carabus cancellatus* und *Licinus depressus*. Mit *Abax carinatus* und *Asaphidion curtum* konnten darüber hinaus zwei stark gefährdete (RL2) Arten in beiden Jahren nachgewiesen werden.

4.2.6 Vergleich der Untersuchungsjahre

Bei der Betrachtung der Daten aus den sich überschneidenden Untersuchungszeiten (20.5.–19.7) der beiden Jahre (jeweils fünf Leerungen á zwei Wochen) zeigten sich deutliche Unterschiede bei der Verteilung der ökologischen Typen (Abb. 7). Zwar wurden 2018 deutlich weniger Individuen gefangen, sodass generell geringere Werte als 2020 zu erwarten waren, dennoch fällt auf, dass der Anteil der xerophilen Arten 2018 deutlich geringer war als 2020. Bei den hygrophilen Arten war dieser Unterschied weniger deutlich ausgeprägt, dennoch

waren alle ausschließlich 2018 gefangenen Rote-Liste-Arten hygrophil.

5 Diskussion

5.1 Bewaldete Gebiete

Direkt nach der Melioration und in den ersten Jahren nach der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften konnten in Aufforstungen arten- und individuenreiche Laufkäfergemeinschaften beobachtet werden, deren Vielfalt jedoch mit zunehmendem Bestandsalter deutlich abnahm (Kielhorn 2004, Brunk 2007). Auch in der vorliegenden Untersuchung zeigten sich bei den 30 Jahre alten Aufforstungen nur noch geringe Arten- und Individuenzahlen. Wie von Brunk (2007) beschrieben, waren die Kiefern- und Roteichenforste artenärmer als vergleichend untersuchte Offenlandschaften. Die Diversitätswerte des durch freie Sukzession über 50 Jahre entstandenen Hainbuchen-Eichenwaldes (AltFl.1, AltFl.2) zeigten keine deutlichen Unterschiede zu den Aufforstungen (KieferFo, LaubFo). Bei der Entwicklung eines naturnahen Waldes ist allerdings nicht die reine Diversität oder der Artenreichtum entscheidend, sondern das Auftreten bzw. Dominieren von (hygrophilen) Waldarten und die Abnahme von (xerophilen) Offenlandarten. So zeigten sich auf den älteren Waldflächen (AltFl.1, AltFl.2) mehr hygrophile Arten mit Waldbindung, wie die RL2 Art *Asaphidion curtum* und der Waldkiefern-Forst (KieferFo) wies einen besonders hohen Anteil an xerophilen Offenlandarten auf sowie mit *Amara brunnea* eine gefährdete Art mit Bindung an bodensaure Mischwälder. Dies bestätigt auch die Annahme, dass für Kiefernforste frühestens nach 30 Jahren mit überwiegend hygrophilen Waldarten gerechnet werden kann (Brunk 2007). Im Jahr 2018 wurde im Hainbuchen-Roteichen-Forst (LaubFo) noch die hygrophile RL3 Art *Badister unipustulatus* nachgewiesen, jedoch fehlte diese Art 2020. Zwar konnte die stark gefährdete Art (RL2) *Badister sodalis* mit Bindung an feuchte Habitate 2020 im Laubforst gefangen werden, allerdings konnten auch in diesem Standort nur wenige Arten mit Waldbindung angetroffen werden.

5.2 Offene und halboffene Standorte

Wie typisch für Bergbaufolgelandschaften nahmen die Artenzahlen der Laufkäfer in offenen Landschaftsbestandteilen mit zunehmender Vegetationsbedeckung zu, wobei die vegetationsarmen Flächen (FreiFl, Suk.0) am artenärmsten und die krautreichen halboffenen Standorte (FeuWie, GebuW) am artenreichsten waren (vergl. Brunk 2007). Wie in Bergbaufolgelandschaften üblich (Brunk 2007), wiesen die Vorwaldgesellschaften (AltHu, Suk.2, TeichLa) zwar noch hohe Artenzahlen auf, diese nahmen jedoch im Vergleich zu den krautreichen halboffenen Standorten (FeuWie, GebuW) bereits ab. Die Standorte mit einer dichten Krautschicht, wie die ruderale Landreitgras-Dominanzgesellschaft (FeuWie), die Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium (GebuW) und das Grauweiden-Gebüsch (TeichLa), waren mit Abstand am artenreichsten, gefolgt von den Vorwaldgesellschaften (AltHu, Suk.2). Im direkten Vergleich zwischen den Standorten mit verschiedenen Vegetationstypen zeigten sich die artenreichsten Laufkäfergemeinschaften in den halboffenen Standorten, welche aufgrund der hohen Habitatkomplexität mehr Arten einen Lebensraum bieten.

5.3 Besonders wertvolle und gefährdete Standorte

Acupalpus dubius (RL3) konnte nur 2018 und ausschließlich im Grauweiden-Gebüsch (TeichLa) nachgewiesen werden. Diese Art ist ausgesprochen hygrophil mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Hoch- und Übergangsmooren sowie Feucht- und Sumpfheiden und benötigt demzufolge ausdauernd feuchte Gebiete (Horion & Hoch 1954). Das Grauweiden-Gebüsch scheint daher ein wichtiger Lebensraum für hygrophile Arten wie *Acupalpus flavicollis* (V), *Agonum gracile* (RL2) und *Oodes helopioides* zu sein. Ausdauernde Kleingewässer treten vor allem auf verkippten tertiären Substraten in Braunkohle-Folgelandschaften auf und zeichnen sich durch Wasserstands-, Temperatur- und pH-Wert-Schwankungen aus (Huth et al. 2004). Eine besonders wertvolle Habitatstruktur stellt dabei die vielgestaltige Verlandungsvegetation (Ramey & Richardson

2017) dar, wobei sogar ein kleiner Wollgras- (*Eriophorum vaginatum*) sowie *Sphagnum*-Bereich am Gewässer vorhanden ist. Gefährdet wird dieses untersuchte Biotop vor allem durch die Verdichtung der Vegetation im Uferbereich, wodurch für Pionierarten wichtige vegetationsarme Uferbereiche abnehmen. Durch die zunehmende Austrocknung hat sich im Uferbereich bereits eine Sukzession zum Grauweiden-Gebüsch ergeben. Durch eine zusätzliche Ausbreitung der Röhrichtbestände könnte es zu einer vollständigen Verlandung des Gewässers kommen, die aufgrund der Tiefe allerdings nur sehr langsam auftreten wird (Pardey et al. 2005). Insbesondere scheint das Biotop auch in Anbetracht des fortschreitenden Klimawandels besonders gefährdet, da das Gewässer lediglich durch Niederschläge gespeist wird (Winter et al. 2013). 2018 und 2020 konnten hier gefährdete (RL3) xerophile Arten wie *Licinus depressus* und *Amara praetermissa* nachgewiesen werden, die für sie passende Bedingungen auf den offenen, zum Teil vegetationslosen Haldenflächen finden, in die dieses Gewässer eingebettet ist. Der Nachweis der gefährdeten euryöken Waldart *Agronum gracilipes* (RL2) zeigt zudem, dass es sich um ein relativ dichtes Grauweiden-Gebüsch handelt. Die Vielfalt der Habitatansprüche der gefährdeten Arten spiegelt die heterogene Strukturierung des Biotops wider. Um auch hygrophile und gefährdete Arten wie *Acupalpus dubius* im Gebiet zu fördern, ist der Erhalt des feuchten Charakters im Bereich des Kleinröhrichts (u.a. mit *Eleocharis mammilata*) auch von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung. Zur Regulierung des Wasserstandes und damit Minderung der Verlandung und Gehölzsukzession könnte eine Zurückdrängung der Bestände von *Phragmites autralis* und der Rohrkolbenarten *Typha angustifolia* und *latifolia* zum Beispiel durch Mahd (Huth et al. 2004) am Uferbereich erfolgen.

Mit Abstand die höchste Zahl gefährdeter Arten konnte 2018 auf der ruderalen Landreitgras-Dominanzgesellschaft (FeuWie) festgestellt werden. Dabei zeigte sich der feuchte Charakter dieses Standortes 2018 noch durch hygrophile und gefährdete Arten wie *Agonum lugens* (RL3), *Acupalpus flavicollis* (V) und *Demetrias atricapillus*, während 2020 zusätzlich zu den hygrophilen Arten *Badister sodalis* (RL2) und *Acupalpus pavulus* (RL2) auch xerophile Arten wie *Bembidion obtusum* (RL3) und *Olistophus rotundatus* (V) nachgewiesen werden konnten. Da Arten wie *Agonum lugens* Großseggenriede und Röhrichte als Lebensraum präferieren (GAC 2009), könnte der Rückgang der Feuchtigkeit durch die sehr trockenen Sommer zum Lebensraumverlust dieser Arten geführt haben. Für den Naturschutz sind vor allem Mosaike mit unterschiedlicher Deckung von Gras- und Krautfluren, welche sich unter anderem durch den kleinräumigen Wechsel der Bodenfeuchte ergeben, von Bedeutung (Huth et al. 2004). Die Abnahme von hygrophilen und gefährdeten Arten könnte darauf hindeuten, dass diese Gebiete schon heute und zukünftig noch stärker vom Klimawandel gefährdet sein werden (Schmidt et al. 2016). Um dazu Aussagen treffen zu können, sind allerdings diesbezügliche retrospektive Auswertungen der vor 2018 durchgeführten Erhebungen im Rahmen von Abschlussarbeiten an der HSZG sowie weitere Untersuchungen in Folgejahren von Bedeutung. Feuchtes (und trockenes) Grünland gehört zu den gefährdetsten Biotoptypen in Deutschland (Finck et al. 2017), und durch die zunehmende Austrocknung könnten diese gefährdeten Feuchtbiotope verloren gehen und zum Verlust wertvoller und gefährdeter Arten führen (Pärtel et al. 2005). Durch die langfristige Austrocknung des Gebiets könnte eine stärkere Verbuschung einsetzen und das Biotop infolgedessen seinen offenen Charakter verlieren (Gibson 2009). Um die Strukturvielfalt und damit die verschiedenen gefährdeten Offenlandarten zu fördern, sollte eine extensive Beweidung oder Mahd erfolgen (Steidl 2002, Huhta et al. 2009).

Auch auf der Glatthafer-Frischwiese im Verbuschungsstadium (GebuW) wurden im Rahmen der Untersuchung 2020 mehrere gefährdete Arten gefangen. Anders als bei den anderen halboffenen Standorten konnten mit *Lebia chlorocephala* (RL2), *Anchomenus dorsalis* (G) und *Carabus auratus* (V) vermehrt xerophile Arten nachgewiesen werden. Das Gebiet war trockener als die ruderale Landreitgras-Dominanzgesellschaft (FeuWie) und befand sich daher in einem fortschreitenden Verbuschungsstadium. Besonders wertvoll für wirbellose Tiere sind lockere Gebüsche in wärmebegünstigter Lage in Kombination mit xerothermen Gras- und Krautfluren (Huth et al. 2004). Dieses Biotop ist daher weniger von der

Austrocknung als vielmehr von der Verdichtung des Strauchbestandes und der Verdrängung der Gras- und Krautfluren bedroht, sodass die Diversität bei fortschreitender Sukzession abnehmen könnte (Bazzaz 1975). Eine besonders starke Ausbreitungstendenz besteht dabei bei den hier angepflanzten nichteinheimischen Sanddorngebüschen, da diese sich durch Wurzelausläufer schnell ausbreiten (Huth et al. 2004). Als Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung des naturschutzfachlich wertvollen Offenlandes und des Gebüschmosaiks wäre eine Entbuschung, Mahd oder Beweidung empfehlenswert (Steidl 2002, Huhta et al. 2009). Die regelmäßig durchgeführte Mahd des Wanderweges, welcher die untersuchte Glatthafer-Frischwiese vom Gebüsch trennt, scheint daher auch weiterhin von großer Bedeutung zu sein.

Der zweite im Rahmen der Untersuchung beprobte Standort des Hainbuchen-Eichenwaldes (AltFl.2) war mit der aufgrund der geringeren Beschattung durch die Baumschicht ausgeprägten Strauchschicht wesentlich lichter und damit wärmer als der erste Standort (AltFl.1). Dies zeigt sich auch an den gefährdeten Arten, die 2020 nur in diesem Bereich des Waldes nachgewiesen wurden. Mit *Amara nitida* (RL3), *Carabus cancellatus* (RL3), *Amara eurynota* (G) und *Anchomenus dorsalis* (G) kamen Rote-Liste-Arten mit Präferenz zu (trockenem) Offenland vor. Arten mit Waldbindung wie *Abax carinatus* (RL2), *Asaphidion curtum* (RL2), *Carabus coriaceus* (G) und *Leistus rufomarginatus* (V) zeigen dennoch, dass sich dieser Standort zu einem naturnahen Wald entwickelt. Um diese Entwicklung zu fördern, sollten die umgebenden Kiefernforste ausgelichtet werden, sodass langfristig die natürliche Verbreitung des Waldes gefördert wird und dennoch zunächst offene Stellen für die gefährdeten Offenlandarten geschaffen werden (Jotz et al. 2017). Des Weiteren sollte der Wald auf der Althalde weiterhin der natürlichen Sukzession überlassen werden, sodass die potentiell-natürliche Vegetation in diesem Gebiet wiederhergestellt werden kann (Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien 1995). Für die Förderung von seltenen und gefährdeten Waldarten sollten Verbund-Korridore geschaffen werden, damit die meist flugunfähigen Arten diese Gebiete erreichen können (Assmann et al. 2016).

Auf den vegetationsarmen Flächen (Suk.0, FreiFl) konnten weder 2018 noch 2020 nur wenige in Sachsen gefährdete Offenlandarten festgestellt werden. Auf der vegetationsarmen Haldenfläche (Suk.0) wurden ausschließlich gefährdete Arten ohne Offenlandbindung nachgewiesen, welche wahrscheinlich aus den umliegenden stärker bewachsenen Bereichen stammten. Auf der vegetationsarmen Rohbodenfläche (FreiFl) konnten 2020 die überwiegend xerophilen Arten *Bembidion obtusum* (RL3) und *Amara eurynota* (G) nachgewiesen werden, und als typische Besiedler von jungen Bodenverletzungen kamen auch Arten wie *Bembidion quadrimaculatum* (G) und *Bembidion lampros* vor (Gebert 2014). Dennoch wurden diese Arten nur in geringen Individuenzahlen nachgewiesen, was darauf hindeutet, dass diese Rohböden nach 30–50 Jahren ihren Pioniercharakter weitestgehend verloren haben (Brandt et al. 2006). Rohbodenflächen bestimmen maßgeblich den naturschutzfachlichen Wert der Bergbaufolgelandschaften, da sie vor allem hoch spezialisierten und damit häufig gefährdeten Pionierarten einen Lebensraum bieten (Huth et al. 2004). Die natürliche Sukzession der offenen Sukzessionsfläche (Suk.0) wird durch extrem niedrige pH-Werte (Oberboden 3,07 und Unterboden 3,22) und Kohlegehalte von über 10 % verzögert und der langfristige Erhalt gefördert (Huth et al. 2004). Gefährdet ist die vegetationsarme Rohbodenfläche (FreiFl), auf der die pH-Werte zwischen 6,5 (Oberboden) und 6,61 (Unterboden) lagen, hingegen durch die natürliche Sukzession, die aber aufgrund der Hanglage sehr langsam verläuft. Ein größeres Problem stellen die Roteichen-Pflanzungen dar, welche die freie Fläche hier deutlich begrenzen. Um den Wert dieses Standortes zu erhöhen, wäre daher eine Rodung der Roteichenbepflanzung und Vergrößerung der Fläche förderlich (Huth et al. 2004, Gebert 2014).

Dank

Wir bedanken uns herzlich bei Grit Huwaldt für die technische Unterstützung an der Hochschule Zittau/Görlitz sowie Henning Haase und Heiner Lohmann für die Unterstützung im Feld. Besonderer Dank gebührt Max Sieber, Werner Hofmann und Ingo Brunk für die Nachbestimmung kritischer Arten der Laufkäfer.

Literatur

Assmann, T., E. Boutaud, P. Finck, W. Härdtle, D. Matthies, D. Nolte, G. v. Oheimb, U. Riecken, E. Travers & K. Ullrich (2016): Halboffene Verbundkorridore: Ökologische Funktion, Leitbilder und Praxis-Leitfaden. – Bundesamt für Naturschutz; Bonn, Bad Godesberg: 291 S.

Barndt, D., S. Brase, M. Glauche, H. Gruttke, B. Kegel, R. Platen & H. Winkelmann (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). – In: Auhagen, A., R. Platen & H. Sukopp (Hrsg.), Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. – 3. Ausgabe, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung; Berlin: 243–275

Barndt, D., I. Landeck & D. Wiedemann (2006): Sukzession der Laufkäferfauna (Col.: Carabidae) in der Bergbaufolgelandschaft Grünhaus (Brandenburg: Niederlausitz). – Märkische Entomologische Nachrichten **8**, 1: 81–112

Bazzaz, F.A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. – Ecology **56**: 485–488

Böhnert, W., P. Gutte & P. Schmidt (2001): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Dresden: 303 S.

Brüning, E., H. Unger & W. Dunger (1965): Untersuchungen zur Frage der biologischen Aktivierung alttärtiärer Rohbodenkippen des Braunkohletagebaus in Abbängigkeit von Bodenmelioration und Rekultivierung. – Zeitschrift für Landeskultur **6**: 9–38

Brunk, I. (2007): Diversität und Sukzession von Laufkäferzönosen in gestörten Landschaften Südbrandenburgs. – Brandenburgische Technische Universität (Dissertation); Cottbus: 382 S.

Buder, W. & S. Uhlemann (2010): Biotoptypen – Rote Liste Sachsen. – 3. Auflage, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: 144 S.

Desender, K. & H. Turin (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, cicindelidae). – Biological Conservation **48**, 4: 277–294

Desender, K., M. Dufrene, M. Loreau, M. Luff & J.-P. Maelfait (eds) (1994): Carabid Beetles: Ecology and Evolution. – Springer; Dordrecht: 476 S.

Dunn, O. J. (1964): Multiple comparisons using rank sums. – Technometrics **6**, 3: 241–252

Engelmann, H. (1978): Zur Dominantklassifizierung von Bodenarthropoden. – Pedobiologia **18**: 378–380

Finck, P., S. Heinze, U. Raths, U. Riecken & A. Ssymank (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Naturschutz und Biologische Vielfalt **156**: 637 S.

Freude, H., K. Harde, G. Lohse & B. Klausnitzer (2004): Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). – In: G. Müller-Motzfeld (Hrsg.): Die Käfer. – 2. Ausgabe, Spektrum Akademischer Verlag, Band 2; München: 521 S.

Gebert, J. (2022): Rote Liste Laufkäfer Sachsens – Naturschutz und Landschaftspflege. – 3. Auflage, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: 80 S.

Gebert, J. (2014): Laufkäfer in Tagebaufolgelandschaften und großen Abbaugebieten (Coleoptera: Carabidae). – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **22**: 19–36

Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (GAC) (Hrsg.) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. – Angewandte Carabidologie: 45 S.

Gibson, D. J. (2009): Grasses and grassland ecology. – Oxford University Press: 320 S.

Heidger, Ch. (2004): Ökologische Entwicklung im Bereich des Tagebaus Olbersdorf. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **11**: 39–55

Horion, A. & K. Hoch (1954): Beitrag zur Kenntnis der Koleopteren-Fauna der rheinischen Moorgebiete. – Decheniana **102B**: 9–39

Huhta, A.-P., P. Rautio, J. Tuomi & K. Laine (2009): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: Short-term and predicted long-term effects. – Journal of Vegetation Science **12**: 677–686

Huth, J., H. Oelerich, M. Reuter & S. Tischew (2004): Biotoptypen in der Bergbaufolgelandschaft. – In: Tisch, S. (Hrsg.): Renaturierung nach dem Braunkohleabbau. – Vieweg + Teubner Verlag; Wiesbaden: 31–68

Jotz, S., W. Konold, C. Suchomel & M. Rupp (2017): Lichte Wälder und biotische Vielfalt. – Berichte der Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg i. Br. **107**: 13–153

Kielhorn, K.-H. (2004): Entwicklung von Laufkäfergemeinschaften auf forstlich rekultivierten

Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlereviers. – Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung **22**: 189 S.

Koivula, M. (2011): Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. – ZooKeys **100**: 287–317

Landeck, I., A. Kirmer, C. Hildmann & J. Schlenstedt (Hrsg.) (2017): Arten und Lebensräume der Bergbaufolgelandschaften – Chancen der Braunkohlesanierung für den Naturschutz im Osten Deutschlands. – Shaker Verlag; Aachen: 560 S.

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) (1999): Tagebau Olbersdorf (1910–1991). – LMBV-Länderbereich Ostsachsen; Hoyerswerda: 12 S.

Leyer, I. & K. Wesche (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer; Berlin: 221 S.

Li, D. (2018): hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. – Journal of Open Source Software **3**, 31: 1041

Möckel, R. (1998): Naturschutz auf Kippen des Braunkohlenbergbaues in der Niederlausitz. – In: Pflug W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. – Springer; Berlin, Heidelberg: 706–720

Müller-Motzfeld, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Pedobiologische Indikatoren. – Pedobiologia **33**: 145–153

Pardey, A., K.-H. Christmann, R. Feldmann, D. Glandt & M. Schlüpmann (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **67**, 3: 9–44

Pärtel, M., H. H. Bruun & M. Sammul (2005): Biodiversity in temperate European grasslands: Origin and conservation. – Grassland Science in Europe **10**: 1–14

Rainio, J. & J. Niemelä (2002): Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – Biodiversity & Conservation **12**: 487–506

Ramey, T. L. & J. S. Richardson (2017): Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity. – BioScience **67**, 9: 808–819

Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien (RPV-Oberlausitz-Niederschlesien 1995): Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan für den Tagebau Olbersdorf. – RPV-Oberlausitz; Bautzen: 48 S.

Schmidt, J., J. Trautner & G. Müller-Motzfeld (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. – In: Gruttke, H., S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, H. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Red.): Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**: 139–204

Schulz, F. & G. Wiegleb (2000): Development options of natural habitats in a post-mining landscape. – Land Degradation and Development **11**: 99–110

Steidl, I. (2002): Beweidung von Feuchtgrünland – Ökologische, naturschutzfachliche und betriebsökonomische Aspekte im Landschaftspflegekonzept Bayern. – Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge **1**: 67–83

Templin, K. (2020): Naturschutzfachliche Bewertung der Spinnengemeinschaften der Tagebaufolgelandschaft Olbersdorfer See (Olbersdorf bei Zittau, Sachsen) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Biotoptypen und Sukzessionsstadien. – Hochschule Zittau/Görlitz (Bachelorarbeit): 48 S.

Tietze, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. IV. Teil – Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. – Hercynia N. F. **10**, 4: 337–365

Tietze, F. (1995): Zur Laufkäferfauna der Braunkohlenplangebiete der Tagebaue Nochten und Reichwalde/Oberlausitz. Polykopie, OEKOKART GmbH Halle: 57 S.

Trautner, J. & T. Assmann (1998): Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten. – Laufener Seminarbeiträge **8**: 169–182

Vogel, J. & W. Dunger (1991): Carabiden und Staphyliniden als Besiedler rekultivierter Tagebau-Halden in Ostdeutschland. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz **65**, 3: 1–31

Voigtländer, K. & S. Moll (2012): Untersuchungen an Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) auf Rekultivierungsflächen des Lausitzer Braunkohletagebaues Jänschwalde. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **20**: 3–14

Wanner, M., H. Hauser, B. Zimdars & W. Dunger (1999): Einwanderungswege der Bodenfauna auf

Kippen des Tagebaues Berzdorf. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **7/8**: 101–104

Winter, M., M. Musche, M. Striese & I. Kühn (2013): Monitoring Klimawandel und Biodiversität – Grundlagen. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie **24**: 159 S.

Anschriften der Verfasserinnen

Viktoria Sagolla
Erna-Blencke-Weg 2
37085 Göttingen
E-Mail: viktoriasagolla@gmx.de

Prof. Dr. Christa Maria Heidger
Hochschule Zittau/Görlitz
Theodor Körner Allee 16
02763 Zittau
E-Mail: c.heidger@hszg.de

Manuskripteingang	7.4.2024
Manuskriptannahme	22.8.2024
Erschienen	14.10.2024