

Erfolgreiche Ansiedlung der vom Aussterben bedrohten Trugspornzikade *Megamelodes lequesnei* auf neu angelegten Feuchtflächen in einem südostbayerischen Niedermoor (Hemiptera, Fulgoromorpha, Delphacidae)

Herbert Nickel¹, Jochen Späth

Zusammenfassung: Mit 12 bekannten Fundorten in Deutschland ist die Trugspornzikade, *Megamelodes lequesnei* W. Wagner, bundes- und europaweit eine der seltensten Zikadenarten. Sie lebt monophag an Knoten-Binse, *Juncus subnodulosus* Schranck, in Kalkflachmooren und Quellrieden, ist mahdintolerant und kommt auf ihrer wesentlich häufigeren Wirtspflanze nur dort vor, wo deren Bestände extensiv beweidet oder zeitweise brachgefallen sind. Daher fehlt sie im konventionell genutzten Grasland wie auch in gemähten Naturschutzflächen oder kommt dort allenfalls relikitär in Randbereichen vor. Da sowohl die Zikade als auch ihre Wirtspflanze an gut auffindbaren und klar abgegrenzten Standorten vorkommen, eignen sich beide Arten gut als Modellsystem der Renaturierungsökologie, zumal sich die Knoten-Binse auf Neuschaffungsflächen oft schnell und dauerhaft etabliert. Im Sommer 2016 wurden von einem Donorstandort im Königsauer Moos bei Dingolfing 4 mal 80 Trugspornzikaden entnommen und auf zwei nahegelegene Rezeptorstandorte übertragen. In den Jahren 2022 und 2023 wurde die Art auf beiden Rezeptorstandorten wiedergefunden, außerdem auch auf zwei weiteren Neuschaffungsflächen, die sie selbständig besiedelt hatte. Weltweit handelt es sich unseres Wissens um das erste Ansiedlungsexperiment mit Zikaden. Obwohl die Wirtspflanze größerflächig vorkam, war die Trugspornzikade auf lineare oder punktförmige Bereiche beschränkt, was ihre Deutung als Mähwiesenflüchter bestätigt. Insgesamt ist die Zikadenfauna im Königsauer Moos aufgrund konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung, trotz vieler Wiesen-Vertragsnaturschutzflächen, stark verarmt. Die kleinflächigen Neuschaffungen mit ihrer höheren Feuchte sowie niedermoor-typischen Pflanzenarten zeigen aber, dass großes Regenerationspotenzial besteht. Da die Wiesennutzung derzeit zu großflächig und zu undifferenziert erfolgt und die Trugspornzikade und weitere seltene Zikadenarten im Königsauer Moos als alte Weiderelikte zu deuten sind, empfehlen wir die Einrichtung von extensiven Ganzjahresstandweiden mit Robustrassen von Rindern, Pferden und/oder Wasserbüffeln, ohne Nachmahd und ohne prophylaktische Parasitenbehandlung, verbunden mit einer Anhebung des Wasserstandes. Wie aus anderen Gebieten bekannt, bewirkt eine solche Nutzung eine deutliche Zunahme von Insekten, aber auch Amphibien, Reptilien, Fledermäusen und Vögeln, speziell auch Wiesenbrütern.

Keywords: grassland, mowing, grazing, habitat restoration, insect transfer, Königsauer Moos

1. Einleitung

In den letzten Jahrzehnten gewinnt die Renaturierung von Lebensräumen in Mitteleuropa und weltweit immer stärker an Bedeutung im Naturschutz. Dabei standen anfänglich Abbaugruben u.a. von Braunkohle, Sand und Kies sowie Straßenböschungen im Vordergrund. In neuerer Zeit werden vermehrt Kalkmagerrasen, Heiden und Feuchtgrasländer einbezo-

¹ Korrespondierender Autor, E-Mail: herbertnickel@gmx.de

gen, auf die Mahdgut von naturnah erhalten gebliebenen Standorten übertragen wird, z.T. nach Abtragung des nährstoffreichen Oberbodens. Als begleitende Wissenschaft hat die Renaturierungsökologie Aufschwung genommen (Kirmer & Tischew 2006; Zerbe & Wiegand 2008). Dabei spielen Tiere, insbesondere Insekten, kaum eine Rolle, sowohl, was die Umsiedlung von Individuen anbelangt, als auch die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen (z.B. Patzelt et al. 2001; Hölzel & Otte 2003; Schächtele & Kiehl 2005; Soorae 2021; Evans et al. 2023). So wurden an Heuschrecken erste Untersuchungen zur Effizienz der Mahdgutübertragung von Wagner (2004), Kiehl & Wagner (2006) und Elias & Thiede (2008) durchgeführt. Weitere Studien existieren über Ödlandschrecken (Wagner et al. 2005; Baur et al. 2017).

An Schmetterlingen wurden – vor dem Hintergrund des Verschlechterungsverbot der FFH-Richtlinie – Versuche zur Umsiedlung des Goldenen Scheckenfalters, *Euphydryas aurinia*, unternommen (z.B. Kretschmer et al. 2016). Dolek (2022) berichtet, dass durch Ausbringen von Raupen des Kreuzenzian-Ameisenbläulings, *Phengaris rebeli*, bisher 8 Jahre lang eine Population am Ausbringungsort begründet wurde, mit steigenden Nachweiszahlen.

Die Erfolge solcher Renaturierungs- und Umsiedlungsprojekte sind sehr unterschiedlich und können stark davon abhängen, ob die historische Landnutzung des Standortes bei der Planung einbezogen wird. In den Niedermooren entlang der Isar war das Rind über mehrere Jahrtausende hinweg das maßgebliche Weidetier (von Riedl 1802; Trixl 2019). Mit der Meliorierung, insbesondere der Entwässerung sowie der Einstellung des Viehs im 19. und 20. Jahrhundert folgte eine dramatische biotische Verarmung, die der moderne Naturschutz aufzuhalten versucht. Dabei erwiesen sich neu geschaffene und mit Mähgut beimpfte Feuchtseigen für Vögel wie auch Pflanzen als hochwertige und artenreiche Lebensraumergänzungen der extensiven Mähwiesen dieses Wiesenbrütergebietes (Scheuerer 2013, 2022). In einer Potenzialstudie belegten Nickel (2015) und Nickel & Rösch (2022) den hohen Wert dieser Neuschaffungen auch für die Zikadenfauna. Die Autoren empfehlen jedoch, dass zur Bewahrung der lokalen Biodiversität die großflächigere Schaffung solcher Lebensräume im Königsauer Moos anzustreben ist; dies kann mit Wiedervernässung und extensiver Beweidung erfolgen.

Die sehr reichhaltige Flora der Neuschaffungsflächen enthielt viele Wirtspflanzenarten, die jedoch nur zu einem relativ kleinen Teil auch von Zikaden besiedelt waren. Daher entstand die Idee, Zikaden von nahegelegenen autochthonen Populationen einzubringen. Als Modellsystem wurden die Trugspornzikade, *Megamelodes lequesnei* W. Wagner und ihre einzige Nahrungspflanze, die Knoten-Binse, *Juncus subnodulosus* Schrank, gewählt. Nach Kenntnis der Verfasser wurde eine derartige Ansiedlung von Zikaden weltweit noch nirgendwo durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage, Geologie, Hydrologie, Böden und Klima

Die Untersuchungsflächen liegen im Königsauer Moos innerhalb der naturräumlichen Einheit 061 „Unteres Isartal“ (Meynen & Schmithüsen 1953-1962) auf einer Meereshöhe von rund 350 m ü. NN, die meisten auf mit Flachmoortorf oder lehmig-sandigen Schichten überlagerten Kalkkiesen und kalkhaltigen Flusssanden (z.B. Engelschalk 1978). Im Vergleich zur Periode vor den großen Meliorationen im 19. und frühen 20. Jahrhundert liegt heute der

Grundwasserspiegel wegen der Entwässerung des Moores und der Kanalisierung der Isar um 1 bis 3 m niedriger.

Das Königsauer Moos ist eines der bedeutendsten Wiesenbrütergebiete Bayerns (Bay LfU 2015, von Lindeiner et al. 2023) und ist schon seit Anfang der 1980er Jahre Gegenstand diverser Artenschutz-, Landschaftspflege- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen (Schwaiger & Herrmann 2010; Späth 2010; Herrmann & Stadler 2015; Liebel 2015; von Lossow & Rudolph 2015; Scholz 2023). Wegen des niedrigen Grundwasserstandes wurden seit 2005 durch den Landschaftspflegeverband Dingolfing-Landau viele Feuchtseigen und Grabenuferabflachungen geschaffen, wobei Oberboden abgetragen und anschließend Mahdgut artenreicher Spenderwiesen übertragen wurde (Scheuerer 2013, 2022; Späth & Hoiß 2023).

2.2 Donor- und Rezeptorflächen

Im Folgenden finden sich Angaben zur Donorfläche der Trugspornzikade, zu den beiden Rezeptorflächen und zu zwei weiteren Flächen, die im Projektverlauf selbständig von Trugspornzikaden besiedelt wurden (Kolonisierungsflächen). Die Lage dieser Flächen und der weiteren untersuchten Standorte ist in einer Übersicht in Abb. 1 sowie im Detail in Abb. 2-4 dargestellt. Auf allen Flächen befanden sich größere Bestände von *Juncus subnodulosus*.

Donorfläche (Entnahme von Zikaden): „Graben aufweitung Schwarzgraben südöstlich Töding“, ca. 0,90 ha, Flurstück 2807/0, Gemarkung Mamming. Neuschaffung entlang eines alten Grabens durch Oberbodenabtrag im September 2005, 48,681526° N, 12,585765° E (Abb. 2, 3). *Juncus subnodulosus* wächst hier in einem schmalen Streifen nahezu entlang des gesamten untersuchten Grabenabschnittes und bildet besonders in der westlichen Hälfte fleckenweise dichte Bestände. Dieses Vorkommen ist vermutlich historisch alt und reicht mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bis in die Zeit vor der Separierung des Königsauer Moores im 19. Jahrhundert zurück, als noch weite Teile extensiv mit lokalen Viehherden beweidet wurden.

Rezeptorfläche R1 (Ausbringung von Zikaden): „Weidgraben“, ca. 1,00 ha, Flurstück 1597/0, Gemarkung Ottering, Neuschaffung durch Oberbodenabtrag im September 2007, 48,672749° N, 12,548508° E (Abb. 2, 4). Auch hier wächst *Juncus subnodulosus* in einem zumeist schmalen, stellenweise bis zu 2 m breiten Streifen nahezu entlang des gesamten in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Grabenabschnittes sowie in kürzeren Streifen entlang des Ost-West-Abschnittes, außerdem in einigen inselartigen Rasen. Der Bestand der Knotenbinse hat sich wahrscheinlich aus der Samenbank nach Abtragung des Oberbodens entwickelt.

Rezeptorfläche R2 (Ausbringung von Zikaden): „Hammerstielfläche“ mit neuangelegten Seigen südsüdöstlich Leonsberg, ca. 0,5 ha, Flurstücke 2545/0, 2546/0, 2547/0, 2548/0, Gemarkung Großköllnbach, Neuschaffung in 2009, 48,684411° N, 12,594132° E (Abb. 2, 3). *Juncus subnodulosus* wächst hier in einem besonders dichten und nicht alljährlich gemähten Bereich, der etwa auf halber Höhe des gesamten stielförmigen Abschnittes beginnt und sich bis in den breiteren Nordbereich erstreckt. Der Bestand hat sich mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Samenbank nach Abtragung des Oberbodens entwickelt.

Kolonisierungsfläche K1 (eigenständige Besiedlung durch die Zikade): „Seigen südsüdöstlich Töding“, ca. 0,40 ha, Flurstück 1464/0, Gemarkung Ottering, Neuschaffung im Oktober 2005. 48,678346° N, 12,574883° E (Abb. 2, 4). *Juncus subnodulosus* kommt hier nur in einem

kleinflächigen, ca. 2 x 2 Meter umfassenden Bestand vor und hat sich entweder aus der Samenbank nach Oberbodenabtrag entwickelt oder nach Eintragung durch Tiere.

Kolonisierungsfläche K2 (eigenständige Besiedlung durch die Zikade): „Tümpel am Schwarzgraben südlich Leonsberg“, ca. 0,23 ha, Flurstück 2474/0, Gemarkung Großköllnbach, Neuschaffung im September 2005. 48.682182° N, 12.587598° E (Abb. 2, 3). *Juncus subnodulosus* bildet hier einen dichten, rund 10 x 3 m deckenden Bestand im Bereich einer sich von Südosten in Richtung Seigenmitte erstreckenden Landzunge. Dieser Bestand hat sich aus der Samenbank nach Oberbodenabtrag entwickelt oder aus vom angrenzenden Schwarzgraben eingeschwemmten Samen.

3. Methoden

3.1 Das Modellsystem Trugspornzikade – Knoten-Binse

Diese beiden Arten erfüllen eine ganze Reihe von Voraussetzungen für ein gut geeignetes System zur Übertragung von Zikaden. (i) Praktikabilität: Beide kommen im Gelände an gut abgrenzbaren und fast immer kleinräumigen Standorten vor; außerdem ist die Zikade (Abb. 5) mit einfacher Bodensuche oder mit dem Motorsauger an der Wirtspflanze schnell auffindbar und bereits im Gelände mit etwas Übung identifizierbar; ihre Erfassung, aber auch die Feststellung ihres Nicht-Vorkommens sind daher gut praktikabel. (ii) Gefährdung: Beide Arten sind deutschland- und bayernweit gefährdet. Die Zikade ist in Deutschland und Bayern der Rote Liste Kategorie 1 zugeordnet, also „vom Aussterben bedroht“ (Nickel et al. 2016a; Nickel 2024). Die Binse ist deutschland- und bayernweit der Kategorie 3 zugeordnet, also „gefährdet“ (Scheuerer & Ahlmer 2003; Metzger et al. 2018); auch ihre Lebensräume sind naturschutzfachlich hochrelevant, nämlich Kalkflachmoore und Quellmoore. (iii) Mahdintoleranz der Zikade: Die Trugspornzikade kommt als hochspezifischer und absolut mahdintoleranter Wirtsspezialist nur in einem sehr kleinen Anteil der Standorte der Wirtspflanze vor, nämlich auf extensiv beweideten oder nicht mehr genutzten Flächen, wobei die Zikaden vorkommen an letzteren i.d.R. mittelfristig zum Erlöschen verurteilt sind, wenn Gehölze oder Schilf aufwachsen und die Wirtspflanze verschwindet. Am Oberrhein unweit Karlsruhe existiert allerdings (noch) ein Vorkommen unter mehrere Jahrzehnte alten Schwarz-Erlen (Nickel 2022).

Adulte Trugspornzikaden treten ab Mitte Juli, oft aber erst Ende August, bis Anfang Juni des Folgejahres auf; die Art überwintert im Adultstadium, mit wahrscheinlich einer Generation pro Jahr. Biologie und Verbreitung sind nur wenig dokumentiert, lange Zeit war aus Deutschland nur ein Einzeltier vom Vollstedter See in Holstein bekannt (Remane & Fröhlich 1994). Später gelang im Benninger Ried bei Memmingen der Erstnachweis für Bayern (Bückle & Guglielmino 2005). In den vergangenen Jahren kamen in Deutschland insgesamt 9 weitere, teils individuenreiche, aber weithin voneinander isolierte Funde hinzu, die von Nickel (2022) aufgelistet wurden, darunter auch der überraschende Fund am Schwarzgraben im Unteren Isartal (Abb. 3). Im Jahr 2023 kam noch ein weiterer Fund im Unteren Isartal hinzu (Abb. 9d, Kap. 3.2), so dass derzeit aus Deutschland 12 Vorkommen bekannt sind, davon drei aus Bayern.

Nach diesen neueren Erkenntnissen lebt die Trugspornzikade monophag an *Juncus subnodulosus* in basenreichen, gerne quelligen Nassstandorten, zumeist Kalkflachmooren, die entweder extensiv von Rindern beweidet werden oder seit Jahren oder Jahrzehnten verbrachen,

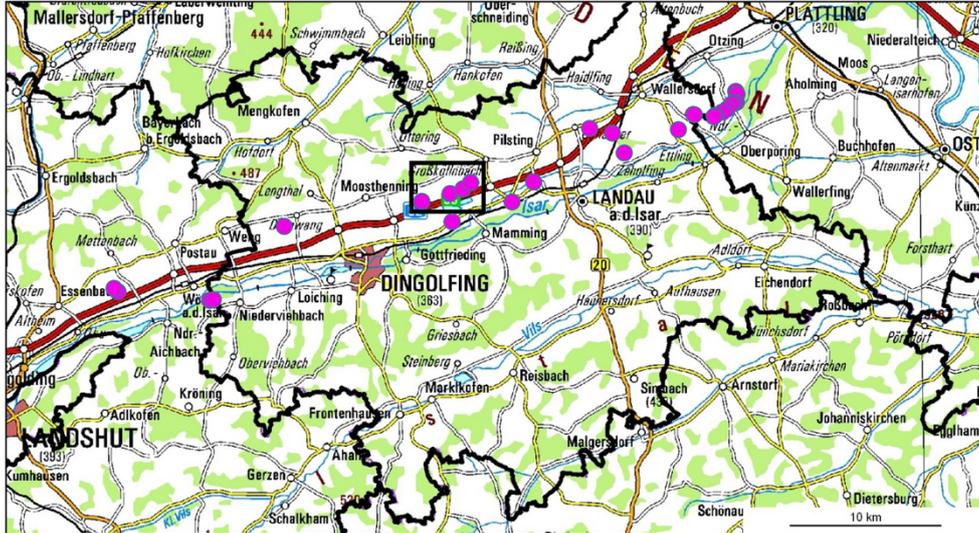


Abb. 1: Fundorte der Knoten-Binse *Juncus subnodulosus* im Landkreis Dingolfing-Landau (nach ASK – Datenbank des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz). Der rechteckig schwarz gerahmte Bereich zeigt den Ausschnitt von Abb. 2. Karte: FIN-View 3.

Fig. 1: Records of blunt-flowered rush *Juncus subnodulosus* in the district of Dingolfing-Landau (after ASK – database of the Bavarian State Office for the Environment). Box indicates section shown in Fig. 2. Map: FIN-View 3.

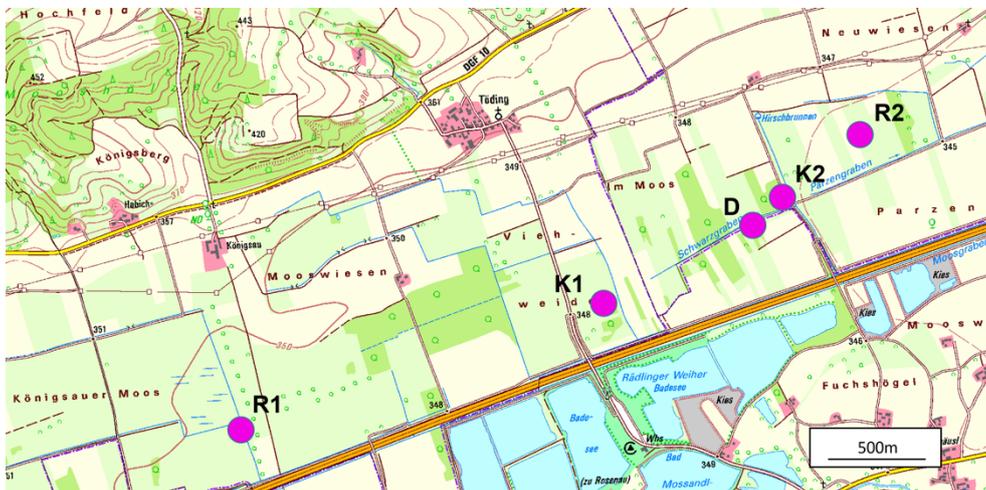


Abb. 2: Lage der Vorkommen der Trugspornzikade im Königsauer Moos im Jahr 2023. D = Donorfläche, R = Rezeptorfläche, K = selbständig besiedelte Kolonisierungsfläche. Karte: FIN-View 3.

Fig. 2: Records of *Megamelodes lequesnei* in the Königsauer Moos in 2023. D = donor site, R = receptor site, K = colonised site. Map: FIN-View 3.



Abb. 3: Donorfläche D, Kolonisierungsfläche K2 und Rezeptorfläche R2 im Detail (vgl. Kap. 2.2), mit Vorkommen der Trugspornzikade. Gelbe Linie = Neuschaffungsbereiche, Blaue Linie: Donorvorkommen 2016; rot = Ausbringungsbereich 2016; orange = Fundbereiche 2023. Luftbild: FIN-View 3.

Fig. 3: Donor site D, colonised site K2 and receptor site R2 in detail (see chapter 2.2), with records of *Megamelodes lequesnei*. Yellow line = newly created sites, blue line: donor site of 2016; red = area of transfer in 2016; orange = area of records in 2023. Aerial photo: FIN-View 3.



Abb. 4: (a) Rezeptorfläche R1 und (b) Kolonisierungsfläche K1 im Detail (vgl. Kap. 2.2), mit Punkt-vorkommen der Trugspornzikade. Gelbe Linie = Neuschaffungsbereiche, rot = Ausbringungsbereich 2016; orange = Fundbereiche 2023. Luftbild: FIN-View 3.

Fig. 4: (a) Receptor site R1 and (b) colonised site K1 in detail (see chapter 2.2), with records of *Megamelodes lequesnei*. Yellow line = newly created sites, red = area of transfer in 2016; orange = area of records in 2023. Aerial photo: FIN-View 3.

letzteres jedoch mit ungewissem Ausgang für die Zikadenpopulationen. Dabei ist die Zikade wesentlich seltener als ihre Wirtspflanze (Abb. 6 und 7). Auf mehr als 50 Standorten mit teils ausgedehnten *Juncus-subnodulosus*-Beständen, die zur Pflege gemäht werden (v.a. in Thüringen, Baden-Württemberg, Niedersachsen, Brandenburg, Luxemburg), fehlte die Zikade oder war – in drei Fällen – in sehr geringer Zahl auf vom Mähwerk verschonte Randbe-

reiche um Gräben, Teiche oder Einzelgehölze beschränkt. Demnach handelt es sich um einen typischen Mahdflüchter. Auch Streuwiesen werden gemieden, da die Trugspornzikade v.a. ab August adult wird und sogar im Oktober noch Larven zu finden sind. Der zugrundeliegende Mechanismus könnte in direkter oder indirekter Mortalität (Tötung durch das Mahdwerkzeug oder Austrocknung nach der Mahd), im Abtransport von juvenilen und adulten Tieren oder auch in ihrem Bedarf an verfilzter Streuaufgabe für die Überwinterung bestehen, die auf Mähwiesen fehlt.

Weltweit ist die Trugspornzikade auf West-, Mittel- und Südosteuropa beschränkt. Nast (1987) und Fauna Europaea (Jäch & Hoch 2013 ff.) geben Irland, Großbritannien, die Niederlande, Frankreich, Deutschland, Ungarn, Rumänien und Ex-Jugoslawien an, wobei für die meisten dieser Länder nur sehr wenige Funde publiziert sind (z.B. Kirby 1992; della Giustina 2019). Györfy et al. (2009) erwähnen außerdem einen Fund aus Ungarn, Šćiban & Kosovac (2020) aus Serbien, della Giustina (2019) aus dem Iran. Die Vorkommen liegen damit großenteils innerhalb des Verbreitungsgebiets der Wirtspflanze *Juncus subnodulosus* (vgl. Meusel et al. 1964). Aufgrund dieser geographischen Restriktion besteht für Deutschland "eventuell eine erhöhte Verantwortlichkeit" zum Schutz der Trugspornzikade (Nickel et al. 2016a). Vermutlich ist die Art wegen des Rückgangs extensiver Rinderbeweidung überall selten und bestandsbedroht, wofür auch ihre geringe Frequenz an Wuchsorten der Wirtspflanze spricht.

3.2 Freilanderfassung der Zikaden

Das in Kap. 2.2 erwähnte relictäre und sehr individuenreiche Vorkommen der Trugspornzikade im Königsauer Moos (Abb. 3, 8) war Donorpopulation für das vorliegende Experiment. Zur Klärung der Frage, ob die Zikadenart noch an weiteren Wuchsorten der Wirtspflanze im Landkreis vorkommt, wurden am 24. und 25. August 2016 bei sonniger und trockener Witterung alle damals im Landkreis Dingolfing-Landau in der Artenschutzkartierung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (ASK-Datenbank des Bay LfU) verzeichneten nennenswerten Vorkommen der Knoten-Binse systematisch aufgesucht. Sie wurden über direkte Bodensuche oder mit einem Motorsauger der Firma STIHL vom Typ SH 85, z.T. auch zusätzlich mit dem Kescher, intensiv auf die Trugspornzikade kontrolliert, jedoch ohne positiven Nachweis. Damit sollte geklärt werden, ob noch weitere potenzielle Donorpopulationen der Trugspornzikade in der Umgebung vorkommen.

Am 8.9.2023 wurde ein neu bekannt gewordener Wuchsort der Knoten-Binse im östlichen Landkreis Dingolfing-Landau in die Nachsuche einbezogen, und zwar am Längenmühlbach bei Weiher (48.6854° N, 12.6489° E). Dort war ein kleinflächiger Rest eines entwässerten Durchströmungsmoores erhalten, der großenteils gemäht wird, der aber verbrachte Bereiche entlang eines randlichen Entwässerungsgrabens sowie um eine wassergefüllte Mulde mit einer großen Hybridweide aufweist (Abb. 9d). Die Knoten-Binse bildete hier überall großflächige Bestände, die intensiv mit dem Motorsauger beprobt wurden. Wie erwartet, war die Mähwiese unbesiedelt, es wurden hier nur 2 langflügelige Individuen der Trugspornzikade gefunden. Jedoch wurden mehr als 100 Individuen entlang des Grabenrandes und 9 ♂♂ sowie 3 ♀♀ am Rand der Nassmulde erfasst. Dieser Befund bestätigt einmal mehr die Inkompatibilität dieser sehr seltenen Zikadenart mit der heute üblichen Wiesennutzung und sogar der Pflegemahd (vgl. Kap. 3.1).



Abb. 5: Männchen der Trugspornzikade, *Megamelodes lequesnei* Wagner, (a) links in Lateral- und (b) rechts in Frontalansicht (Fotos: Gernot Kunz).

Fig. 5: Male of *Megamelodes lequesnei* Wagner, (a) in lateral and (b) frontal view (Photos: Gernot Kunz).

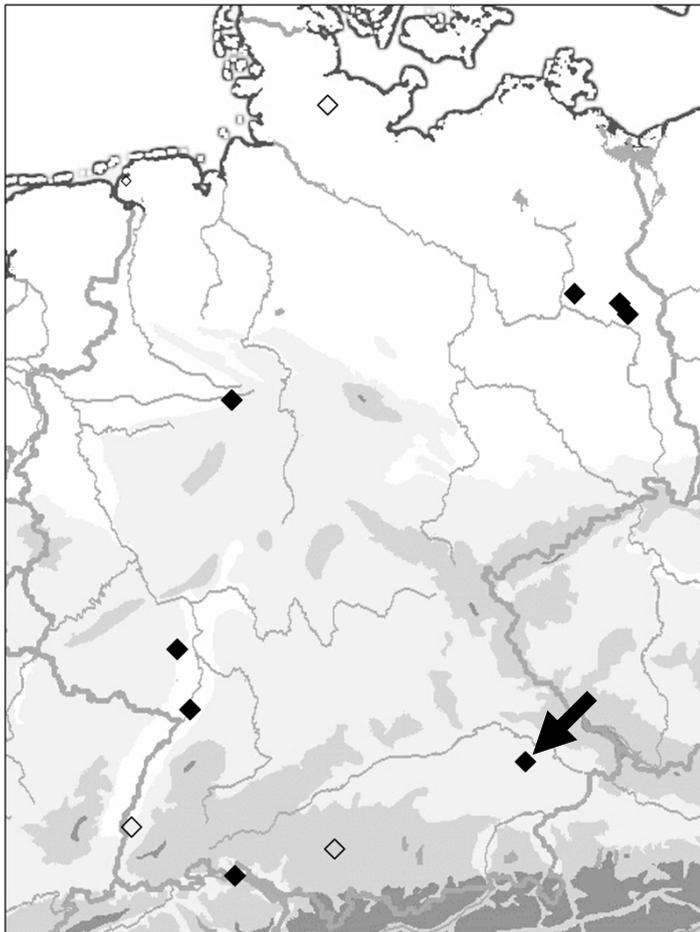


Abb. 6: Die bisher bekannten 12 Vorkommen der Trugspornzikade *Megamelodes lequesnei* in Deutschland nach Nickel (2022). Schwarze Rauten: Funde Nickel, weiße Rauten: Fremdfunde. Der Pfeil zeigt auf die beiden Vorkommen im Unteren Isartal.

Fig. 6: Known 12 localities of *Megamelodes lequesnei* in Germany after Nickel (2022). Black diamonds: Nickel recorded, white diamonds: others recorded. Arrow shows the two localities in lower Isar valley.

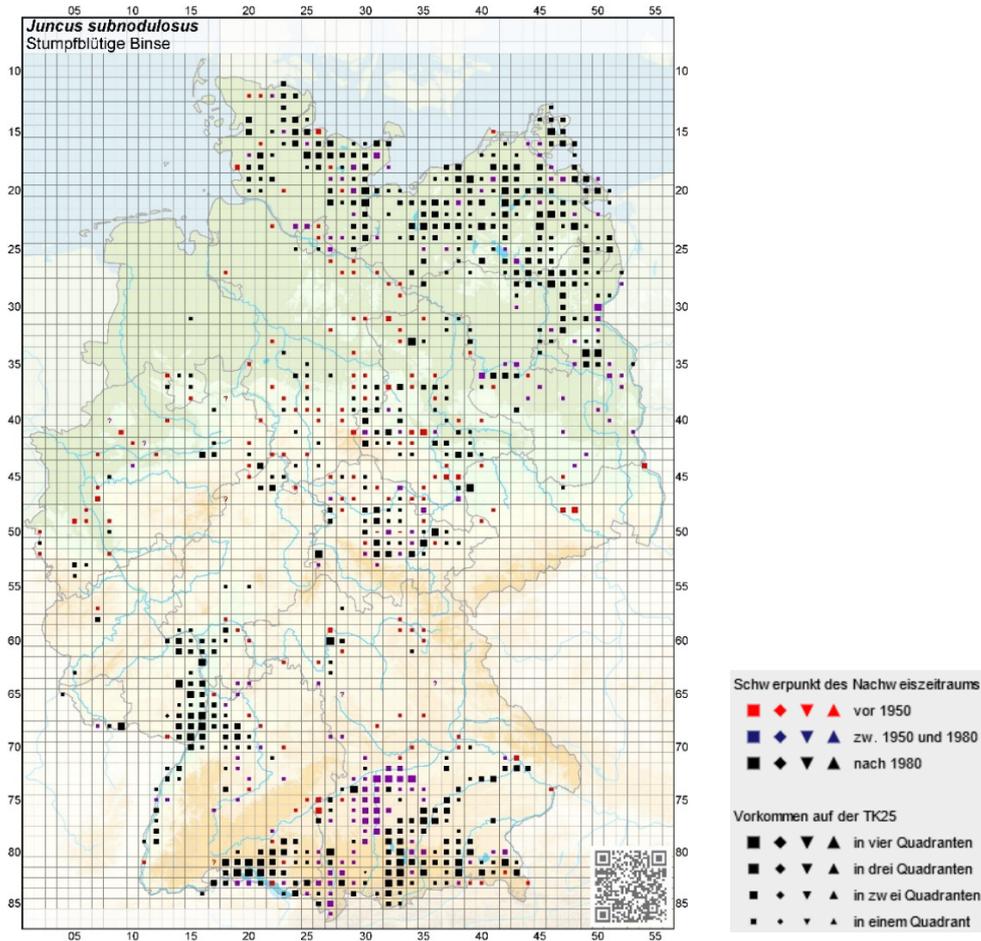


Abb. 7: Verbreitung von *Juncus subnodulosus* in Deutschland, Stand Juni 2021. Quelle: Floraweb, mit freundlicher Genehmigung von Rudolf May (BfN).

Fig. 7: Distribution of *Juncus subnodulosus* in Germany, status of June 2021. Source: Floraweb, with kind permission of Rudolf May (BfN)

3.3 Ablauf der Umsiedlung

Die Vorarbeiten wurden im Detail von Nickel (2016) dokumentiert. So wurde am 24.8.2016 am Donorvorkommen Schwarzgraben der Großteil der Bestände der Knoten-Binse mit dem Motorsauger abgesucht und Positiv- wie auch Negativnachweise der Zikade notiert und im Luftbild eingetragen (Abb. 3). Dabei stellte sich heraus, dass die Vorkommen der Zikade auf den unmittelbaren südlichen Grabenrand begrenzt waren. Nur an einer Stelle wurden einige Tiere auf der höher liegenden und deshalb trockeneren Grabennordseite gefangen.

Am 25.8.2016 wurden die am dichtesten besiedelten Vorkommensbereiche der Trugspornzikade erneut aufgesucht und mit dem Motorsauger besaugt (Abb. 8, 9). Um die Tiere möglichst nicht zu verletzen, wurden jeweils nur wenige Aufsetzvorgänge ausgeführt und der Fang sofort in einen weißen Eimer geleert (Abb. 9b). Daraus wurden dann gezielt in 4 Ex-



Abb. 8: Donorvorkommen der Trugspornzikade am Schwarzgraben in gelb markierten, ungemähten und verfilzten Beständen der Knoten-Binse.

Fig. 8: Donor site of *Megamelodes lequesnei* along Schwarzgraben in unmown and fallow stands of blunt-flowered rush (marked in yellow).

haustoren (Abb. 9c), die mit Wirtspflanzenstängeln bestückt waren, jeweils 20 ♂♂, 20 ♀♀ und 40 Larven (möglichst letztes Stadium) entnommen, um sie auf die Rezeptorstandorte (Abb. 3, 4) zu verbringen. Die Gesamtzahl der umgesetzten Tiere betrug also 80 ♂♂, 80 ♀♀ und 160 Larven.

Um sicherzustellen, dass die Rezeptorstandorte nicht schon vorher besiedelt waren, wurden dort (nach der Erstbeprobung im Jahr 2015) am 24.8.2016 erneut große Bestände der Knoten-Binse mit dem Motorsauger eingehend besaugt (mit keinem Nachweis der Trugspornzikade). Am 25.8.2016 wurden dann unmittelbar nach Erreichen der Fangzahlen von 80 Individuen pro Exhaustor (s.o.), mit zwei Exhaustoren zunächst die Rezeptorfläche R2 (Hammerstielfläche) aufgesucht. Dort wurden in einem besonders dichten und verfilzten Bestand mit viel Altbinsen zwei Bambusstäbe im Abstand von 2 m zueinander in den Boden gesteckt und am Fuß jedes Stabes die Zikaden je eines Exhaustors freigelassen. Anschließend wurde die gleiche Zahl von Zikaden an der Donorfläche Schwarzgraben gefangen und diese in der gleichen Weise zur Rezeptorfläche R1 (Weidgraben) verbracht. Dort wurden die Zikaden am unmittelbaren Grabenufer in einem schmalen Streifen hochwüchsiger dies- und vorjähriger Binsen, in gleicher Weise wie vorher, an zwei Bambusstäben im Abstand von ca. 2 m freigelassen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Kontrollfänge 2020, 2022 und 2023

Stichprobenartige Fänge zur Erfolgskontrolle der Umsiedlung der Trugspornzikade wurden zu jeweils einem Termin im Spätsommer 2020, 2022 und 2023 mit dem Motorsauger in allen

Beständen der Knoten-Binse auf der jeweiligen Fläche durchgeführt. Die Fang- und Sichter-
gebnisse sind in Tab. 1 zusammengefasst dargestellt.

Auf der Donorfläche Schwarzgraben, die 2020 und 2022 kontrolliert wurde, wurde in
beiden Jahren erneut eine individuenreiche Population festgestellt. Nach wie vor dürften
dort mehrere 1.000, vmtl. sogar mehrere 10.000 Trugspornzikaden leben.

Auf der Rezeptorfläche R1 (Weidgraben) wurden 2020 66 Individuen, 2022 52 Individu-
en und 2023 21 Individuen gesaugt, wobei die Fänge über insgesamt rund 90 m Grabenlän-
ge verteilt waren, aber immer nur auf die unmittelbare Grabennähe beschränkt blieben. Da
nicht-quantitativ beprobt wurde, müssen die in den Untersuchungsjahren nach und nach ab-



Abb. 9: (a) Zikadenerfassung im Grasland mit dem Motorsauger. Der Fang wird anschließend zur
Durchsicht im Gelände in einen weißen Kunststoffeimer geleert; (b) Motorsaugfang auf der Donorflä-
che Schwarzgraben, größtenteils mit Trugspornzikaden; (c) Eine transferierte Fangeinheit der Trug-
spornzikade umfasste 20 ♂♂, 20 ♀♀ und 40 Larven; (d) 2023 neu entdecktes Vorkommen der Trug-
spornzikade bei Weiher. Trotz flächendeckender Verbreitung der Knoten-Binse – auch in der einschü-
rigen linken Bildhälfte – kamen Trugspornzikaden nur in der ungemähten, rechten Bildhälfte vor.

Fig. 9: (a) Planthopper sampling in the field with a motor suction sampler. The catch is being
emptied into a white plastic bucket (b) suction catch from the donor site Schwarzgraben, mostly with *Megame-
lodes lequesnei*; (c) a transferred unit of *Megamelodes lequesnei* included 20 ♂♂, 20 ♀♀ and 40 nymphs;
(d) the newly discovered locality of *M. lequesnei* near Weiher in 2023. Despite dominating blunt-
flowered rush all over the area *M. lequesnei* was confined to the unmown right half of the photograph.

Tabelle 1: Festgestellte Individuenzahlen der Trugspornzikade auf Donor- und Rezeptorflächen sowie auf zwei Kolonisierungsflächen in den 5 Beprobungsjahren.**Table 1:** Counted individuals of *Megamelodes lequesnei* on donor and receptor sites and on two newly colonised sites in 5 sampling years.

Jahr	Donorfläche	Rezeptorflächen		Kolonisierungsflächen	
	Schwarzgraben	Weidgraben	Hammerstiel	K1	K2
2015	40 ♂♂, 6 ♀♀, 50 L.; Sicht: >200	0	0	0	0
2016	80 ♂♂, 80 ♀♀, 160 L (entnommen)	2 x je 20 ♂♂, 20 ♀♀, 40 L (eingebracht)	2 x je 20 ♂♂, 20 ♀♀, 40 L (eingebracht)	nicht unter- sucht	nicht unter- sucht
2020	8 ♂♂, 2 ♀♀, 6 L; Sicht: 5 ad., 40 L	18 ♂♂, 3 ♀♀, 15 L; Sicht: 30 L	0	nicht unter- sucht	nicht unter- sucht
2022	3 ♂♂, 4 ♀♀, 4 L; Sicht: >200	9 ♂♂, 5 ♀♀, 8 L; Sicht: 30 L	1 ♂, 1 ♀, 1 L	1 ♀	3 ♂♂, 2 ♀♀, 3 L
2023	nicht unter- sucht	4 ♂♂, 3 ♀♀, 10 L, an 4 Stellen	1 ♂, 2 L	Sicht: 1 ♂, 1 L	Sicht: 6 ♂♂, 3 ♀♀

nehmenden Fangsummen (vgl. Tab. 1) keine Bestandsabnahme bedeuten. Auf der Rezeptorfläche R2 (Hammerstiel) wurden trotz der Größe des Wirtspflanzenbestandes 2020 0 Individuen, 2022 und 2023 jeweils nur 3 Individuen gefangen. Auf beiden Rezeptorflächen wurden nur kurzflügelige Tiere sowie Larven gefangen, was einem Reproduktionsnachweis gleichkommt.

Neuansiedlungen der Trugspornzikade ohne Umsiedlung fanden auf den beiden in 2005 geschaffenen Kolonisierungsflächen K1 und K2 zehn bis 17 Jahre nach deren Schaffung statt (kein Nachweis in 2015, bei erneuter Kontrolle in 2022 wurde die Trugspornzikade nachgewiesen). Auf K1 wurden in 2022 1 ♀ und 2023 1 ♂ und 1 Larve gefunden, auf K2 wurden in 2022 8 Tiere sowie in 2023 9 Tiere gefunden. Auf beiden Flächen wurden aufgrund ausschließlich kurzflügeliger Tiere und teils auch Larven die Reproduktionsnachweise erbracht. Auch wenn das Haupt-Donorvorkommen in 100 m Entfernung zu K2 liegt (Abb. 3), wurde am Schwarzgrabenabschnitt, der an K2 vorbeiläuft, in 2016 ein Kleinstvorkommen der Trugspornzikade in 10m Entfernung zu K2 nachgewiesen (Abb. 3), von dem aus möglicherweise die Besiedlung von K2 erfolgte.

4.2 Beurteilung des Erfolges

Auch wenn es hier mit der Trugspornzikade gelungen ist, eine vom Aussterben bedrohte Insektenart durch Umsetzung andernorts (vmtl. wieder-)anzusiedeln, bleiben wesentliche Fragen offen. Im Königsauer Moos erweisen sich Neuschaffungsflächen als geeigneter Lebensraum für die Trugspornzikade. Ungewiss ist jedoch, ob diese kleinen, neuen Lebensräume ausreichen, dass die jeweiligen Zikadenvorkommen auf Dauer überleben. Auch ist

unsicher, ob derartige Umsiedlungen auf ökosystemarer Ebene wirksam werden können, ohne dass weitere Maßnahmen (z.B. Wiedervernässung, Wiedereinführung von Beweidung) erfolgen. Die Umsiedlung von Insektenarten sollte daher unserer Auffassung nach nur in Einzelfällen und als letzte Rettungsmaßnahme durchgeführt werden, zumal dies bei der großen Zahl gefährdeter Insektenarten aus Kapazitätsgründen schlicht nicht zu bewältigen ist. Hinzu kommt, dass gewisse Anforderungen an Auswahl der Arten und Monitoring zu stellen sind und auch die geeigneten Rezeptorflächen zur Verfügung stehen müssen. Darüberhinaus dürften bei vielen Insektenarten die Rückgangsursachen nicht hinreichend bekannt sein, um neue Rezeptorflächen zu identifizieren oder in geeigneter Weise zu optimieren bzw. zu schaffen.

Keinesfalls halten wir es für sinnvoll, Rezeptorflächen auszuwählen, auf denen die umzusiedelnde Tierart früher vorkam, ohne vorher zu eruieren, welche Faktoren zum Erlöschen der Artvorkommen geführt haben. Je nach Ergebnis dieser Analyse müssen vor einer Umsiedlung restaurierende Maßnahmen erfolgen, also z. B. Wiedervernässung, Entbuschung oder Retablierung traditioneller Nutzungen. Schließlich ist auch die Erhaltung einer explizit weideaffinen Tierart durch ein kompliziertes Mahdregime nur für eine Übergangszeit sinnvoll und sollte langfristig durch die Wiedereinführung einer angepassten Extensivbeweidung gewährleistet werden.

Ein Beispiel für einen erfolglosen Versuch ohne Wiedereinführung der entsprechenden traditionellen Nutzung ist die Umsiedlung der Großen Höckerschrecke (*Arcyptera fusca*) aus der derzeit letzten deutschen Population. Vom Truppenübungsplatz Heuberg auf der Schwäbischen Alb wurden Höckerschrecken auf die nur 10 Kilometer entfernte Irndorfer Hardt umgesiedelt, eine ehemalige Rinderweide, wo Höckerschrecken letztmalig 1972 festgestellt wurden (Döler & Detzel 2008). Der Standort wird heute jedoch, trotz bedeutsamer Restvorkommen weideaffiner Arten (z.B. *Arnica montana*, *Gentianella campestris*, *Pseudorchis albidula*, *Gentiana lutea*, *Trollius europaeus*, *Trifolium spadiceum*, *Anemone narcissiflora*) überwiegend gemäht und dementsprechend sind etliche dieser Arten erloschen oder fast erloschen, so auch die Heuschreckenarten *Stenobothrus nigromaculatus* und *Psophus stridulus* (Döler & Detzel 2008, Regierungspräsidium Freiburg 2011). Eine Wiederaussetzung von *Arcyptera fusca* wäre unserer Auffassung nach erfolgversprechender, nachdem die frühere extensive Rinderweide wieder eingeführt würde, zumal diese Heuschreckenart z.B. in Rumänien und im Wallis in höheren Dichten auf derartigen Weiden vorkommt (Beobachtungen Nickel). Auch auf dem Donorstandort Heuberg, der heute mit Schafen beweidet wird, kann unseres Erachtens die Sicherung der Höckerschrecken-Population auf Dauer nur dann gelingen, wenn die mit Schafbeweidung üblicherweise verbundenen Koppel- und Pfercheffekte, aber auch das Hüten in geringem Individualabstand vermieden werden. Besser wäre vermutlich eine Rinderbeweidung, um das letzte deutsche Vorkommen nachhaltig zu sichern und um die Art von dort aus eventuell wieder an ehemaligen Fundorten auszubringen.

Über ein Wiederansiedlungsprojekt des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Niedermooren Brandenburgs berichten Kretschmer et al. (2016). Trotz expliziter Hinweise der Autoren auf eine Bevorzugung des Falters von reliefreichen Stellen mit niedrigwüchsigen Störstellen (wie sie typisch sind für Extensivweidesysteme) zur Eiablage, wurden die Rezeptorstandorte zunächst einmal jährlich im Zeitraum August-September handgemäht. Dies hatte jedoch zur Folge, dass die Eiablagepflanze *Succisa pratensis* immer mehr von *Juncus subnodulosus* und Großseggen überwuchert wurde, was auf 5 der 7 Rezeptorstandorte

schließlich zum Scheitern der Wiederansiedlung führte. Nach 10 Jahren war der Falter nur noch auf zwei Flächen präsent, vermutlich da diese beiden Flächen, zusätzlich zur Spätsommermahd, auch „fensterweise“ im Mai gemäht wurden.

Hier wäre anzumerken, dass eine großflächige Verdopplung der Mahdfrequenz von eins auf zwei auf Niedermoorwiesen mit hoher Wahrscheinlichkeit zahlreiche Pflanzen- und Tierarten erlöschen lässt, und zwar unabhängig von der Frage, ob genügend Nährstoffe mit dem Mähgut exportiert werden. Nach Nickel et al. (2016b) und Nickel (2024) sind dies auf Landschaftsebene allein bei den Zikaden rund 75 % der Arten. Durch eine kleinflächige Fenstermahd wird die mosaikartige extensive Weidenutzung nachgeahmt; es ist jedoch nicht machbar, für jede schutzbedürftige Tier- oder Pflanzenart eigene Fenster mit speziellem Pflegeregime anzulegen. Der zielführendste Weg, eine gefährdete Art zu erhalten, die für historische Kulturlandschaften typisch ist, sollte daher in der Wiederaufnahme der traditionellen Nutzung bestehen. Damit käme man auch weg von einem disintegrativen Ein-Arten-Schutz und könnte ganze Artengemeinschaften erhalten. Interessanterweise ist gerade die für den Goldenen Scheckenfalter als Problemart dargestellte *Juncus subnodulosus* die einzige Wirtspflanze der Trugspornzikade. Und es ist gut belegt, dass diese Zikadenart bereits auf einschürigen Wiesen fehlt.

Selbstverständlich muss der Schwerpunkt im Naturschutz der flächenhafte Erhalt samt Retablierung natürlicher Zustände oder traditioneller Nutzung von Lebensräumen sein. In Einzelfällen kann die künstliche Wiederansiedlung von Insekten notwendig sein, falls auf natürlichem Wege keine Wiederbesiedlung erfolgt, oder es absehbar ist, dass sie nicht erfolgen kann. Zikaden sind als aktive und auch passive Flieger bekannt (Nickel 2003). Bei kleineren Insekten ist eine selbständige Besiedlung geeigneter Lebensräume durch die passive Verdriftung über das Luftplankton möglich (z.B. della Giustina & Balasse 1999). Da es der Trugspornzikade innerhalb von 10 Jahren nicht gelungen war, die im Königsauer Moos für sie geeigneten, neu geschaffenen Lebensräume mit ihren Wirtspflanzen zu besiedeln, wurden die vorgestellten Umsiedlungen durchgeführt.

Das Beispiel von Goldenem Scheckenfalter und Trugspornzikade zeigt schlaglichtartig auf, dass ein für den Falter „richtiges“ Mahdregime die sogar noch stärker gefährdete, mahdintolerante Trugspornzikade regional auslöschen könnte. Der moderne Naturschutz ist hier gefordert, eine ausschließliche Fokussierung auf Einzelarten zu hinterfragen und integrativer zu arbeiten, was mit extensiven Weidesystemen meist möglich ist. So ist aus England seit langem bekannt, dass der Goldene Scheckenfalter extensive Rinderweiden vor Schafweiden und noch deutlicher vor Mähwiesen bevorzugt und auch Verbrachung zumindest einige Jahre toleriert (Warren 1993). Auch in Finnland gelang es, den Falter durch Wiederaufnahme einer Rinderbeweidung erfolgreich zu schützen (Saarinen et al. 2005). Dabei war anfänglich eine Bestandsabnahme zu verzeichnen, die sich nach Reduzierung der Besatzstärke der Weiderinder jedoch umkehrte.

Mit extensiven Weideregimen ist es also möglich, verschiedene, hochspezialisierte Arten gleichzeitig und syntop zu erhalten, ohne eine davon durch das Pflegemanagement auszurotten. Über eine Flächenmahd kann dies auch machbar sein, ist aber mit hohem planerischen und maschinellen Aufwand verbunden. Wenn im Rahmen von Naturschutzprojekten genügend große Flächen zur Verfügung stehen, sollte immer geprüft werden, ob statt einer Mahd auch eine Beweidung machbar ist. Diese muss jedoch unbedingt den Bedürfnissen

der vorkommenden Tier- und Pflanzenarten entsprechen, da sie gegenüber der Mahd ja eine Verbesserung der Biodiversität erbringen soll.

So wichtig ein Schutz der Vorkommen von gefährdeten Einzelarten ist, so muss auch darauf hingewiesen werden, dass es nicht Ziel des Naturschutzes sein kann, mit dem gezielten Management von beispielsweise FFH-Anhangsarten Kollateralschäden in Form von Aussterbeereignissen anderer seltener Arten zu verursachen, zumal – wie hier vorgetragen – auch alternative und v.a. auch integrative Lösungen möglich sind.

4.3 Maßnahmen zur Förderung der Trugspornzikade

Die Trugspornzikade ist ein klassischer, weideaffiner Mahdflüchter, von dem derzeit bundesweit nur 12 Vorkommen bekannt sind, wobei die 5 Fundorte im Königsauer Moos als ein Vorkommen gezählt werden (Abb. 6). Diese Zikadenart benötigt alte, gerne auch verfilzte Bestände ihrer Wirtspflanze *Juncus subnodulosus* und kam bis vor wenigen Jahren vermutlich im gesamten Unteren Isartal nur auf wenigen Quadratmetern am Schwarzgraben im Königsauer Moos sowie in einem kleinen Restmoor am Längenmühlbach nördlich Weihern vor.

Ihr Optimalhabitat sind sehr extensive Rinderweiden (Nickel 2022). Nach Aufgabe der Beweidung können Populationen unter Umständen noch Jahrzehnte auf Nassbrachen überdauern und sogar Beschattung, z.B. durch Erlen ertragen, doch ist ihre dauerhafte Existenz nicht gesichert. Wo eine Extensivbeweidung nicht möglich ist oder – auf Kleinstflächen – nicht sinnvoll ist, kann mechanische, differenzierte Pflege eine Notlösung sein, wie auch am Schwarzgraben. An diesen kleinflächigen Vorkommen der Trugspornzikade in verfilzten Altbinsenbeständen sollte eine Mahd allenfalls in mindestens 20 cm Höhe erfolgen und jährlich höchstens auf 10-20 % der Gesamtfläche des Binsenbestandes. Dabei sollte zumindest in mehrjährigen Abständen verfolgt werden, wie sich die Zikadenpopulationen entwickeln.

Am Schwarzgraben, am Längenmühlbach, wo sehr hohe Dichten der Trugspornzikade vorherrschen, könnte man also jährlich oder zweijährlich ab Mitte August einige Quadratmeter der Knoten-Binsenbestände in schmalen Streifen nicht unter 20 cm Höhe mähen. Alternativ könnte man auch auf eine Höhe von 5-10 cm mähen und das Mähgut gleich anschließend ohne Trocknung bzw. Lagerung vor Ort (damit die Tiere an ihren noch turgeszenten Wirtspflanzenstängeln verbleiben) auf andere Neuschaffungsflächen mit Knoten-Binsen verbringen. Der günstigste Zeitpunkt hierfür liegt zwischen Mitte August und Mitte September, wenn sich die meisten Individuen im Larven- oder Adultstadium befinden. Die Phase davor dürfte hingegen weniger günstig sein, denn im Eistadium haben die Tiere keine Reaktionsmöglichkeit und könnten im Wirtspflanzenstängel möglicherweise vertrocknen.

Das Schwarzgraben-Umfeld weist neben der Trugspornzikade noch weitere Grasland-Reliktarten aus der vorindustriellen, von extensiver Rinderbeweidung geprägten Zeit auf. Hier sind v.a. die Diademzirpe, *Cosmotettix caudatus* (Rote Liste 2 Bayern und Deutschland) und die Sumpfzirpe, *Athysanus quadrum* (Rote Liste 1 Bayern und 2 Deutschland) hervorzuheben. Diese Arten kommen im Königsauer Moos ebenfalls in hochgradig gefährdeten Restpopulationen an Gräben und in anderen Reststrukturen vor, meiden aber die gemähten Vertragsnaturschutzflächen für Wiesenbrüter und könnten bereits durch scheinbar unbe-

deutende Maßnahmen, wie z.B. eine Sommermahd der Grabenränder ausgelöscht werden (vgl. Nickel 2015).

Unter den Pflanzen sind als Weiderelikte im Schwarzgraben-Umfeld besonders *Helosciadium* (= *Apium*) *repens* (Rosenthal & Lederbogen 2008, Scheuerer et al. 2010), *Laserpitium prutenicum* (González-Hernández et al. 2020) sowie die für ihre hochtoxischen Alkaloide und Glycoside (Iridin) bekannte Giftpflanze *Iris sibirica* (Severino 2009) zu nennen. Die großflächige Nutzung des gesamten Isarmooses zwischen Landshut und Landau, also einschließlich des Königsauer Moooses, wurde von dem Münchner Kartografen Adrian von Riedl (1802) detailliert auf einer Karte gezeichnet. Diese zeigte großräumige „Weidenschafften“, zahlreiche „Viehweiden“ sowie „Mooswiesen“, die vor der hohen Zeit der Streuwiesenwirtschaft im 19. Jahrhundert beweidet wurden. Dies bestätigen auch die heute noch verwendeten Flur- und Ortsnamen wie „Am Weidgraben“, „Viehweide“, „Parzen“, „Anger“ und „Schwaige“.

Um die Trugspornzikade und zahlreiche andere Arten im Isarmoos langfristig zu schützen, ist daher die Etablierung einer extensiven Weide zu empfehlen, idealerweise eine großflächige Ganzjahresstandweide mit einem Besatz von – je nach Aufwuchs auf der Fläche – 0,3 bis 0,7 Tieren pro Hektar (Rind, Pferd und/oder Wasserbüffel). Dies simuliert nach heute möglicher Praxis, auch im Hinblick auf den nötigen arbeitstechnischen und logistischen Aufwand, am ehesten die traditionelle, früher praktizierte Beweidung im gesamten Isarmoos und fördert somit generell zahlreiche Tier- und Pflanzengruppen (Bunzel-Drücke et al. 2019, Lorenz et al. 2021).

Die Ganzjahresbeweidung bietet auch Vorteile, wenn aus Gründen des Klimaschutzes die Wiedervernässung von Niedermooren anvisiert wird, aber die landwirtschaftliche Nutzung dabei nicht aufgegeben werden soll. Im Vergleich zu anderen Paludikulturen ermöglicht sie nämlich eine stärkere Wiedervernässung, da die Flächen nicht maschinengängig gehalten werden müssen. Der höhere Wasserstand wiederum sorgt für stärker reduktive Verhältnisse im Boden, die die Kohlendioxidausgasung reduzieren und somit die Klimaschutzwirksamkeit erhöhen. Zudem wirken sich Extensivweiden deutlich positiver auf die Arten- und Lebensraumvielfalt aus als Schilf- und Rohrkolbenmonokulturen, die wegen ihrer Aufwuchshöhe gerade von Wiesenbrütern gemieden werden und darüber hinaus auch noch Sichthindernisse darstellen.

4.4 Zur Frage der Übertragbarkeit von Zikaden mit Mahdgut

Ganz grundsätzlich besteht bei der Übertragung von Mahdgut artenreicher Spenderflächen für Zikaden und andere phytophage Insekten im Larval- und Adultstadium das Problem, dass sie auf den noch vegetationslosen Neuschaffungsflächen keine Wirtspflanzen zum Saugen und zur Eiablage vorfinden. Eine Ansiedlung von Zikaden und anderen phytophagen Arten könnte nur gelingen, wenn mit dem Mähgut Eier oder Puppen übertragen werden und diese auf der Empfängerfläche bis zum Schlupf überleben. Besser können vermutlich omnivore, zoophage oder detritivore Kleintiere mit Mähgut übertragen werden, wobei auch ihre Etablierung auf Neuschaffungsflächen von dem noch geringen Nahrungs- und Strukturangebot beeinflusst wird.

Mit geringer Wahrscheinlichkeit, aber zumindest theoretisch, könnten übertragene Larven oder Adulte in angrenzende Flächen auswandern und dort an ihren Wirtspflanzen neue Bestände aufbauen, wenn diese Pflanzenarten vorhanden sind. Von hier können sie nach

mehreren Jahren die Neuschaffungsfläche besiedeln, wenn sich hier die Wirtspflanzen etabliert haben.

Um Zikaden und andere phytophage Tiere erfolgreich durch Mähgut zu übertragen, sollte aber besser abgewartet werden, bis sich auf den Neuschaffungsflächen eine artenreiche Vegetation etabliert hat. Dies bedeutet, dass mehrere Jahre nach der Neuschaffung auf den etablierten Pflanzenbewuchs nochmals kleine Mähgutmengen aufgebracht werden. Die hierdurch übertragenen Insekten bzw. ihre Entwicklungsstadien haben im dann schon etablierten Pflanzenbestand deutlich bessere Überlebenschancen. Dieser Übertrag sollte unmittelbar nach der Mahd erfolgen sowie bei nicht zu heißer und nicht zu trockener Witterung. Das Mähgut sollte nicht gehäckselt oder gepresst werden, um keine Insekten zu töten (vgl. Schoof et al. 2024). Unklar ist hierbei allerdings immer noch die Frage der Überlebensfähigkeit von Insekteneiern und -puppen in absterbendem bzw. austrocknendem Pflanzenmaterial. Die hier gestellten Fragen ließen sich bei weiteren Mähgutübertragungen leicht untersuchen, indem Spender- wie auch Empfängerflächen vor und nach den Übertragungen beprobt würden.

5. Summary

Successful transfer of *Megamelodes lequesnei*, a planthopper threatened with extinction, to newly created wetland patches in a southeast Bavarian fen (Hemiptera, Fulgoromorpha, Delphacidae). – With currently only 12 known sites in Germany, *Megamelodes lequesnei* W. Wagner is one of the rarest planthopper species in Germany and the whole of Europe. It lives monophagously on the much more common blunt-flowered rush, *Juncus subnodulosus* Schrank, in calcareous fens and spring mires. *Megamelodes lequesnei* does not tolerate mowing and is confined to extensively grazed or temporarily fallow stands of its hostplant. It is therefore absent from conventionally used grassland as well as from areas mown according to nature conservation schemes, or at best is confined there to unmown margin strips. In the field, both the planthopper and its host plant occur in clearly distinct patches and therefore provide a good model system for restoration ecology, especially as the host plant may re-establish quickly from the seedbank after topsoil removal.

Between 2005 and 2009 restoration measures were taken in the drained fen of the Königsauer Moos in Lower Bavaria (district of Dingolfing-Landau, southeast Germany) by topsoil removal, creation of temporarily flooded depressions and seed-transfer through hay from nearby species-rich areas. In 2015 we conducted a survey of leafhoppers and planthoppers and discovered a large population of the rare planthopper *Megamelodes lequesnei* along a ditch margin. As *Juncus subnodulosus* was common on many of these newly created patches, the idea of transferring the planthopper arose. In late summer 2016, a total of 4 times 80 individuals (20 ♂♂, 20 ♀♀, 40 larvae, mainly in their last stage) were caught at the donor site with a motorized suction sampler and immediately released at two receptor sites. The first receptor site ("Weidgraben") was located 3 km west-southwest, the second ("Hammerstielfläche") 700 m east-northeast of the donor site. To our knowledge, this is the first planthopper transfer experiment worldwide.

Furthermore, in 2016, all noteworthy localities of the host plant in the district of Dingolfing-Landau recorded in the ASK database of the Bavarian State Office for the Environment were specifically and intensively searched for any existing occurrences of *Megamelodes lequesnei* using a motorized suction sampler, but without finding any evidence of its occur-

rence. Therefore we could largely preclude that colonisation happened through other local donor sites. In 2022, the 2015 survey was repeated, the receptor sites were additionally investigated in 2020 and 2023. In 2023 the planthopper was recorded at both receptor sites, but it had also colonized two other restoration patches by its own. At the Weidgraben site, the section colonized by the planthopper extended over a length of approx. 90 m, while the other three new populations were all apparently confined to a few square meters, respectively.

Overall, the fauna of leafhoppers and planthoppers in the Königsauer Moos can be described as severely impoverished due to conventional agricultural land use and despite specified conservation management schemes. However, the small areas of newly restored patches demonstrate that there is still a high potential for regenerating the typical biodiversity of this region.

As the large-scale uniform use of meadows is not differentiated enough and *Megamelodes lequesnei* and other rare hopper species in Königsauer Moos are old pasture relicts we recommend the establishment of extensive pastures. These should be year-round pastures, stocked with robust breeds of cattle, horses and/or water buffalo without any mowing and without prophylactic treatment against parasites, combined with an increase in the water level. As is known from other areas, such pastures lead to a significant increase in the populations of insects, but also amphibians, reptiles, bats and birds, especially those belonging to the meadow fauna.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde finanziert durch die Regierung von Niederbayern, höhere Naturschutzbehörde, die Mittelbereitstellung erfolgte durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. Julia Czeloth und Dr. Rolf Niedringhaus unterstützten bei den Geländearbeiten. Martin Scheuerer (Nittendorf) stellte Informationen zu Pflanzenvorkommen zur Verfügung, Dr. Gernot Kunz (Graz) die Zikadenfotos. Rudolf May (Bundesamt für Naturschutz, Bonn) erlaubte die Nutzung der Verbreitungskarte der Knotenbinse. Ihnen allen sei hier herzlich gedankt.

7. Literatur

- Baur B., Thommen G.H., Coray A. (2017): Dynamics of reintroduced populations of *Oedipoda caeruleascens* (Orthoptera, Acrididae) over 21 years. – Journal of Insect Science 17(1): 10, 1-7.
- Bay LfU (= Bayerisches Landesamt für Umwelt; Hrsg.) (2015): 35 Jahre Wiesenbrütterschutz in Bayern, Situation, Analyse, Bewertung, Perspektiven. – UmweltSpezial, Augsburg. 180 S.
- Briemle G., Nitsche S., Nitsche L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. – In: Klotz S., Kühn I., Durka W.: BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 203-225.
- Bückle C., Guglielmino A. (2005): Untersuchungen zur Zikadenfauna des Benninger Rieds bei Memmingen mit Anmerkungen zu Ökologie, Biologie und Systematik einzelner Arten (Hemiptera: Fulgoromorpha et Cicadomorpha). – Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik 7: 187–208.
- Bunzel-Drüke M., Reisinger E., Böhm C., Buse J., Dalbeck L., Ellwanger G., Finck P., Freese J., Grell H., Hauswirth L., Herrmann A., Idel A., Jedicke E., Joest R., Kämmer G., Kapfer A., Köhler M., Kolligs D., Krawczynski R., Lorenz A., Luick R., Mann S., Nickel H., Raths U., Riecken U., Röder N., Rößling H., Rupp M., Schoof N., Schulze-Hagen K., Sollmann R., Ssymank A., Thomsen K., Tillmann J., Tischew S., Vierhaus H., Vogel C., Wagner H.-G., Zimball O. (2019): Naturnahe Beweidung und

- NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. – ABU, Bad Sassendorf. 413 S.
- Döler H.-P., Detzel P. (2008): Zur Heuschreckenfauna des Naturschutzgebiets Irndorfer Hardt - Analyse und Pflegeempfehlungen. – *Articulata* 23(1): 1-14.
- Dolek M. (2022): Artenhilfsprogramm Kreuzenzian-Ameisenbläuling (*Phengaris (Maculinea) rebeli*): Kontrolle der ausgebrachten Population bei Oberpindhart. Schlussbericht. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung von Niederbayern, 8 S.
- Elias D., Thiede S. (2008): Verfrachtung von Heuschrecken (Insecta: Ensifera et Caelifera) mit frischem Mähgut im Wulfener Bruch (Sachsen-Anhalt). – *Hercynia (N.F.)* 41: 253–262.
- Engelschalk W. (1978): Das Isar-Inn-Hügelland. – Regensburger Geographische Schriften, Exkursionen in Ostbayern IV, 2, 45 S.
- Evens M.J., Pierson J.C., Neaves L.E., Gordon I.J., Ross C.E., Brockett B., Rapley S., Wilson B.A., Smith K.J., Andrewartha T., Humphries N., Manning A.D. (2023): Trends in animal translocation research. – *Ecography* 2023(3), e06528.
- Giustina W. della (2019): Les Delphacidae de France et des pays limitrophes (Hemiptera, Fulgoromorpha), Tome 2. – Faune de France 100, Fédération française des Sociétés de Sciences naturelles, Paris. 400 pp.
- Giustina W. della, Balasse H. (1999): Gone with the wind: Homoptera Auchenorrhyncha collected by the French network of suction traps in 1994. – *Marburger ent. Publ.* 3(1): 7-42.
- González-Hernández M.D.P., Mouronte V., Romero R., Rigueiro-Rodríguez A., Mosquera-Losada M.R. (2020): Plant diversity and botanical composition in an Atlantic heather-gorse dominated understorey after horse grazing suspension: Comparison of a continuous and rotational management. – *Global Ecology and Conservation* 23, e01134.
- Györffy G., Kiss B., Koczor S., Orosz A. (2009): Checklist of the fauna of Hungary. Volume 4. Hemiptera: Archaeorrhyncha, Clypeorrhyncha. – Hungarian Natural History Museum, Budapest, Hungary. 79 S.
- Herrmann P., Stadler M. (2015): Artenhilfsmaßnahme Großer Brachvogel, Kiebitz und Rohrweihe im Königsauer Moos 2014. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau. Landshut und Dingolfing. 50 S.
- Hölzel N., Otte A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- Jäch M., Hoch H. (2013 ff.): Fauna Europaea: Hemiptera, Cercopoidea. Fauna Europaea, version 2017.06, <https://fauna-eu.org>
- Kiehl K., Wagner C. (2006): Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restoration Ecology* 14(1): 157-166.
- Kirby P. (1992): A review of the scarce and threatened Hemiptera of Great Britain. – UK Nature Conservation, No. 2. 267 S.
- Kirmer A., Tischew S. (Hrsg.) (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. – Teubner, Wiesbaden. 184 S.
- Kretschmer H., Salpeter H., Gelbrecht J. (2016): Ergebnisse zur Wiederansiedlung des Goldenen Schenkelfalters (*Euphydryas aurinia* Rottenburg, 1775) in Brandenburg – eine Bilanz nach zehn Jahren. – *Märkische Entomologische Nachrichten* 17(2): 219-238.
- Lielbeil H. (2015): 6. landesweite Wiesenbrüterkartierung in Bayern 2014/2015 – Ergebnisse des Untersuchungsjahres 2014. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 100 S.

- Lorenz A., Schonert A., Henning K., Tischew S. (2021): Der fortschreitende Biodiversitätsverlust ist umkehrbar: Steigerung der Artenvielfalt in nutzungsabhängigen FFH-Lebensräumen durch großflächiges, naturschutzkonformes Management. – *Natur und Landschaft* 96: 74-82.
- Metzing D., Garve E., Matzke-Hajek G., Adler J., Bleeker W., Breunig T., Caspari S., Dunkel F.G., Fritsch R., Gottschlich G., Gregor T., Hand R., Hauck M., Korsch H., Meierott L., Meyer N., Renker C., Romahn K., Schulz D., Täuber T., Uhlemann I., Welk E., Weyer K. van de, Wörz A., Zahlheimer W., Zehm A., Zimmermann F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 13-358.
- Meusel H., Jäger E., Weinert E. (1964): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. 1. Band. Text und Karten. – VEB Gustav Fischer, Jena.
- Meynen E., Schmithüsen (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- Nast J. (1987): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Europe. – *Annales zoologici Warszawa* 40: 536-661.
- Nickel H. (2003): The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. – Pensoft, Sofia, Moskau. 460 S.
- Nickel H. (2015): Zoologische Erfolgskontrollen auf neu angelegten Feuchtflächen im Königsauer Moos: Untersuchungen an Zikaden nach Mahdgutübertragungen. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau. Göttingen und Dingolfing. 53 S.
- Nickel H. (2016): Umsetzung der vom Aussterben bedrohten Trugspornzikade *Megamelodes lequesnei* auf zwei neu angelegte Feuchtflächen im Königsauer Moos. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau. Göttingen und Dingolfing. 28 S.
- Nickel H. (2022): Second addendum to the Leafhoppers and Planthoppers of Germany (Hemiptera: Auchenorrhyncha). – *Cicadina* 21: 11-46.
- Nickel H. (2024): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Zikaden (Hemiptera Auchenorrhyncha), Stand 2023. – Rote Liste Bayern, UmweltSpezial, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 65 S.
- Nickel H., Achtziger R., Biedermann R., Bückle C., Deutschmann U., Niedringhaus R., Remane R. (†), Walter S., Witsack W. (2016a): Rote Liste der Zikaden (Hemiptera, Auchenorrhyncha). 2. Fassung, Stand 30. Juni 2015. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(4): 249-298.
- Nickel H., Rösch V. (2022): Die Zikadenfauna auf neu angelegten Feuchtflächen im Königsauer Moos in 2015 und 2022. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau. Göttingen, Landau in der Pfalz und Dingolfing, 81 S.
- Nickel H., Sollmann R., Unger C., Reisinger E. (2016b): Außergewöhnliche Erfolge des zoologischen Artenschutzes durch extensive Ganzjahresbeweidung mit Rindern und Pferden: Ergebnisse zweier Pilotstudien an Zikaden in Thüringen, mit weiteren Ergebnissen zu Vögeln, Reptilien und Amphibien. – *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 53(1): 5-20.
- Patzelt A., Wild U., Pfadenhauer J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation development and germination biology of fen species. – *Restoration Ecology* 9: 127-136.
- Regierungspräsidium Freiburg (Hrsg.) (2011): Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Freiburg, 3. Auflage. – Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern. 716 S.
- Remane R., Fröhlich W. (1994): Beiträge zur Chorologie einiger Zikaden-Arten (Homoptera Auchenorrhyncha) in der Westpaläarktis. – *Marburger entomologische Publikationen* 2(8): 131-188.
- Rosenthal G., Lederbogen D. (2008): Response of the clonal plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. to extensive grazing. – *Flora* 203(2): 141-151.

- Saarinen K., Jantunen J., Valtonen A. (2005): Resumed forest grazing restored a population of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in SE Finland. – *European Journal of Entomology* 102(4): 683-690.
- Schächtele M., Kiehl K. (2005): Einfluss von Bodenabtrag und Mähgutübertragung auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Magerwiesen. – In Pfadenhauer J., Heinz S. (Hrsg.): Renaturierung von niedermoorotypischen Lebensräumen - 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 9: 105-126.
- Scheuerer M., Ahlmer W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 165, 372 S.
- Scheuerer M. (2013): Erfolgskontrolle von botanischen Artenhilfsmaßnahmen auf Neuschaffungsflächen im Königsauer Moos im Landkreis Dingolfing-Landau, Saison 2013. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau, Nittendorf. 56 S.
- Scheuerer M. (2022): Erfolgskontrolle von botanischen Artenhilfsmaßnahmen auf Neuschaffungsflächen im Landkreis Dingolfing-Landau, Saison 2022. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau, Nittendorf. 132 S. + Anhang.
- Scheuerer M., Göding H., Späth J. (2010): Neu- und Wiederfunde naturschutzfachlich bedeutsamer Gefäßpflanzen im Landkreis Dingolfing-Landau – ein Beitrag zur Phytodiversität und deren Schutz auf regionaler Ebene. – *Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Niederbayern* 33: 63-126.
- Schwaiger H., Herrmann P. (2010): Wiesenbrüter-Monitoring 2010: Donaumoos, Freisinger Moos, Mettenbacher und Griesenbacher Moos, Königsauer Moos. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. Freising, 67 S.
- Scholz A. (2023): Artenhilfsprogramm Großer Brachvogel und Kiebitz im „Königsauer Moos“. Erfassung der Bestände der Wiesenbrüter im SPA-Gebiet 7341-471 (Teilgebiete 01 und 02) sowie Durchführung von Geleeschutzmaßnahmen mit Aktualisierung der Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen im Jahr 2022 im Landkreis Dingolfing-Landau. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Dingolfing-Landau., Wurmsham. 99 S.
- Schoof N., Luick R., Zehm A., Morhard J., Nickel H., Renk J., Schaefer L., Fartmann T. (2024): Naturverträgliche Mahd von Grünland und Pflege von Straßenbegleitgrün – Technik, Verfahren, Auswirkungen und Empfehlungen für die Praxis. – *Naturschutz Praxis Landschaftspflege* 4, Landesanstalt für Umwelt Baden Württemberg, Karlsruhe, 84 S.
- Šćiban M., Kosovac A. (2020): New records and updates on alien Auchenorrhyncha species in Serbia. – *Pesticides and Phytomedicine/Pesticidi i fitomedicina* 35(1): 9-17.
- Severino L. (2009): Toxic plants and companion animals. – In: *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resourc*, CAB Reviews 4: 1-6.
- Soorae P.S. (ed.) (2021): *Global conservation translocation perspectives: 2021. Case studies from around the globe*. Gland, Switzerland: IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Environment Agency - Abu Dhabi and Calgary Zoo, Canada. xiv + 353pp.
- Späth J. (2010): Das Königsauer Moos im unteren Isartal – ein Naturerbe von europaweiter Bedeutung. – *Schönere Heimat, Erbe und Auftrag* 99(2): 117-122.
- Späth J., Hoiß B. (2023): Wiesen aufwerten und neu schaffen – Praxishinweise. – *ANLiegen Natur* 45(2): 71-80.
- Trixl S. (2019): Zwischen Wandel und Beständigkeit: die Entwicklung der späteisenzeitlich-frühromischen Viehwirtschaft im Alpenraum und dem nördlichen Alpenvorland. – Marie Leidorf, Rhaden/Westfalen. 351 S. + 20 Tafeln.
- Von Lindeiner A., Unger F., Schneider A., Miller N. (2023): 7. Landesweite Wiesenbrüterkartierung in Bayern 2021 – Bestand, Trends und Ursachenanalyse. – *UmweltSpezial*, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 204 S.

- Von Lossow G., Rudolph B.-U. (2015): 35 Jahre Wiesenbrüterschutz in Bayern – Situation, Analyse, Bewertung, Perspektiven. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 180 S.
- Von Riedl A. (1802): Geometrischer Plan, über das Isar Moos von Landshuth [sic] bis LandauKarte – https://de.wikipedia.org/wiki/Adrian_von_Riedl#/media/Datei:Isarmoos_Karte_Adrian_von_Riedl_1802.jpg
- Wagner C. (2004): Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay. – *Journal of Insect Conservation* 8: 287-296.
- Wagner G., Köhler G., Berger U., Davis A.J. (2005): An experiment to re-establish the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latr.) (Caelifera: Acrididae), threatened with extinction in Germany. – *Journal for Nature Conservation* 13(4): 257-266.
- Warren M.S. (1993): A review of butterfly conservation in central southern Britain: II. Site management and habitat selection of key species. – *Biological Conservation* 64(1): 37-49.
- Zerbe S., Wiegleb G. (2008): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – Spektrum, Heidelberg. 530 S.

Addresses of authors / Adressen der Autorinnen und Autoren:

Herbert Nickel: Ehrengard-Schramm-Weg 2, 37085 Göttingen, E-Mail: herbertnickel@gmx.de.

Jochen Späth: Landschaftspflegeverband Dingolfing-Landau e.V., Obere Stadt 1, 84130 Dingolfing, E-Mail: jochen.spaeth@landkreis-dingolfing-landau.de .