

Faunistisch-Ökologische Mitteilungen



Herausgegeben im Auftrag der
Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft



FAUNISTISCH-
ÖKOLOGISCHE
MITTEILUNGEN

10

Faunistisch-Ökologische Mitteilungen



Herausgegeben im Auftrag der
Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft



Universitätsverlag Kiel
Kiel University Publishing



Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 10

Herausgegeben im Auftrag der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft e.V.
www.foeag.de

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnetet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie.
Detaillierte bibliographische Daten sind über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Die Faunistisch-Ökologischen Mitteilungen sind eine Open-Access-Zeitschrift. Publiziert werden Informationen über alle Tierartengruppen Norddeutschlands (mit Ausnahme von Vögeln) sowie originäre Forschungsarbeiten zu ökologischen oder naturschutzfachlichen faunistischen Fragestellungen aus dieser Region.

Herausgeberremium und Redaktion

Prof. Dr. Tim Diekötter 

Direktor am Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Dipl.-Geogr. Jörn Krügten
Abteilung Naturschutz und Forst, Obere Naturschutzbehörde des Landes Schleswig-Holstein

Dr. Björn Schulz
Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein

Interessensbekundungen für die Einreichung von Beiträgen bitte an: einreichung@foeag.de
Alle Beiträge durchlaufen einen expertenbasierten Begutachtungsprozess.

Open Access



Die Zeitschrift ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht.
Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile der Zeitschrift von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Die elektronische Ausgabe der Zeitschrift ist auf dem Open-Access-Publikationsserver MACAU der Universitätsbibliothek Kiel (<https://macau.uni-kiel.de>) frei verfügbar: <http://dx.doi.org/10.38072/2699-7762/i10>.

2021 Universitätsverlag Kiel | Kiel University Publishing

Universitätsbibliothek Kiel
Leibnizstr. 9
24118 Kiel
Deutschland
verlag@ub.uni-kiel.de, www.universitaetsverlag.uni-kiel.de

Umschlaggestaltung und Satz: Wiebke Buckow

Druck und Bindung: Customized Business Services GmbH im Auftrag der Zeitfracht GmbH,
Ferdinand-Jühlke-Straße 7, 99095 Erfurt

Titelbild: Männchen von *Colletes halophilus*, Foto: Monika Povel

ISSN: 0430-1285

eISSN: 2699-7762

ISBN: 978-3-928794-75-6

eISBN (PDF): 978-3-928794-70-1

Tim Diekötter, Jörn Krütgen, Björn Schulz Editorial	7
Jorinde Klammer, Monika Povel, Michael Kuhlmann Erster Nachweis der Solitärbielenart <i>Colletes halophilus</i> Verhoeff, 1944 in Schleswig-Holstein (Hymenoptera: Colletidae)	9
Hannes Hoffmann Erstnachweis von <i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1797) (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein	15
Henning Nissen Effekte einer abrupten Landnutzungsintensivierung auf den Feldgrashüpfer (<i>Chorthippus apricarius</i>) zum Laufzeitende einer extensiven Großweidenutzung	19
Jörn Krütgen Occurrence of Caelifera larvae depending on zoogenic disturbances	27
Hannes Hoffmann Faunistisch bemerkenswerte Käfernachweise von Blühflächen in Schleswig-Holstein	35
Uwe Sörensen Erstnachweis der Kerbameise <i>Formica pressilabris</i> Nylander 1846 (Hymenoptera: Formicidae) in Schleswig-Holstein	43
Heinrich Reck, Heiko Schmüser Railway mortality, more than a minor matter? – 20 % of the hare traffic mortality in the municipality 'Engelbrechtsche Wildnis' is railkill	51
Christian Winkler Zur Bedeutung der ‚Grünbrücke Kiebitzholm‘ (Schleswig-Holstein) für Amphibien	55
Jörn Krütgen Habitateignungskartierung als Grundlage für die räumliche Planung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen am Beispiel der Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>)	65
Björn Schulz, Jannes Schulz Achtfacher Nachweis der Waldbirkenmaus (<i>Sicista betulina</i>) in einer Fotofallenacht im Nationalpark Bayerischer Wald	73
Nina Villing, Lena Horst Camera-trap assisted monitoring of presence and ecology of the hazel dormouse	79
Björn Schulz, Peter Borkenhagen Muntjaks (<i>Muntiacus reevesi</i>) in Schleswig-Holstein – Beginn einer Invasion, erfolgreiche Bekämpfung oder beides ein bisschen?	83

Editorial

Tim Diekötter, Jörn Krütgen, Björn Schulz

Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V., c/o Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, <https://www.foeag.de>

Liebe Leser*innen!

Seit 1952 gibt die Faunistisch Ökologische Arbeitsgemeinschaft e. V. (FÖAG) ihre Mitteilungen heraus. Dabei bilden neue Erkenntnisse zur Verbreitung und Häufigkeit von Wirbellosen und Wirbeltieren (mit Ausnahme der Vögel, die von der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft bearbeitet werden) den Schwerpunkt der veröffentlichten Arbeiten. Eröffnet wurde die Zeitschrift mit einem Artikel von Adolf Remane ‚Zur Verbreitung der am Menschen blutsaugenden Egel in Schleswig-Holstein‘. Im vorerst letzten, 2016 erschienenen Beitrag der Mitteilungen behandelte Uwe Sörensen ‚*Technomyrmex vitiensis* und *Plagiolepis alluaudi*, zwei neue „Trampameisen“ (Hymenoptera: Formicidae) in Hamburg und Schleswig-Holstein‘. Sollte die Ankunft der in dieser Arbeit beschrieben Arten im Norden durchaus kritisch betrachtet werden, so hoffen wir, dass dagegen das Erscheinen der Faunistisch-Ökologischen Mitteilungen im neuen Gewand auf offene Arme stößt. Mit dem hiermit vorliegenden Band 10 jedoch ändert sich nicht nur das Erscheinungsbild, sondern auch der Erscheinungstyp. Von nun an werden die Mitteilungen der FÖAG im Universitätsverlag Kiel | Kiel University Publishing im digitalen Format und im Open Access publiziert. Zwar schwindet mit der elektronischen, frei zugänglichen Veröffentlichung der Artikel der bisherige exklusive Vorteil einer FÖAG-Mitgliedschaft, sowohl Mitteilungen als auch die zugehörigen Supplemente frei Haus zu erhalten, zunehmen jedoch werden Schnelligkeit und Reichweite der Veröffentlichung neuer Erkenntnisse zur Fauna des

norddeutschen Raums. Da die Förderung des Wissens und der Kenntnis der Fauna Schleswig-Holsteins und Norddeutschlands festgeschriebene Ziele der FÖAG als gemeinnütziger Vereinigung sind, hoffen wir, dass diese Neuerungen, nach eventuell anfänglicher Skepsis, positiv aufgenommen werden. Besonders vorteilhaft sehen wir am neuen digitalen Format die Möglichkeit, künftig Artikel sehr zeitnah nach Akzeptierung veröffentlichen zu können; es muss mithin von nun an nicht mehr gewartet werden, bis ein gesamter neuer Band gefüllt ist. All jenen, die gerne weiterhin ein gedrucktes Exemplar in den Händen halten, sei mitgeteilt, dass Mitglieder während einer Übergangszeit wie bisher ein gedrucktes Exemplar der Zeitschrift erhalten werden. Und auch nach dieser Zeit können alle von nun an erscheinenden Ausgaben von allen Interessierten im Buchhandel erworben werden. Bestellte Hefte werden im Print-on-Demand-Verfahren produziert. Durch diesen bedarfsgerechten Druck sparen wir auch finanzielle Ressourcen, die wir künftig in neue Ideen zur Förderung faunistisch, ökologisch und naturschutzbezogener Forschung und Aktivitäten im Land einsetzen können. Somit sehen wir in dem neuen Veröffentlichungsformat der Faunistisch-Ökologischen Mitteilungen und ihrer Supplemente, das uns der neu gegründete Universitätsverlag Kiel bietet, viele Vorteile. Wir hoffen, dies geht Euch und Ihnen genauso, so dass sich die Geduld und Mühe bis zum Erscheinen des 10. Bandes, für die wir uns bei allen bedanken, gelohnt hat! Viel Spaß beim Lesen und hoffentlich auf bald!

Herausgeber

Tim Diekötter

Tim Diekötter hat Biologie in Marburg und London studiert und zum Einfluss von Landnutzungsintensität und Landschaftsstruktur auf die Biodiversität in europäischen Agrarlandschaften an der ETH Zürich promoviert. Seit 2014 ist er an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Professor für Landschaftsökologie. Seine Forschungsschwerpunkte liegen im Bereich Agrarökologie, Naturschutz und Biodiversitätsforschung.

Jörn Krütgen

Jörn Krütgen studierte in Kiel Geographie. Landschaftsökologische Themen mit Schwerpunkt des faunistischen Artenschutzes begleiteten fortan seine Arbeit. Die Herpetofauna bildet hierbei sein Hauptinteressensgebiet. Seit 2017 ist er Mitarbeiter der Oberen Naturschutzbehörde des Landes Schleswig-Holstein in der Abteilung Naturschutz und Forst.

Björn Schulz

Björn Schulz ist als in Kiel studierter und promovierter Agrarökologe haupt- und ehrenamtlich im Naturschutz in Schleswig-Holstein tätig. Die praktische Wiedervernetzung von Lebensräumen zieht sich als roter Faden durch seine Tätigkeiten. Dabei legt er nach Möglichkeit einen besonderen Schwerpunkt auf ausgewählte (Säuge)Tierarten.

Erster Nachweis der Solitärbienenart *Colletes halophilus* Verhoeff, 1944 in Schleswig-Holstein (Hymenoptera: Colletidae)

First record of the solitary bee species *Colletes halophilus* Verhoeff, 1944 in Schleswig-Holstein (Hymenoptera: Colletidae)

Jorinde Klammer, Monika Povel, Michael Kuhlmann^{ID}

Zoologisches Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Hegewischstraße 3, 24105 Kiel,
mkuhlmann@zoolmuseum.uni-kiel.de

Schlüsselwörter:

Erstnachweis, Solitärbiene,
Verbreitung, Küstenhabitat,
Salzwiese, *Aster tripolium*

Zusammenfassung

Die an der Küste endemische Seidenbienenart *Colletes halophilus* Verhoeff, 1944 konnte 2015 erstmals am Deich der Eidermündung (Nordfriesland) für Schleswig-Holstein nachgewiesen werden. In 2017 konnte zusätzlich in Salzwiesen vor St. Peter-Ording eine Population ausfindig gemacht werden. Bisher gab es für Deutschland lediglich Funde an der Küste Niedersachsens und den vorgelagerten Inseln. Die Neufunde werden im Kontext der Gesamtverbreitung von *C. halophilus* und dem Vorkommen ihrer bevorzugten Pollenquelle, der Strandaster (*Aster tripolium*), diskutiert.

Keywords:

First record, solitary bee,
distribution, coastal habitat,
salt marsh, *Aster tripolium*

Abstract

The costal endemic solitary bee species *Colletes halophilus* Verhoeff, 1944 was first recorded for Schleswig-Holstein in 2015 at the sea dyke at the mouth of river Eider (North Frisia). In 2017 an additional population was discovered in a salt marsh close to St. Peter-Ording. So far in Germany the species was only known from the coast and islands of Lower Saxony. The new records are discussed in the context of the species' range and the distribution of its preferred pollen source, the Sea Aster (*Aster tripolium*).

1. Einleitung

Von den 582 in Deutschland vorkommenden Wildbienenarten (Scheuchl & Schwenninger 2015), konnten in Schleswig-Holstein bislang 296 Arten (Smissen 2001) nachgewiesen werden. Deutschlandweit werden 24 Wildbienenarten als „extrem selten“ eingestuft, darunter auch die Küsten-Seidenbiene *Colletes halophilus* Verhoeff, 1944 (Abb. 1) (Westrich et al 2011). Für diese Art hat Deutschland aufgrund seines großen Anteils am Gesamtareal eine besondere Verantwortlichkeit (Kuhlmann 2005).

Die Küsten-Seidenbiene gehört zur *Colletes succinctus*-Gruppe, zu der auch die Arten *C. hederae* Schmidt &

Westrich, 1993 und *C. succinctus* Linnaeus, 1758 gehören. Die Arten sind anhand morphologischer Merkmale nur schwer zu trennen und genetisch sehr nah verwandt, unterscheiden sich aber in ihren Habitatpräferenzen, Phänologie und BlütenSpezialisierung (Kuhlmann et al. 2007). *Colletes halophilus* ist mit Küstendünen und Salzwiesen assoziiert und fliegt von Anfang August bis Ende September. Die Art ist oligolektisch und spezialisiert auf Korbblütler (Asteraceae), wobei der Hauptanteil der Larvennahrung aus der Strandaster (*Aster tripolium*) besteht (Sommeijer et al. 2009). Die solitäre Wildbienenart nistet im Boden, in sandigen, vertikalen wie auch horizontalen Bereichen (Hardy 2013). Als Brutparasiten von

C. halophilus sind die Kuckucksbienen *Epeolus variegatus* Linnaeus, 1758 (Guichard 1974) und im Südwesten der Niederlande *Epeolus tarsalis* Morawitz, 1874 beschrieben worden (Peeters et al. 1999). Bisher war *C. halophilus* in Deutschland nur aus Niedersachsen bekannt (Kuhlmann et al. 2007). Im Folgenden werden die ersten Nachweise von *C. halophilus* in Schleswig-Holstein beschrieben und im Kontext der Gesamtverbreitung der Art sowie dem Vorkommen ihrer bevorzugten Pollenquelle, der Strandaster (*Aster tripolium*), diskutiert.



Abb. 1: Weibchen der Küsten-Seidenbiene (*Colletes halophilus*) an ihrer bevorzugten Pollenquelle, der Strandaster (*Aster tripolium*) (Foto: Monika Povel).

grenzt. Der Deich besteht aus einer Teerdecke und weist zum Watt hin eine einbetonierte Steinschüttung auf. In der Steinschüttung sind im Lauf der Jahre Ritzen und offene Bereiche entstanden. An die Steinschüttung schließt sich ein schmaler Streifen Salzwiese von zwei bis zehn Metern Breite an, der sich seit der Fertigstellung des Deiches 1973 bis heute hin entwickelt hat (Abb. 2). In den Jahren 2015 (22. August) und 2016 (23. August) wurden bereits an dem beschriebenen Abschnitt des Seedeichs Weibchen von *C. halophilus* an *A. tripolium* gesichtet. Außerdem wurden 2016 Weibchen beobachtet,



Abb. 2: Seedeich nördlich des Eidersperrwerks im Bereich des Vorkommens von *Colletes halophilus* mit angrenzender Steinschüttung und Salzwiese (Foto: Monika Povel).

2. *Colletes halophilus* in Schleswig-Holstein

Bereits in den Jahren 2015 und 2016 wurde von einem von uns (MP) an der Eidermündung im Bereich des Seedeichs eine Seidenbienen-Art beobachtet, bei der es sich vermutlich um *C. halophilus* handelte. Aber erst 2017 konnten dort Exemplare gefangen und die Identität bestätigt werden. Im selben Jahr wurde auf Verdacht zusätzlich in St. Peter-Ording eine Salzwiesenfläche mit zahlreichen blühenden Strandastern auf das Vorkommen der Art hin untersucht. Hier konnte *C. halophilus* ebenfalls festgestellt werden (Belegexemplare im Zoologischen Museum Kiel).

Vorkommen am Seedeich (nördliche Eidermündung)

Der Fundort befindet sich im südlichsten Bereich der Halbinsel Eiderstedt (Nordfriesland) nahe der Landkreisgrenze zu Dithmarschen, an der Eidermündung. Zur Nordsee hin wird das Festland von einem Deich be-

die in Ritzen der Steinschüttung vermutlich ihre Nester anlegten, und Männchen, die in diesem Bereich patrouillierten. Am 14.8.2017 wurden die ersten Männchen von *C. halophilus* an *A. tripolium* ausgemacht und Belegexemplare zur Artbestimmung gefangen (E08°50'50" N54°16'08", leg. M. Povel, det. M. Kuhlmann). Vier Tage später erschienen die ersten Weibchen in der Nähe an der Steinschüttung des Deiches. Dort gesammelte Belegexemplare erwiesen sich ebenfalls als *C. halophilus* (E08°50'40" N54°16'11", leg. M. Povel, det. M. Kuhlmann). Mutmaßliche Nester befanden sich an zwei offenen, sandigen Stellen in der Salzwiese. Da hier keine Individuen gesehen wurden, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob diese von *C. halophilus* stammten. Jedoch sammelten in unmittelbarer Nähe zwei Weibchen an *A. tripolium* Pollen und Nektar.

Vorkommen bei St. Peter-Ording

St. Peter-Ording befindet sich an dem westlichen Ende der Halbinsel Eiderstedt. Ohne künstliche Maßnah-

men entstand hier im Schutz der 8 km langen Sandbank und Vordünen ein bis zu 1 km breites Vorland, welches zum Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer gehört. Hierbei handelt es sich um Sand-Salzmarschen, in Schleswig-Holstein nur noch von Sylt, Amrum und Trischen bekannt (Gettner 2011). Der Bereich der Salzwiese, in der *C. halophilus* beobachtet wurde, befindet sich am Südstrand vor dem Ortsteil Dorf (Abb. 3). Vor der Salzwiese befindet sich zum Deich hin ein 10 m breiter aufgeschütteter Sandstrand, welcher touristisch genutzt wird. Daran grenzt die Salzwiese mit einer Breite von ungefähr 15 m (Gettner 2011). Eine detaillierte Beschreibung der vorhandenen Vegetation ist bei Rohman (2011) zu finden.

Am 23.8.2017 sammelten hier schätzungsweise 30 Individuen von *C. halophilus* Pollen und Nektar an Strandastern. Es konnten keine Nester ausfindig gemacht werden. Zwei Weibchen wurden als Belegsexemplare entnommen ([E08°37'25" N54°17'54"](#), leg. M. Povel, det. M. Kuhlmann).



Abb. 3: Salzwiese mit Vorkommen von *Colletes halophilus* bei St. Peter-Ording vor dem Ortsteil Dorf mit angrenzender Wattfläche. Auf der Höhe des rechten Pfahlbaus befindet sich der Sandstrand (Foto: Jorinde Klammer).

3. Diskussion

Das bislang bekannte Gesamtverbreitungsgebiet von *C. halophilus* erstreckt sich entlang der Atlantikküste Frankreichs, Belgiens, der Niederlande, Deutschlands und Südost-Englands (Kuhlmann et al. 2007, Genoud & Dittlo 2007, Gilles 2009). Der bisher nördlichste Nachweis wurde erst kürzlich in Dänemark auf der Insel Fanø in Sønderho erbracht (Madsen et al. 2015). In Deutschland war die Art nur von der Küste Niedersachsens und den vorgelagerten Inseln bekannt (zusammengefasst in

Kuhlmann et al. 2007). Die neuen Funde in Schleswig-Holstein auf der Halbinsel Eiderstedt sind die nördlichsten Nachweise der Art in Deutschland und schließen die Lücke zwischen den niedersächsischen und dem nördlichsten Vorkommen in Dänemark (Abb. 4).

Die jüngsten Neunachweise von *C. halophilus* sind die nördlichsten Funde der Art in Dänemark und in Schleswig-Holstein. Es ist wahrscheinlich, dass es sich hier um eine Neubesiedlung und damit Arealerweiterung handelt, da gerade die Westküste Schleswig-Holsteins seit Jahren immer wieder intensiv auf Wildbienen untersucht wurde (Haeseler, pers. Mitt.). Die Nordausbreitung von *C. halophilus* könnte eine Folge der auch für Schleswig-Holstein nachgewiesenen Klimaerwärmung sein (DWD 2017), die in anderen Teilen Europas in ähnlicher Weise an Libellen (Hickling et al. 2005, Grewe et al. 2013) und Schmetterlingen (Parmesan et al. 1999) beobachtet worden ist. Ein wichtiger limitierender Faktor bei der Ausbreitung von Bienenarten ist das Vorhandensein geeigneter Nistplätze (Westrich 1990). Bei *C. halophilus* werden

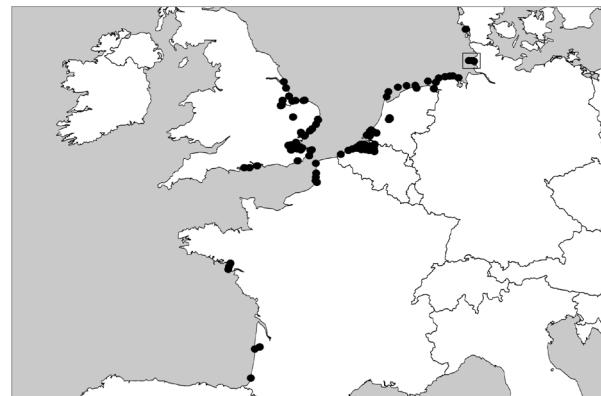


Abb. 4: Gesamtverbreitung von *Colletes halophilus*. Die umrahmten Punkte markieren die Neunachweise in Schleswig-Holstein.

die Brutzellen in lockeren Sand gebaut (Kuhlmann et al. 2007, Sommeijer et al. 2012). Aufgrund ihrer Präferenz für *A. tripolium* als Pollenquelle benötigt *C. halophilus* entsprechend räumlich eng verzahnte Vorkommen der Strandaster, z.B. Salzwiesen, und trockener offener, sandiger Bereiche für ihren Nestbau. Da die Strandaster entlang der schleswig-holsteinischen Westküste weit verbreitet ist, fehlt es vermutlich an geeigneten Nistplätzen in unmittelbarer Nachbarschaft der Blüten, um die Region in größerem Umfang zu besiedeln. Zudem können Maßnahmen des Küstenschutzes durch Verbauungen geeignete Nisthabitatem zerstören (Westrich 1990). Auch die

Population am Deich nördlich des Eidersperrwerks ist vom Küstenschutz unmittelbar betroffen, da voraussichtlich 2020 hier mit der Erneuerung des Deichs begonnen wird (Schrader, pers. Mitt.). In St. Peter-Ording befindet sich das Vorkommen der Küsten-Seidenbiene im Nationalpark und ist vermutlich nicht direkt gefährdet. Die Klimaerwärmung, die eine Nordwanderung von *C. halophilus* mutmaßlich erst ermöglicht hat, stellt gleichzeitig aber auch eine mögliche Gefährdung für bestehende Populationen dar. Mit dem prognostizierten (Vermeer & Rahmstorf 2009) und in der Deutschen Bucht bereits beobachtbaren Anstieg des Meeresspiegels von deutlich über einem Meter bis Ende des 21. Jahrhunderts (DWD 2017), ist an den Küsten mit weitreichenden Veränderungen zu rechnen, etwa der Erosion von Nist- und Nahrungshabitate, deren Auswirkungen auf die Küsten-Seidenbiene nicht vorhersehbar sind. Um ein genaueres Bild der Verbreitung und Bestands situation der Küsten-Seidenbiene in Schleswig-Holstein zu bekommen und um eine eventuelle Ausbreitung zu dokumentieren, sollten potentiell geeignete Habitate auf Vorkommen der Art untersucht und insbesondere die Nistbereiche erfasst werden. So ist aufgrund der Ausdehnung geeigneter Lebensräume im Bereich von St. Peter-Ording zu vermuten, dass dort weitere, möglicherweise individuenreiche Populationen existieren. Sylt, Amrum und Trischen könnten aufgrund ihrer Sand-Salzmarschen (Gettner 2011) ebenfalls für *C. halophilus* geeignet sein.

Autor*innen

Jorinde Klammer

Jorinde Klammer arbeitet in der unteren Naturschutzbehörde im Kreis Ostholstein, unter anderem in dem Tätigkeitsbereich Artenschutz, Schutzgebiete und Naturschutzmaßnahmen. Während des Studiums der Biologie befasste sie sich insbesondere mit Wiesen als Lebensraum für die Überwinterung von Insekten und mit der Wildbienendiversität der Küstendünen von St. Peter-Ording.

Monika Povel

Monika Povel befasst sich seit 2011 als Nicht-Biologin und Hobby-Fotografin mit Stechimmen. Seit ihrem Anschluss an die Stechimmen AG der FÖAG erfasst sie Stechimmen vor allem in Nordfriesland (Bordelumer Heide, Dünen von St. Peter-Ording, Katinger Watt).

Michael Kuhlmann

Michael Kuhlmann ist Entomologe und Kurator am Zoologischen Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Sein Hauptarbeitsgebiet ist die Taxonomie, Verbreitung und Lebensweise von Wildbienen, speziell der Seidenbienen (Gattung *Colletes*). Weitere Forschungsfelder sind die Bienenfauna des südlichen Afrika sowie Blüte-Bestäuber-Beziehungen.

Literatur

- DWD (2017) Klimareport Schleswig-Holstein. Deutscher Wetterdienst Offenbach am Main.
- Genoud D, Dittlo F (2007) Contribution à la connaissance de *Colletes halophilus* Verhoeff (Hymenoptera, Colletidae) en France et confirmation de sa présence en Aquitaine. Osmia 1:3-4, doi: 10.47446/OSMIA1.1.
- Gettner S (2011) Vegetationskundliche Untersuchungen im Vorland von St. Peter-Ording. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 67:89-168.
- Gilles M (2009) Les abeilles du genre *Colletes* (Hymenoptera, Colletidae) en Presqu'île guérandaise (Loire-Atlantique, France). Osmia 3:7-11.
- Grewé Y, Hof C, Dehling DM, Brandl R, Brändle M (2013) Recent range shifts of European dragonflies provide support for an inverse relationship between habitat predictability and dispersal. Glob. Ecol. Biogeogr. 22:403-409.
- Guichard KM (1974) *Colletes halophila* Verhoeff (Hymenoptera, Apidae) and its Epeorus parasite at Swanscombe in Kent, with a key to the British species of *Colletes* Latreille. Entomol.'s Gaz. 25:195-199.
- Madsen HB, Schmidt HT, Bygberg R, Rasmussen C (2015) Tre nye arter af bier for den danske fauna (Hymenoptera, Apoidea). Entomologiske Meddelelser 83:21-29.
- Hardy KA (2013) Investigation into the habitat requirements of the Sea Aster mining bee in both manmade and natural habitats: Implications for conservation management actions to improve habitat opportunities with a view to enabling the reconnection of isolated populations. Buglife, doi: 10.13140/2.1.3154.0482.
- Hickling R, Roy DB, Hill JK, Thomas CD (2005) A northward shift of range margins in British Odonata. Global Change Biol. 11:502-506.
- Kuhlmann M (2005) Vorläufige Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Stechimmenarten. In: Gruttké, H. (Hg.): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. Naturschutz und Biologische Vielfalt 8:225-233.
- Kuhlmann M, Else GR, Dawson A, Quicke DL (2007) Molecular, biogeographical and phenological evidence for the existence of three western European sibling species in the *Colletes succinctus* group (Hymenoptera: Apidae). Org. Divers. Evol. 7:155-165.
- Parmesan C, Ryhrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. Nature 399:579-583.
- Peeters TM, Raemakers IP, Smit J (1999) Voorlopige atlas van de Nederlandse bijen (Apidae). EIS-Nederland, Leiden.
- Romahn K, Gettner S, Rennekamp G, Kieckbusch JJ (2011) Die Küstenlandschaft von St. Peter-Ording – ein Hotspot der Artenvielfalt. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 67:7-87.
- Scheuchl E, Schwenninger HR (2015) Kritisches Verzeichnis und aktuelle

Checkliste der Wildbienen Deutschlands (Hymenoptera, Anthophila) sowie Anmerkungen zur Gefährdung. Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 50:3-226.

Smissen J van der (2001) Die Wildbienen und Wespen Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Band I-III. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flensburg.

Sommeijer MJ, Neve J, Jacobusse C (2012) The typical development cycle of the solitary bee *Colletes halophilus*. Entomologische Berichten 72:52-58.

Sommeijer MJ, Rooijackers EF, Jacobusse C, Kerkvliet JD (2009) Larval food composition and food plants of the solitary bee *Colletes halophilus* (Hymenoptera: Colletidae). J. Apic. Res. 48:149-155.

Vermeer M, Rahmstorf S (2009) Global sea level linked to global temperature. PNAS 106:21527-21532, doi: 10.1073/pnas.0907765106.

Westrich P (1995) Die Wildbienen Baden-Württembergs – Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz, 2. Auflage. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Westrich P, Frommer U, Mandery K, Riemann H, Ruhnke H, Saure C, Voith J (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70:373-416.

Open Access

>> Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Erstnachweis von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein

First record of *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein

Hannes Hoffmann¹

Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung für Landschaftsökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, h.hoffmann@ecology.uni-kiel.de

Schlüsselwörter:

Autobahn, Blühfläche,
Klimawandel, Laufkäfer,
Rebhuhn Verschleppung,
Umweltmaßnahme

Zusammenfassung

Anisodactylus signatus (Panzer, 1797) konnte erstmals für Schleswig-Holstein nachgewiesen werden. Das Weibchen wurde auf einer Blühfläche nördlich von Neumünster mit Bodenfallen gefangen. Es werden Angaben zum Fundort, Verbreitung und Habitatansprüchen geliefert.

Keywords:

Highway, Wildflower strip,
Climate change, Ground beetles,
Grey Partridge, Spreading
Environmental scheme

Abstract

Anisodactylus signatus (Panzer, 1797) was discovered in the province of Schleswig-Holstein (Germany) for the first time. The female was caught on a sown wildflower field north of Neumünster using pitfall traps. Details of the locality, distribution and habitat requirements are given.

Am 30.5.2017 konnte vom Autor ein weibliches Individuum von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) in einer Bodenfalle auf einer Blühfläche nördlich von Neumünster nachgewiesen werden. Diese befindet sich etwa 700 m nordöstlich der Autobahnabfahrt, Neumünster-Nord, und ist etwa einen halben Hektar groß. Im Zentrum der Blühfläche befindet sich ein Kleingewässer. Die Blühfläche wurde erstmalig im Sommer 2016 im Rahmen des vom Land Schleswig-Holstein geförderten Rebhuhnprojektes angelegt. Seitdem unterlag die Fläche keinerlei Nutzung, sodass sie im Sommer 2017 von einer fast einen Meter hohen und dichten Vegetation geprägt wurde (Abb. 1 & 2). Dominierende Pflanzenarten waren *Daucus carota*, *Stellaria graminea*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Agrostis gigantea*, *Alopecurus pratensis* und *Rumex crispus*. Umgeben war die Blühfläche von Wintergerste. Im Jahr 2018 wird die Blühfläche umgebrochen, neu eingesät und anschließend erneut mit Bodenfallen beprobt. *Anisodactylus signatus* ist eine typische Art landwirtschaftlich geprägter Gebiete auf sandig-lehmigen Bö-

den, wobei auch weitere sporadische Vorkommen in weiteren Lebensräumen der offenen Kulturlandschaft bekannt sind (Baehr 1980, Fritze 2017). Nach Fritze (2017) sind ausgedehnte Saumstrukturen oder Brachen als besonders bedeutend für die Art einzustufen und sollten zu deren Schutz gefördert werden. Weiterhin gibt es auch Nachweise an Küsten und Ufern von Seen und Tümpeln (Turin 2000, GAC 2009).

Anisodactylus signatus ist eine transpaläarktisch verbreitete Art, die von der Iberischen Halbinsel bis nach Japan nachgewiesen ist (Wrase 2004, Lorenz 2015). In Europa fehlt die Art weitestgehend im Norden (in Dänemark nur zwei Funde um 1860), Nordwesten und im Süden (Turin 2000, Fritze 2017). In Deutschland liegt ihr Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten (Fritze 2017). Aus den nördlichen und westlichen Bundesländern liegen entweder keine oder nur sehr alte Funde vor (Abb. 3). In Schleswig-Holstein wurde die Art von Lohse gestrichen, da die Existenz des einzigen Fundes („Hamburg, 1 Exemplar, ex Coll. GEBIEN in Sammlung FREY“) Herrn Gebien völlig unbekannt war und dort sicher nicht



Abb. 1: Fundort von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) nördlich von Neumünster zum Zeitpunkt des Aufstellens der Bodenfallen am 15.05.2017.



Abb. 2: Fundort von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) nördlich von Neumünster zum Zeitpunkt der ersten Leerung der Bodenfallen am 30.05.2017.

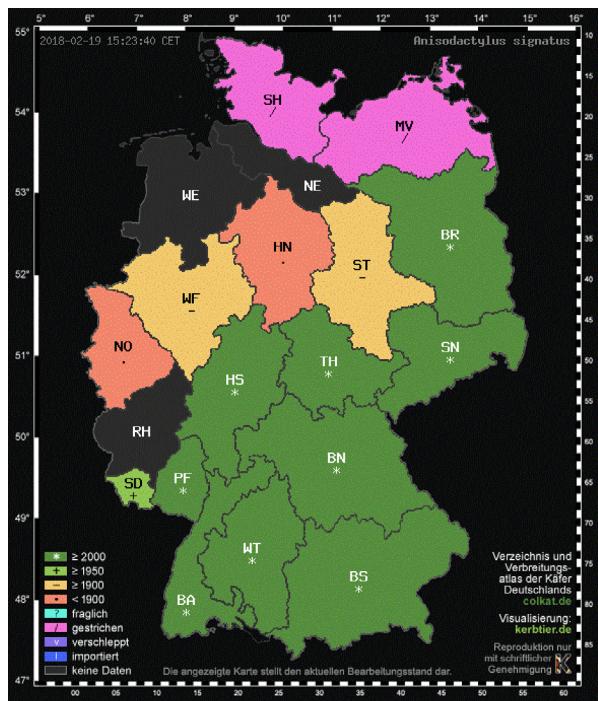


Abb. 3: Aktuelle Verbreitung (Katalogstatus) von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) in Deutschland (Benisch 2018, Bleich et al. 2018).

gefunden wurde (Horion 1941, Lohse 1954). Demnach gilt der vorliegende Fund als Erstnachweis der Art für Schleswig-Holstein. Die aktuellsten und am nächstgelegenen Nachweise von *A. signatus* befinden sich in Hessen, Thüringen, Sachsen und in Brandenburg an der Elbe und Oder (Esser 2005, Bleich et al. 2018).

Prinzipiell erscheinen die Ansprüche von *A. signatus* (im Süden eher auf sandigen Äckern, im Norden in nassen Lebensräumen) widersprüchlich. Der aktuelle Nachweis auf der Blühfläche, die um ein Kleingewässer angelegt wurde, bietet beide potenziellen Lebensräume

auf engstem Raum. Diese unterschiedlichen Bedingungen zeigen auch weitere Nachweise von *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774), *Chlaenius nigricornis* (Fabricius, 1787) und *Anisodactylus binotatus* (Fabricius, 1787) auf dem gleichen Standort. Der aktuelle Nachweis aus Schleswig-Holstein ist auch dahingehend schwierig zu interpretieren. Generell ist eine Ausbreitung wie aktuell in Brandenburg nicht auszuschließen, aber aufgrund der großen Distanz zu weiteren Vorkommen und des Fundortes an der Autobahn wird, vorbehaltlich der weiteren Entwicklung, von einer Verschleppung ausgegangen. Das gefundene Individuum verbleibt in der Sammlung des Autors.

Dank

Mein herzlichster Dank geht an Tim Diekötter und Stephan Gürlich für die Durchsicht des Manuskriptes. Das Projekt wird gefördert durch das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein.

Autor

Hannes Hoffmann

Hannes Hoffmann ist Entomologe und beschäftigt sich hauptsächlich mit der Ökofaunistik der Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) in Norddeutschland. Wissenschaftliche Untersuchungen führte er zum Einfluss von Agrarumweltmaßnahmen auf bodenbewohnende Arthropoden und von Renaturierungs-

maßnahmen von Fließgewässern auf Lauf- und Kurzflügelkäfer durch. Weiteres Interesse besteht in der Erfassung und Förderung der Arthropodendiversität in Hamburg.

Literatur

- Baehr M (1980) Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen (Insecta, Coleoptera). 1. Faunistische Bestandsaufnahme. Beitrag zur Faunistik der Carabiden Würtembergs 2. Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 51/52: 515-600.
- Benisch C (2018) Kerbtier.de: Käferfauna Deutschlands, www.kerbtier.de, letzter Zugriff am 14.10.2021.
- Bleich O, Gürlich S, Köhler F (Stand: 19.2.2018) Entomofauna Germanica Online: Verzeichnis der Käfer Deutschlands, www.coleokat.de, letzter Zugriff am 14.10.2021.
- Esser J (2005) Anisodactylus signatus (Panzer, 1796) (Col., Carabidae) - ein Fund in Sachsen. Entomologische Nachrichten und Berichte 49:46.
- Fritze M-A (2017) Tribus Anisodactylini. In: Trautner J (Hg.) Die Laufkäfer Baden-Württembergs. Band 1. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 453-457.
- Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009) Lebensraumprärenzen der Laufkäfer Deutschlands: wissensbasierter Katalog. GAC, Filderstadt.
- Horion A (1941) Faunistik der deutschen Käfer. Band 1: Adephaga - Carabidea. H. Goecke, Krefeld.
- Lohse GA (1954) Die Laufkäfer des Niederrheinbegebiets und Schleswig-Holsteins. Verhandlungen des Vereins für naturwissenschaftliche Heimatsforschung zu Hamburg 31: 1-39.
- Lorenz W (2015) CarabCat: Global database of ground beetles (version Oct 2017). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, www.catalogueoflife.org, letzter Zugriff am 14.10.2021.
- Turin H (2000) De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). KNNV, Utrecht.
- Wräse D (2004) 20. Tribus: Harpalini. In: Müller-Motzfeldt G (Hg.) Die Käfer Mitteleuropas. Band 2: Adephaga-1. Carabidae (Laufkäfer), 2. Auflage. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg, S. 344-420.
-

Open Access

>> Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Effekte einer abrupten Landnutzungsintensivierung auf den Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius*) zum Laufzeitende einer extensiven Großweidenutzung

Effects of a sudden land-use intensification on the Locomotive Grasshopper (*Chorthippus apricarius*) in a former large pasture landscape

Henning Nissen 

Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung für Landschaftsökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, hnissen@ecology.uni-kiel.de

Schlüsselwörter:

Orthoptera, Großweidelandschaft, Populationsrückgang, Intensivierung

Zusammenfassung

Durch eine Nutzungsintensivierung mit einhergehender Abnahme der Strukturvielfalt der seit 2000 extensiv beweideten Großweidelandschaft im Oberen Eiderdental hat sich die lokale Population des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius*) räumlich verschoben und ist in weiten Teilen der ehemaligen zusammenhängenden Flächen stark zurückgegangen. Während die kontinuierliche Nutzung als Großweidelandschaft (1999–2018) keinen negativen Effekt auf die Bestände des Feldgrashüpfers hatte, so wurden nach der Intensivierung 2019 viele Teilbereiche der Weideflächen nicht mehr besiedelt. Grundlage der Untersuchung bildet einen Vergleich dreier räumlich und methodisch identischer Kartierungen in 1999/2000, 2018 und nach der Intensivierung in 2019.

Keywords:

Orthoptera, pasture landscapes, population decline, intensification

Abstract

The intensification of a large pasture landscape in the Upper Eider-valley and thus, the decrease of the structural diversity, led to a local spatial shift and a population decline of the Locomotive Grasshopper (*Chorthippus apricarius*). Since 2000, the pasture landscape was ecologically managed by moderate cattle grazing. No negative effect on the populated area of *C. apricarius* was observed during the continuous large pasture landscape management (1999–2018), in 2019 intensification led to an immediate decline of these areas. Three similar investigations were conducted in 1999/2000, 2018 and after landuse intensification 2019, and the results are compared.

1. Einleitung

Der Feldgrashüpfer ist in weiten Teilen Europas und Asiens verbreitet und hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in den zentralasiatischen Steppen. In Deutschland ist der Feldgrashüpfer mit Ausnahme des Saarlandes aus allen Bundesländern bekannt, zum Teil beschränken sich die Vorkommen jedoch auf sehr kleine Flächen oder sehr lokale Vorkommen (Reck 1998). Obwohl die Art in Deutschland nicht gefährdet ist

(Maas et al. 2011), gilt sie u.a. in Baden-Württemberg als vom Aussterben bedroht (Detzel 1998) und Bayern als stark gefährdet (Voith et al. 2016), in Schleswig-Holstein ist die Art nicht gefährdet (Winkler & Klinge 2019, Winkler & Haacks 2019). Hier ist der Feldgrashüpfer v.a. in der Geest weit verbreitet (Abb. 1). Trotz weiter Verbreitung kommt es infolge von anhaltender Intensivierung der Landwirtschaft, Eutrophierung, Flurbereinigung und der nicht naturschutzfachlichen Pflege von Straßenbegleitflächen zu lokalen Rückgängen

und dem Erlöschen kleiner Restpopulationen (Buchweitz et al. 1990, Reck 2004, Illich 2017, Worschech 2017). Der Feldgrashüpfer bevorzugt insbesondere Felddraine zwischen Äckern und Bereiche mit heterogener Vegetationsstrukturen auf mineralischen Grünlandflächen. Vor allem Lebensräume an Nutzungsübergängen und -grenzen werden besiedelt (Buchweitz et al. 1990, Reck 1998, Winkler 1999, Köhler 2001, Schulz 2003a, Reck 2004). Nicht nur die o.g. Strukturen, sondern auch bestimmte Mikrohabitatem (z.B. kleine Störstellen in der Grasnarbe, Tierbauten) stellen für den Feldgrashüpfer wichtige, teils sogar essenzielle Habitatbausteine in unterschiedlichen Stadien seines Lebenszyklus dar (Reck 1993, Schulz 2003b, Worschech 2017).

Im Modellprojekt „Weidelandschaft Eider“ wurden zwischen ca. 1999 und 2018 auf ca. 400 ha intensiv genutzte Ackerflächen und verschiedene Grünlandtypen zu großflächigen extensiven Weidesystemen zusammengefasst (Jensen et al. 2001). Nach dem Auslaufen der 20jährigen Vertragsnaturschutzaufzeit wurden in 2018 erste Teile aus diesem großflächigen Weidesystem herausgenommen, damit kleiner parzelliert und intensiver und homogener genutzt. Der Effekt dieser Intensivierung und der damit verbundene Rückgang des Feldgrashüpfers auf diesen Flächen soll durch den Vergleich der Ergebnisse dreier Kartierungen in unterschiedlichen Jahren beschrieben werden.

2. Gebietsbeschreibung und Methoden

Das Projektgebiet der „Weidelandschaft Eider“ erstreckt sich über etwa 400 ha im Talraum der Oberen Eider bei Flintbek im Naturraum „Östliches Hügelland“. Der Talraum ist durch meist entwässerte und heute in der Wiedervernässung befindliche Niedermoore gekennzeichnet. Diese gehen randlich zu quilligen Bereichen über, die vorwiegend als Feuchtweiden (Flutrasen) genutzt wurden oder sich infolge von Nutzungsaufgaben zu Feuchtgrünland-Brachen entwickelten (Jensen et al. 2001). Die umgebenden und in weiten Teilen in die Weidelandschaft einbezogenen Talhänge mit mineralischem Boden wurden vor der Extensivierung sowohl ackerbaulich, als auch als Grünland genutzt. Der untersuchte Teil der zusammenhängenden Weidelandschaft besteht seit 2000. Hier wurden Ackerflächen in Grünland umgewandelt und bestehendes Grünland extensiviert. Sie erstreckt sich über ca. 20 ha und ist durch eine hohe Strukturviel-

falt charakterisiert (Abb. 1). Nasse Standorte mit Flutrasengesellschaften entlang des Flusses und in Senken werden durch Feuchtwiesen abgelöst. An den Hängen folgen mineralische Standorte mit trockenem Charakter auf den Kuppen. Als weitere Strukturelemente sind Knicks und Feldgehölze vorhanden (Abb. 2).

Die zusammenhängende Weide wurde knapp 20 Jahren lang im Rahmen einer Extensivbeweidung genutzt und dann Anfang 2019 erstmals wieder gemäht und Teile des Knicknetzes wurden auf den Stock gesetzt. Nach Abschluss dieser Arbeiten wurde die Weide neu parzelliert, nasse Flächen entlang der Eider ausgezäunt, der nördliche (Intensivierung 2019 / Nord; Rinder- und Schafsweide) mit ca. 3 ha und der südliche Bereich (Intensivierung 2019 / Süd; Rinderweide) mit 7,6 ha wurden mit einer höheren GVE beweidet, der ca. 1,5 ha große mittlere Teil lag brach (Tab. 1 & Abb. 2 rechts).

Vor Einrichtung des Weidesystems wurde die Dichte und Verbreitung der Feldgrashüpfer in 1999 (B. Holsten) und 2000 (B. Schulz) flächig kartiert. Eine erneute Kartierung erfolgte vom Verfasser in 2018 auf der dann noch bestehenden großflächigen Weide. Im August 2019, wenige Monate nach der Intensivierung, wurde die Fläche erneut kartiert.

Bei der Erfassung wurde die Dichte der Population an jeweils drei geeigneten Terminen (sonnig, Temp. $> 25^{\circ}\text{C}$) mit Hilfe der Verhörmethode, also anhand der Dichte stridulierender Männchen, abgeschätzt. Die Lage und Größe der kartierten Fläche war in allen Jahren identisch und wurde bis auf die nassen Bereiche vollständig und schleifenförmig begangen.

Die Individuen wurden gezählt bzw. deren Anzahl konservativ geschätzt. Die Anzahl wurde den folgenden, von Holsten und Schulz angewendeten Häufigkeitsklassen zugeordnet:

I	Einzelne ♂ je 100 m ²
II	geringe Dichte (1-10 ♂ / 100 m ²)
III	mittlere Dichte (11-50 ♂ / 100 m ²)
IV	hohe Dichte (>50 ♂ / 100 m ²)

Einzeltiere wurden punktuell, die bei den Begehungen festgestellten flächigen Bestände wurden räumlich in der Karte abgegrenzt eingetragen. Anschließend wurden die von Hand eingetragenen Dichteklassen in ein Geografisches Informationssystem (ESRI®ArcMap

Tab. 1: Nutzung und strukturelle Charakterisierung der untersuchten Flächen in den Jahren der Feldgrashüpferkartierungen.

Jahr	Fläche	Nutzung	Nutztiere	Lebensraumrequisiten
1999 / 2000	Intensivierung 2019 Nord Intensivierung 2019 Süd Brache 2019	Großweidelandschaft	Rinder	A, B, C, D
2018	Intensivierung 2019 Nord Intensivierung 2019 Süd Brache 2019	Großweidelandschaft	Rinder	A, B, C, D
2019	Intensivierung 2019 Nord Intensivierung 2019 Süd Brache 2019	Weide Weide Weidebrache	Rinder, Schafe Rinder A, B, C	E, F E, F

Erläuterungen: A: vielzählige, hochwüchsige Saumstrukturen; B: heterogene Knickstrukturen; C: vielfältige, kleinstrukturierte Grünlandbrensäume (unterschiedlicher Verbiss-, Vertritt- und Aufwuchsintensitäten); D: kleinflächige Hochstaudenfluren; E: homogene Weideflächen, nahezu keine andersartigen Mikrohabitatem vorhanden; F: auf den Stock gesetzte Knicks.

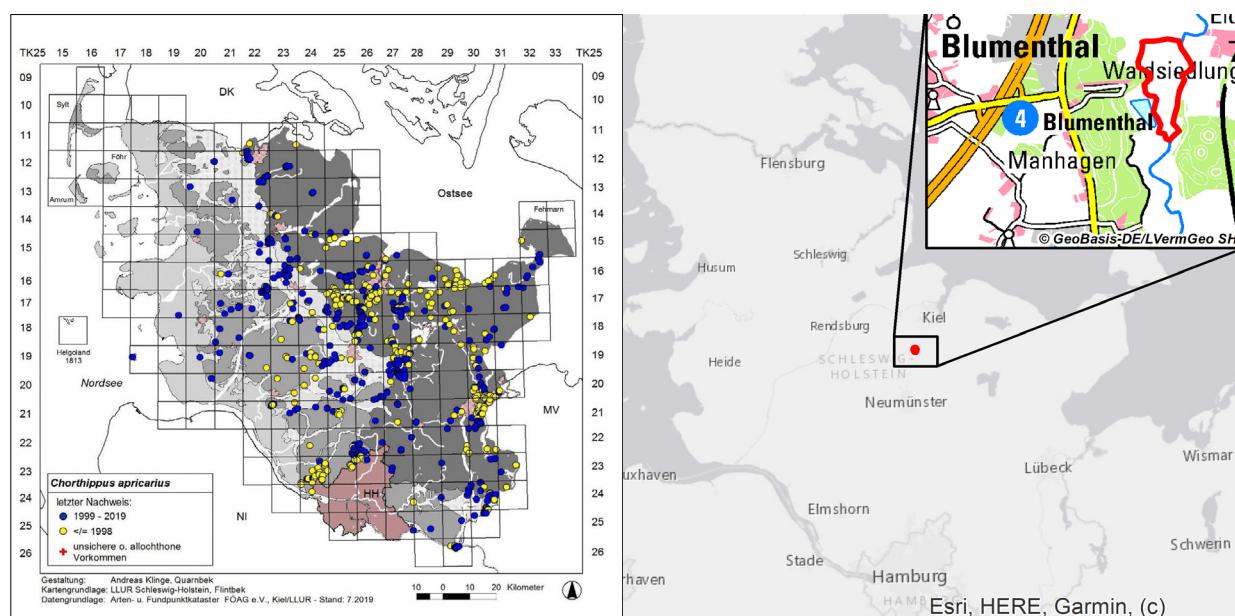


Abb. 1: Die aktuelle Verbreitung des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius*) in Schleswig-Holstein (links). Quelle: Winkler & Klinge 2019. Die Lage des Untersuchungsgebiets in Schleswig-Holstein (rechts). Datengrundlage: ESRI; © GeoBasis-DE/LVermGeo SH, ATKIS®Basis-DLM 2019, DTK100.

15.1) überführt, daraus die besiedelten Teilflächen ermittelt und kartografisch dargestellt. Ausgangspunkt der Berechnung und Darstellung waren die minimalen Individuenzahlen der einzelnen Klassen. Die bei der Feldarbeit aufgenommenen Daten können eine geschätzte Ungenauigkeit von ca. 20% aufweisen.

Die Daten der Erstaufnahme aus 1999 und 2000 liegen ausschließlich in aggregierter und kartografischer Form vor und wurden vom Verfasser ebenfalls mittels GIS aufbereitet.

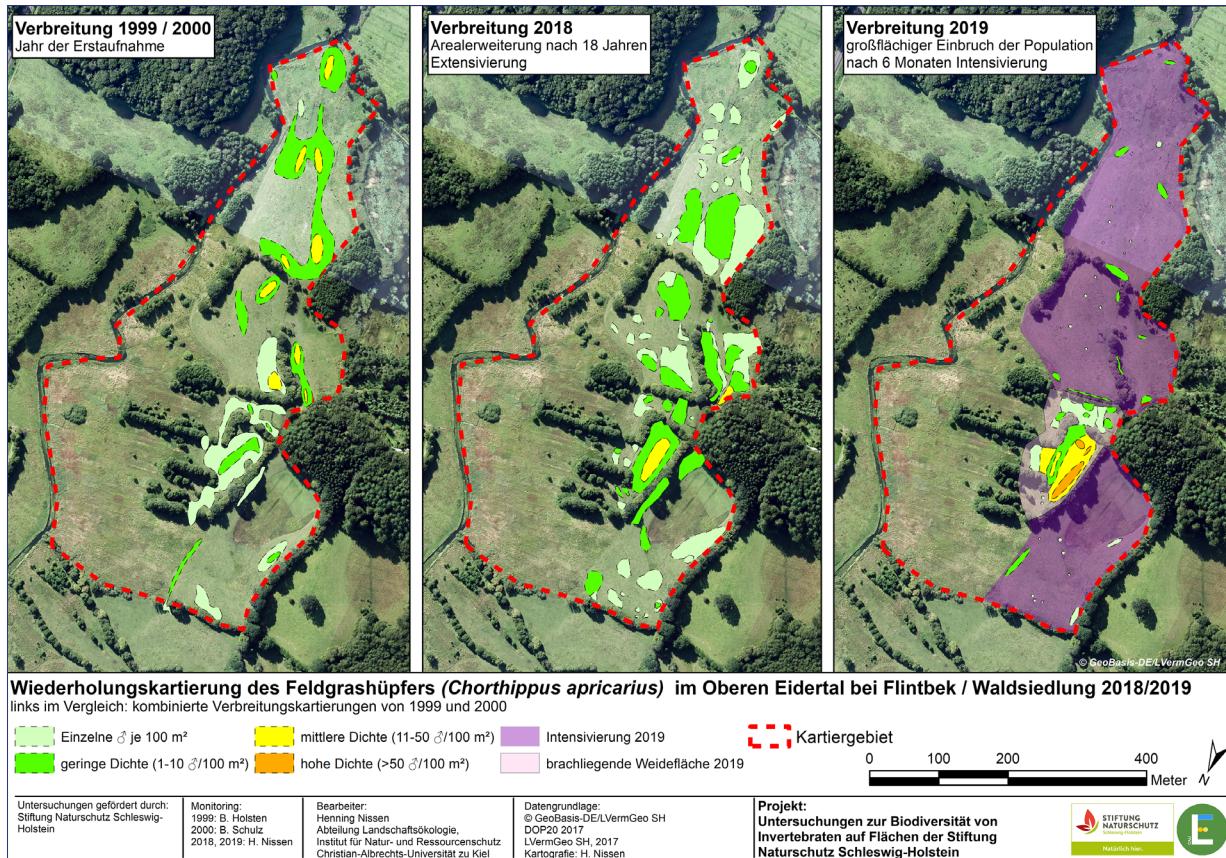


Abb. 2: Vergleich der Verbreitung und Dichte des Feldgrashüpfers in unterschiedlichen Jahren.

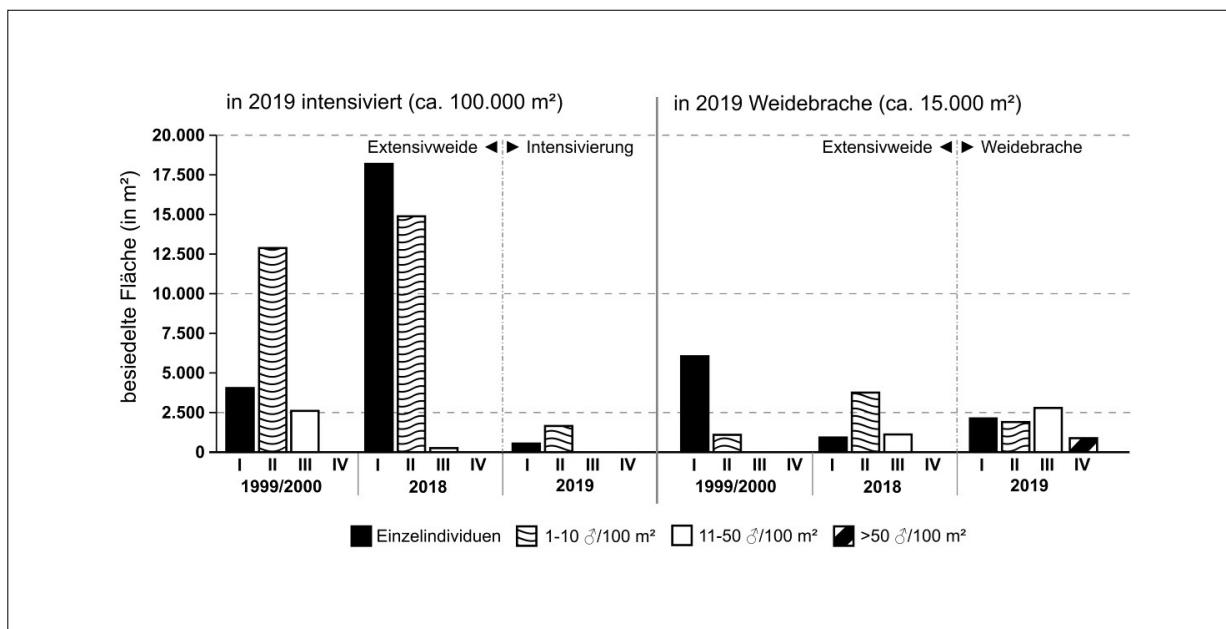


Abb. 3: Fluktuation der vom Feldgrashüpfer besiedelten Fläche der drei Erfassungszeiträume, aufgeteilt in Häufigkeitsklassen und unterteilt in die 2019 von der Nutzungsveränderung betroffenen Flächen.

Tab. 2: Vom Feldgrashüpfer in den einzelnen Erfassungsjahren besiedelte Gesamtfläche (in m²). Erläuterung der Häufigkeitsklassen siehe Kap. 2.

Klasse	Jahr		
	1999/2000	2018	2019
I	10.093	19.116	2.695
II	13.974	18.641	3.552
III	2.603	1.372	2.789
besiedelte Fläche	26.671	39.130	9.918

3. Ergebnisse

Bei der Ersterfassung im Jahr 1999/2000 von Holsten und Schulz handelte es sich bei den untersuchten Flächen z.T. noch um brachliegende Ackerflächen. Nachweise wurden damals ausschließlich auf den mineralischen Böden erbracht, hier war mit ca. 2,7 ha etwa 1/5 der untersuchten Gesamtfläche besiedelt. Nasse bis feuchte Bereiche wurden gemieden. Auf dem Großteil der besiedelten Fläche wurden geringe Dichten mit weniger als 10 Männchen je 100 m² festgestellt. Mittlere Dichten (bis zu 50 Männchen / 100 m²) erstreckten sich auf wenige Flächen mit einer Größe von jeweils unter 600 m². Solche Dichten fanden sich insbesondere in sonnenexponierten höherwüchsigen Grasfluren und grasigen Saumstrukturen entlang der Knicks, Feldgehölze und -hecken. Hohe Dichten konnten bei der Erstaufnahme nicht nachgewiesen werden.

Die Kartierung in 2018 erfolgte bei extremer Trockenheit. Weite Bereiche der Vegetation auf den mineralischen Böden waren, v.a. im Bereich der Kuppen, vertrocknet. Trotz dieser Extrembedingungen waren die bei der Erstkartierung noch vorhandenen Verbreitungslücken auf den mineralischen Böden mittlerweile geschlossen. Die besiedelte Fläche hatte sich von 2,7 ha auf 3,9 ha vergrößert. Die höchsten Dichten wurden in hochwüchsigen Gras- und Hochstaudenfluren erfasst, die von den Rindern nur mäßig verbissen wurden. Im Vergleich zur Erstkartierung nahmen die Flächen mit mittlerer Dichte etwa um die Hälfte ab. Auch die in 2018 nassen bis feuchten Teilflächen waren trotz extremer Trockenheit nicht besiedelt.

Die dortige Population ist im Jahr 2019 auf über 90% ihrer im Vorjahr besiedelten Fläche verschwunden. Lediglich auf der Weidebrache besteht noch eine größere Teilpopulation. Hier konnte im Vergleich zu 2018 sogar ein Zuwachs sowohl in der Dichte als auch in der besiedelten Fläche verzeichnet werden. Erstmals bei der Untersuchung überhaupt konnten in diesem Teil vereinzelt hohe Dichten kartiert werden (Tab. 1).

4. Diskussion

Viele Heuschrecken haben in ihren Lebensstadien sehr unterschiedliche Lebensraumansprüche und benötigen von daher für ein langfristiges Überleben ein komplexes System einzelner geeigneter Mikrohabitatem (Guido & Gianelle 2001). Geht dieses System verloren, führt das zum Rückgang und Erlöschen lokaler Populationen, so auch beim Feldgrashüpfer (Reck 1998, Illich 2017, Woressch 2017). Trotz des auf europäischer Ebene ungefährdeten Bestands (Hochkirch et al. 2016) wird die Situation vieler lokaler Populationen und ihrer zunehmenden Gefährdung diskutiert (Reck 1998, Reck 2004, Maas et al. 2011, Illich 2017, Woressch 2017). Der Feldgrashüpfer besiedelte vor der Extensivierung der untersuchten Flächen wahrscheinlich viele Saumstrukturen entlang von Ackerflächen und die bereits bestehenden Grünlandparzellen. Diese Vermutung basiert auf der von Reck (2004) herausgestellten Bedeutung von Ackersäumen für den Feldgrashüpfer in Süddeutschland. Die brachliegenden Äcker oder frisch eingesäten Flächen wurden vom Feldgrashüpfer großenteils noch nicht, bzw. nur in geringen Dichten besiedelt. Schulz (2003a) weist darauf hin, dass die Tiere zwar eine intensivere Beweidung und junge Brachen bevorzugen, aber bei homogener, kurzwüchsiger Pflanzendecke bei gleichzeitigem Fehlen von geeigneten Mikrohabitaten, wie Kratzdistel- oder o.ä. hochwüchsige Grashorste, Areale eher gemieden werden.

Die folgenden Populationsveränderungen werden ausschließlich in chronologischer Reihenfolge diskutiert. Die Verbreitungszunahme von 2000 nach 2018 kann nach Schulz (2003a) durch die Nettozunahme von Weideflächen mit hoher Habitatem und einen funktionaleren und kleineräumigeren Lebensraumverbund im Zuge der fortschreitenden Entwicklung der extensiven Weidelandschaft ausgelöst worden sein. Das durch maximal 1,5 GVE beweidete Areal (Schulz 2003a) wies 2018 eine hohe Zahl an Mikrohabitaten auf.

Mit 100 mm Niederschlag fielen von Mitte Mai bis zum 20. August 2018 etwas mehr als ein Drittel der für diesen Zeitraum durchschnittlichen Regenmengen (dwd.de, Station Kiel-Holtenau; Jahre 1986-2018). Dieser Zeitraum deckt den Schlupf der Larven (Reck 1998) bis zum Ende der Kartierung ab. Es wird vermutet, dass durch die extreme Trockenheit sogar weniger geeignete Flächen vorhanden waren und v.a. geringere Dichten aufgetreten sind als in Jahren mit den für die Region typischen Niederschlagsmengen. Ausschließlich in vergleichsweise stärker beschatteten Bereichen konnten die Tiere in mittleren Dichten erfasst werden. Viele Tiere mieden anscheinend die extrem trockenen Bereiche, die nur wenig Nahrung boten. Die Folgen der fortschreitenden Trockenheit können den Effekt der Intensivierung in 2019 durchaus verstärkt haben.

Detzel (1998) gibt an, dass die meisten adulten Heuschrecken bei intensiver Rinderbeweidung diese Flächen verlassen und in benachbarten unbeweideten Flächen zu finden sind. Die in 2019 extrem homogene Weide wurde vor der Beweidung flächendeckend gemäht, viele Meter Knick wurden auf den Stock gesetzt, was sicherlich zum Verlust der für den Feldgrashüpfer wichtigen Mikrohabitatemperatur führte. Da der Feldgrashüpfer seine Eier in den Boden legt (Reck 1998), kann es sein, dass trotz Nutzungsintensivierung noch viele Individuen ab Mai/April auf den beweideten Arealen geschlüpft sind. In 2018 wurden viele Eipakete in dem Jahr noch in geeigneten Lebensräumen abgelegt, die dann in 2019 an Stellen schlüpften, die nunmehr ungeeignet waren. Viele überlebende Individuen könnten also wegen der nicht mehr vorhandenen Habitatemperatur auf die nicht beweideten Flächen, insbesondere die brachliegende Weide abgewandert sein. Reck (1998) beschreibt die Art als ortstreu und migrationschwach, aber die physische Ausbreitungskraft insbesondere die der Larven und die der Männchen sei höher als das von Reck beobachtete Verhalten. Schulz (2003a) konnte beobachten, dass die Art in jungen Brachestadien verbreitet war. Die 2019 junge, brachliegende Fläche wies ein hohes Maß an Mikrohabitatstrukturen auf. Niedrigwüchsige Grasfluren und hochwüchsige Hochstauden entlang von Feldgehölzen und Knicks wurden erstmals in hohen Dichten besiedelt. Schulz (2003a) und Buchweitz et al. (1990) stellen dieses Mosaik als bevorzugte Bereiche heraus. Für einen langfristigen Erhalt der lokalen Population ist diese Fläche vermutlich zu kleindimensioniert und könnte mit fortschreitender Brachedauer, bzw. Wiederaufnahme ins Weideregime ihre positive Habitatemperatur verlieren.

Die Intensivierung und Parzellierung des kleinen Teilbereichs der ehemaligen Großweidelandschaft könnte für die lokale Feldgrashüpferpopulation bestandsgefährdend sein. Während ein Großteil der untersuchten Habitatflächen aktuell nicht mehr vorhanden und geeignete Lebensräume wieder fragmentiert worden sind, war der Bestandsrückgang auf diesen Flächen die vermutete Konsequenz. Auch die kurzfristige hohe Habitatemperatur der Brachefläche kann durch Nutzungintensivierung abrupt, oder durch langfristige Verbrachung wieder abnehmen.

Die Nutzungsentwicklung der anderen, nicht untersuchten Teilbereiche der Großweidelandschaft sind ähnlich (Winkler, schr. Mittl.). Bereiche mit derzeit hoher Habitatemperatur (i. d. R. derzeitige Brachen) können ebenfalls ihre hohe Eignung verlieren. Es wird vermutet, dass so in der gesamten Großweidelandschaft starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen sind, die im Extremfall zum Erlöschen der Lokalpopulation führen könnte. Das ehemals resiliente Großweidesystem hat viele der Ausweichräume verloren, die bei hoher Dynamik die beschriebenen Fluktuationen abpuffern können. Um die Auswirkungen der Intensivierung zu beurteilen, könnte eine erneute Untersuchung der Folgegeneration in 2020 wichtige Erkenntnisse liefern.

Insgesamt zeigt diese Untersuchung, warum die Intensivierung insbesondere der landwirtschaftlichen Flächenutzung mit der damit einhergehenden Beseitigung von Habitatvielfalt, Verbrachung von Grenzertragsstandorten, Verlust von Saumstrukturen und Mikrohabitaten (Emmerson et al. 2016, Gossner et al. 2016) eine der gravierendsten Ursachen für den Verlust von Biodiversität insgesamt ist (Vgl. u.a. Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019). Das Fehlen von extensiven Nutzungsformen auf lokaler Ebene kann den Austausch von Teilstämmen und die (Wieder-)Besiedlung verwaister, aber geeigneter Lebensräume erheblich negativ beeinflussen. In diesem Fall ist eine über 20 Jahre laufende naturschutzfachlich begründete Entwicklung innerhalb kürzester Zeit wieder rückgängig gemacht worden und lässt den Schluss zu, dass dauerhafte Maßnahmen gegenüber zeitlich befristeten Maßnahmen sofern möglich bevorzugt werden sollten (Schöttker & Wätzold 2018).

Selbst Teilstämmen einer ansonsten weit verbreiteten und (noch) relativ häufigen und von (extensiver landwirtschaftlicher) Landnutzung profitierenden Art können demnach durch zu starke Intensivierung der Landnutzung innerhalb kürzester Zeit massiv einbrechen. Die Umsetzung einer (Intensivierungs-)Maß-

nahme, wie z. B. die Knickpflege oder eine einschürige Mahd vor der Beweidung von Grünland hat vermutlich einen zwar messbaren, aber geringeren Effekt auf die Bestände dieser oder ähnlicher Arten. Das Zusammenwirken aller auf den Flächen umgesetzten Maßnahmen (Verlust von Kernlebensräumen, Mikrohabitaten und Saumstrukturen in Kombination mit der Fragmentierung ehemals verbundener Habitate) wird hier als ausschlaggebend eingeschätzt. Der dabei beobachtete Verlust von über 90 % der Fläche/Biomasse dieser Art im intensivierten Areal ist vergleichbar mit den von Seibold et al. (2019) im Grünland und Hallmann et al. (2017) in Schutzgebieten herausgestellten Rückgängen anderer Arthropoden. Der generell zu beobachtende Biomasseverlust der Insekten ist demnach auf lokaler Ebene nicht unbedingt ein schleicherender Prozess, sondern kann klar auf bestimmte Ursachen zurückgeführt werden. Betont werden muss, dass Heuschrecken wie der hier betrachtete Feldgrashüpfer, im extensiv genutzten Grünland besonders häufig, teils sogar in Massen auftreten können und einen erheblichen Anteil der tierischen, epigäischen Biomasse darstellen, wodurch sie ein besonders wichtiges Element in der Nahrungskette sein können (Belovski & Slade 2000, Hawlena & Schmitz 2010, Zhu et al. 2017, Zuna-Kratky et al. 2017). Unter den Vertretern in Deutschland gibt es trotz dieser hohen Bedeutung, wie bei vielen anderen Insektengruppen, keine nach FFH-Richtlinie geschützte Art. Auch deshalb werden die für Grünlandlebensräume sehr prägenden Arten derzeit kaum berücksichtigt. Selbst vor wenigen Jahren noch häufige Arten verschwinden derzeit sukzessive aus der Landschaft, wie das Beispiel des Sumpfgrashüpfers zeigt (Rohde et al. 2017) und wie es hier für den Feldgrashüpfer auf zumindest lokalem Maßstab gezeigt werden konnte.

Dank

Ich danke Björn Schulz für wichtige Hinweise während der Untersuchung und Anmerkungen zum Manuscript. Bei dem Flächeneigentümer bedanke ich mich für die Betretungsgestattung seiner Flächen, Lisa Bönke von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein sei für die Vermittlung der Flächenbetreuung gedankt. Bei der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein bedanke ich mich für die finanzielle Förderung des Vorhabens.

Autor

Henning Nissen

Henning Nissen ist wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Natur- und Ressourcenschutz in Kiel. Seine Arbeitsgebiete umfassen die Wiedervernetzung von Lebensräumen und entomofaunistische Forschungsansätze zur Überwindung artifizieller Barrieren.

Literatur

- Belovsky GE, Slade, JB (2000) Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. PNAS 97(26):14412-14417.
- Buchweitz M, Detzel P, Hermann G (1990) Zur Bedeutung von Feldrainern als Lebensraum für *Chorthippus apricarius* (L. 1758) (Orthoptera, Saltatoria, Acrididae). Articulata 5(2):49-58.
- Detzel P (1998) Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Emmerson M, Morales MB, Oñate JJ, Batáry P, Berendse F, Liira J, Aavik T, Guerrero I, Bommarco R, Eggers S, Pärt T, Tscharntke T, Weisser W, Clement L, Bengtsson J (2016) How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. Adv. Ecol. Res. 55:43-97.
- Gossner MM, Lewinsohn TM, Kahl T, Grassein F, Boch S, Prati D, Birkhofer K, Renner SC, Sikorski J, Wubet T, Arndt H, Baumgartner V, Blaser S, Blüthgen N, Börsig C, Buscot F, Diekötter T, Jorge LR, Jung K, Keyel AC, Klein A-M, Klemmer S, Krauss J, Lange M, Müller J, Overmann J, Pašalić E, Penone C, Perović DJ, Purschke O, Schall P, Socher SA, Sonnemann I, Tschapka M, Tscharntke T, Türke M, Venter PC, Weiner CN, Werner M, Wolters V, Wurst S, Westphal C, Fischer M, Weisser WW, Allan E (2016) Landuse intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. Nature 540:266-269.
- Guido M, Gianelle D (2001) Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. Acta Oecologica 22:175-185.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepe LH, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörren T, Goulson D, Kroon H (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12(10):1-21.
- Hawlena D, Schmitz OJ (2010) Herbivore physiological response to predation risk and implications for ecosystem nutrient dynamics. PNAS 107(35):15503-15507.
- Hochkirch A, Nieto A, García Criado M, Cálix M, Braud Y, Buzzetti FM, Chabanov D, Odé B, Presa Asensio JJ, Willemse L, Zuna- Kratky T, Barranco Vega P, Bushell M, Clemente ME, Correas JR, Dusoulier F, Ferreira S, Fontana P, García MD, Heller K-G, Iorgu IŞ, Ivković S, Kati V, Kleukers R, Krištín A, Lemonnier- Darcemont M, Lemos P, Massa B, Monnerat C, Papavlou KP, Prunier F, Pushkar T, Roesti C, Rutschmann F, Şirin D, Skejo J, Szövényi G, Tzirkalli E, Vedena V, Barat Domenech J, Barros F, Cordero Tapia PJ, Defaut B, Fartmann T, Gomboc S, Gutiérrez-Rodríguez J, Holusa J, Illich I, Karjalainen S, Kočárek P, Korsunovskaya O, Liana A, López H, Morin D, Olmo-Vidal JM, Puskás G, Savitsky V, Stallings T, Tumbrinck J (2016) European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Illich I (2017) Feldgrashüpfer *Chorthippus apricarius* (Linnaeus, 1758). Denisia 39:747-751.
- Jensen K, Granke O, Hoppe B, Kieckbusch J, Trepel M, Leiner U (2001) Weidelandschaft Eideratal – Naturschutz durch extensive Beweidung und Wiedervernässung. Petermanns Geografische Mitteilungen 145:38-49

- Köhler G (2001) Fauna der Heuschrecken (Ensifera und Caelifera) des Freistaates Thüringen. Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abt. Ökologie und Naturschutz, Jena.
- Maas S, Detzel P, Staudt A (2002) Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte: Ergebnisse aus dem F+E- Vorhaben 898 86 015 des Bundesamtes für Naturschutz. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Maas S, Detzel P, Staudt A (2011) Rote Liste und Gesamartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) in Deutschland. In: Binot-Hafke M et. al (Hg.) Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bd. 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Landwirtschaftsverlag, Münster, S. 577-606.
- Reck H (1993) Haben Tierbauten eine Bedeutung als Habitatbaustein für den Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius* L 1758)? Articulata 8 (1):45-51.
- Reck H (1998) *Chorthippus apricarius*. In: Detzel P (Vf.) Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 470-479.
- Reck H (2004) Schutz für den in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohten Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius* L) – Teil 1. Naturschutz Alb-Neckar 1:2-19.
- Rohde K, Hau Y, Kranz N, Weinberger J, Elle O, Hochkirch A (2017) Climatic effects on population declines of a rare wetland species and the role of spatial and temporal isolation as barriers to hybridization. Funct. Ecol. 31(6):1-13.
- Seibold S, Gossner MM, Simons NK, Blüthgen N, Müller J, Ambarli D, Ammer C, Bauhus J, Fischer M, Habel JC, Linsenmair KE, Nauss T, Penone C, Prati D, Schall P, Schulze ED, Vogt J, Wölauer S, Weisser WW (2019) Arthropod decline in grasslands and forests associated with landscape-level. Nature 574:671-691.
- Schöttker O, Wätzold F (2018) Landkauf oder Kompensation von Landwirtinnen und Landwirten? Ökonomische Analyse von Naturschutmaßnahmen zur Erhaltung eines oligotrophen Sees. Natur- und Landschaft 11(93):494-500.
- Schulz B (2003a) Die Reaktion ausgewählter Tierartengruppen (Coleoptera:Carabidae und Orthoptera:Acrididae) auf eine großflächige Extensivbeweidung am Beispiel der Weidelandschaft Oberes Eidatal. Dissertation, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Deutschland.
- Schulz B (2003b) Zur Bedeutung von Beweidung und Störstellen für Tierarten am Beispiel der Verteilung von Feldheuschreckengelegen im Grünland. Articulata 18(2):151-178.
- Voith J, Beckmann A, Sachteleben J, Schlumprecht H, Waeber G (2016) Rote Liste und Gesamartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg, urn:nbn:de:bvb:12-babs2-0000161242.
- Winkler C (1999) Entwicklung von Strategien für den Heuschreckenschutz in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (unveröffentlichtes Manuskript).
- Winkler C, Klinge, A (2019) Die Heuschrecken Schleswig-Holsteins. Arbeitsatlas 2019. Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V., Kiel.
- Winkler C, Haacks M (2019) Die Heuschrecken Schleswig-Holsteins. Rote Liste. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Worschach K (2017) Vorkommen des Feldgrashüpfers *Chorthippus apricarius* (Linnaeus, 1758) (Saltatoria:Acrididae) in der intensiv genutzten Agrarlandschaft des Altenburger Landes (Thüringen). Mauritania 32:360-386.
- Zhu H, Qu Y, Zhang D, Li J, Wen M, Wang D, Ren B (2017) Impacts of grazing intensity and increased precipitation on a grasshopper assemblage (Orthoptera:Acrididae) in a meadow steppe. Ecological Entomology 42:458-468.

Open Access

» Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Occurrence of Caelifera larvae depending on zoogenic disturbances

Vorkommen von Larven der Kurzfühlerschrecken (Caelifera)
in Abhängigkeit von zoogenen Störstellen

Jörn Krütgen

Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V., c/o Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, joern@foeag.de

Schlüsselwörter:

Kurzfühlerschrecken, Caelifera,
Larven, zoogene Störstellen,
wildlebende Huftiere

Zusammenfassung

Mit Hilfe von Transekterfassungen wurde die Zahl an Caelifera-Larven auf 12 Probeflächen im Kreis Segeberg, Schleswig-Holstein ermittelt. Bei den Flächen handelte es sich um 7 junge, eingezäunte Aufforstungen, eine gleichaltrige, ungezäunte Aufforstung sowie 4 von wildlebenden Huftieren (insbes. Damhirsch) beäste Sukzessionsflächen. Während die den Huftieren zugänglichen Flächen regelmäßig Störstellen (Offenboden) durch Wühlen oder Vertritt aufwiesen, fehlten diese in den gezäunten Flächen fast vollständig. Störstellen gingen hier auf den Einsatz von Maschinen oder das Wirken von Kleinsäugern oder Ameisen zurück. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass auf den gezäunten Flächen deutlich weniger Larven gefunden werden konnten. Eine mögliche Erklärung hierfür ist der Mangel an Störstellen wodurch zum einen Reproduktionsstätten, zum anderen mikroklimatische Gunsträume für Caelifera-Larven fehlten.

Keywords:

short-horned grasshopper,
Caelifera, larvae, zoogenic
disturbances, ungulates living
in the wild

Abstract

The amount of Caelifera-larvae was recorded by linear transect walks at 12 study sites in the district of Segeberg, Schleswig-Holstein. Of the 12 study sites, seven were young, fenced reforestation, one unfenced reforestation of similar age and four strongly browsed (fallow deer) succession sites. While on sites accessible to ungulates disturbances (open soil) due to burrowing or trampling occurred regularly, disturbances on fenced sites lacking almost completely. Here, disturbed areas could instead be traced back to the use of machines or to activities of small animals like rodents or ants. Results show that on fenced sites the amount of caught Caelifera larvae per transect was much lower than on browsed succession sites. A possible explanation could be the lack of areas with open soil on fenced sites, and therefore a lack of reproduction sites and preferred sites for larvae of Caeliferalarvae due to microclimatic conditions.



Figs. 1 & 2: Transect examples, from left to right: fenced forestation near Trappenkamp (FFT), fenced forestation near Negernbötzel (FFN).

1. Introduction

Commonly, the word ‘disturbance’ has a negative meaning. From the ecological point of view, however, the term is neutral and describes processes as components of the steady state of an ecosystem. Apart from profound alterations of a system caused by fire, storms or insect calamities, smaller disturbances occurring regularly which are variable in time and space play an important role in for the preservation of local species diversity. According to the Intermediate Disturbance Hypothesis (IDH) (Conell 1978) local diversity of species is highest at intermediate levels of disturbance, while local diversity is lower in undisturbed sites as well as at higher levels of disturbance. Species like ants, rodents as well as large herbivores (Thompson Hobbs 2006) can change their environments and create new structures such as spots of open soil, which might offer important functions for other organisms like grasshoppers as well (Reck 1993, Schulz 2003). Species which affect their environments permanently are considered ecosystem engineers (Jones 1994), while their effect on an ecosystem is termed a key-factor (Steward

2001). Goal of the project ‘Game and Biodiversity’ is to identify the effect of free ranging ungulates in ecosystems and to understand their importance for the habitat studying short-horned grasshoppers (Caelifera) (Reck et al. 2009). Investigations not only considered imagines (Krütgen 2012a), but also included studies of clutches or larvae. Here, however, we present results on the influence of zoogenic disturbance of sites (by free ranging ungulates) for the occurrence of Caelifera larvae in a cultural landscape.

2. Methods

Research area

The research area is located at the eastern border of the natural geographic region “Holsteinische Vorgeest”. It is characterized by an open landscape with less than 20 % of woodland and without high amounts of arable fields (> 50 %) or grassland (> 25 %) (BfN 2007). The moraine landscape originating from the Saalian glaciation was covered by glaciofluvial sand and gravel transported by the melting glaciers of the Weichselian



Figs. 3 & 4: Transect examples, from left to right: unfenced forestation (UF), heavily browsed succession site (BSS4).

glaciation. Later mires, fens and inland dunes developed, of which nowadays only relics remain. Historically frequent dwarf shrub heathlands were either afforested with coniferous trees (e.g. Segeberger Forest) or used as arable fields after deep ploughing.

Today, agriculturally used area dominates the landscape with a recent shift to arable land. Woodlands are used for forestry (BfN 2012).

Study sites

In total, 12 sites were investigated. Of these, four were young fenced forestations, one an unfenced forestation of similar age and four heavily browsed succession sites in the vicinity of Negernbötzel, district Segeberg. Additionally, three fenced forestations near Trappenkamp, district Segeberg, were studied (fig. 1-4).

The four fenced forestations near Negernbötzel as well as the unfenced forestation and succession site 4 were located adjacent to each other. The other succession sites were located in a distance between 500 to 1500 m. The three fenced forestations near Trappenkamp were about 4 km north of the study sites at Negernbötzel.

All study sites were characterized by sandy, nutrient poor and non-cohesive soils.

3. Grasshopper fauna

In the course of various monitoring or research programs, the grasshopper fauna in the vicinity of Negernbötzel was investigated intensively since 2005 (Krütgen 2012b, Reck et al. 2009, Schulz et al. 2013, Winkler 2012, 2016). On the study sites and in their surroundings the short horned grasshopper species *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus apricarius*, *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus* and *Omocestus viridulus* were found relatively frequent. Furthermore, *Pseudochorthippus parallelus*, *Myrmeleotettix maculatus* as well as *Tetrix undulata* and *Tetrix subulata* were observed regularly, while *Chorthippus mollis*, *Omocestus haemorrhoidalis* and *Stetophyma grossum* occurred more rarely and *Chorthippus montanus* and *Stenobothrus lineatus* were found only once.

4. Data collection and analysis

On three successive days (June 4th – 6th 2010) with comparable weather conditions (base temperature 20°C, cloud cover < 10 %, no precipitation, max. weak

Tab. 1: Amount of larvae per transect and study site, mean, standard deviation and median; transects: BSS heavily browsed succession site, UF: unfenced forestation, FF: fenced forestation, N: Negernbötzel, T: Trappenkamp.

Study site	Accessed by ungulates	transect			total	mean	Standard deviation	median
		1	2	3				
BSS1	+	58	64	34	156	52	15,87	58
BSS2	+	15	14	30	59	19,67	8,96	15
BSS3	+	21	16	108	145	48,33	51,73	21
BSS4	+	6	32	16	54	18	13,11	16
total BSS	+	101	128	191	414	34,5	29,13	25,5
UF	+	13	26	39	78	26	13	26
FFN1	-	7	10	15	32	10,67	4,04	10
FFN2	-	25	12	23	60	20	7	23
FFN3	-	16	6	9	31	10,33	5,13	9
FFN4	-	9	0	5	14	4,67	4,51	5
total FFN	-	57	28	52	137	11,42	7,3	9,5
FFT1	-	3	7	13	23	7,67	5,03	7
FFT2	-	3	10	16	29	9,67	6,51	10
FFT3	-	20	22	28	70	23,33	4,16	22
total FFT	-	26	39	57	122	13,56	8,71	13

Tab. 2: Mann-Whitney pairwise comparisons: above: uncorrected p-values, underneath: Bonferroni corrected p-values.

	BSS	FFN	FFT
Heavily browsed succession site (BSS)		0,006022	0,03574
Fenced forestation Negernbötzel (FFN)	0,01807		0,6183
Fenced forestation Trappenkamp (FFT)	0,1072	1	

wind) the number of Caelifera larvae was recorded in 36 transects. Data was sampled in three days at approximately the same daytime (forenoon till afternoon) to ensure comparability of results. Each transect was recorded for ten minutes. Transects were sampled in a width of 50 cm each. To avoid a negative influence due to shadowing by young trees, transects in the forestations were only chosen in open and sunny sections.

The research focused on young states of Caelifera larvae, because especially these should benefit from dry and warm microclimatic conditions (Ingrisch & Köhler 1998, Wünsch et al. 2010).

For statistical analysis data was grouped into two categories. On the one hand the browsed succession sites accessed by wild living ungulates (+) and on the other hand the fenced forestations without access

to wild living ungulates (-). In the latter case, samples were further grouped according to study sites near Negernbötel (FFN) and those near Trappenkamp (FFT). The unfenced forestation was not taken into consideration because it is a mixture of both classifications and there is insufficient data for an own class. Its interpretation is purely descriptive.

Groups of sites (BSS, FFN & FFT) were compared by the number of Caelifera larvae per transect.

Since numerical data are typically not normally distributed, a Kruskall-Wallis-median-test was used (Wheater et al. 2011).

In addition, a Mann-Whitney-median-test was used for single pair comparisons of fenced versus unfenced sites.

The analyses were done using the statistic program PAST (Hammer 2012).

5. Results

Highest mean number of larvae per transect were found on browsed succession sites (Tab.1), with three times as many larvae found on browsed succession sites than on fenced forestation sites. The total amount of larvae at the unfenced forestation was also above all fenced sites. The standard deviation was higher at the browsed succession sites. The lowest standard deviation was recorded at fenced forestations.

Table 1 shows the amount of Caelifera larvae per transect and study site. In addition the arithmetic mean, standard deviation and median of the study sites are given. The three groups of studied sites differed significantly in the mean number of larvae found per transect (Kruskall-Wallis-median-test: H: 8,769 Hc: 8,793, p(same): 0,01247). The number of larvae found at fenced forestation sites at Negernbötel (FFN) differed significantly from the number found at heavily browsed succession sites (BSS) (padj. < 0,02). No significant differences were found between the number of larvae found at FFN and FFT (padj. = 1) or BSS and FFT (padj. = 0,1072).

On heavily browsed succession sites significantly more Caelifera larvae per transect were found than on fenced forestation sites (Mann-Whitney U: 48; p(same): 0,003681).

The three groups of studied sites differed significantly in the mean number of larvae found per transect (Kruskall-Wallis-median-test: H: 8,769 Hc: 8,793, p(same):



Figs. 5-7: Spot of open soil due to trampling, oviposition of *Pseudochorthippus parallelus parallelus*, Caelifera larvae on a zoogenic disturbed site.

0,01247). The number of larvae found at fenced forestation sites at Negernbötel (FFN) differed significantly from the number found at heavily browsed succession sites (BSS) (padj. < 0,02). No significant differences were found between the number of larvae found at FFN and FFT (padj. = 1) or BSS and FFT (padj. = 0,1072). On heavily browsed succession sites significantly more Caelifera larvae per transect were found than on fenced forestation sites (Mann-Whitney U: 48; p(same): 0,003681).

6. Discussion

Differences in the number of Caelifera larvae found on study sites can be explained by differences in the amount of areas with open soil (Schulz 2003). Wünsch et al. (2010) found young larvae of *Myrmeleotettix maculatus* especially in warm microhabitats with reduced vegetation cover. Warm surroundings are considered to benefit the development of larvae (Ingrisch & Köhler 1998, Willott & Hassal 1998). Oschmann (1973) and Cherill & Brown (1992) suggest that the occurrence of young larvae can indicate the location of oviposition sites.

It can be assumed that beneficial effects of a warm microclimate are especially important for various short-horned grasshopper occurring in poor and dry habitats. Areas of open soil are considered important reproduction sites for most of the species occurring on the study sites. 70 % of all species, recorded in the study area, use soil for oviposition (Ingrisch & Köhler 1998). Therefore, if patches of open soil, where young larvae were found, existed already in the year prior to the study, these were most likely used for oviposition and larvae hatched here. On fenced forestation sites, disturbances only occurred due to anthropogenic use of machines and were commonly older and heavily overgrown. Patches of open soil caused by zoogenic disturbance were common only in the browsed succession sites, without a regular distribution pattern. The irregular distribution of patches of bare soil explains the partially high standard deviation on these study sites. The number of larvae found per transect therefore highly depends on the proportion of open soil. On fenced forestation sites, where fewer disturbances were recorded, fewer larvae were found (except for FFN2 and FFT3), but the distribution of larvae along the transects was more regular, resulting in a lower standard deviation. An explanation for this could be the more regular distribution of disturbed patches due to anthropogenic influences (machines) and the general lack of suitable reproduction sites.

Schulz (2003) suggests that in areas with dense vegetation cover the oviposition sites are rare and clutches arise cumulatively.

The results show that the exclusion of free ranging ungulates may lead to a loss of suitable habitats for Caelifera. The suitability depends on the lack of favorable microhabitats for larvae as well as suitable reproduction sites. The amount of larvae on the unfenced forestation shows that this happens before the pioneer forests generally lose their habitat suitability due to shadowing.

Acknowledgments

The investigations at the Institute for Natural Resource Conservation of Kiel University are promoted by the foundation natur + mensch. I would like to thank Dr. Heinrich Reck, Schwentinental, and Dr. Corinna Rickert, Leipzig, for their advices concerning the manuscript, Dr. Corinna Rickert, Leipzig, also supported the translation.

Author

Jörn Krütgen

Jörn Krütgen studied geography with zoological and landscape-ecological specialization. He works for the federal Nature Conservation Department of Schleswig-Holstein, Germany. The main topic of his work is faunistic species protection. Field herpetology is a focus of his education and work. Snakes and their protection are of particular interest.

References

- BFN – Bundesamt für Naturschutz (2007) Landschaftstypen, http://www.bfn.de/0311_landschaftstypen.html, last accessed August 26, 2021.
- BFN – Bundesamt für Naturschutz (2012) Landschaftsteckbrief – 69801 Holsteinische Vorgeest, <https://www.bfn.de/landschaften/steckbriefe/landschaft/show/69801.html>, last accessed October 15, 2021.
- Cherrill AJ, Brown VK (1992) Ontogenetic changes in the micro-habitat preferences of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the edge of its range. Ecography 15:37–44.
- Connel JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. Science 199:1302–1310.
- Hammer M (2012) PAST PAleontological STatistics Version 2.17 – Reference manual, http://priede.bf.lu.lv/ftp/pub/TiS/datu_analize/PAST/2.17c/pastmanual.pdf, last accessed October 15, 2021.
- Ingrisch S, Köhler G (1998) Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Jones CJ, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69:373–386.
- Krütgen J (2012a) Die Bedeutung wildlebender Huftiere für das Vorkommen von Kurzfühlerschrecken (Caelifera) am Beispiel der Gefleckten Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) und der Säbeldornschrecke (*Tetrix subulata*). Articulata 27(1/2):67–77.
- Krütgen J (2012b) Erfassung der Heuschrecken in den Holsteiner Lebensraumkorridoren – Jahresbericht 2012. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Instituts für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Oschmann M (1973) Untersuchungen zur Biotopebindung der Orthopteren. Faunistische Abhandlungen 4(21):177–206.
- Reck H (1993) Haben Tierbauten eine Bedeutung als Habitatbaustein für den Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius* L. 1758)? Articulata 8(1):45–51.

- Reck H, Dolnik C, Winkler C, Krütgen J, Breuer V, Graumann S, Groth J, Schreiner R (2009) Monitoring zur bioökologischen Wirksamkeit der Grünbrücke Kiebitzholm, Untersuchungszeitraum 2007–2008. Unveröffentlichter Bericht. Ökologiezentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Schulz B (2003) Zur Bedeutung von Beweidung und Störstellen für Tierarten am Beispiel der Verteilung von Feldheuschreckengelegen im Grünland. *Articulata* 18(2/2):151–178.
- Schulz B, Müller K, Nissen, H (2013) Umfeldgestaltung und Hinterlandanbindung von Querungshilfen am Beispiel des E+E-Vorhabens „Holsteiner Lebensraumkorridore“. *Natur und Landschaft* 88:509–515.
- Steward AJA (2001) The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. *Forestry* 74(3):259–270.
- Thompson Hobbs N (2006) Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. In: Danell K, Bergström R, Duncan P, Pastor J (eds) *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 261–288.
- Townsend CR, Harper JL, Begon ME (2002) *Ökologie*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Wheater CP, Bell JR, Cook PA (2011) *Practical Field Ecology: A Project Guide*. Wiley-Blackwell, West Sussex.
- Willott SJ, Hassall M (1998) Life-history responses of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. *Funct. Ecol.* 12:232–241.
- Winkler C (2012) Erfassung der Heuschrecken in den Holsteiner Lebensraumkorridoren – Jahresbericht 2011. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Instituts für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Winkler C (2016) Zur Bedeutung der Grünbrücke Kiebitzholm für Heuschrecken. *Faun. Ökol. Mitt.* 9:443–442.
- Wünsch Y, Schirmel J, Fartmann T (2010) Habitatnutzung juveniler *Myrmeleonoides maculatus* (Caelifera: Gomphocerinae) und *Platycleis albopunctata* (Ensifera: Tettigoniinae) in Küstendünen. *Articulata* 25(2):167–183.

Open Access

>> This article is published under the Creative Commons Attribution 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>). Please note that individual, appropriately marked parts of the article may be excluded from the license mentioned or may be subject to other copyright conditions. If such third party material is not under the Creative Commons license, any copying, editing or public reproduction is only permitted with the prior consent of the respective copyright owner or on the basis of relevant legal authorization regulations.

Faunistisch bemerkenswerte Käfernachweise von Blühflächen in Schleswig-Holstein

Faunistic remarkable beetle records from flowering areas in Schleswig-Holstein

Hannes Hoffmann 

Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung für Landschaftsökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, h.hoffmann@ecology.uni-kiel.de

Schlüsselwörter:

Umweltmaßnahme, Coleoptera,
Insektensterben, Rebhuhn, Rote
Liste

Zusammenfassung

In Schleswig-Holstein werden seit einigen Jahren Blühflächen zur Förderung des Rebhuhns angelegt, deren Arthropodenfauna von 2016 bis 2019 mit unterschiedlichen Fangmethoden untersucht wurde. Dabei gelangen bemerkenswerte Nachweise von 37 Käferarten, die hier publiziert werden. Bei ausgewählten Arten werden weitere Informationen und Fundumstände dokumentiert und diskutiert.

Keywords:

agri-environmental scheme,
Coleoptera, Grey Partridge,
insect loss, Red List

Abstract

Wildflower fields were sown from 2016 until 2019 for the Grey Partridge, whose arthropod assemblages have been studied with different trapping methods. Overall, remarkable records of 37 beetle species have been found and its circumstances will be discussed.

Seit 2016 werden in Schleswig-Holstein speziell für das Rebhuhn (*Perdix perdix*) Blühflächen angelegt, um diesen selten gewordenen Bodenbrüter zusätzliche Nistmöglichkeiten und ein erhöhtes Nahrungsangebot für die Küken zu bieten. Dabei wird regionales Saatgut mit 27 einheimischen Wild- und Kulturarten verwendet (z. B. *Avena sativa*, *Linum usitatissimum*, *Vicia sativa*, *Medicago lupulina*, *Galium album*). Die Blühflächen werden in der fünfjährigen Projektlaufzeit zweimal umgebrochen und neu eingesät.

In einem Teilprojekt werden die qualitativen und quantitativen Auswirkungen des Wildpflanzenanbaus auf Arthropodengemeinschaften und deren ökologische Funktion untersucht. Die Aufnahme der Gemeinschaften erfolgte von 2016 bis 2019 mit Bodenfallen für epigäische Arthropoden und mit Gelbschalen und einem Insektensauger für blütenbesuchende und in der Vegetation lebende Arthropoden. Vorliegender Beitrag

dokumentiert die faunistisch bemerkenswerten Nachweise von Käfern auf diesen Blühflächen in Schleswig-Holstein. Dabei werden alle Arten berücksichtigt, die in Schleswig-Holstein mindestens als „gefährdet“ (RL 3) eingestuft sind (Gürlich et al. 2011). Darüber hinaus handelt es sich um Arten, die entweder nur selten gemeldet oder deren besondere Fundumstände publiziert werden sollen. Sofern nicht weiter angegeben, wurden alle Exemplare vom Autor gesammelt, bestimmt und befinden sich in der Sammlung der AG Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Carabidae – Laufkäfer

***Carabus auratus* L., 1760 (RL-SH 3)**

Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, 1929/2, 12.06.2018 (1 Ex.); Kiel, Rönne, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1727/1, 30.05.2017 (10 Ex.), 13.06.2017 (9 Ex.).

28.06.2017 (7 Ex.), 13.07.2017 (3 Ex.), 12.06.2018 (11 Ex.), 12.07.2018 (7 Ex.), 24.07.2018 (5 Ex.), 05.06.2019 (9 Ex.), 20.06.2019 (6 Ex.), 03.07.2019 (3 Ex.)

***Carabus convexus* F., 1775 (RL-SH 3)**

Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.07.2017 (1 Ex.)

***Anisodactylus signatus* (Panz., 1796)**

Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 30.05.2017 (1 Ex., vid. S. Gürlich, coll. H. Hoffmann), 12.06.2018 (1 Ex., coll. S. Gürlich)

Der Erstnachweis dieser Art wurde schon an einer anderen Stelle publiziert (Hoffmann, 2021). Hier soll ein zweiter Nachweis ein Jahr später auf dem selben Standort vorgestellt werden. Die Vegetation der Blühfläche war zu diesem Zeitpunkt im Vergleich zum Vorjahr deutlich niedriger (ca. 20 cm) mit einem hohen Anteil an offenen Bodenstellen und geprägt von Ampfer- und Knötericharten. Im Jahr 2019 konnte die Art dort nicht wieder nachgewiesen werden weshalb weiterhin von verschleppten Tieren ausgegangen wird, da die nächstgelegenen Nachweise im südlichen Hessen, Sachsen und Brandenburg liegen (Bleich et al. 2019).

***Harpalus griseus* (Panz., 1796) (RL-SH 3)**

Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.07.2018 (4 Ex.), 03.07.2019 (3 Ex.), 16.07.2019 (1 Ex.); Neumünster, Einfeld, Roschdohler Weg, MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (5 Ex.), 06.09.2016 (7 Ex.), 12.09.2016 (2 Ex.)

***Harpalus calceatus* (Duft., 1812) (RL-SH 2)**

Neumünster, Einfeld, Roschdohler Weg, MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (6 Ex.), 12.09.2016 (1 Ex., coll. H. Hoffmann)
Harpalus calceatus ist eine Art, die sowohl in Sandrasen als auch auf Äckern mit Sandböden und in Ruderalfuren vorkommt und vermutlich durch offene Begleitstrukturen in der Agrarlandschaft gefördert werden kann (GAC 2009, Trautner 2017). In Schleswig-Holstein gibt es aktuelle Funde nur entlang der Elbe und in den südlichen Landesteilen sowie zwei Einzelfunde bei Sieverstedt und Heidmühlen (Tolasch & Gürlich 2019). Letzterer liegt nur etwa 17 km vom aktuellen Fundort nördlich von Neumünster entfernt. Die etwa 10 m breite Blühfläche wurde hier auf stark humosen Sandboden (org. Substanz: 8,1-15%) zwischen einem Wohngebiet und einem Maisacker angelegt (Abb. 1).



Abb. 1: Die Blühfläche im Norden von Neumünster am Roschdohler Weg auf stark humosem Sandboden (org. Substanz: 8,1-15 %) war Fundort von seltenen Arten wie *Harpalus calceatus* (oben, © Ortwin Bleich), *H. griseus* (Mitte, © Ortwin Bleich), *Thanatophilus dispar* und *Stenus atratus* (unten, © Lech Borowiec). Foto der Blühfläche: 22.8.2016.

***Harpalus distinguendus* (Duft., 1812) (RL-SH 3)**

Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 05.06.2019 (1 Ex., coll. H. Hoffmann)

***Harpalus smaragdinus* (Duft., 1812) (RL-SH 3)** Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.07.2018 (1 Ex., coll. H. Hoffmann), 05.06.2019 (1 Ex.), 20.06.2019 (1 Ex.), 03.07.2019 (2 Ex.)

***Ophonus laticollis* Mannh., 1828 (RL-SH 3)**

Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.06.2018 (1 Ex.), 12.07.2018 (1 Ex., coll. H. Hoffmann)

***Poecilus lepidus* (Leske, 1785) (RL-SH 3)**

Langwedel, alte Kiesgrube, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1725/4, 12.09.2016 (1 Ex.); Neumünster, Einfeld, Roschdohler Weg, MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (2 Ex.), 12.09.2018 (1 Ex.)

***Amara ingenua* (Duft., 1812) (RL-SH 1)**

Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3, 15.02.2018 (2 Ex., coll. S. Gürlich & H. Hoffmann, vid. S. Gürlich)

Amara ingenua bewohnt kurzlebige Ruderal- und Brachstellen sowie Äcker mit sandigen oder leicht salzigen Böden (GAC 2009). In Schleswig-Holstein kommt die „vom Aussterben“ bedrohte“ Art nur mit

wenigen aktuellen Nachweisen im südlichen Landesteil vor (Tolasch & Gürlich 2019). Der hier publizierte Fundort liegt auf einer Blühfläche im Nordosten des Landes am Rande des NSG „Oldenburger Bruch“ zwischen Grube und Riepsdorf. Die dortige Bodenart wurde als stark humoser, sandiger Lehm (org. Substanz: 8,1-15%) charakterisiert. Im Rahmen eines Überwinterungsexperimentes konnte die Art dort in einer Bodenfalle unter einem Eklektor nachgewiesen werden. Da die Fallen dort im Januar bei sehr niedrigen Temperaturen aufgestellt wurden und bis zum Funddatum kein Eindringen möglich war, hat sich die Art folglich auf der Blühfläche erfolgreich entwickeln und überwintern können.

***Chlaenius nigricornis* (F., 1787) (RL-SH 3)**

Langenhorn, Windpark, Neuer Weg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1319/1, 30.05.2017 (1 Ex.), 12.07.2018 (3. Ex.), 24.07.2018 (1 Ex.), 04.06.2019 (1 Ex.), 19.06.2019 (2 Ex.), 02.07.2019 (1 Ex.); Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 13.06.2017 (1 Ex.)

Silphidae – Aaskäfer

***Thanatophilus dispar* (Hbst., 1793) (RL-SH 1)**

Neumünster, Einfeld, Roschdohler Weg, MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (1 Ex., coll. H. Hoffmann, vid. S. Gürlich) *Thanatophilus dispar* ist die seltenste unserer drei einheimischen Arten und aktuell nur noch aus der nördlichen Hälfte von Deutschland nachgewiesen (Bleich et al. 2019). In Schleswig-Holstein gilt sie als „vom Aussterben bedroht“ mit punktuellen, aktuellen Funden im Lauenburgischen und bei Neumünster (Tolasch & Gürlich 2019). In dieses Bild schließt sich auch der hier publizierte Fund von einer Blühfläche im Norden von Neumünster an (Abb. 1), der in unmittelbarer Nähe zu den Funden bei Timmaspe und Dätgen liegt. Die Art konnte hier im Spätsommer 2016 zusammen mit anderen Arten der Familie (2 Ex. *Nicrophorus investigator*, 1 Ex. *N. vespilloides*, 16 Ex. *N. vespillo*, 5 Ex. *Thanatophilus sinuatus* und 13 Ex. *Silpha tristis*) nachgewiesen werden.

***Acypea opaca* (L., 1758) (RL-SH 2)**

Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle mit Dungköder, MTB/Q 1825/4, 12.07.2018 (96 Ex.)

Der Goldfarbene Rübenaaskäfer *Acypea opaca* ist holarktisch über Europa, Sibirien, Mittelasien und Teilen Nordamerikas verbreitet (Schawaller 1996). In Deutschland liegt der Verbreitungsschwerpunkt im nördlichen und östlichen Landesteil (Bleich et al. 2019). Die Imagines und Larven ernähren sich polyphag vor allem von Gänsefußgewächsen (Chenopodiaceae) und können z. B. an Rüben und Spinat schädlich werden (Schawaller 1996). Auf einer Blühfläche im Norden Neumünsters konnten nun innerhalb einer Woche 96 Exemplare in Bodenfällen mit Wild- und Kuhdung als Köder gefangen werden. Dies scheint eine gute Möglichkeit zu sein die Art auch in größerer Anzahl nachzuweisen, da zudem in unmittelbarer Nähe auch Rübenäcker vorhanden waren.

***Silpha obscura* L., 1758 (RL-SH 3)**

Langwedel, alte Kiesgrube, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1725/4, 06.09.2016 (1 Ex.)

Staphylinidae – Kurzflügelkäfer

***Olophrum assimile* (Payk., 1800) (RL-SH 2)**

Barkau, südlich, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 05.04.2018 (11 Ex.); Groß Rheide, Schicht 4, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1522/4, 14.02.2018 (1 Ex.); Pohnsdorf, Kronsredder, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1727/2, 14.02.2018 (9 Ex.), 13.03.2018 (2 Ex.); Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 13.06.2017 (1 Ex.); Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 14.02.2018 (1 Ex.), 13.03.2018 (1 Ex.)

Olophrum assimile ist eine vermutlich pontomediterran verbreitete Art, die von Syrien und der Kaukasusregion bis nach West- und Nordeuropa vorkommt (Zanetti 2011). In Schleswig-Holstein kommt sie aktuell nur mit wenigen Nachweisen in der östlichen Landeshälfte bis Kiel vor (Tolasch & Gürlich 2019). Im Rahmen der oben genannten Projekte konnte die Art ebenfalls auf drei Blühflächen im Osten nachgewiesen werden, sowie mit einem Exemplar bei Groß Rheide im Kreis Schleswig-Flensburg. Mit Ausnahme von einem Exemplar vom Juni 2017 gelangen alle weiteren 25 Funde während eines Überwinterungsexperimentes von Februar bis April 2018. Da wie *O. assimile* viele Kurzflügelkäfer auch oder ausschließlich in den Wintermonaten aktiv sind,

unterstreichen diese Funde die Notwendigkeit Sammlungsaktivitäten und Beobachtungen in den Wintermonaten auszudehnen (Kleeberg 2018).

Anotylus nitidulus (Grav., 1802) (RL-SH 2)

Barkau, südlich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 30.05.2017 (1 Ex.), 13.07.2017 (1 Ex.); Groß Rheide, Schicht 4, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1522/4, 30.05.2017 (2 Ex.), 14.06.2017 (1 Ex.), 29.06.2017 (1 Ex.), 04.06.2019 (2 Ex.); Kisdorf, Kisdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 30.05.2017 (70 Ex.), 13.06.2017 (4 Ex.), 28.06.2017 (3 Ex.), 12.07.2017 (2 Ex.), 12.06.2018 (1 Ex.); Kiel, Rönne, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1727/1, 28.06.2017 (4 Ex.); Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 12.06.2018 (2 Ex.), 04.06.2019 (1 Ex.), 02.07.2019 (1 Ex.); Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Eklektor, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 30.05.2017 (2 Ex.), 20.06.2019 (1 Ex.); Süderlügum, Grenzstraße, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1119/1, 15.07.2019 (1 Ex.)

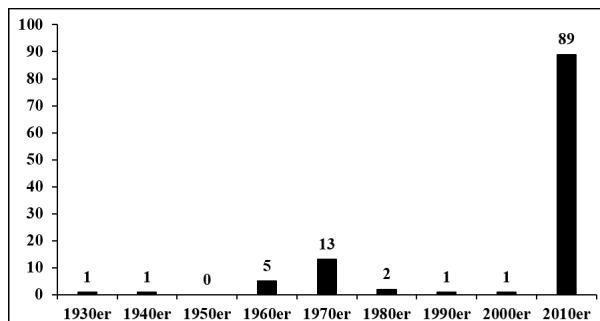


Abb. 2: Fundereignisse von *Anotylus nitidulus* (GRAV., 1802) pro Dekade in Schleswig-Holstein (Datengrundlage: © Verein für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e. V.).

Anotylus nitidulus konnte im Rahmen der Teilprojekte sehr zahlreich und an verschiedenen Standorten in Schleswig-Holstein nachgewiesen werden. Die Einstufung als ‚stark gefährdete‘ Art beruht noch auf deutlich geringeren Nachweisen und Abundanzen in den 80er und 90er Jahren, denn aktuell wird die Art, wie in diesen Projekten, zahlreich gefunden und unterliegt in Schleswig-Holstein keiner Gefährdung mehr (Gürlich, mündliche Mitteilung; Abb. 2).

Stenus atratulus Er., 1839 (RL-SH 3)

Groß Rheide, Schicht 4, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1522/4, 14.06.2017 (1 Ex.); Neumünster, Einfeld, Roschdohler Weg, Blühfläche, Bodenfalle,

MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (1 Ex.), 06.09.2016 (1 Ex., vid. A. Kleeberg, coll. H. Hoffmann); Neumünster, Rendsburger Straße, Aalbek, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 29.08.2016 (2 Ex.), 06.09.2016 (1 Ex.)

Stenus pallipes Grav., 1802 (RL-SH 3)

Barkau, südlich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.06.2018 (1 Ex.), 20.06.2019 (1 Ex.), Gothendorf, südwestlich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 30.08.2016 (1 Ex.); Langenhorn, Neuer Weg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1319/1, 29.06.2017 (1 Ex.), 11.07.2018 (2 Ex.), 23.07.2018 (3 Ex.), 02.07.2019 (1 Ex.); Süderlügum, Grenzstraße, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1119/1, 11.07.2018 (1 Ex.), 19.06.2019 (1 Ex.), 02.07.2019 (1 Ex.)

Lathrobium elongatum (L., 1767) (RL-SH 3)

Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 26.06.2018 (1 Ex.)

Megalinus glabratulus (Grav., 1802) (RL-SH 2)

Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 26.06.2018 (1 Ex.)

Philonthus concinnus (Grav., 1802) (RL SH 3)

Barkau, südlich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 30.05.2017 (3 Ex.), 13.06.2017 (1 Ex.); Riepsdorf, südwestlich, Windpark, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1731/4, 13.09.2016 (1 Ex.)

Philonthus corruscus (Grav., 1802) (RL SH 3)

Langenhorn, Neuer Weg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1319/1, 15.07.2019 (1 Ex.); Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 03.07.2019 (1 Ex.)

Philonthus corruscus ist eine expansive mediterrane Art, die in Mitteleuropa nur selten gefunden wird (Schillhammer 2011). Dabei bevorzugt die Art unbewaldete Biotope und wird wie im vorliegenden Fall am ehesten mit Bodenfallen nachgewiesen. Der Fund bei Langenhorn stellt zudem den nördlichsten, aktuellen Fund der Art in Schleswig-Holstein und Deutschland dar, wenngleich die Art auch schon in Dänemark nachgewiesen wurde. Beide Nachweise der Art gelangen ausschließlich im Jahr 2019, weshalb davon ausgegangen wird, dass die Art, als ursprünglich mediterranes Faunenelement, von den trockenen und heißen Jahren 2018 und 2019 profitieren und sich weiter nach Norden ausbreiten konnte.

***Philonthus addendus* (Shp., 1876)**

Lutterbek, östlich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1627/2, 30.08.2016 (1 Ex.); Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 24.07.2018 (1 Ex.); Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 24.07.2018 (1 Ex.)

***Bisnius spermophili* (Ganglb., 1897) (RL-SH 3)**

Neumünster, Eichhofweg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1825/4, 15.07.2019 (3 Ex.)



Abb. 3: Die Blühfläche am Kesimaler Feld zwischen Pönnitz und Eutin auf sandigem Boden war Fundort seltener Arten trocken-sandiger Standorte wie *Carabus convexus* (oben), *H. griseus*, *H. distinguendus* (Mitte), *Harpalus smaragdinus* (unten), *Ophonus laticollis* und *Bisnius nitidulus*. Foto der Blühfläche: 8.8.2017, Habitusaufnahmen: © Ortwin Bleich.

***Bisnius nitidulus* (Grav., 1802) (RL-SH 2)**

Kesdorf, Kesimaler Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 05.06.2019 (1 Ex., coll. Hoffmann)

Bisnius nitidulus ist ein Bewohner von offenem, sandigem Gelände und hat in Deutschland ihren Verbreitungsschwerpunkt im Norden und Osten sowie im Rhein-Main-Gebiet (Schillhammer 2011). In Schleswig-Holstein wird sie zudem als charakteristische Art der Magerrasen- und Heidebiotope geführt (Gürlich et al. 2011). Der aktuelle Fundort befindet sich in Ostholstein am Westhang der Schwartau, der von sandigen Böden gekennzeichnet ist. Auf diesen Böden wurde auch die Blühfläche angelegt, die gleichzeitig Fundort von weiteren seltenen Arten trocken-sandiger Standorte war (Abb. 3).

***Gabrius austriacus* Scheerp., 1947 (RL SH 2)**

Süderlügum, Grenzstraße, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1119/1, 20.06.2019 (1 Ex., vid. A. Kleeberg, coll. H. Hoffmann)

Gabrius austriacus gilt in Mitteleuropa als sehr seltene Art die unter Ansammlungen toter Pflanzen an stehenden und langsam fließenden Gewässern vorkommt (Schillhammer 2011). In Deutschland ist die Art zwar aus den meisten Regionen gemeldet, zumeist handelt es sich dabei aber nur um ältere oder Einzelfunde entlang der großen Flüsse (Bleich et al. 2019). In Schleswig-Holstein liegen alle aktuellen Nachweise entlang des Flusslaufs der Elbe, wo die Art noch regelmäßig gefunden wird (Tolasch & Gürlich 2019).



Abb. 4: Die Blühfläche bei Süderlügum an der deutsch-dänischen Grenze auf stark humosem, tonigem Lehm (org. Substanz: 8,1-15%) war Fundort von *Bolitobius castaneus boreomontanicus* (Habitusaufnahme: © Lech Borowiec) und *Gabrius austriacus*. Foto der Blühfläche: 23.7.2018.

Außerdem gibt es drei ältere Meldungen aus Nordfriesland, wo die Art nun wiederentdeckt werden konnte. Dort befindet sich die Blühfläche auf stark humosen, tonigem Lehm (org. Substanz: 8,1-15%) im Übergang zwischen Geest und Marsch (Abb. 4).

***Ocypus aeneocephalus* (De Geer, 1774) (RL-SH 3)**

Riepsdorf, südwestlich, Windpark, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1731/4, 07.09.2016 (1 Ex.), 13.09.2016 (1 Ex., coll. H. Hoffmann)

***Bolitobius castaneus boreomontanicus* (Schülke, 2010)**
Süderlügum, Grenzstraße, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1119/1, 11.07.2018 (1 Ex., vid. A. Kleeberg, coll. H. Hoffmann)

Nach Schülke (2010) kommt diese disjunkt boreomontan verbreitete Unterart in Mitteleuropa nur in Dänemark, Schleswig-Holstein und in den Mittelgebirgen und Alpen vor. In Schleswig-Holstein gibt es

Meldungen bei Kiel, Husum, Sylt und an der dänischen Grenze bei Westrefeld (Ziegler et al. 2019). Die aktuellen Funde liegen zwischen Süderlügum und der deutsch-dänischen Grenze auf einer Blühfläche und fügen sich demnach in das aktuelle Verbreitungsbild gut ein. Die Blühfläche liegt im Übergang zwischen Geest und Marsch und war von einem hohen Offenbodenanteil und niedriger Vegetation geprägt (Abb. 4). Die Bodenart wurde als stark humoser, toniger Lehm (org. Substanz: 8,1-15 %) charakterisiert.

Falagrioma thoracica (Steph., 1832) (RL-SH 3)
 Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.06.2018 (1 Ex.); Riepsdorf, Norder Damm, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1732/3; 28.06.2017 (2 Ex.), 13.07.2017 (2 Ex.), 26.06.2018 (1 Ex.), 12.07.2018 (4 Ex.). 24.07.2018 (12 Ex.), 03.07.2019 (1 Ex.); Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1929/2, 12.06.2018 (1 Ex.)

Aleochara curtula (Goeze, 1777) (RL-SH 3)
 Kiel, Rönne, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1727/1, 12.06.2018 (1 Ex.); Nordstrand, Osterdeich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1419/3, 31.05.2017 (1 Ex.);

Elateridae – Schnellkäfer

Negastrius pulchellus (L., 1761) (RL-SH 3)
 Groß Rheiheide, Schicht 4, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1522/4, 14.06.2017 (1 Ex.); Kiel, Rönne, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1727/1, 28.06.2017 (1 Ex.);

Anthicidae – Halskäfer

Anthicus antherinus (L., 1761) (RL-SH 2)
 Langenhorn, Neuer Weg, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1319/1, 04.06.2019 (1 Ex., coll. Hoffmann), 19.06.2019 (2 Ex., coll. Hoffmann)

Scarabaeidae – Blatthornkäfer

Onthophagus joannae (Goljan, 1953) (RL-SH 3)
 Kesdorf, Kesdorfer Feld, Blühfläche, Bodenfalle mit Dungköder, MTB/Q 1929/2, 12.07.2018 (10 Ex.)

Cerambycidae – Bockkäfer

Stenopterus rufus (L., 1767)
 Barkau, südlich, Blühfläche, Gelbschale, MTB/Q 1929/2, 17.08.2017 (1 Ex., coll. H. Hoffmann)
Stenopterus rufus ist in Deutschland weit verbreitet und meist nicht selten. In Schleswig-Holstein erreicht die Art ihre nördliche Verbreitungsgrenze entlang der Linie Itzehoe, Bad Segeberg und Lübeck (Tolasch & Gürlich 2019). Zusätzlich gibt es noch einen alten Fund im Nordosten bei Flensburg. Der aktuelle Fund auf einer Blühfläche 7 km südlich von Eutin stellt nun den nördlichsten, aktuellen Fund der Art in Schleswig-Holstein und Deutschland dar. Im Allgemeinen wird die Art vor allem auf Doldenblütlern wie Wilder Möhre (*Daucus carota*) oder Schafgarbe (*Achillea millefolium*) gefunden, die beide auch in der Saatmischung vorhanden waren und auf der Blühfläche vorkamen.

Chrysomelidae – Blattkäfer

Prasocuris junci (Brahm, 1790) (RL-SH 3)
 Nordstrand, Osterdeich, Blühfläche, Bodenfalle, MTB/Q 1419/3, 11.07.2018 (1 Ex.)

Danksagung

Mein herzlichster Dank geht an Stephan Gürlich für die Durchsicht des Manuskriptes und die Überprüfung kritischer Arten. Andreas Kleeberg danke ich für die Überprüfung ausgewählter Kurzflügelkäfer. Des Weiteren möchte ich Ortwin Bleich und Lech Borowiec für die Bereitstellung der Habitusaufnahmen danken. Den beteiligten Landwirten wird für deren unkomplizierte Mitarbeit und Unterstützung gedankt. Das Projekt wurde vom Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung gefördert.

Autor

Hannes Hoffmann

Hannes Hoffmann ist Entomologe und beschäftigt sich hauptsächlich mit der Ökofaunistik der Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) in Norddeutschland. Wissenschaftliche Untersuchungen führte er zum Einfluss von Agrarumweltmaßnahmen auf bodenbewohnende Arthropoden und von Renaturierungsmaßnahmen von Fließgewässern auf Lauf- und Kurzflügelkäfer durch. Weiteres Interesse besteht in der Erfassung und Förderung der Arthropoden-Diversität in Hamburg.

Open Access

>> Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Literaturverzeichnis

- Bleich O, Gürlich S, Köhler F (Stand: 11.10. 2019) Verzeichnis und Verbreitungsatlas der Käfer Deutschlands, www.coleoweb.de, letzter Zugriff am 28.7.2021.
- GAC - Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009) Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands: wissensbasierter Katalog. GAC, Filderstadt.
- Gürlich S, Suikat R, Ziegler W (2011) Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käfer. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Hoffmann H (2021) Erstnachweis von *Anisodactylus signatus* (Panzer, 1797) (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. Faunistisch-Ökologische Mitteilungen. 10:15-18, doi: [10.38072/2699-7762/p2](https://doi.org/10.38072/2699-7762/p2).
- Kleeberg A (2018) Faunistisch bemerkenswerte und für Mecklenburg-Vorpommern neue Arten der Kurzflügelkäfer (Coleoptera: Staphylinidae) – Teil 6. Archiv Natur- und Landeskunde Mecklenburg-Vorpommern 55:32-53.
- Schawaller W (1996) Revision der Gattung *Aclypea* Reitter (Coleoptera: Silphidae). Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde 541:1-16.
- Schillhammer H (2011) Subtribus Philonthina. In: Assing V, Schülke M (Hg.) Freude-Harde-Lohse-Klausnitzer – Die Käfer Mitteleuropas. Band 4: Staphylinidae I (exklusive Aleocharinae, Pselaphinae und Scydmaeninae), zweite, neubearbeitete Auflage. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg, S. 397-450
- Schülke M (2010) Zur Verbreitung und subspezifischen Gliederung von *Bolitobius castaneus* (Stephens, 1832) (Coleoptera, Staphylinidae, Tachyporinae). Linzer biologische Beiträge 42:1461-1480.
- Tolasch T, Gürlich S (2019) Verbreitungskarten der Käfer Schleswig-Holsteins und des Niederelbegebiets. Homepage des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatauforschung zu Hamburg e.V., <http://www.entomologie.de/hamburg/karten>, letzter Zugriff am 28.7.2021.
- Trautner J (2017) Die Laufkäfer Baden-Württembergs. 2 Bände. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 453-457.
- Zanetti A (2011) Unterfamilie Omalinae. In: Assing V, Schülke M (Hg.) Freude-Harde-Lohse-Klausnitzer – Die Käfer Mitteleuropas. Band 4. Staphylinidae I (exklusive Aleocharinae, Pselaphinae und Scydmaeninae). 2., neubearbeitete Auflage. Spektrum, Akad. Verl., S. 49-117.
- Ziegler W, Meybohm H, Gürlich S (2019) Nachträge zur Käferfauna von Schleswig-Holstein, Hamburg und Nord-Niedersachsen. Bericht der Coleopterologischen Sektion mit zusammenfassendem Jahresrückblick 2013. Bombus 4:35-53.

Erstnachweis der Kerbameise *Formica pressilabris* Nylander 1846 (Hymenoptera: Formicidae) in Schleswig-Holstein

First record of *Formica pressilabris* Nylander 1846 (Hymenoptera: Formicidae) from Schleswig-Holstein

Uwe Sörensen

Süderlügum, usoerensen54@web.de

Schlüsselwörter:

Süderlügumer Binnendünen,
Formica pressilabris, *F. forsslundi*,
F. exsecta, *F. uralensis*, *F. picea*,
Morphologie, Bionomie

Zusammenfassung

Es wird das Vorkommen der Kerbameise *Formica pressilabris* im Naturschutzgebiet Süderlügumer Binnendünen im Nordwesten Schleswig-Holsteins dargestellt mit einigen Daten zur Bionomie der Art sowie zur Struktur des Biotops. Der Fund wird im Rahmen der Gesamtverbreitung der Art diskutiert. Es handelt sich um den Erstnachweis für Schleswig-Holstein.

Keywords:

Süderlügumer Binnendünen,
Formica pressilabris, *F. forsslundi*,
F. exsecta, *F. uralensis*, *F. picea*,
morphology, bionomy

Abstract

The ant *Formica pressilabris* is recorded in the nature reserve Süderlügumer inland dunes in the northwest of Schleswig-Holstein. Data on the bionomy of the species and the structure of its biotope is presented. The record is discussed in the context of the overall distribution of the species. This is the first record of this species in the federal state of Schleswig-Holstein.

1. Einleitung

Die Kerbameisen bilden die Untergattung *Coptoformica* innerhalb der Gattung *Formica*, zu denen die allgemein bekannten Waldameisen (*Formica* sensu stricto) gehören. Die Kerbameisen zeichnen sich durch eine Einbuchtung im Hinterhaupt aus, die mit bloßem Auge als Einkerbung erkennbar ist.

Im nordwestlichsten Binnendünengebiet Schleswig-Holsteins, im Raum Süderlügum konnte bereits 1986 erstmals für Deutschland ein Vorkommen der Kerbameise *Formica forsslundi* nachgewiesen werden (Sörensen 1999). Bei einer Bestandserhebung im Naturschutzgebiet Süderlügumer Binnendünen im Jahre 2017 im Auftrage der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) wurde nun neben dem zusätzlichen Auftreten mehrerer Nester von *Formica exsecta* mit *Formica pressilabris* eine weitere seltene Kerbameisenart in diesem Gebiet entdeckt.

In dieser Arbeit werden der Standort, das bisher bekannte regionale Vorkommen und einige Daten zur Bionomie der Art vorgestellt, um einerseits diesen für die Ameisenfauna Deutschlands wichtigen Fund zu publizieren und andererseits die Bedeutung des Naturschutzgebietes Süderlügumer Binnendünen für die Ameisenfauna und den Artenschutz zu verdeutlichen.

2. Die Untergattung *Coptoformica*

Das äußerlich sofort auffallende, aber nicht auf die Untergattung *Coptoformica* beschränkte, Merkmal ist die Einkerbung des Hinterhauptes. Dabei handelt es sich aber nicht um eine Kerbe im eigentlichen Sinne, sondern um eine Erweiterung der Hinterhauptsecken, in der die verlängerten Mandibel Muskeln inserieren und für eine besonders kräftige Beißfähigkeit verantwortlich sind (nach Dlussky 1964 und Dietrich 1998, vgl. Agosti 1989,



Abb. 1: Biotop des Nestes 1 von *Formica pressilabris* am Rande eines Eichengehölzes. Die Fläche besteht aus einem kleinräumigen Muster von Beständen der Besenheide (*Calluna vulgaris*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) und Geschlängelter Schmiele (*Deschampsia flexuosa*). Es ist auch junger Aufwuchs der Stieleiche (*Quercus robur*) und der Sandbirke (*Betula verrucosa*) erkennbar. Foto: U. Sörensen, 7.8.2020.



Abb. 2: Standort des Nestes 1 in 10 m Entfernung des Eichengehölzes. Im Vordergrund ist ein kräftiger *Calluna*-Bewuchs auf einem länglichen Dünenzug erkennbar. Direkt dahinter befindet sich im Halbschatten das Nest 1, das sich nach links in eine längliche Vertiefung absenkt. Foto: U. Sörensen, 7.8.2020, 8:13 Uhr MEZ.

S. 32 ff., Seifert 2000, S. 525). Mit Hilfe der Mandibeln zerlegen die Arbeiterinnen Pflanzenmaterial, um damit einen Nestschlund zu errichten. Außerdem können sie sich mit Hilfe des kräftigen Bisses gut gegen feindliche Ameisen und andere Prädatoren verteidigen.

Nach Seifert (2000, 2018) gibt es in Mittel- und Nord-europa 7 Arten dieser Untergattung: *Formica bruni*, *F. exsecta*, *F. fennica*, *F. foreli*, *F. forsslundi*, *F. pressilabris* und *F. suecica*. Außer *F. fennica* und *F. suecica*, die nur in Skandinavien, Finnland, Osteuropa und in alpinen Regionen vorkommen, sind alle Arten in Deutschland nachgewiesen. Die Arten *F. foreli* und *F. pressilabris* sind äußerlich sehr ähnlich und können als Schwesterarten bezeichnet werden (Seifert 2007). Das Areal von *F. foreli* liegt westpaläarktisch und südlicher, das von *F. pressilabris* gesamtpaläarktisch und nördlicher (subboreal) (vgl. Schultz & Seifert 2007).

Die Determination der Arten erfolgte hauptsächlich nach den Bestimmungsschlüsseln von Seifert (2007, 2018). Ergänzend herangezogen wurde auch der Bestimmungsschlüssel von Czechowski et al. (2012). Dr. Bernhard Seifert, Senckenberg Museum für Naturkunde, Görlitz, überprüfte und bestätigte die Determination der Art *Formica pressilabris*.

3. Die Differentialmerkmale von *Formica pressilabris*

Körpermerkmale der Arbeiterinnen: Größe 4,5–6,5 mm lang, eingekerbter Hinterhauptsrand, Farbe rötlich mit dunklem Bereich auf dem Kopf und dem Prothorax. Der

ganze Körper weist eine extrem geringe, abstehende Behaarung (Setae) auf. Auch die anliegende Behaarung (Pubeszens) ist sehr lückig, sodass die Tiere bei oberflächlicher Betrachtung etwas glänzend wirken. Im Schwedischen wird die Art folglich als ‚blank hedmyra‘ bezeichnet (Douwes et al. 2012). Auch die Augen zeigen keine oder nur eine bei größerer Vergrößerung sehr geringe Behaarung auf. Von *F. forsslundi* lässt sie sich dadurch unterscheiden, dass ihr Hinterleib (Gaster) erst ab dem 3. oder 4. Segment abstehende Haare aufweist, *F. forsslundi* bereits ab dem 1. oder 2. Segment. Von *F. foreli* („matt hedmyra“) lässt sie sich durch die deutlich lückigere Behaarung im Ocellen-Dreieck auf der Stirn und auf dem gesamten Körper trennen.

4. Bemerkungen zur Lebensweise von *F. pressilabris*

Die flachen Nestschlund bestehen zumeist aus zerbrochenen Grasstückchen, häufig mit Erdmaterial durchmischt. In Skandinavien tritt sie in Einzelnestern oder in kleinen Ansammlungen auf, in Polen sind große Nestkolonien von über 100 Einzelnestern bekannt (Czechowski 1975, Czechowski et al. 2012). Die größte bekannte Kolonie in Nordwesteuropa besteht seit längerem an der Küste der Niederlande mit ca. 150 Nestschlünden auf einer Fläche von 1 qkm (Boer 2010). Die Art zeigt eine starke Tendenz zu offenem, trockenem Grasland oder Waldrändern. Die Nestgründung erfolgt sozialparasitisch bei verschiedenen Arten der Serviformica-Gruppe.



Abb. 3: Die Oberfläche von Nest 1. Das Nest liegt an einem Sandhang und ist nach Südwesten exponiert. Die Kuppe ist sehr flach, besteht hauptsächlich aus zerbissenen Halmen von *Deschampsia flexuosa*. Umgeben wird die Nestkuppe von *Rumex acetosella*-Pflanzen. Zum Zeitpunkt der Aufnahme liegt sie noch im Halbschatten des östlich angrenzenden *Calluna vulgaris*-Bewuchses. Foto: U. Sörensen, 7.8.2020, 8:17 Uhr MEZ.



Abb. 4: Biotop des Nestes 2 von *Formica pressilabris*. Das Nest liegt in der Mitte des Bildes auf der Kuppe eines Dünenzuges, der hauptsächlich von *Deschampsia flexuosa* bewachsen ist. Am linken Bildrand ist ein Gebüsch von *Prunus serotina* sowie eine *Empetrum nigrum*-Fläche zu sehen. Foto: U. Sörensen, 7.8.2020, 8:30 Uhr MEZ.

Als Nahrung werden die Ausscheidungen von Wurzelläusen an den Wurzeln der Gräser und auch an oberirdischen Pflanzenorganen aufgenommen. Daneben werden auch in geringerem Maße Kleintiere erbeutet oder Aas als Nahrung angenommen.

5. Verbreitung und Gefährdung von *F. pressilabris*

Das Verbreitungsgebiet dieser Art liegt im gemäßigten bis südborealen Klimagebiet der Paläarktis Eurasiens, von der Tiefebene bis in den submontanen Bereich mit mehr kontinentaler Ausprägung (Seifert 2000, 2018). In Mitteleuropa kommt sie in Dänemark und Südskandinavien (Collingwood 1979, Nielsen & Larsen 2012, Douwes et al. 2012, Ødegaard et al. 2015), den Niederlanden (Loon 2004, Boer 2010), dem Alpenraum (Kutter 1956, 1977, Glaser & Müller 2003), Polen (Czechowski et al. 2012) und Russland (Seifert 2018) vor. In Deutschland ist sie aktuell bisher nur mit zwei kleineren Vorkommen aus dem Raum Eberswalde (Brandenburg) und dem südöstlichen Mecklenburg-Vorpommern bekannt (Wesenigk-Sturm 2002, Seifert 2007). Aus Süderlügum stammt jetzt der dritte rezente Nachweis für Deutschland. Ein bayerisches und ein Vorkommen aus dem deutsch-belgischen Grenzgebiet sowie ein älteres (1910) aus dem Hamburger Raum scheinen erloschen zu sein (Sonnenburg 2005, Schultz & Seifert 2007). Der Gefährdungsstatus von *F. pressilabris* nach der Roten Liste der Ameisen Deutschlands (Seifert 2011) ist als Kategorie 1, vom Aussterben bedroht, eingeordnet.

6. Material und Methoden

Seit 1986 wird das NSG Süderlügumer Binnendünen vom Autor näher untersucht. Begleitend zu den Schutzmaßnahmen zur Heideregeneration wurden mehrere Gutachten und Stellungnahmen für die Naturschutzbehörden angefertigt (u.a. Sörensen 1993, 1996, 2006). Im Jahre 2017 wurde für die Schleswig-Holsteinischen Landesforsten als betreuende Institution für das Naturschutzgebiet eine Erhebung zur Verteilung und zum Bestand der seltenen Ameisenarten erarbeitet (Sörensen 2017). Das durch das unregelmäßige Relief schwer überschaubare Gebiet wurde dafür mittels Fluchtstangen in Einzelflächen unterteilt und dann fast vollständig nach Nesthügeln abgesucht. Die in der Vegetation verborgenen jungen Nestgründungen sind dabei allerdings nicht oder nur zufällig auffindbar, da die Nester zuerst nur aus den unterirdischen bzw. innerhalb der Grasnarbe befindlichen Nestgängen und Nesthöhlen bestehen.

7. Das Untersuchungsgebiet Süderlügumer Binnendünen

Das Untersuchungsgebiet liegt im Nordwesten Schleswig-Holsteins etwa 4 km südlich der dänischen Grenze (vgl. Sörensen 1999, 2004). Geologisch betrachtet handelt es sich bei diesem Landschaftsausschnitt im Bereich Süderlügum um eine flache Altmoränenkuppe des Lecker Geestkerns, die randlich von spätglazialen und postglazialen Flugsandakkumulationen des Weichselglazials überdeckt wurde. Aus diesen entstanden,



Abb. 5: Nestkuppe von Nest 2. Der Nesthügel ist etwas länglich gebogen und weist vier kleinere Erhebungen auf, unter denen sich Nestkammern befinden. Im Vordergrund ist der Bewuchs von *Galium saxatile* und *Deschampsia flexuosa* zu erkennen. Foto: U. Sörensen, 7.8.2020, 8:29 Uhr MEZ.



Abb. 6: Arbeiterin von *Formica pressilabris* in Seitenansicht. Deutlich erkennbar ist die Einkerbung am Hinterhauptsrand sowie die fast völlig fehlende abstehende Behaarung auf der Körperoberfläche. Sie findet sich erst ab dem 3. Gastertergit. Foto: Hajo Hornberg, Flensburg, und Uwe Sörensen, Süderlügum, 26.3.2013.



Abb. 7: Kopf von *Formica pressilabris* in Frontalansicht. Die entscheidenden Merkmale zur Artdiagnose sind das Fehlen der abstehenden Behaarung auf den Augen sowie die große Distanz zwischen den Pubeszenshaaren insbesondere im Ocellen-Dreieck. Foto: April Nobile, Individuum CASENT0173872, mit freundlicher Genehmigung von AntWeb.org, Version 8.41. California Academy of Science, <https://www.antweb.org>, letzter Zugriff am 21.8.2020.

wahrscheinlich schon während der letzten Eiszeit, Binnendünenlandschaften. Diese Formation zieht sich in West-Ost-Richtung über ca. 20 km Länge an dem nördlich anschließenden Talsandgebiet der Wiedau-Niederung entlang (Dücker et al. 1957, Woldstedt et al. 1974, Geologischer Dienst 2012).

Das Erscheinungsbild der Dünen ist bereits seit dem Mittelalter erheblich modifiziert worden. Große Teile der ehemaligen Dünenlandschaft sind in Ackerland und Weideflächen umgewandelt, aufgeforstet oder durch Siedlungen überbaut worden (Riedel 1978). An

vielen Abschnitten sind trotzdem auch heute noch Dünenreste zu entdecken, insbesondere in den Naturschutzgebieten am Rande Süderlügums, NSG Süderlügumer Binnendünen und NSG Süderberge, aber auch in den anschließenden Süderlügumer und Humpruper Forsten, der Feldflur und mitten im Süderlügumer Dorfbereich.

Das Naturschutzgebiet Süderlügumer Binnendünen ist eines der am besten erhaltenen Binnendünengebiete Schleswig-Holsteins und umfasst eine Fläche von ca. 40 ha. Es zeigt ein bewegtes Dünenrelief mit bis zu 8 m Höhenunterschieden. Bis auf den großen Dünenkesel im östlichen Zentralbereich und den ausgetretenen Pfaden mit Offensandflächen sowie den frischen Plaggflächen der letzten Jahre ist das NSG heute dicht von Heidevegetation bewachsen. Den Hauptteil der Vegetation nehmen *Deschampsia flexuosa*-Formationen mit geringem *Calluna*-Anteil ein. Daneben finden sich größere Flächen mit *Empetrum nigrum*, besonders an den Nordhängen der Dünen, Senken mit *Molinia caerulea* und *Erica tetralix*, sowie den Plaggflächen, die größtenteils von *Calluna vulgaris* neu besiedelt sind.

Plaggmaßnahmen finden zur Heideregeneration seit 1988 regelmäßig im Gebiet statt (van der Ende 1991, 1993, 2008). Die Beweidung durch eine Schafherde wurde seit 2002 mehrmals jeweils nur kurzzeitig im Gebiet ausprobiert, aber wegen der großen Schäden an den Beständen der seltenen Ameisenarten unterbrochen (Sörensen 2006), wird aber seit 2019 kleinräumig wieder fortgesetzt. Die Auswirkungen werden in Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern der Landesforsten vom Autor beobachtet und dokumentiert.

8. Ergebnisse

Bei der oben beschriebenen Bestandsaufnahme der seltenen Ameisenarten im NSG Süderlügumer Binnendünen (Sörensen 2017) fielen dem Autor etwas größere, aus zerbissenen Grasstückchen bestehende Nesthügel auf, die ansonsten den Nester von *Formica forsslundi* sehr ähnelten. Vier dieser Nester waren von der im Gebiet bisher nicht bekannten *F. exsecta* besiedelt und eines von *F. pressilabris*. Ca. 1300 Nester konnten durch zahlreiche Stichproben *F. forsslundi* zugeordnet werden.

Im Jahre 2019 bei vorbereitenden Arbeiten für eine Beweidungsmaßnahme im NSG konnte ein weiteres Nest von *F. pressilabris* in ca. 390 m Entfernung vom ersten Nest gefunden werden.

Das erste Nest hat einen Durchmesser von 50 x 40 cm und eine Höhe von ca. 10 cm, flach gewölbt und liegt an einem südexponierten Hang. Der Nesthügel besteht aus zerbissenen Grashalmstückchen und größeren Anteilen von Sand und abgestorbenen Pflanzenteilen. In ca. 10 m Entfernung befindet sich eine mittelgroße Stiel-Eiche (*Quercus robur*) nahe des nordwestlichen Randes des NSG, an dem sich ein Eichen-Birken-Wald entwickelt hat. Die Vegetation der Nestumgebung ist sehr lückig, ist aber insgesamt als Krähenbeerenheide (Genisto-Callunetum empetretosum) einzuordnen (nach Runge 1990, Ellenberg 1996). Neben *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum* treten *Deschampsia flexuosa* und *Nardus stricta* flächig auf. Außerdem finden sich in der Nähe des Nestes Bestände von *Rumex acetosella*, *Spergularia moresonii*, *Carex arenaria* sowie verschiedene Laubmoosarten, wie z.B. *Hypnum sp.* und *Campylopus introflexus*. Auch ein kleines Gebüsche der Stiel-Eiche befindet sich in 1 m Entfernung des Nestrandes.

In geringer Entfernung befinden sich Nester von *Formica rufa*, *Formica uralensis* und *Formica forsslundi*.

Das Nest befindet sich nach der Entdeckung im Jahre 2017 unter steter Beobachtung durch den Autor und ist auch aktuell noch stark bevölkert, hat sich aber in der Größe des Nesthügels nicht verändert. Die Oberfläche des Nesthügels wies Ende Mai 2020 Trocknungsrisse auf, die trotz der fortgeschrittenen Jahreszeit noch nicht repariert waren. Erst Ende Juni 2020 wurde die Nestkuppe durch die Arbeiterinnen ausgebessert. Im Sommer 2021 wurde das Nest von dem Volk verlassen. In 3 m Entfernung ist ein neuer kleiner Nesthügel entstanden.

Das zweite Nest hat einen Durchmesser von 50 x 40 cm, eine Höhe von 15 cm und eine flach gewölbte Nestkup-

pe auf der ebenen Hochfläche eines Dünenzuges. Die Nestkuppe ist in zwei höhere Bereiche unterteilt, unter denen sich Nestkammern befinden.

Die dichte Vegetationsdecke der Nestumgebung besteht aus verschiedenen Laubmoosarten (z.B. *Hypnum sp.*, *Pleurozium schreberi*, *Campylopus introflexus*, *Polytrichum sp.*, *Dicranum spurium*) und Gräsern (*Deschampsia flexuosa*, *Ammophila arenaria*, *Carex arenaria*) sowie *Calluna vulgaris* und *Galium saxatile*. Insbesondere die Gräser zeigen noch deutliche Schäden durch den Trockensommer 2018. Abgestorbene Grasbulte werden von verschiedenen Laubmoosen und Flechten überwachsen. In einer Entfernung von 19 m befindet sich ein starkes Nest von *Formica exsecta* und in diesem Umkreis mehrere Nester von *Formica forsslundi* und *Formica picea*.

Während der Beweidung im Herbst 2019 wurde das Nest durch eine Drahthaube vor dem Vertritt geschützt. Das Nest ist auch noch im Jahre 2021 stark belebt und die Arbeiterinnen zeigen eine relativ starke Auslaufaktivität. Die Schutzhülle ist wieder entfernt worden.

9. Diskussion

Die Nester von *F. pressilabris* in den Süderlügumer Binnendünen sind sicherlich als Ausläufer der dänischen Vorkommen zu werten. Die beiden nächstgelegenen Vorkommen in Süddänemark liegen 32 km nördlich bei Arrild und 40 km nordwestlich auf der Insel Röm innerhalb der Kommune Tondern (eigene Funde). Weitere Nester werden in Südjütland, in dem viele Heidegebiete und trockene Graslandschaften vorhanden sind, zu finden sein. Sie schließen sich an das über ganz Jütland und Seeland lückige Verbreitungsgebiet der Art in Dänemark an (Collingwood 1979, Nielsen & Larsen 2012).

Danksagung

Ich danke Herrn Dr. Bernhard Seifert, Senckenberg Museum für Naturkunde, Görlitz, für die Überprüfung und Bestätigung der Determination der Art *Formica pressilabris*. Außerdem danke ich Dipl.-Biol. Holger Sonnenburg, Blomberg, Dr. Michael Kuhlmann, Kiel, und Dipl. Geogr. Jörn Krütgen, Kiel, für die Durchsicht des Manuskriptes und wertvolle Hinweise.

Autor

Uwe Sörensen

Uwe Sörensen ist Oberstudienrat a.D. Nach seinem Studium der Biologie und Geographie an der Universität Hannover unterrichtete er 38 Jahre an Gymnasien in Schleswig-Holstein. Er promovierte in Zoologie mit einer Arbeit zum Thema Ökologie der Kerbameise *Formica forsslundi*. Sein Arbeitsgebiet ist die regionale Fauna und auch Flora im nordwestlichen Schleswig-Holstein und dem angrenzenden Dänemark. Insbesondere werden die aculeaten Hymenopteren erfasst mit dem Schwerpunkt Ameisen.

Literaturverzeichnis

- Agosti D (1989) Versuch einer phylogenetischen Wertung der Merkmale der Formicinae (Hymenoptera, Formicidae), Revision der *Formica exsecta*-Gruppe und Liste der Formicidae Europas. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, doi: [10.3929/ethz-a-000510347](https://doi.org/10.3929/ethz-a-000510347).
- Boer P (2010) Mieren van de Benelux. Stichting Jeugdbondsuitgeverij, s'Graveland.
- Collingwood CA (1979) The Formicidae (Hymenoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica Vol. 8. Scandinavian Science Press, Klampenborg.
- Czechowski W (1975) Bionomics of *Formica (Coptoformica) pressilabris* Nyf. (Hymenoptera, Formicidae). Ann. Zool. 33 (8):103-125.
- Czechowski W, Radchenko A, Czechowska W, Vepsäläinen K (2012) The Ants of Poland with reference to the myrmecofauna of Europe. Natura optima dux Foundation, Warszawa.
- Dietrich CO (1998) Plünderung eines *Formica lemani*-Volkes durch *Formica exsecta* (Hymenoptera: Formicidae) am Göller (Österreich: Niederösterreich) mit einer funktionellen Deutung des Beißverhaltens der *Formica exsecta*-Gruppe. Myrmecologische Nachrichten Bürs 2:19-34.
- Dlussky GM (1964) The Ants of the Subgenus *Coptoformica* of the Genus *Formica* (Hymenoptera, Formicidae) of the USSR. Zoologichesky Zhurnal 43:1026-1040.
- Douwes P, Abenius J, Cederberg B, Wahlstedt U (2012) Steklar: Myror - getingar. Hymenoptera: Formicidae – Vespidae. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Dücker A, Maarleveld G (1957) Hoch- und spätglaziale äolische Sande in Nordwestdeutschland und in den Niederlanden. Geologisches Jahrbuch 73:215-234.
- Ellenberg H (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- Ende Mvd (1990) Das Plaggen - eine Maßnahme der historischen Heidebewirtschaftung. In: Beiträge zu Naturschutz und Landschaftspflege 1987-1991. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel, S. 143-145.
- Ende Mvd (1993) Heidemanagement in Schleswig-Holstein. NNA-Berichte 6 (3):53-62.
- Ende Mvd (2008) Zur naturschutzfachlichen Situation der Binnendünen in Schleswig-Holstein. Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/2008:177-190.
- Geologischer Dienst LLUR Schleswig-Holstein (2012) Geologische Übersichtskarte von Schleswig-Holstein 1:250000. Kiel.
- Glaser F, Müller H (2003) Wiederfund von *Formica (Coptoformica) foreli* Bondroit, 1918 und erster sicherer Nachweis von *Formica (C.) pressilabris* Nylander, 1846 in Österreich (Hymenoptera, Formicidae). Myrmecologische Nachrichten, 5:1-5.
- Kutter H (1956) Beiträge zur Biologie palaearktischer *Coptoformica* (Hym. Form.). Beilage zu Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 29 (1):1-18.
- Kutter H (1977) Hymenoptera: Formicidae. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Zürich.
- Loon AJv (2004) Formicidae – mieren. In: Peeters TMJ et. al (Hg.) De wespen en mieren van Nederland (Hymenoptera: Aculeata). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden, knnv Uitgeverij, Utrecht, European Invertebrate Survey, Leiden, S. 227-263.
- Nielsen MG, Larsen R (2012) Myrer i Danmark. Natur og Museum, Aarhus.
- Ødegaard F, Olsen KM, Staverlokk A, Gjershaug JO (2015) Towards a new era for the knowledge of ants (Hymenoptera, Formicidae) in Norway? Nine species new to the country. Nor. J. Entomol. 62:80-99.
- Riedel W (1978) Landschaftswandel und gegenwärtige Umweltbeeinflussung im nördlichen Landesteil Schleswig. Schleswiger Druck- und Verlagsgesellschaft, Schleswig.
- Runge F (1990) Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Eine kleine Übersicht. 11. Auflage. Aschendorff Verlag, Münster.
- Schultz R, Seifert B (2007) The distribution of the subgenus *Coptoformica* Müller, 1923 (Hymenoptera: Formicidae) in the Palaearctic Region. Myrmecological News 10:11-18.
- Seifert B (2000) A taxonomic revision of the ant subgenus *Coptoformica* Mueller, 1923 (Hymenoptera, Formicidae). Zoosysterna 22 (3):517-568.
- Seifert B (2007) Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Tauer.
- Seifert B (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Deutschlands. In: Binot-Hafke M et. al (Red.) Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bd. 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Landwirtschaftsverlag, Münster, S. 469-487.
- Seifert B (2018) The Ants of Central and North Europe. Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Tauer.
- Sörensen U (1993) Zur Berücksichtigung faunistischer Daten bei Heidepflegemaßnahmen in Schleswig-Holstein. NNA-Berichte 6 (3):63-66.
- Sörensen U (1996) Untersuchung zur Konstanz und Variabilität der Neststandorte von *Coptoformica forsslundi* Lohmander (Hymenoptera: Formicidae) im Naturschutzgebiet „Süderlügumer Binnendünen“ (Nordfriesland). Gutachten im Auftrag des Umweltamtes Nordfriesland, Husum.
- Sörensen U (1999) *Coptoformica forsslundi* Lohmander, 1949 - eine neue Ameisenart in Deutschland (Hymenoptera: Formicidae). Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 7 (11/12):481-496.
- Sörensen U (2004) Ökologie der Kerbameise *Coptoformica forsslundi* Lohmander, 1949 (Hymenoptera: Formicidae, genus *Formica*, subgenus

- Coptoformica) an ihrem norddeutschen Vorkommen. Dissertation, Fachbereich Biologie, Universität Hannover, doi: [10.15488/9630](https://doi.org/10.15488/9630).
- Sörensen U (2006) Der Einfluss der Hüteschafbeweidung auf gefährdete Ameisenarten (Hymenoptera, Formicidae) im NSG Süderlügumer Binnendünen/ NF. Gutachten auf der Grundlage von Freilanduntersuchungen in den Jahren 2002 bis 2006. Erstellt im Auftrage der unteren Naturschutzbehörde des Kreises Nordfriesland, Husum.
- Sörensen U (2017) Myrmecologisches Gutachten zur Vorbereitung von Pflegemaßnahmen im Naturschutzgebiet Süderlügumer Binnendünen/ Nordfriesland im Jahre 2017. Unveröff. Gutachten für die Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (AöR).
- Sonnenburg H (2005) Die Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) Niedersachsens und Bremens. Braunschweiger Naturkundliche Schriften 7 (2):377-441.
- Wesenigk-Sturm B (2002) Ein rezentes Vorkommen von *Formica (C.) pressilabris* im Land Brandenburg. Ameisenschutz aktuell 16 (4):97-98.
- Woldstedt P, Duphorn K (1974) Norddeutschland und angrenzende Gebiete im Eiszeitalter. 3. Aufl. K.F. Koehler Verlag, Stuttgart.

Open Access

>> Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Railway mortality, more than a minor matter? – 20 % of the hare traffic mortality in the municipality 'Engelbrechtsche Wildnis' is railkill

Tiermortalität an der Eisenbahn, mehr als nur eine Nebensache? – 20 % der Verkehrsmortalität von Feldhasen in der Gemeinde 'Engelbrechtsche Wildnis' wird vom Schienenverkehr verursacht

Heinrich Reck[✉], Heiko Schmüser[✉]

Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung für Landschaftsökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, hreck@ecology.uni-kiel.de, hschmuser@ecology.uni-kiel.de

Schlüsselwörter:

Schienennormalität, Straßennormalität, Feldhase, *Lepus europaeus*, Bürgermonitoring, Tierfundkataster (TFK)

Zusammenfassung

Ein 2-Jahres-Zensus der Feldhasenmortalität in der ländlichen Gemeinde 'Engelbrechtsche Wildnis' in der Schleswig-Holsteinischen Elbmarsch ergab, dass 20 % der Verkehrsmortalität von Feldhasen vom Schienenverkehr verursacht wurde. Der Straßen- und Schienenverkehr zusammen war für 30 % der bekannt gewor denen Todesursachen (inkl. Jagdstrecke) verantwortlich.

Keywords:

Railkill, Roadkill, European hare, *Lepus europaeus*, citizen monitoring, German Animal Inventory TFK (Tierfundkataster)

Abstract

A 2 year census of hare mortality in a rural marshland community in Schleswig-Holstein (Germany) indicated that 20 % of the traffic mortality was caused by trains and that traffic mortality in total was 30 % of all known mortality including hunters' bag. Railway mortality is a relevant cause of death.

1. Introduction

While we know that railways can cause major losses of scavenger birds such as the white-tailed eagle (Krone 2005)¹, the losses of medium and small mammals (which are the food of the birds of prey) are rarely quantified in Central Europe. That is because railkill of the smaller fauna is difficult to observe and therefore hardly accounted as a threat for wildlife populations. Against this background, and as a result of the TFK Citizen Science Project Campaign, a cooperation with a hunter has been established for a two-year census of traffic victims in his hunting ground 'Engelbrechtsche Wildnis'.

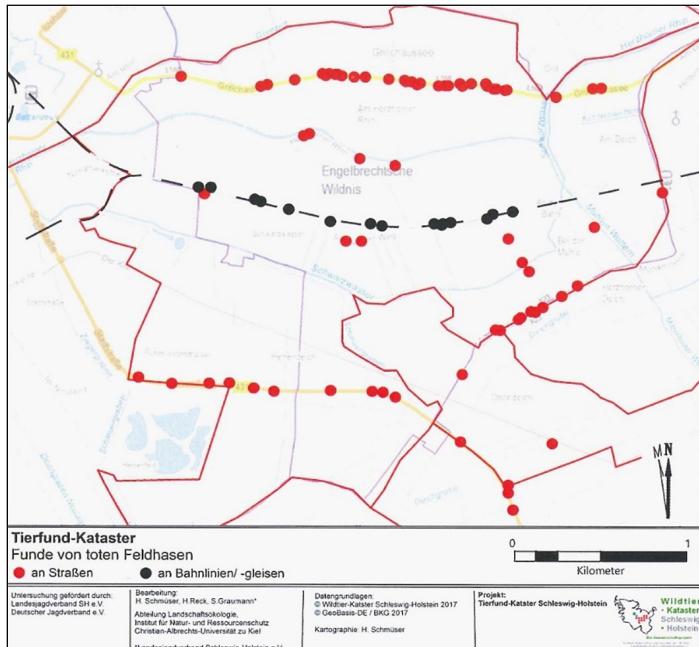
2. Methods

The Citizen Science Project 'Animal Inventory' (TFK, Totfundkataster bzw. ab 2016: Tierfundkataster) within the State Wildlife Survey (WTK, Wildtierkataster) of Kiel University in cooperation with and funded by the state hunters society began in 2011, mostly with records of roadkill of larger mammals in the state Schleswig-Holstein (Schmüser et al. 2014). Since 2016, the project has expanded across all of Germany and a large variety of causes of death for a number of species are monitored (Reck et al. 2017). The number of individuals of larger mammals that were recognized as traffic victims and located exactly within the borders of the 13,000 km² Schleswig-Holstein, meanwhile, is about 5,000 individuals/year (Schmüser et al. 2016). In

¹ 43 (17%) of 259 examined dead white-tailed eagles in Germany between 1998 and 2004 were railkill. Railkill was the second most important cause of death behind lead poisoning.

Tab. 1: Traffic kill of European hare along different roads and rails in 2011 and 2012.

Traffic carrier	Length	Carcasses	Carcasses / km	Traffic load / day
Federal road B431-212	1,560 m	10	6.4	5,818 cars
Country road L168-10-1	2,520 m	30	11.9	2,768 cars
Country road L168-10-1	590 m	3	5.1	2,768 cars
County road K23-10	1,000 m	9	9.0	?
Railroad KBS 130	2,580 m	15	5.8	ca. 25 trains

**Fig. 1:** European hare as traffic kill in a hunting ground near the Elbe river in the years 2011 and 2012 © Wildtierkataster Schleswig-Holstein*, GeoBasis-DE/BKG 2017.¹

Red dots: hare carcasses at roads.
Black dots: hare carcasses at railways.

in this context, railways are a special problem. Any access to railways is difficult and it is forbidden to enter the railroad bed. Considering this, in 2011 and 2012, the responsible game keeper counted all traffic victims along the roads and railways in his hunting grounds (fig.1) every third day.

3. Results

Within two years, 79 hare were found to have been killed in traffic. Of these, 15 were victims on 2.5 km railroad, 52 on 5.6 km supralocal roads (Tab. 1) and 12

on local roads. Altogether, 262 hare were hunters' bag, traffic kill or other carrion, so 30 % of the known mortality was traffic kill. While traffic kill apparently appeared mainly in the open fields outside of settlements we did not recognize striking differences in the landscape features around the railway in comparison to the roads.

4. Discussion

The two-year census of rail and road mortality of hares revealed an unexpected amount of railkill with a rate (accidents/km) nearly as high as on roads. Although we

¹ Funded by Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V. and Deutscher Jagdverband.

have to consider that road density in Germany is about 1,800 m/km² and rail density 106m/km², railkill should be investigated more closely (cp. Popp & Boyle 2017). Whereas the role of roadkill for smaller fauna is poorly understood (Ascensao et al. 2015, Andrews et al. 2015, Reck & Ree 2015, Stretz et al. 2015), the role of railkill is nearly unknown (Budzik & Budzik 2014, Dorsey et al. 2015, Santos et al. 2017).

5. Outlook

The TFK calls for active support from all nature watchers in order to obtain better data on wildlife accidents and in this way to detect causes of accidents and black spots as well. After a simple registration, data on wildlife accidents can be reported via the website www.tierfund-kataster.de. In addition, it is possible to look at all recorded finds on a map. A free smartphone app called „TFK“ (Android and iOS) makes participation even easier. The current location and time are automatically recorded. We are most interested in species-specific causes of death and exact localisation. Uploading a photo enables the WTK to subsequently ascertain difficult species determinations in a reliable way. In total, there are already more than 46,000 datasets nationwide, of which more than 36,000 are for wildlife accidents.

Authors

Heinrich Reck

Heinrich Reck is part-time associated senior researcher and lecturer at the Institute for Natural Resource Conservation in Kiel and part-time free consultant. His working area comprises the interface between spatial environmental planning and applied animal ecology (focal points: 1. Driving forces of self-organized, biogeneous heterogeneity in fragmented, industrialized countries, and 2. Mobility and life, especially functioning habitat corridors across intensively used landscapes and traffic infrastructure).

Heiko Schmüser

Heiko Schmüser is researcher at the Institute for Natural Resource Conservation in Kiel. His working area comprises monitoring of wildlife especially game species and traffic mortality.

References

- Andrews KM, Langen TA, Struijk RPJH (2015) Reptiles: Overlooked but often at risk from roads. In: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Oxford, pp 271–280.
- Ascensao F, Lapoint S, van der Ree R (2015) Roads, traffic and verges: Big problems and big opportunities for small mammals. In: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Oxford, pp 325–333.
- Budzik KA, Budzik KM (2014) A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. *Acta Herpetologica* 9:103–107.
- Dorsey B, Olsson M, Rew LJ (2015) Ecological effects of railways on wildlife. In: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Oxford, pp 219–227.
- Krone O (2005) Todesursachen von Seeadlern in Deutschland. In: Projektgruppe Seeadlerschutz Schleswig-Holstein e. V. *Jahresbericht 2005*, pp 15–17.
- Popp JN, Boyles SP (2017) Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic and Applied Ecology* 19:84–93.
- Reck H, Schmüser H, Graumann S (2017) Tierfund-Kataster: Ein Erfassungssystem zur Dokumentation von Wirbeltierfunden in der Landschaft. In: Deutscher Jagdverband (eds) *Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD)*. Jahresbericht 2016, pp 34–37.
- Reck H, van der Ree R (2015) Insects, snails and spiders: The role of invertebrates in road ecology. In: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Oxford, pp 247–257.
- Santos SM, Carvalho F, Mira A (2017) Current Knowledge on Wildlife Mortality in Railways. In: Borda-de-Água L, Barrientos R, Beja P, Pereira HM (eds) *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp 11–22.
- Schmüser H, Reck H, Graumann S (2016) Totfundkataster – Todesursachen und Wildunfälle. *Jahresbericht zur Biologischen Vielfalt (Jagd und Artenschutz)* 2016:142–146.
- Schmüser H, Broszio F, Fehlberg U, Reck H (2014) Das Wildunfall- und Totfundkataster Schleswig-Holstein – ein Modell. *Jahresbericht zur Biologischen Vielfalt (Jagd und Artenschutz)* 2016:24–28.
- Stretz C, Heigl F, Steiner W, Bauer T, Suppan F, Zaller JG (2015) Project roadkill: Linking European hare vehicle collisions with landscape-structure using datasets from citizen scientists and professionals. *Geophysical Research Abstracts* 17:EGU2015-7163.

Open Access

>> This article is published under the Creative Commons Attribution 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>). Please note that individual, appropriately marked parts of the article may be excluded from the license mentioned or may be subject to other copyright conditions. If such third party material is not under the Creative Commons license, any copying, editing or public reproduction is only permitted with the prior consent of the respective copyright owner or on the basis of relevant legal authorization regulations.

Zur Bedeutung der ‚Grünbrücke Kiebitzholm‘ (Schleswig-Holstein) für Amphibien

The effect of the green bridge at Kiebitzholm (Schleswig-Holstein) on amphibians

Christian Winkler

Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V., c/o Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, chr.winkler@armatum.de

Schlüsselwörter:

Amphibien, Grünbrücke, Habitatverbund, Migration, Ausbreitung

Zusammenfassung

In den Jahren 2006 bis 2010 wurde die Amphibienfauna auf der Grünbrücke bei Kiebitzholm (Schleswig-Holstein, Norddeutschland), an den angrenzenden Straßensäumen beidseitig der Bundesautobahn (BAB) A21 sowie an Stillgewässern im 1,5 km Radius um die Grünbrücke untersucht. Im Untersuchungsgebiet konnten sieben Amphibienarten festgestellt werden, darunter Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*), die landes- oder bundesweit als bestandsgefährdet gelten. Bei Knoblauchkröte und Moorfrosch handelt es sich zudem um bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund. Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Moorfrosch wurden im Untersuchungszeitraum auf der Grünbrücke nachgewiesen. Der Kammmolch (*Triturus cristatus*) konnte nur auf der östlichen Rampe festgestellt werden. Die Grünbrücke diente den erfassten Individuen offenbar in erster Linie zur Querung der BAB A21 und nur zum Teil auch als Sommerhabitat. Eine auf der östlichen Rampe angelegte Wildtränke wurde im Jahr 2010 erstmals von Teichmolch, Kammmolch und Moorfrosch als Laichgewässer genutzt.

Knoblauchkröte und Kreuzkröte waren im Untersuchungsgebiet besonders selten. Sie traten in einem bzw. zwei Untersuchungsgewässern auf. Während die Kreuzkröte auf beiden Seiten der Autobahn gefunden wurde, wurde die Knoblauchkröte nur westlich der Straße erfasst. Die übrigen festgestellten Amphibienarten traten in teilweise größeren Populationen auf beiden Seiten der BAB A21 auf. Die Funde dieser Arten auf der Grünbrücke zeigen, dass bereits ein Verbund zwischen diesem Querungsbauwerk und den Populationen in der Umgebung realisiert war.

Keywords:

amphibians, wildlife crossing, habitat connectivity, migration, dispersal

Abstract

The amphibian fauna of the green bridge at Kiebitzholm (Schleswig-Holstein, northern Germany) crossing the motorway A21, the road margins and ponds situated 1.5 km around the wildlife crossing was studied between 2006 and 2010. In total, seven species were recorded among them the endangered species *Pelobates fuscus*, *Epidalea calamita* and *Rana arvalis* of the red list of endangered species of Schleswig-Holstein respectively Germany. *P. fuscus* and *R. arvalis* are target species of national wide relevance to ecological networks. *Lissotriton vulgaris*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria* and *Rana arvalis* were found directly on the green bridge and its ramps. Appa-

rently, the recorded specimens used the green bridge primarily for crossing the A21 motorway and only partly as summer habitat. In 2010 *L. vulgaris*, *Triturus cristatus* and *R. arvalis* used one of the constructed ponds for breeding.

P. fuscus and *E. calamita* were extremely rare in the study area. They were found in only one respectively two ponds. For *P. fuscus* no evidence for reproduction was found. *E. calamita* was recorded on both sides of the motorway, whereas *P. fuscus* was only found in the western side. The other recorded species were more widespread and common. They occurred on both sides of the motorway. Records of these species on the green bridge and its ramps indicate, that the bridge and surrounding habitats were already connected.

1. Einleitung

Während die Bedeutung von unterirdischen Straßen durchlässen für Amphibien bereits Gegenstand zahlreicher Untersuchungen war (z.B. Glandt et al. 2003), wurde die Wirksamkeit von Grünbrücken für diese Artengruppe bislang kaum untersucht (Löderbusch 1997, Teufert et al. 2005). Für Froschlurche wurde dabei sowohl die Nutzung im Rahmen saisonaler Wanderungen durch Alttiere als auch für die Abwanderung von Jungtieren aus ihren Laichgewässern belegt (Lambrechts et al. 2010, Teufert et al. 2005). Pfister et al. (1997) und Reck et al. (2005) gehen davon aus, dass Grünbrücken für Amphibien eine hohe Bedeutung für die Erhaltung von Migrations- und Dispersionswegen sowie für die Vermeidung von verkehrsbedingter Mortalität besitzen. Die Wirksamkeit einer Grünbrücke hängt dabei maßgeblich von der Gestaltung des Bauwerks unter Einschluss des Umfelds ab (Bach et al. 2009, Pfister et al. 1997, Teufert et al. 2005, Kramer-Rowold & Rowold 2001).

Im Rahmen des Monitorings zur bioökologischen Wirksamkeit der Grünbrücke bei Kiebitzholm fanden in den Jahren 2006, 2008 und 2010 Untersuchungen zur Amphibienfauna statt. Erste Ergebnisse wurden bereits veröffentlicht (Winkler & Krügten 2010). Bei den Untersuchungen standen folgende Fragen im Mittelpunkt:

1. Welche Amphibienarten kommen in der Umgebung der Grünbrücke vor und welche von ihnen nutzen im Untersuchungszeitraum das Querungsbauwerk?
2. Wie entwickelt sich die Eignung der Grünbrücke als Wanderkorridor und Habitat?
3. Welche Maßnahmen wären geeignet, um die Verbundfunktion des Querungsbauwerks weiter zu verbessern?

2. Erfassungsmethoden und Untersuchungsflächen

Auf der Grünbrücke wurden die Amphibien in den Jahren 2006, 2008 und 2010 kartiert. Pro Jahr wurden mindestens sechs Begehungen durchgeführt. Zusätzlich wurden in den Jahren 2006, 2008 und 2010 die Straßensäume der Bundesautobahn (BAB) A21 nach Amphibien abgesucht und alle Beobachtungen protokolliert. Im 1,5 km Radius um die Grünbrücke wurden zudem alle überfahrenen Amphibien notiert.

Außerhalb der Laichgewässer wurden die Amphibien vorrangig am Tag erfasst. Auf der Grünbrücke und ihren Rampen wurden hierfür 11 künstliche Verstecke (KV) in Form von Bitumen-Wellplatten von ca. 70 x 90 cm Kantenlänge ausgelegt (Kordges 2009). Auch natürliche Verstecke unter Ästen und Stämmen wurden überprüft. Auf der Grünbrücke wurden zusätzlich vier ca. 50 cm tiefe Betonschächte kontrolliert, die sich jeweils an den Rändern der Grünbrücke befanden. Im Frühjahr 2006 wurden zwei nächtliche Transektbegehungen auf der Grünbrücke durchgeführt. Eine Erfassung mittels Fangzäunen (Teufert et al. 2005) konnte nicht erfolgen. Die Laichgewässer wurden nach den gängigen Methoden kartiert (Creemers & van Delft 2009, Glandt 2011, Griffiths & Inns 2003, Schlüpmann & Kupfer 2009). Als Reproduktionshabitare wurden alle Kleingewässer mit Nachweis von Laich, Larven oder frisch metamorphosierten Jungtieren gewertet. Als potenzielle Reproduktionshabitare wurden alle Gewässer angesehen, die strukturell für eine Reproduktion geeignet erschienen und in denen Alttiere zur Fortpflanzungszeit festgestellt wurden.

Neben den eigenen Kartierungsergebnissen wurden die Daten des Arten- und Fundpunktkasters (AFK) Schleswig-Holstein ausgewertet, in das Kartierungs-

ergebnissen und Beobachtungen aus anderen Untersuchungen an der Grünbrücke Kiebitzholm sowie am Ottertunnel in der Brandsau-Niederung eingeflossen sind (z. B. Ruhberg et al. 2010, H. Reck, schriftl. Mitt.). Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Artnamen folgt in dieser Arbeit der systematischen Artenliste von Glandt (2015).

Neben den Teilflächen der Grünbrücke wurden Kleingewässer im Umfeld des Bauwerkes untersucht. Alle untersuchten Flächen wurden gemäß Biotoptypenschlüssel des LANU (2003) typisiert. Die Lage der Untersuchungsflächen und -gewässer sowie weitere Details sind den Abbildungen 1 und 2 sowie Tabelle 1 und 2 zu entnehmen. Details zur Vegetation auf der Grünbrücke und den umgebenden Untersuchungsfläche finden sich in Winkler (2015).

Die eigentliche Grünbrücke wurde für die Untersuchung in vier Teilflächen (GBNW, GBSW, GBNO, GBSO) untergliedert. Die Abgrenzung erfolgte anhand eines in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Sandstreifens sowie einer Zone mit Gehölzpflanzungen im Südteil. Zusätzlich wurden die im Westen und Osten auf die Grünbrücke führenden Rampen (GRW, GRO) betrachtet.

Nördlich der Grünbrücke wurden 2008 und 2010 vier 100 m Transekte jeweils westlich (NW1 bis NW4) und östlich (NO1 bis NO4) der BAB A 21 entlang der Wildschutzzäune kontrolliert. Südlich der Grünbrücke wurden fünf 100 m Transekte jeweils westlich (SW1 bis SW5) und östlich (SO1 bis SO5) der Autobahn kontrolliert.

Im 1,5 km Radius um die Grünbrücke wurden 2006 und 2010 18 Gewässer an mindestens vier Terminen im Jahr untersucht. Von diesen lagen entsprechend des Gewässerangebots 13 westlich der BAB A21 und vier östlich. Auf der Westseite handelte es sich um zwei Regenrückhaltebecken (G01, G02), drei nährstofffreie Kleingewässer (G04, G14, G17), zwei nährstoffarme Kleingewässer (G13, G15), vier Tümpel (G09, G11, G12, G18), ein Abbaugrubenweiher (G10) und einen strömungsarmen Bereich der Brandsau (G03). Auf der Ostseite der Autobahn wurden drei Tümpel (G05, G06, G07) und ein nährstoffreiches Kleingewässer (G08) einbezogen. Bei G07, G08 und G09 handelte es sich um Wildtränken auf den Grünbrücken-Rampen.

Die Anzahl der Kontrolljahre je Untersuchungsfläche bzw. -gewässer ist den Tabellen 1 und 2 zu entnehmen.

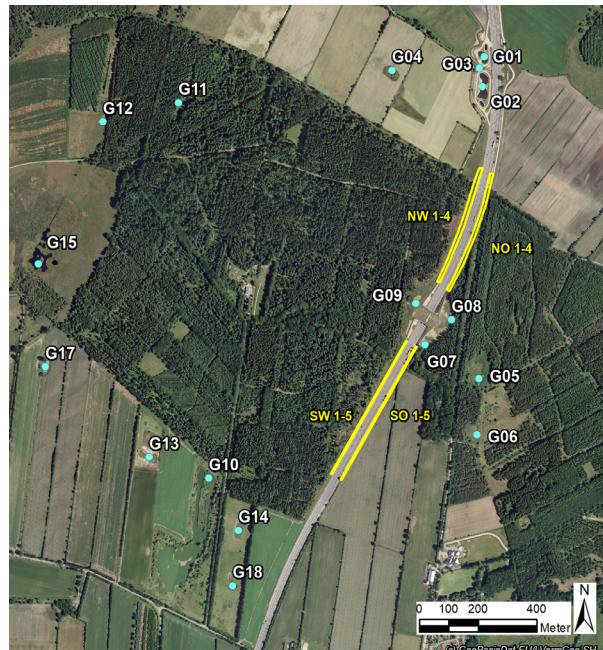


Abb. 1: Lage der untersuchten Gewässer (G) und Straßensäume (SW1-5, NW1-4, SO1-5 und NO1-4), © GeoBasis-DE/LVermGeo SH.

3. Ergebnisse

Artenspektrum

Im Untersuchungsgebiet konnten die Amphibienarten Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Kammmolch (*Triturus cristatus*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Kreuzkröte (*Epidalea calamita*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*) erfasst werden. Bei Knoblauchkröte, Kreuzkröte und Moorfrosch handelte es sich um drei Arten der landes- oder bundesweiten Roten Liste (vgl. Tab. 1 und 2). Moorfrosch und Knoblauchkröte zählen zu den bundesweit bedeutsamen Zielarten für den Biotopverbund (Burkardt et al. 2010).

Grünbrücke

Auf der Grünbrücke und ihren Rampen wurden Teichmolch, Kammmolch, Erdkröte sowie Gras- und Moorfrosch festgestellt (Tab. 1).

Im ersten Untersuchungsjahr wurden auf der Grünbrücke einzelne Erdkröten und Grasfrösche erfasst. Es handelte sich dabei vorwiegend um juvenile und subadulte Tiere. Auf den Rampen wurden eine juvenile Erdkröte und ein adulter Teichmolch entdeckt.

Im Jahr 2008 gelangen auf der Grünbrücke erstmals Nachweise von Teichmolch (1 subadultes Exemplar)

Tab. 1: Auf der ‚Grünbrücke Kiebitzholm‘ erfasste Amphibienarten unter Angabe der maximalen Individuenzahl je Kontrolle für die Jahre 2006, 2008 und 2010;

	RL	Jahr	Rampen	Grünbrücke				Bestand						
Probefläche			GRW RHm/FT	GRO RHm/FT	GBNW RHt	GBSW RHt	GBNO RHt	GBSO						
Biototyp			8314	8706	1175	887	885	735						
Größe (qm)			5	2	2	0	02	0						
Anzahl KV														
Teichmolch	*	2006	1 A		1 J									
		2008	3 A**											
		2010	14 A**											
Kammmolch	V/V	2006												
		2008												
		2010	1 A											
Erdkröte	*	2006	1	1J	3 AJ	1 J	1 A	<input type="checkbox"/>						
		2008	>1000J	1J	1 J	14 J	6 J							
Grasfrosch	V/*	2006			1 J	1 J								
		2008	2 J		1 J									
		2010	1 A		1 J									
Moorfrosch	V/3	2006												
		2008			1 A									
		2010	1A	2 A**										
Artenzahl			3	4	2	4	1	1						
								5						

Erklärungen: Biototyp: RHm: halbruderale Gras- und Staudenfluren frischer Standorte, RHt: wie zuvor, jedoch trockener Standorte, FKr: nährstoffreiches Kleingewässer, FT: Tümpel; Anzahl KV: Anzahl ausgelegter künstlicher Verstecke; RL: Rote Liste Schleswig-Holstein (Klinge 2003) / Deutschland (Kühnel et al. 2009): 3: gefährdet, V: Vorwarnliste, * derzeit nicht gefährdet; A: Alttier, J: nicht geschlechtsreifes Jungtier, **: Reproduktionshabitat; Bestand (Grünbrücke und Rampen): klein bzw. Einzelfunde, mittelgroß bis groß.

und Moorfrosch (1 adultes Exemplar). Zudem hielt sich im Sommer 2008 eine sehr große Zahl an juvenilen Erdkröten im Bereich der Grünbrücke auf. In den neu angelegten Wildtränken wurden in dem Jahr keine Amphibien festgestellt.

Im dritten Untersuchungsjahr hielten sich auf der Grünbrücke einzelne Jung- und Alttiere von Erdkröte und Grasfrosch auf. In der Wildtränke G08 reproduzierten 2010 erstmals kleine bis mittelgroße Bestände von Teichmolch, Kammmolch und Moorfrosch. Abseits der Wildtränken wurden auf den Rampen Beobachtungen einzelner Alt- und Jungtiere von Erdkröte, Gras- und Moorfrosch festgestellt.

Straßensäume

An den Straßensäumen nördlich und südlich der Grünbrücke wurden ausschließlich juvenile Erdkröten erfasst. Maximal zwei bis drei Exemplare je Begehung wurden im Bereich der Transekte NW3, SW2 und NO3

beobachtet. Einzeltiere wurden zudem in den Bereichen NW2, SW3, NO1, NO2, SO1 und SO3 gesichtet.

Umgebung

In den Untersuchungsgewässern der Umgebung wurden Teichmolch, Kammmolch, Knoblauchkröte, Kreuzkröte, Erdkröte, Grasfrosch und Moorfrosch erfasst. Im Fall der Knoblauchkröte konnten keine Hinweise auf eine Reproduktion ermittelt werden. Bei den übrigen Arten gelangen Nachweise von Laich, Larven oder Tieren in Amplexus (Tab. 2).

Auf der Westseite der BAB A21 wurde das gesamte lokale Artenspektrum erfasst. Weiter verbreitet waren dort Teichmolch, Kammmolch, Erdkröte, Gras- und Moorfrosch, wobei die drei Froschlurche auch in großen Populationen auftraten. Teich- und Kammmolch kamen in verschiedenen teilweise temporären, fischfreien Kleingewässern vor. Hinweise auf eine Reproduktion stammten jedoch nur aus einem (Kammmolch: G17) bzw.

zwei dieser Gewässer (Teichmolch: G04 und G17). Die meisten übrigen Fundorte, vor allem Tümpel, kamen zumindest in einzelnen Jahren für eine Reproduktion in Frage. Mit G04 lag das nächste Reproduktionshabitat dieser Arten rund 800 m nordwestlich der Grünbrücke. Auch Gras- und Moorfrosch traten schwerpunktmäßig in fischfreien Kleingewässern auf. Größere Laichballenzahlen wurden in einer Überschwemmungsfläche (G04), in einem Kleingewässer am Ackerrand (G17) sowie in einem Abbaugruben-Tümpel (G18) gefunden. Auch an Gewässern mit Fischbesatz gelangen Nachweise von Laich oder rufenden Männchen (z.B. in G03 und G10), wobei der dortige Reproduktionserfolg fraglich erschien. Das nächste Reproduktionshabitat beider Arten befand sich ebenfalls in G04. Die Erdkröte besiedelte perennierende Kleingewässer, die vielfach Fischbesatz aufwiesen. Die größten Laichgesellschaften existierten in den Abbaugrubengewässern G10 und G14, die rund 900 m von der Grünbrücke entfernt waren. Knoblauchkröte und Kreuzkröte wurden an jeweils einem Gewässer erfasst. Die Knoblauchkröte wurde 2006 anhand eines rufenden Männchens im Abbaugrubengewässer G10 belegt. Strukturell könnte es sich durchaus um ein Reproduktionshabitat gehandelt haben. Der Fundort befand sich rund 950 m von der Grünbrücke entfernt. Die Kreuzkröte wurde im Abbaugrubengewässer G13 rund 1100 m von der Grünbrücke entfernt erfasst. Dort wurden bis zu 16 Alttiere - darunter auch Tiere in Amplexus - beobachtet. Aufgrund des Fischbesatzes war eine erfolgreiche Reproduktion dort fraglich. Östlich der Grünbrücke wurden mit Ausnahme der Knoblauchkröte alle übrigen aus dem Untersuchungsgebiet bekannten Amphibienarten erfasst. An mehreren Gewässern traten dort in zum Teil größeren Populationen Teichmolch, Kammmolch, Gras- und Moorfrosch auf. Für diese Arten stellten vor allem die Kleingewässer G05 und G08 wichtige Reproduktionshabitatem dar. G05 befand sich rund 240 m östlich der Grünbrücke und G08 auf der östlichen Rampe des Querungsbauwerks. Die Erdkröte wurde östlich der BAB A21 in keinem der Untersuchungsgewässer festgestellt. Im Jahr 2006 pflanzte sich jedoch eine große Population in einem Fischteich am Nordrand von Negernbötzel fort (AFK). Diese Teichanlage befand sich rund 1000 m südlich der Grünbrücke. Drei Männchen der Kreuzkröte wurden von P. Ivanschitz im Jahr 2010 an Gewässer G05 verhört (AFK), das sich rund 240 m östlich der Grünbrücke befand. Trotz wiederholter Kontrollen gelangen dort keine weiteren Nachweise. Angesichts der geringen Habitat-

eignung des Gewässers und fehlender Nachweise von Laich, Larven oder juveniler Kreuzkröten wurde G05 vermutlich nur vorübergehend als Rufgewässer genutzt. Auf einer Sandackerbrache nördlich von G15 wurde im Sommer 2010 eine adulte Kreuzkröte in einer Bodenfalle gefangen. Der Fundort lag ca. 1,2 km vom Laichhabitat G13 entfernt. Ein weiteres Exemplar fand sich in einer Bodenfalle auf einem Magerrasen rund 1 km südöstlich der Grünbrücke (J. Krütgen). Die Herkunft dieser Kreuzkröte blieb unklar. Weitere Amphibienfunde gelangen im Sommer 2010 im Ottertunnel. Dort wurden ein juveniler, ein subadulter und zwei adulte Grasfrösche sowie eine juvenile Erdkröte gefangen (H. Reck). Im 1,5 km Radius um die Grünbrücke wurden im Frühjahr und Sommer regelmäßig überfahrene Erdkröten auf Waldwegen und Nebenstraßen gefunden. Es handelte sich überwiegend um einzelne Alttiere. Größere Zahlen toter Erdkröten wurden auf der Asphaltstraße östlich des Gewässers G10 (maximal 26 Alttiere je Begehung) sowie am nördlichen Ortseingang von Negernbötzel (maximal 10 Alttiere je Begehung) erfasst.

4. Diskussion

Aus der weiteren Umgebung der Grünbrücke liegen aktuelle Nachweise von acht Amphibienarten vor (Klinke & Winkler 2005, Krütgen 2011, Winkler & Krütgen 2010). Mit Ausnahme des Teichfrosches (*Pelophylax kl. esculentus*) traten alle diese Arten im Untersuchungsgebiet auf. Die nächstgelegenen Populationen des Teichfrosches befinden sich im Bereich des Ihlsees rund 5 km südöstlich der Grünbrücke (AFK). Eine Besiedlung des Untersuchungsgebietes erscheint insofern denkbar.

Im Gegensatz zur Untersuchung von Teufert et al. (2005) auf einer Grünbrücke über die BAB A4 bei Bischofswerda kamen bei der Untersuchung auf der Grünbrücke Kiebitzholm keine Amphibienzäune zum Einsatz. Zudem war die Kontrollintensität im Vergleich zu der Arbeit von Teufert et al. (2005) deutlich geringer. Vor diesem Hintergrund liefern die vorliegenden Daten nur ein eingeschränktes Bild der tatsächlichen Nutzung der Grünbrücke durch Amphibien.

Im Bereich der Grünbrücke Kiebitzholm wurde mit fünf Arten ein relativ großes Artenspektrum erfasst. In den Niederlanden fanden Lambrechts et al. (2010) auf einer Landschaftsbrücke über die N25 lediglich Grasfrosch und Erdkröte. Teufert et al. (2005) stellten auf der Grün-

Tab. 2: Amphibienbestände der Untersuchungsgewässer

Gewässer	RL Gewässer Westseite BAB A21													Bestand	
	G01	G02	G03	G04	G09	G10	G11	G12	G13	G14	G15	G17	G18		
Biototyp	FXr	FXr	FGr	FKr	FT	FXb	FT	FT	Fka	FKr	Fka	FKr	FT		
Größe (qm)	1300	2400	5	3200	180	4300	2	80	1400	1800	5400	1200	480		
Entfernung (m)	870	780	830	800	0	900	1100	1300	1100	950	1300	1300	1100		
Kontrolljahre	1	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1	1		
Teichmolch	*/*				II**			II*		II*		II**	I*	□	
Kammmolch	V/V		I		II*			II*				II**		□	
Knoblauchkröte	G/3						I*							□	
Kreuzkröte	3/V									III*				□	
Erdkröte	*/*	II**	II**	II**			VI**			II**	IV**			■	
Grasfrosch	V/*		IV**	III*	IV**			III*	III**		II**			■	
Moorfrosch	V/3		IV**	VI**			III*			II**		V**	VI**	■	
Artenzahl	1	2	3	4	0	4	1	2	3	3	0	3	2	7	

Gewässer	RL Gewässer Ostseite BAB A21					Bestand	
	G05	G06	G07	G08			
Biototyp	FT	FT	FT	FKr			
Größe (qm)	300	240	180	300			
Entfernung (m)	240	400	0	0			
Kontrolljahre	2	2	1	1			
Teichmolch	*/*	III*		II**			■
Kammmolch	V/V	I*	II		III**		■
Knoblauchkröte	G/3						-
Kreuzkröte	3/V	II					□
Erdkröte	*/*		+				+
Grasfrosch	V/*	IV**	IV**				■
Moorfrosch	V/3	VI**	III**	II**			■
Artenzahl	5	3	0	3			6

Erklärung: Biototyp: FK: nährstoffreiches Kleingewässer, FKa: nährstoffarmes Kleingewässer, FT: Tümpel, FXr: Regenrückhaltebecken, FXb: Abbaugrubengewässer; FGr: nährstoffreicher Graben; Entfernung (m): Entfernung von der Grünbrücke; Größenklasse: I: Einzeltier, II: 2-5 Exemplare, III: 6-20 Exemplare, IV: 21-50 Exemplare, V: 51-100 Exemplare, VI: > 100 Exemplare, **: Reproduktionshabitat, *: potenzielles Reproduktionshabitat; Bestand: □ klein, ■ mittelgroß bis groß, + Nachweis außerhalb der Probeflächen; weitere Erklärungen siehe Tab. 1.

brücke über die BAB A4 neben diesen beiden Froschlurchen noch die Knoblauchkröte fest. Vom Moorfrosch sowie von Teich- und Kammmolch lagen bislang keine publizierten Nachweise von Grünbrücken vor.

Die im Bereich der Grünbrücke Kiebitzholm erfassten Arten sind in Schleswig-Holstein weit verbreitet und regional häufig (Klinge & Winkler 2005). Teichmolch, Kammmolch, Erdkröte und Grasfrosch nutzen in Schles-

wig-Holstein ein breites Spektrum an Stillgewässern zur Reproduktion und treten vielfach in Wäldern auf. Lediglich der Moorfrosch weist in Schleswig-Holstein eine engere Bindung an offene Grünland- und Moorbereiche der Niederungen und Marschen auf.

Das Gros der auf der Grünbrücke und ihren Rampen erfassten Amphibien entfiel auf Jungtiere. Diese nutzten das Querungsbauwerk vermutlich in erster Linie im Zuge von Dispersalwanderungen. Dies könnte auch für einzelne der erfassten Adulti gelten, da bislang nicht eindeutig geklärt ist, ob bei Amphibien neben juvenilen auch adulte Exemplare für die Ausbreitung verantwortlich sind (Jehle & Sinsch 2007, Kneitz 1998).

Subadulte und adulte Amphibien dürften das Bauwerk zudem im Zuge von saisonalen Wanderungen gequert oder als Landhabitat aufgesucht haben. Bis 2008 stellte für Teichmolch, Kammmolch, Gras- und Moorfrosch G05 in ca. 240 m Entfernung das nächstgelegene Laichgewässer dar. Die Erdkröte laichte in G10 und G14 rund 900 m südwestlich der Grünbrücke. Im Jahr 2010 kamen die Regenrückhaltebecken G01 und G02 in rund 800 m Entfernung hinzu. Die Grünbrücke befand sich somit im saisonalen Aktionsradius aller genannten Amphibienarten (Berger et al. 2011, Laufer et al. 2007). Mit der Anlage der Wildtränke G08 im Jahr 2008 entstand auch im Bereich der Grünbrücke ein Laichhabitat von Teichmolch-, Kammmolch und Moorfrosch.

Wandernde Amphibien meiden sowohl großflächig vegetationsfreie Flächen als auch stark verfilzte Brachen (Berger et al. 2011, Kneitz 1998). Vor diesem Hintergrund nahm die Eignung der Grünbrücke als Wanderkorridor im Untersuchungszeitraum sicherlich zu. Dies galt vor allem für den nördlichen Bereich (GBNW, GBNO) mit seinen niedrigwüchsigen Wildwechselfeldern und den benachbarten hochwüchsigen Bereichen und Holzstubben, die den Amphibien als Deckung zur Verfügung standen. Diese Bereiche kamen auch als Landhabitate insbesondere von Teichmolch, Kammmolch, Grasfrosch und Erdkröte in Frage (Creemers et al. 2009, Klinge & Winkler 2005, Laufer et al. 2007). Die Eignung der Rampen als Wanderkorridor und Habitat nahm zumindest in Teilbereichen zu. Eine sehr geringe Eignung wiesen die vegetationsfreien Flächen in der Anfangsphase und die später auftretenden verfilzten Hochstaudenfluren auf. Günstigere Bedingungen boten die Übergangsbereiche von hoher zu niedrigwüchsiger Vegetation, die am Rand der Rampen sowie an früheren Zufahrten und im Bereich der Gehölzpflanzungen existierten. Durch das Ausbringen von Holzhaufen wurde

zudem das Versteckangebot verbessert. Kleinklimatisch wiesen die aus bindigem Erdmaterial aufgebauten Rampen günstigere Bedingungen für Amphibien auf als die sandige, relativ trockene Grünbrücke. Diese These wird dadurch gestützt, dass sich im Sommer 2008 die juvenilen Erdkröten auf GRW konzentrierten und kaum auf die Grünbrücke vordrangen.

Auf den Transekten an der BAB A21 wurde mit der Erdkröte eine eurytome Amphibienart festgestellt. Da es sich durchweg um juvenile Exemplare handelte, kam den Säumen sicherlich eine Funktion als Wanderkorridor zu. Durch die Anlage der Wildschutzzäune entstand in der dichteren Vegetation ein vegetationsfreier Korridor mit geringem Raumwiderstand, auf dem sich alle Individuen aufhielten. Ungünstig war, dass auf der Westseite der BAB A21 stellenweise der Amphibienschutzzaun fehlte, so dass anwandernde Amphibien möglicherweise auf die Autobahn gelangten.

Zukünftig könnte aufgrund der Sukzession die Eignung der Straßensäume als Wanderkorridor abnehmen. Bedeutende Faktoren dürften dabei das Zuwachsen des offenen Bodenstreifens am Wildschutzzaun als auch das stellenweise massive Aufkommen von *Prunus serotina*-Gebüschen darstellen. Letzteres wird vor allem für die wärmeliebenden Offenlandarten Kreuz- und Knoblauchkröte den Raumwiderstand deutlich erhöhen.

An den Untersuchungsgewässern wurde das gesamte Amphibienartenspektrum des Untersuchungsgebietes erfasst. Mit Knoblauchkröte und Kreuzkröte waren auch zwei landesweit gefährdete Arten darunter (Klinge 2003, Klinge & Winkler 2005).

Auf beiden Seiten der BAB A21 waren Erdkröte, Gras- und Moorfrosch in großen Populationen vertreten. Teich- und Kammmolch traten ebenfalls auf beiden Seiten der Autobahn auf, wobei die größten Bestände auf der Ostseite existierten. Die genannten Schwanz- und Froschlurche traten im Untersuchungszeitraum auf der Grünbrücke und ihren Rampen auf, so dass bereits ein Verbund zwischen dem Querungsbauwerk und Habitaten im Umfeld bestand. Als typische Art der Niederungen dürfte beim Moorfrosch der Habitatverbund eher über den Ottertunnel realisiert worden sein, auch wenn entsprechende Belege hierfür bislang fehlen. Auch für die übrigen lokal verbreiteten Amphibienarten ist von einer wichtigen Verbundfunktion dieses Durchlassbauwerks auszugehen (Brandjes et al. 2000).

Westlich der BAB A21 gelangen einzelne Nachweise von Knoblauchkröte und Kreuzkröte. Im Fall der Knoblauchkröte blieb der Status des Vorkommens unklar.

Im Fall der Kreuzkröte wurden in G13 mehrere Paare in Amplexus gefunden, so dass es sich vermutlich um ein Laichhabitat handelte. Durch den Besatz des Gewässers mit Fischen dürfte der dortige Reproduktionserfolg sehr gering ausgefallen sein. Drei Rufer der Kreuzkröte wurden 2010 zudem in G05 verhört, wobei dieses Gewässer kaum als Reproduktionshabitat in Frage kam. Diese Beobachtung und auch die Funde adulter Kreuzkröten in Bodenfallen zeigen, dass die Art im Untersuchungsgebiet präsent war, jedoch geeignete Reproduktionshabitatem fehlten. Aktuell befinden sich die nächsten großen Populationen der Knoblauchkröte bei Trappenkamp ca. 5,5 km nördlich der Grünbrücke, jene der Kreuzkröte bei Tensfeld ca. 6,5 km nordöstlich des Querungsbauwerks (Klinge & Winkler 2005). Für beide Arten sind maximale Wanderleistungen von mehreren Kilometern belegt (Jehle & Sinsch 2007). Aufgrund von Barrieren in Form dichter Nadelforste und stärker frequentierter Straßen ist ein regelmäßiger Individuenaustausch mit den Beständen des Untersuchungsgebietes jedoch unwahrscheinlich.

Zukünftige Maßnahmen sollten in erster Linie darauf abzielen, die Verbundfunktion der Grünbrücke für die Populationen bestandsgefährdeter Arten zu stärken (Bach et al. 2009, Teufert et al. 2005). Zudem sollten die bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund Berücksichtigung finden (Burkhardt et al. 2010). Im Untersuchungsgebiet stehen somit vor allem die Froschlurche Kreuzkröte, Knoblauchkröte und Moorfrosch im Fokus. Es werden folgende Maßnahmen empfohlen (Bach et al. 2009, BMVBW 2000, Kramer-Rowold & Rowold 2001, Teufert et al. 2005):

Maßnahmen im Umfeld der Grünbrücke

- Optimierung und Neuanlage von Habitaten für Kreuz- und Knoblauchkröte zur Vergrößerung der Populationen (z.B. Sanierung von G05 und G13);
- Ausbau von Habitatkorridoren zwischen dem Kiebitzholmer Moor bzw. den Abbaugruben im Westen und den fragmentierten Heideflächen bzw. dem Trentmoor im Osten der BAB A21 (z.B. durch Erhaltung bzw. Schaffung besonnter Wald- und Wegeäume mit Offenbodenstellen); für Kreuzkröte und Knoblauchkröte sollten die Korridore vorrangig über die Geestkuppen geführt werden, während für den Moorfrosch ein Verbund in erster Linie entlang der Brandsau-Niederung anzustreben ist;
- Anlage von fischfreien Laichgewässern in den o.g. Verbundachsen (z.B. auf den vergrasten Heiden bei G05 und G06 sowie in der Brandsau-Niederung bei G04);

- Zurückdrängung von *Prunus serotina* an den Autobahnsäumen zur Verbesserung des Habitatverbunds im Nahbereich sowie zur Verhinderung der Ausbreitung auf der Grünbrücke und in zukünftigen Habitatkorridoren.

Maßnahmen an den Querungsbauwerken

- Auf der Grünbrücke sollten sowohl schattig, feuchte Gehölzstreifen als auch sandige, sonnende Grasfluren erhalten bleiben, damit sowohl trockheitsempfindlichen als auch wärmeliebenden Arten die Querung zu ermöglichen;
- Wanderkorridore und Leitelemente sollten auch auf der Rampe durch Mahd oder Aufschüttungen von Standstreifen hergestellt werden;
- Perennierende Kleingewässer sollten angelegt bzw. für Amphibien optimiert werden;
- Am Ottertunnel sollte durch Totholz Versteckmöglichkeiten die Querung erleichtert werden.

Danksagung

Die Erfassungen wurden mit Mitteln des Landesbetriebs Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein, Niederlassung Itzehoe und im Auftrag des Instituts für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Projektleitung PD Dr. Heinrich Reck) durchgeführt. Jörn Krütgen unterstützte in den Jahren 2008 bis 2010 die Geländeearbeiten. Peter Ivanschitz, Jörn Krütgen und Heinrich Reck teilten ihre Amphibiennachweise mit. Heinrich Reck und Jörn Krütgen gaben zudem wichtige Hinweise zum Manuskript. Sonja Peterson korrigierte die englischsprachige Zusammenfassung.

Autor

Christian Winkler

Christian Winkler studierte Geographie, Zoologie und Landschaftsentwicklung an den Universitäten Trier und Kiel. Seit 20 Jahren ist er als freiberuflicher Gutachter im Bereich Natur- und Artenschutz tätig und im Arbeitskreis Herpetofauna der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft aktiv.

Literatur

- Bach L, Bless R, Brinkmann R, Georgii B, Henneberg M, Hermann M, Kayser A, Köhler U, Limpens H, Lüttmann J, Peters-Osterberg E, Pott-Dörfer B, Rowold A, Winhold U (2009) Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen (MAQ). FGSV, Köln.
- BMVBW, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hg.) (2000) Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (MAmS). FGSV, Köln.
- Berger G, Pfeifer H, Kaletka T (Hg.) (2011) Amphibienschutz in kleingeräumten Ackerbaulandschaften. Grundlagen. Konflikte. Lösungen. Natur & Text, Rangsdorf.
- Brandjes J, Veenbaas G, Smit G (2000) Amfibieën op loopstroken onder rijswegen. Ravon 7:1-5.
- Burkardt R, Finck P, Liegl A, Riecken U, Sachtleben J, Steiof K, Ullrich K (2010) Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotoptverbund – zweite, fortgeschriebene Fassung. Natur und Landschaft 85:460-469.
- Creemers RCM, van Delft JJ (RAVON) (Bearb.) (2009) De amfibieën en reptielen van Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.
- Georgii B, Reck H (2008) Barrieren überwinden. Praxisleitfaden für eine wildtiergerechte Raumplanung. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V., Bonn.
- Glandt D, Schneeweß N, Geiger A, Kronshage A (Hg.) (2003) Beiträge zum technischen Amphibienschutz. Zeitschrift für Feldherpetologie: Suppl. 2.
- Glandt D (2011) Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung. Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. Wiebelsheim.
- Glandt D (2015) Die Amphibien und Reptilien Europas. Alle Arten im Porträt. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- Griffiths RA, Inns H (2003) Surveying. In: Gent AH, Gibson SD (Hg.) Herpetofauna workers manual. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp 1-14.
- Klinge A (2003) Die Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins – Rote Liste (3. Fassung). Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Klinge A, Winkler, C (Bearb.) (2005) Atlas der Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Kneitz S (1998) Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. Laurenti-Verl., Bochum.
- Kordges T (2009) Zum Einsatz künstlicher Verstecke (KV) bei der Amphi-bienerfassung. In: Hachtel M, Schlüpmann M, Thiesmeier B, Weddeling K (Hg.) Methoden der Feldherpetologie. Zeitschrift für Feldherpetologie, Suppl. 15:7-84.
- Kowarik I (2003) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Kramer-Rowold EM, Rowold WA (2001) Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Straßen und Bahnlinien. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1:2-58.
- Krütgen J (2011) Nutzung von Wildsuhlen und Wildwechseln an Fließgewässern durch Amphibien. Rana 12:36-33.
- Kühnel K-D, Geiger A, Laufer H, Podloucky R, Schlüpmann M (2009) Rote Liste und Gesamartenliste der Lurche (Reptilia) Deutschlands. In: Haupt H, Ludwig G, Gruttké H, Binot-Hafke M', Otto C, Pauly A (Red.) Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz: Bonn, S. 259-288.
- Laufer H, Fritz K, Sowig P (Hg.) (2007) Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- Lambrechts J, Verlinde R, Stassen E, Verkem S (2010) Monitoring ecoduct „De Warande“ over de N25 in Meerdaalwoud (Bierbeek). Resultaten van het derde jaar na aanleg (T3: 2008). Arcadis iov Dienst NTMB, Deurne, <https://archief-algemeen.omgeving.vlaanderen.be/xmlui/handle/acd/230015>.
- LANU, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2003) Standardliste der Biotoptypen in Schleswig-Holstein, 2. Fassung. Flintbek.
- Löderbusch W (1997) Bedeutung von Grünbrücken für wandernde Amphibien - Voruntersuchungen und Überlegungen am Beispiel der B31 neu zwischen Stockach und Hohenlinden. Schlussbericht zum Forschungsprojekt 02.143R91L im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und der Ministerien für Verkehr, für Umwelt und für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Bonn.
- Pfister HP, Keller V, Reck H, Georgii, B (1997) Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Schlussbericht zum Forschungsprojekt 02.143R91L im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und der Ministerien für Verkehr, für Umwelt und für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Bonn.
- Reck H, Hänel K, Böttcher M, Winter, A (2005) Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Teil 1: Initiativskizze. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Ruhberg K, Jakubczak H, Struck I (2010) Herpetofauna & Stierkäfer. Unveröff. Projektarbeit an der Fachabteilung Ökologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Schlüpmann M, Kupfer A (2009) Methoden der Amphi-bienerfassung – eine Übersicht. Zeitschrift für Feldherpetologie, Suppl. 15:7-84.
- Teufert S, Cippiotti M, Felix, J (2005) Die Bedeutung von Grünbrücken für Amphibien und Reptilien – Untersuchungen an der Autobahn 4 bei Bischofswerda/Oberlausitz (Sachsen). Zeitschrift für Feldherpetologie 12:101-110.
- Winkler C, Krütgen J (2010) Zur Bedeutung der Grünbrücke Kiebitzholz im Kreis Segeberg (Schleswig-Holstein) für die Amphibien- und Reptilienfauna – Ergebnisse aus den Jahren 2006 bis 2009. Rana 11:56-62.

Open Access

» Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Habitateignungskartierung als Grundlage für die räumliche Planung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen am Beispiel der Kreuzotter (*Vipera berus*)

Recording habitat-suitability as basis for spatial planning of management and development measures on the example of the common European adder (*Vipera berus*)

Jörn Krütgen

Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V., c/o Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, joern@foeag.de

Schlüsselwörter:

Schlange, *Vipera berus*,
Habitateignung, Grünbrücke

Zusammenfassung

Die Habitateignung des Umfeldes der Grünbrücke Kiebitzholm an der Bundesautobahn A 21, Kreis Segeberg, Schleswig-Holstein, wurde für die Kreuzotter (*Vipera berus*) ermittelt. Dazu wurden Daten zur Populationstruktur, Raumnutzung sowie Habitatwahl gewonnen. Mit Hilfe eines Habitateignungsschlüssels wurde unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS) die Habitateignung im näheren Umfeld der Querungshilfe räumlich analysiert und in Form einer Habitateignungskarte dargestellt. Es zeigt sich, dass das Modell die reale Verbreitung westlich der Autobahn sehr gut wiedergibt. Zudem wurde festgestellt, dass trotz des Fehlens der Art auf der Ostseite der A 21 in Teilbereichen eine hohe Habitateignung vorliegt. Habitatgestaltende Maßnahmen durch Schaffung von Korridoren beziehungsweise Trittsteinen im Umfeld der Grünbrücke und Maßnahmen zur Unterstützung der Population im Kiebitzholmer Moor könnten diese Flächen mittelfristig von der Kreuzotter besiedelt werden.

Keywords:

snake, *Vipera berus*, habitat suitability, wildlife crossing

Abstract

The habitat-suitability of the wildlife crossing Kiebitzholm at the federal motorway A 21, district Segeberg, Schleswig-Holstein, and surrounding habitats was determined for the common European adder (*Vipera berus*). In addition to population-data, utilisation of space and habitat choice were estimated. Based on a habitat-suitability-index, a spatial analysis of the habitat-suitability of the study area was made useing a geographical information system (GIS). It was shown, that the actual distribution of the adder West of the motorway is well reflected by the model. According to the model different kinds of suitable habitats exist on the east of the motorway, although the adder is missing there. Therefore, it is proposed to implement corridors or stepping stones to support a recolonisation of these areas by the common European adder.

1. Einleitung

Als Teil des Begleitmonitorings zum Bau der Grünbrücke Kiebitzholm im Zuge des Ausbaus der Bundesstraße B 404 zur Autobahn A 21 wurde die Verbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) erfasst. Außerdem wurde die Habitateignung der Lebensräume für die Art im Umfeld der Querungshilfe abgeschätzt. Ziel war die Erstellung einer GIS-gestützen Habitateignungskarte, die als Bewertungsgrundlage für die Akzeptanz der Grünbrücke durch die Kreuzotter dienen sollte. Sie sollte weiterhin Auskunft darüber geben, welche räumliche Planung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen notwendig sind, um eine Erhöhung der Populationsgröße und einer Vernetzung potenzieller Lebensräume zu erreichen.

GIS-basierte Modelle zur Entwicklung von Schutz- und Pflegemaßnahmen für Reptilien, insbesondere für Schlangen, finden sich relativ selten. In der Regel handelt es sich um Arbeiten, die sich mit der potenziellen Verbreitung von Arten auf mittlerer Maßstabsebene beschäftigen (Guisan & Hofer 2003 für die Schweiz, Santos et al. 2006 für Spanien, Krütgen 2009b für Schleswig-Holstein).

Auf Grundlage vorhandener Grundlagendaten war es möglich für den Raum Kiebitzholm ein einfaches Modell auf großer Maßstabsebene zu entwickeln welches die Größe, Lage und räumlichen Verteilung potenzieller Habitate aufzeigte. Diese wurden mit Geländedaten abgeglichen. Zu diesem Zweck erfolgte neben einer Habitateignungskartierung eine Erfassung der Raumnutzung und Habitatwahl der ansässigen Kreuzotterpopulation (Krütgen 2009a).

Die vorliegende Untersuchung soll am Beispiel der Kreuzotter die mögliche Verwendung von Habitatmodellen zur Planung von Pflege- und Schutzmaßnahmen auf lokaler Ebene, insbesondere unter Berücksichtigung von Querungshilfen, zeigen.

2. Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im direkten Umfeld der Grünbrücke Kiebitzholm (Gemeinde Negernbötel, Kreis Segeberg). Es wird durch einen etwa 2 km großen Radius, ausgehend vom Zentrum der Grünbrücke, abgegrenzt. Das Untersuchungsgebiet umfasst weite Teile des nadelholzdominierten Staatsforstes Kiebitzholm. In und am Rand des Staatsforstes existieren auf beiden Seiten der A 21 Reste ehemals größerer Sand-

trockenrasen und – heiden. Vor allem in den nördlichen und westlichen Randbereichen befinden sich zudem größere Feuchtgrünland- und Moorbereiche. Im Südwesten existieren mehrere ehemalige Abbaugruben. Das Gebiet wird von der A 21 von Nordwesten nach Südosten zerschnitten. Die Grünbrücke befindet sich in der Nordhälfte des Kiebitzholmer Forstes.

3. Habitateignungsschlüssel

Anhand der Ergebnisse anderer Untersuchungen (z.B. Schiemenz 2004, Völkl & Thiesmeier 2002), Expertengesprächen und eigenen Beobachtungen aus verschiedenen Biotopen in Schleswig-Holstein wurde ein Habitateignungsschlüssel für die Kreuzotter erstellt. Der Schlüssel umfasst sieben Parameter: Biotoptyp (nach LANU 2003), Flächengröße, Bodenart, Exposition, Gehölzbedeckung, Strukturvielfalt sowie Nahrungsverfügbarkeit. Dabei wurden die Ausprägungen jedes Parameters den Skalenstufen “++”, “+”, “0” oder “-“ zugeordnet und aufsummiert, so dass maximal 14 + aber auch negative Werte erreicht werden konnten. Mit Ausnahme der Flächengröße wurden sämtliche Parameter im Gelände erhoben. Die Flächengröße wurde im GIS errechnet. Es wurde nicht nach saisonalen Teilhabitaten unterschieden. Eine Eignung beispielsweise als reiner Sommerlebensraum floss bei der Bewertung des Biotoptyps mit ein.

4. Habitateignungskarte

Auf Basis der Biotoptypen-Nutzungskartierung (BTNK) des LLUR aus dem Jahr 2000 wurde eine Habitateignungskarte für das Untersuchungsgebiet erstellt. Bei der BTNK handelt es sich um eine landesweite CIR-Luftbild - gestützte Kartierung der Biotope sowie Nutzungsformen in Schleswig-Holstein (Brand et al. 2002). Die Daten lagen als Flächendaten in Form einer shape-Datei vor und konnten mit Hilfe eines GIS (ArcMap 9.3) weiterverarbeitet werden. Die BTNK wurde durch die Ergebnisse einer Biotopkartierung von C. Dolnik aus dem Jahre 2006 ergänzt. Die Bewertung erfolgte anhand des Biotoptyps, analog zum ersten Parameter des Habitateignungsschlüssels. Auch wurden seine Skalenstufen übernommen (s.o.). Anhand der gewonnenen Daten mit Hilfe des Habitateignungsschlüssels wurde die Auflösung der Habitateignungskarte erhöht. Zu die-

sem Zweck wurden zunächst die Skalenniveaus einander angepasst, indem die Ergebnisse der Bewertung anhand des Schlüssels auf die vierstufige Skalierung der Biotoptypenbewertung umgerechnet (vgl. Tab. 1) und die Ergebnisse anschließend verschnitten wurden.

5. Erfassung der Kreuzotter

In den Jahren 2006, 2008 und 2010 wurden die Reptilien im Umfeld der Grünbrücke erfasst (Winkler 2016). Die Erfassung erfolgte durch Absuchen von Sonnenplätzen im Frühjahr und im Herbst. Neben den von Winkler kontrollierten Probeflächen wurden im September 2008 potenzielle Sonnenplätze am Südostrand des Kiebitzholmer Moores annähernd vollständig nach Kreuzottern abgesucht. Zum Nachweis der Kreuzotter wurden in potenziellen Habitaten zusätzlich künstliche Verstecke ausgelegt. Bei den Begehungen entdeckte Kreuzottern wurden gefangen und die Kopfoberseiten zur individuellen Erkennung fotografiert (vgl. Lenders 2000) sowie Alter und Geschlecht aufgenommen. Anschließend wurde der Fundort mittels GPS-Empfänger ermittelt und die Fundpunkte in ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingespeist. Darüber hinaus wurden sie dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (LLUR) gemeldet und dort in das Arten- und Fundpunktaktenregister Schleswig-Holstein (AFK) aufgenommen. Im Gegenzug wurden die eigenen Erhebungen durch Fundmeldungen aus dem AFK ergänzt. Auf Basis dieser Daten konnte eine Verbreitungskarte der Kreuzotter für das Untersuchungsgebiet erstellt werden. Die gewonnenen Daten dienten zudem als Kontrolle für die Habitatbewertung.

6. Ergebnisse

Habitatbewertung

Tabelle 1 zeigt die Größe und Verteilung der mit Hilfe des Habitschlüssels bewerteten Flächen im Untersuchungsgebiet. Rund 30 % der Gesamtfläche wird von Biotopen eingenommen, die für die Art ungeeignet sind. Hierbei handelt es sich vor allem um Äcker und Forste aber auch um Verkehrsflächen. Den größten Flächenanteil machen Flächen ohne Eignung als Kreuzotterlebensraum aus. Deutlich geringer ist der Anteil an Flächen mit Eignung und sehr guter Eignung. Deren durchschnittliche Flächengröße ist ebenfalls deutlich geringer.

Die räumliche Analyse ergibt, dass sich die größten zusammenhängenden Bereiche mit hoher Habitatemignung im Nord-Westen des Untersuchungsgebietes befinden (Abb. 1). Hier stehen der Kreuzotter auf nahezu 100 ha verschiedene potenzielle Lebensräume zur Verfügung. Diese Flächen umfassen Restmoorkomplexe, Heideflächen, Extensivweiden, Bracheplätze, diverse Wegränder sowie schütttere Birkenwälder auf Moorstandorten und deren Säume.

Auf der Ostseite stehen der Kreuzotter ebenfalls potenzielle Habitatfläche zur Verfügung. Die Flächen sind insgesamt jedoch kleiner und liegen, vor allem im Fall der besonders gut geeigneten Flächen, stärker zerstreut und isoliert durch Flächen ohne Habitatemignung (i.d.R. Wald oder Äcker). Trotzdem eignen sich bereits einige Flächen für eine (Wieder-)besiedlung durch die Kreuzotter, bzw. könnten der Art als Trittsstein in einer Ausbreitungssachse, beispielsweise zum System der Faulen Trave oder dem Trentmoor im Süd-Osten des Untersuchungsgebietes, dienen.

Tab. 1: Größe und Verteilung der Flächen nach Eignung als Kreuzotterhabitat.

Eignung Karte	Eignung Schlüssel	Flächensumme in ha	Flächensumme in %	durchschnittliche Flächengröße in ha
	k.A.	1023,8	52,09	68,25
-	- / 0	581,19	29,57	25,26
0	1+ - 4+	101,93	5,19	20,39
+	5+ - 7+	142,52	7,25	3,39
++	8+ - 10+	115,95	5,90	2,76
gesamt		1959,39	100,00	24,01

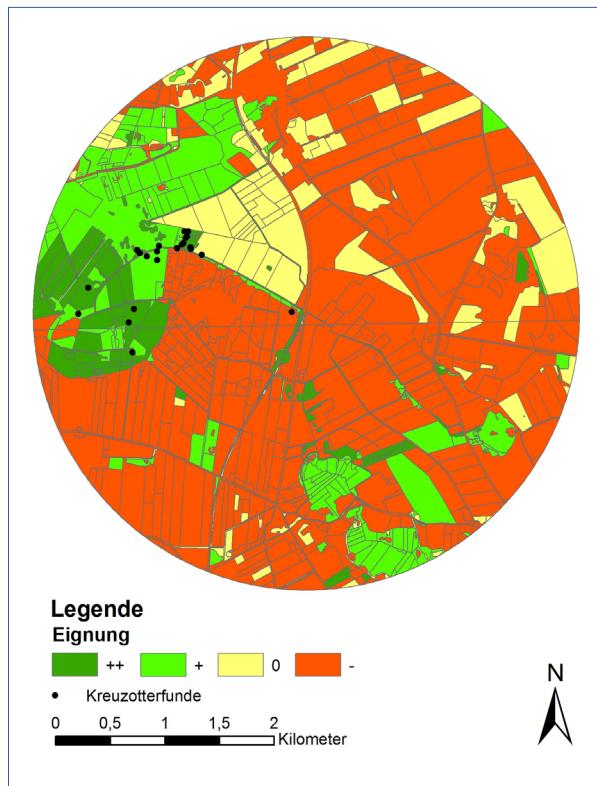


Abb. 1: Habitateignung auf Basis der Biotoptypen-Nutzungskartierung, verändert nach Dolník (2007) und eigenen Erhebungen (2008); Kreuzotterfunde (AFK, Stand: 2008).

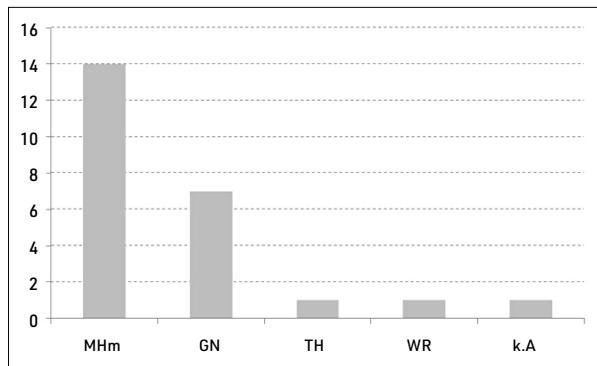


Abb. 2: Anzahl Kreuzotterfundorte (Stand 2008) nach Biotoptypen-Schlüssel LANU 2003. MH: Hoch- Übergangsmoore, GN: Seggen- und Binsenreiches Feucht- und Nassgrünland, TH: Zwergstrauchheiden, WR: Waldrand, k.A.: keine Angabe.

Die meisten Kreuzotter- Fundorte (Angaben des AFK, Stand 2008) befanden sich im Randbereich des ehemaligen Hochmoores (i.d.R. Pfeifengrasstadien), gefolgt von seggen- und binsenreichem Feucht- und Nassgrünland. Ein Fund gelang an einem Heidestandort sowie an einem Waldrand, ein weiterer Fundort besitzt keine Biotoptzuordnung.

Die meisten Individuen wurden auf einer von Flatterbinsen und Pfeifengras bestandenen Feuchtgrünlandbrache und einer sich anschließenden von Pfeifengras dominierten Restmoorfläche im Norden des Untersuchungsgebietes beobachtet. Darüber hinaus fanden sich Kreuzotter im gesamten Bereich des Moor- und Heidekomplexes westlich des Kiebitzholmer Forstes inklusive der hier gelegenen Extensivweide (Abb. 2).

Auffällig ist die gute Wiedergabe der realen Fundorte von Kreuzottern durch die Habitateignungskarte (Abb. 1). Von den 24 Fundorten, die das AFK (Stand 2008) für das Gebiet aufweist, lagen zwölf in Bereichen mit sehr guter Habitateignung, zehn in solchen mit Eignung. Es wurde jeweils nur ein Tier in Bereichen mit neutraler oder fehlender Eignung gefunden. Betrachtet man nur die Daten der BTNK, ohne eine Validierung durch die eigene Erhebung (Krütgen 2009), so fanden sich vier Fundorte auf ungeeigneten, drei auf neutralen, sieben auf geeigneten und zehn Fundorte auf sehr gut geeigneten Flächen. Das heißt, dass rund 42 % aller Fundorte in Bezug auf die Eignung abweichen.

7. Aktuelle Verbreitung

Insgesamt konnten im Untersuchungsraum 32 Fundorte der Kreuzotter ermittelt werden (Abb. 1), von denen 20 aus eigenen Erhebungen und 12 aus den Daten des AFK stammten. Die Fundorte konzentrierten sich auf die südöstlichen Teile des Kiebitzholmer Moores. An dem Fundort nahe der Autobahn am nördlichen Waldrand (Abb. 3) konnte die Art bislang nicht wieder bestätigt werden.

Im Ostteil des durch die A 21 getrennten Untersuchungsgebietes konnte die Kreuzotter nicht nachgewiesen werden. Auch weist das AFK (Stand 2010) keine Funde in diesem Bereich auf.

8. Diskussion

Habitatbewertung

Die Habitatbewertung ergab, dass im Gebiet relativ große Flächen liegen, die für eine Besiedlung durch die Kreuzotter in Frage kommen. Diese finden sich vor allem im Kiebitzholmer Moor und dessen Randflächen im Nord-Westen des Untersuchungsgebietes. Aufgrund der sehr guten Wiedergabe der realen Fundorte aus dem AFK (Stand 2008) durch die Habitateignungskarte



Abb. 3: Fundorte der Kreuzotter im Untersuchungsgebiet nach eigenen Daten und Daten des Arten- und Fundpunktaktenkataster Schleswig-Holstein (AFK) (Stand: 2010). Kartengrundlage: DOP 40 2009, © LVerGeo SH 2011.

erscheint eine fehlerhafte Einschätzung der Habitateignung auch östlich der Autobahn, trotz fehlender Nachweise der Art, als unwahrscheinlich. Hier liegt eine Vielzahl an kleineren Flächen, die zum Teil bereits in einem Verbund stehen und einen potenziellen Lebensraum für die Kreuzotter darstellen. Die hohe Kartierungsichte im Gebiet seit 2006 (Winkler & Krütgen 2010) spricht dafür, dass die Kreuzotter im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht übersehen wurde.

Diese Güte wurde jedoch nur durch die Validierung der Habitateignungskarte erreicht, da die Daten mit Hilfe des Habitatschlüssels gesammelt wurde n. Eine rein auf Geodaten basierende Karte (z.B. BTNK 2000) erlangt nicht die nötige Schärfe für lokale Maßnahmenplanungen. Sie eignen sich besonders auf regionaler Ebene zur Ermittlung von Vorrangräumen für Maßnahmen (Krütgen 2009).

Die validierte Habitateignungskarte eignet sich dagegen gut für die Planung von lokalen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zum Schutz der Kreuzotter. Ebenfalls kann sie als Grundlage für die räumliche Planung von Maßnahmen für eine Wiederausbreitung der Art im Untersuchungsgebiet dienen.

9. Wiedervernetzung geeigneter Habitate

Unter Beachtung der Habitateignungskarte erscheint eine Querung der A 21 bei Schaffung von Habitatkorridoren möglich. Der Verbund mit Hilfe des Ottertunnels ist jedoch als problematisch anzusehen, da in seiner Umgebung auf der Ostseite ausgedehnte Flächen mit ackerbaulicher Nutzung liegen und eine Verbesserung der Situation von der Bereitschaft der Landeigner zum Verkauf / Verpachten der Flächen abhängen würde. Erfolgversprechender erscheint der Verbund über die Grünbrücke, die selbst bereits eine höhere Habitateignung aufweist. Diese ist auf die eingebrochenen Strukturen wie Totholzhäufen und Baumstübben oder auch die niedrigwüchsige Vegetation im Zusammenspiel mit offenen Bodenstellen zurückzuführen. Es muss jedoch damit begonnen werden, die Zugänglichkeit zu erleichtern. Zurzeit behindert der Fichtenforst zu beiden Seiten der Autobahn einen Habitatverbund.

Betrachtet man die Habitateignungskarte, so ergeben sich westlich der Grünbrücke zwei mögliche Achsen zur Vernetzung des Bauwerkes mit der Population im Kiebitzholmer Moor. Zum einen könnte der südliche Waldrand aufgelichtet werden. Derzeit befindet sich hier ein aufgegebener Wirtschaftsweg, der durch eine

Reihe von Eichen beschattet wird. Um Konflikte mit anderen Zielen des Naturschutzes zu vermeiden, sollte dabei auf ein Fällen dieser Eichen verzichtet werden und stattdessen der Waldrand dahinter, ggf. als windgeschützte Einbuchtungen, aufgelichtet werden. Ein Problem könnte jedoch die ackerbauliche Nutzung der sich südlich anschließenden Flächen mit sich bringen. Es sollte ein Puffer eingerichtet werden, um einen übermäßigen Nährstoffeintrag abzumildern. Die zweite Option könnte die Aufwertung des nördlichen Waldrandes darstellen. Dieser besitzt derzeit eine sehr gute Strukturvielfalt. Hier ist einzig die Nord-Exposition als negativ zu bewerten. Um dies auszugleichen, sollten die angrenzenden Grünlandflächen extensiviert werden, um auch hier für eine ausreichende Strukturvielfalt zu sorgen und eine Besiedlung der Fläche durch die Kreuzotter zu begünstigen.

In beiden Fällen muss der östliche Waldrand aufgewertet werden. Auch wenn die relative Offenheit als positiv einzuschätzen ist, so muss gewährleistet werden, dass das Gebiet nicht durch Arten wie die Traubenzirsche (*Prunus serotina*) verbuscht.

Auf der Ostseite der A 21 muss ebenfalls ein Fichtenforstriegel überwunden werden, um die nächstgelegene geeignete Fläche zu erreichen. Eine Option stellt dabei die Auflichtung des Waldes Richtung Süden dar. Entweder könnte ein ehemaliger Redder, der Richtung Osten verläuft, oder der Waldrand, der jedoch hier ohne Übergang an einen Acker grenzt, aufgelichtet werden. Die Einrichtung eines Puffers wäre auch hier nötig. Die parallel zur Autobahn verlaufende Nebenstraße weist eine nur geringe Verkehrsdichte auf, so dass diese nicht als Barriere zu werten ist. Ein Großteil der Straßenböschungen kann bereits jetzt für einen Verbund von (Teil-)Habitaten dienen. Trotzdem sollten auch hier Aufwertungsmaßnahmen durchgeführt werden. So wird sichergestellt, dass verschiedene Flächen, die eine positive Habitatemgnung aufweisen (wie beispielsweise die ehemalige Abbaugrube in der Nähe der Grünbrücke) von der Kreuzotter erreicht werden und in einen funktionalen Verbund gesetzt werden. Dadurch könnte eine Metapopulation entstehen, in der die bestehende Population als Donatorpopulation fungieren könnte (Settele et al. 1996). Die Voraussetzungen hierfür wären eine regelmäßige Querung des Bauwerks durch Kreuzottern.

Neben der Schaffung von Korridoren können zudem Maßnahmen zur Optimierung der Habitatemgnung im Randbereich des Kiebitzholmer Moores zweckdien-

lich sein. Ein Anstieg der Anzahl an Tieren erhöht die Tendenz einer Abwanderung. Dies könnte durch eine höhere Nahrungsverfügbarkeit erreicht werden. Ein möglicher Ansatz wäre die Schaffung von Laichgewässern für Braunfrösche (Völkl & Hansbauer 2010), die als Nahrung juveniler Kreuzottern das Anwachsen der Population fördern.

Die nächstgelegene Population der Kreuzotter östlich der A 21 befindet sich im Tarbeker Moor, etwa vier Kilometer nordöstlich der Grünbrücke. Langfristig wäre es erstrebenswert die Populationen im Kiebitzholmer Moor mit dieser (wieder) zu vernetzen. Die Grünbrücke Kiebitzholm und gegebenenfalls der nahe gelegene Ottertunnel könnten eine Querung der Autobahn ermöglichen. Nach erfolgreicher Hinterlandanbindung der Querungshilfen könnten gezielt Habitatbausteine und Korridore im Zuge des vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Entwicklungs- und Erprobungsprojektes Holsteiner Lebensraumkorridore oder durch den gezielten Einsatz von Ausgleichsmitteln des Kreises geschaffen werden. Hiervon würden nicht nur die Kreuzotter, sondern auch andere schutzbedürftige Arten profitieren.

Danksagung

Ich danke Christian Winkler, Bordesholm, und PD Dr. Heinrich Reck, Schwentinental, für die kritische Durchsicht des Manuskriptes, sowie Lasse Christiansen, Kiel, für die Unterstützung bei der Übersetzung der Kurzfassung ins Englische.

Autor

Jörn Krütgen

Jörn Krütgen studierte in Kiel Geographie. Landschaftsökologische Themen mit Schwerpunkt des faunistischen Artenschutzes begleiteten fortan seine Arbeit. Die Herpetofauna bildet hierbei sein Hauptinteressensgebiet. Seit 2017 ist er Mitarbeiter der Oberen Naturschutzbehörde des Landes Schleswig-Holstein in der Abteilung Naturschutz und Forst.

Literatur

- Brand J, Ehlers M, Möller M (2002) Abschlussbericht des Projektes „Fortschreibung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung mit multispektralen Scannerdaten“ im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU). Vechta.
- Dolnik C (2007) Vegetationsökologischer Teil zum Projekt „Bioökologische Wirksamkeit der Grünbrücke Kiebitzholm“. Projektbericht 2006. Unveröffentlichtes Gutachten. Kiel.
- Guisan A, Hofer U (2003) Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *J Biogeogr* 30:1233-1243.
- Krütgen J (2009a) Untersuchungen zur Verbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) in Schleswig-Holstein als Grundlage für ein GIS-basiertes Monitoring. Unveröff. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Krütgen J (2009b) GIS-basierte Analyse der aktuellen Verbreitung der Kreuzotter (*Vipera berus*) in Schleswig-Holstein. *RANA* 10:74-81.
- Krütgen J (2011) Schaffung von Lebensraumstrukturen für Reptilien durch Schalenwild. *Rana* 12:63-65.
- LANU, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2003): Standardliste der Biotoptypen in Schleswig-Holstein, 2. Fassung. Flintbek.
- Lenders T (2000) Merkmethoden bij de herpetofauna. Patronen van kopschilden als individuele herkenning bij de adder. *RAVON* 7:13-18.
- Santos X, Brito JC, Sillero N, Pleguezuelos JM, Llorente GA, Fahd S, Parellada X (2006) Interferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS: A contribution to asses the conservation status of *Vipera latastei*. *Biol. Conserv.* 130:416-425.
- Schiemenz H (2004) Die Kreuzotter *Vipera berus*, 4., unveränderte Auflage, Nachdruck der 3. Auflage von 1995. Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft mbH, Hohenwarsleben.
- Settele J, Henle K, Bender C (1996) Metapopulation im Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5:187-206.
- Völk W, Thiesmeier B (2002) Die Kreuzotter. Ein Leben in festen Bahnen? Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- Völk W, Hansbauer G (2010) Die Kreuzotter in Bayern. Erfolgreicher Artenschutz. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Winkler C, Krütgen J (2010) Zur Bedeutung der Grünbrücke Kiebitzholm im Kreis Segeberg (Schleswig-Holstein) für die Amphibien- und Reptilienfauna Ergebnisse aus den Jahren 2006 bis 2009. *Rana* 11:56-62.
- Winkler C (2016) Zur Bedeutung der Grünbrücke Kiebitzholm für Reptilien. *Faun. Ökol. Mitt.* 9:431-442.

Open Access

» Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Achtfacher Nachweis der Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) in einer Fotofallennacht im Nationalpark Bayerischer Wald

Eightfold proof of the Northern birch mouse (*Sicista betulina*) in one camera trap night in the Bavarian Forest National Park

Björn Schulz, Jannes Schulz

Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Eschenbrook 4, 24113 Molfsee, bjoern.schulz@stiftungsland.de

Schlüsselwörter:

Fotofalle, Nagetier, Säugetier

Zusammenfassung

Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden in der Nacht vom 21. auf den 22. Juli 2018 an verschiedenen Stellen 21 Fotofallen zur Erfassung von Birkenmäusen (*Sicista betulina*) aufgestellt. Zwei Kameras haben erfolgreich Individuen der als schwierig zu erfassenden Art aufgenommen, wobei auf einer Kamera Birkenmäuse zwischen 23:19 Uhr und 04:47 Uhr insgesamt acht Mal erfasst wurden. Eine solche Nachweishäufigkeit ist bisher in der Literatur nicht beschrieben.

Keywords:

camera trap, rodent, mammal

Abstract

In the Bavarian Forest National Park, 21 camera traps were installed in different locations during the night from 21st to 22nd July 2018 in order to detect the Northern Birchmouse (*Sicista betulina*). Two camera traps succeeded in taking photos of this shy species. One cameratrap recorded eight different proofs of birchmouse between 23:19 p.m and 04:47 a.m.. Such a high number of proofs has not been described in the literature before.

1. Einleitung

Die Waldbirkenmaus ist eines der am seltensten dokumentierten in Deutschland dauerhaft vorkommenden Säugetiere. Zwischen dem Erstfund in Deutschland 1936 (Mohr 1951) und dem Jahr 2015 lagen für Deutschland nur rund 30 sichere Nachweise aus den Vorkommensgebieten im schleswig-holsteinischen Angeln, im Bayerischen Wald und im Allgäu vor (Borkenhagen 2011, Meinig et al. 2015). Seit ca. 2008 werden im Zuge der FFH Berichtspflicht die Erfassungsbemühungen sowohl in Bayern als auch in Schleswig-Holstein sehr stark intensiviert, mit entweder weiterhin ausbleibenden (Herden et al. 2010, Diel & Schulz 2017) oder in den letzten Jahren stark zunehmenden Erfolgen (Kraft et al. 2016, Malec et al. 2015, Stille et al. 2018). Die Verwendung von angepassten Fotofallen

hat sich dabei als eine erfolgversprechende und gleichzeitig effizienteste Methode erwiesen (van der Kooij et al. 2016) und wird deshalb zunehmend erfolgreich in Nord- oder Mitteleuropa eingesetzt (Resch & Blatt 2017). Da die Fotofallenmethode in Schleswig-Holstein bisher erfolglos geblieben ist, haben die Autoren ein bekanntes Vorkommensgebiet der Birkenmaus in Bayern besucht, um die Effizienz der Methode im Rahmen einer Kurzexposition zu überprüfen.

2. Methoden und Gebietsbeschreibung

Von 21. Juli bis 22. Juli haben die Autoren in Absprache mit der Nationalparkverwaltung an verschiedenen Stellen im Nationalpark Bayerischer Wald im Landkreis Freyung-Grafenau insgesamt 21 Fotofallen in be-

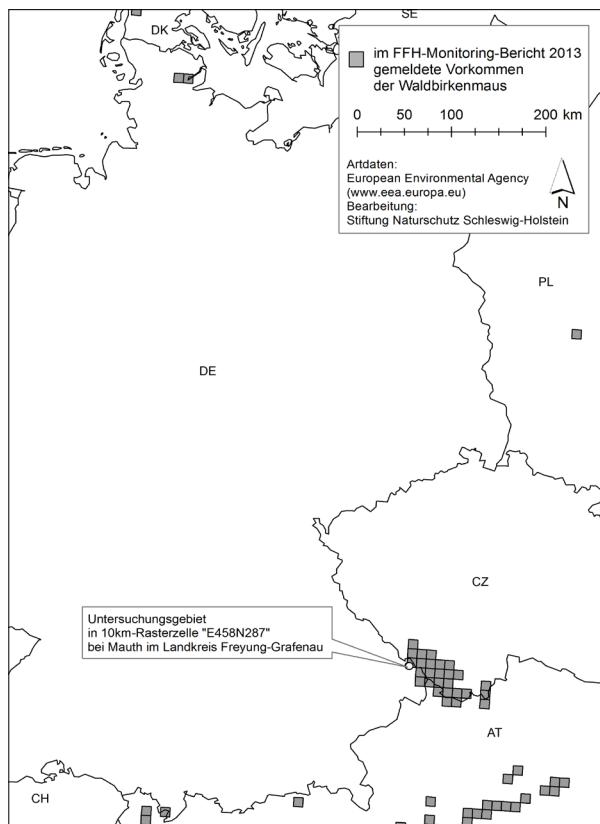


Abb. 1a: Die Vorkommensgebiete der Birkenmaus in Deutschland.

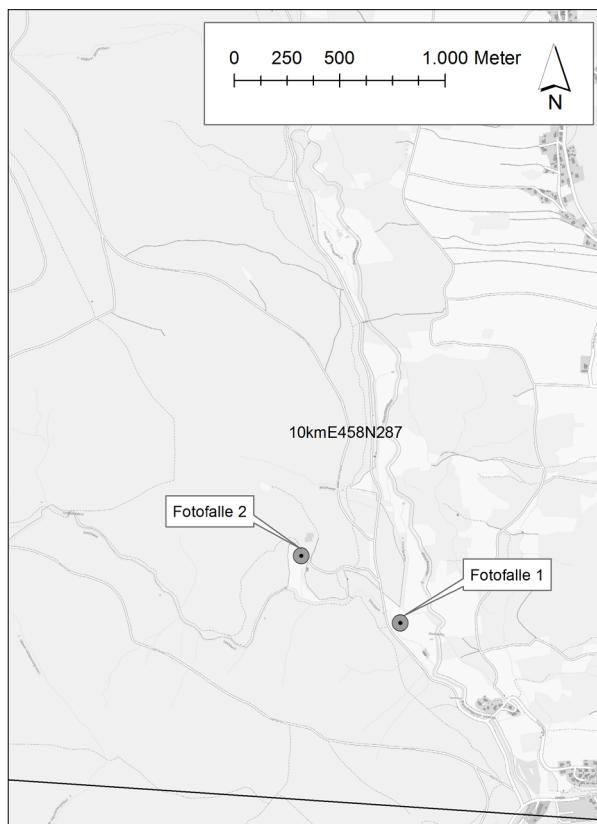


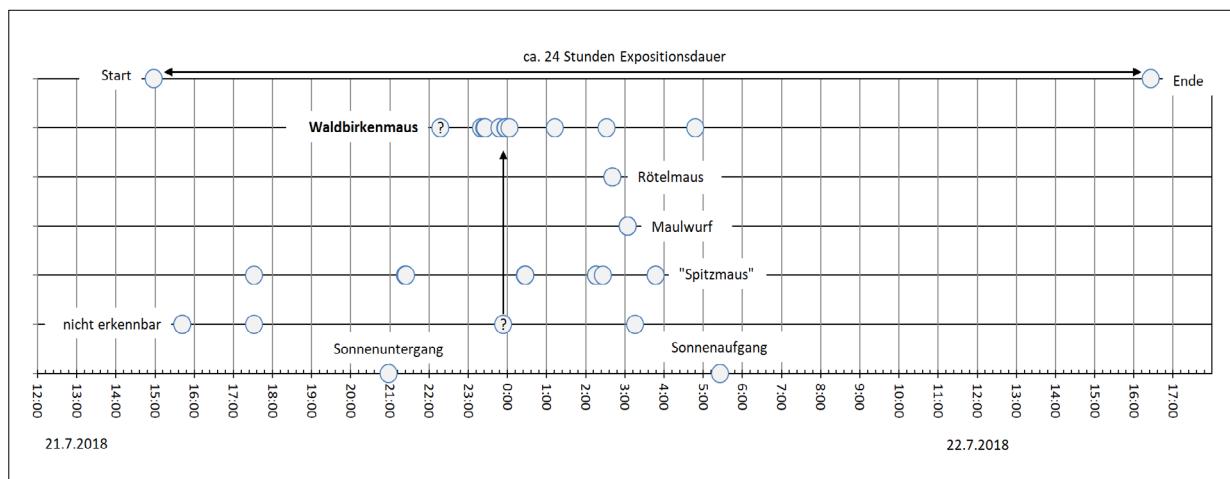
Abb. 1b: Die Lage des Untersuchungsgebietes und die Lage der Fotofallen nordwestlich von Mauth.

kannten oder vermuteten bzw. geeignet scheinenden Birkenmausbewohneräumen mit kurzer Expositionsduauer von nur einer Nacht aufgestellt (Abb. 1, dargestellt sind nur die Fotofallen mit Birkenmausnachweisen). Die verwendeten Fotofallen unterschiedlicher Modelle (Cuddeback C123, Reconyx HC600, Medion MD87369, Spypoint Force-11D) wurden alle für die Erfassung von Kleinsäugern angepasst, indem das jeweilige Schraub-objektiv um ca. 90° entgegen dem Uhrzeigersinn herausgedreht wurde, so dass das Schärfeoptimum auf ca. 30-50 cm verkürzt wurde. Die Kameras wurden auf der Bodenoberfläche platziert und die Vegetation wurde im Erfassungsbereich der Kamera auf ca. 0,25 m² bodennah eingekürzt und die Biomasse entfernt. Als Lockmittel diente ein ca. 30 – 50 cm vor der Linse platziert mit Erdnussbutter bestrichener und mit geschrötenen Hanfsamen „panierter“ Stock.

3. Ergebnisse

Zwei der insgesamt 21 verwendeten Fotofallen nahmen Bilder von Birkenmäusen auf. Die Fotofalle 1 (Modell MEDION MD 87396, Standort (UTM) 33U 395016, 5416666) zeigte dabei zwischen 23:19 Uhr und 04:47 Uhr insgesamt acht Auslöseereignisse mit jeweils einer sicher erkennbaren Birkenmaus (Abb. 2). Während vor Mitternacht zwischen den Birkenmausnachweisen keine andere Art dokumentiert werden konnte, traten nach Mitternacht zwischen den Birkenmausnachweisen immer wieder andere Arten auf (Abb. 3). Auf einem um 22:17 Uhr aufgenommenen Foto ist ein langer Schwanz eines Kleinsäugers zu erkennen, vermutlich - jedoch nicht sicher - ein weiterer (demnach der neunte) Birkenmausnachweis innerhalb einer Nacht. Die Fotofalle 2 (Modell MEDION MD 87396, Standort (UTM) 33U 394586, 5416972) zeigte hingegen nur ein einziges Auslöseereignis mit Birkenmausnachweis, und zwar am 22.07.2018 um 03:44 Uhr (Abb. 2, rechts unten). Alle anderen 19 teils direkt benachbarten Fotofallen wiesen zwar diverse Nachweise von Kleinsäugern auf, jedoch fand sich kein Bild einer Birkenmaus darunter.

Abb. 2: Die Bildsequenzen mit Birkenmausnachweisen der Fotofalle 1 bzw. der Fotofalle 2 (nur Bild von 03:44 Uhr)**Abb. 2a:** 22:17 Uhr: langer Schwanz am Bildrand l.u. (gilt nicht als Birkenmausnachweis).**Abb. 2b:** 23:19 Uhr: Birkenmaus-Rücken inkl. Schwanz am Bildrand r.m.**Abb. 2c:** 23:24 Uhr: Teile des Rückens der Birkenmaus l.u.**Abb. 2d:** 23:26 Uhr: Birkenmaus in Bildmitte.**Abb. 2e:** 23:47 Uhr: Birkenmaus im Sprung l.m.**Abb. 2f:** 23:56 Uhr: Birkenmaus l.m.

**Abb. 2g:** 00:03 Uhr: Birkenmaus l.m.**Abb. 2h:** 01:12 Uhr: Birkenmaus in Bildmitte**Abb. 2i:** 04:47 Uhr: Birkenmaus in Bildmitte.**Abb. 2j:** 03:44 Uhr: Birkenmaus in Bildmitte (einiger Nachweis der Fotofalle 2).**Abb. 3:** Die während der Expositionszeit der Fotofalle 1 erfassten Arten unter Angabe der Zeitpunkte.

4. Diskussion

Fotofallen stellen eine sehr gut geeignete und effiziente Methode zur Erfassung von Kleinsäugern dar, vor allem, wenn sie an die mit den jeweiligen Zielarten verbundenen Besonderheiten angepasst wurden (McCeery et al. 2014, Glen et al. 2014, Molyneux et al. 2017). Insbesondere die noch vor wenigen Jahren als „nicht erfassbar“ beschriebene Birkenmaus (Meinig et al. 2015) kann mit Hilfe von Fotofallen im Vergleich zu den anderen bisher angewendeten Methoden verhältnismäßig schnell und sicher nachgewiesen werden (van der Kooij et al. 2016). Deshalb wird die Fotofallenmethode wurde mittlerweile an verschiedenen Stellen Europas erfolgreich angewendet (Resch & Blatt 2017, van der Kooij & Dahl-Møller 2017, 2018, Kraft et al. 2016, Malec et al. 2015). Die Autoren der genannten Untersuchungen beschreiben dabei, dass die Birkenmaus entweder in einer der ersten Fallennächte und dann meist auch nur einmalig und kurz, jedoch später nicht wieder oder erst nach langer Expositionsdauer (von bis zu mehreren Wochen) auftritt. Ein wiederholtes Auftreten ist äußerst selten, ein Auftreten von Einzeltieren in einer Häufigkeit von durchschnittlich mehr als einmal pro Stunde ist bisher noch nicht beschrieben worden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse sprechen dafür, Erfassungsversuche von Birkenmäusen auch in bisher nicht kartierten, aber als geeignet erscheinenden Lebensräumen durchzuführen, um z.B. das Wissen um die Verbreitung der Art zu mehren. Denn wenngleich in den letzten Jahren viele Nachweise der Birkenmaus gelungen sind, hat sich das Wissen um das Verbreitungsgebiet nicht entscheidend verändert. Erfassungsversuche außerhalb des bekannten Areals sind bisher seltene Ausnahmen (Resch & Blatt 2017, Diel & Schulz 2017). Die jüngeren Erfahrungen aus Skandinavien (Møller et al. 2011), Nordrussland (Piläts & Piläte 2012) und auch aus dem Alpenraum (Resch & Blatt 2017) zeigen jedoch, dass das Areal der Art sehr viel größer als bekannt sein dürfte und sich Erfassungsversuche mit Hilfe von Fotofallen auch außerhalb der bekannten Vorkommensräume lohnen können. Entscheidend könnte dabei die Witterung sein: In der Nacht vom 21. auf den 22. Juli fielen mit ca. 7 mm (in der dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Station Grainet-Rehberg nach Daten von www.wetteronline.de, Abruf am 7.10.2018) die ersten nennenswerten Niederschläge seit dem 11. Juli im insgesamt überdurchschnittlich trockenen Sommerhalbjahr 2018. Nach van

der Kooij (mdl. Mitteilung) ist in regnerischen Nächten insbesondere nach längerer Trockenheit die Aktivität von Birkenmäusen besonders hoch und damit steigt die Erfassungswahrscheinlichkeit stark an.

Die Auswahl des richtigen Standortes und das Aufstellen zum richtigen Zeitpunkt bzw. bei der richtigen Wetterlage könnten bei der Erfassung der Birkenmaus mit Fotofallen die entscheidenden Erfolgsfaktoren sein. Sind alle Voraussetzungen erfüllt (wie hier bei der Fotofalle 1), dann sind zahlreiche Nachweise der Birkenmaus selbst bei kurzer Expositionsdauer von nur einer Nacht möglich, was einen insgesamt überschaubaren Arbeitsaufwand bedeutet. Mit diesem Ausblick und mit dieser Methodik sollten auch in Schleswig-Holstein weiter Erfassungsversuche unternommen werden.

Dank

Wir danken Dr. Jörg Müller und seinen Kollegen von der Nationalparkverwaltung für die Betretungs- und Monitoring-Genehmigung sowie die Hilfe vor Ort. Die Fotofallen stammen aus anderen Drittmittelprojekten der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein und wurden finanziert z.B. über das Bundesamt für Naturschutz oder das Umweltministerium Schleswig-Holstein. Gedankt sei auch allen anderen an der Birkenmaus interessierten (internationalen) Kollegen für die gemeinsame und letztlich zunehmend erfolgreiche Entwicklung der Fotofallenmethodik.

Autoren

Björn Schulz

Björn Schulz ist Mitglied der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft und arbeitet hauptberuflich für die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein. Seit 2008 begleitet er Versuche zur Erfassung der Waldbirkenmaus in Schleswig-Holstein.

Jannes Schulz

Jannes Schulz, geb. 2003, war zum Zeitpunkt der Untersuchung Schüler an der Klaus-Groth-Schule in Neumünster. Er hat die als schwierig zu erfassen geltende Waldbirkenmaus zudem in Schweden und im Baltikum nachweisen können.

Literatur

- Borkenhausen P (2011) Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft mbH u. Co. KG, Husum.
- Diel A-L, Schulz B (2017) Erfassung der Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) in Schleswig-Holstein – Bericht über die Fangkampagne 2017. Unveröff. Fachgutachten.
- Glen AS, Cockburn S, Nichols M, Ekanayake J, Warburton B (2013) Optimising camera traps for monitoring small mammals. PLoS ONE 8: e67940., doi: 10.1371/journal.pone.0067940.
- Herden C, Schulz B, Borkenhausen P, Møller JD (2010) Erfassung der Waldbirkenmaus in Schleswig-Holstein – 2. Fangkampagne 2009/2010. Unveröff. Endbericht.
- Kraft R, Malec F, Lüding H, Stille D, Hollre J, Müller J (2013) Aktuelle Nachweise der Waldbirkenmaus, *Sicista betulina* (Pallas, 1779) im Bayerischen Wald. Säugetierkundliche Informationen 9:95-104.
- Kraft R, Malec F, Lüding H, Stille D, Hollre J, Müller J (2016) Die Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) im Bayerischen Wald - Aktuelle Nachweise und Methodentests für ein Monitoring im Rahmen der FFH-Richtlinie. Säugetierkundliche Informationen 10:155-174.
- Malec F, Stille D, Kraft R, Müller J, Lüding H (2015) Weitere Nachweise der Waldbirkenmaus, *Sicista betulina* (Pallas, 1779), im Bayerischen Wald. Säugetierkundliche Informationen 9:429-434.
- Mc Cleery RA, Zweig CL, Desa MA, Hunt R, Kitchens WM, Percival HF (2014) A novel method for camera-trapping small mammals. Wildl. Soc. Bull. 38:887-891, doi:10.1002/wsb.447.
- Meinig H, Schulz B, Kraft R (2015) Die Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) bringt Säugetierkundler an die Grenzen - Wie geht man mit Verantwortungen und EU-Verpflichtungen bei nicht erfassbaren Arten um? Natur und Landschaft 5:14-223, doi: 10.17433/5.2015.50153332.214-223.
- Mohr E (1951) Die Birkenmaus. Die Heimat 58:196.
- Molyneux J, Pavey CR, James AI, Cartew SM (2017) The efficacy of monitoring techniques for detecting small mammals and reptiles in arid environments. Wildlife Research 44:534-545, doi: 10.1071/WR17017.
- Møller JD, Asbjørk S, Baagøe HJ, Häkansson B, Jensen TS (2011) Projekt Birkemus. Naturhistorisk Museum Århus, [https://mst.dk/me dia/116627/projekt_birkemus.pdf](https://mst.dk/media/116627/projekt_birkemus.pdf), letzter Zugriff am 18.10.2021.
- Piläts V, Piläte D (2012) Discovery of *Sicista betulina* far in the north outside the known distribution range. In: Schulz B (Hg.) 1st International Expert Exchange – The Northern Birchmouse (*Sicista betulina*), October 28–30 2012, Kiel-Molfsee, Germany. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Molfsee.
- Resch S, Blatt C (2017) Die Birkenmaus (*Sicista betulina*) im Mühlviertel – Erstnachweis im Leonfelder Hochland. ÖKO-L 39/1:11-12.
- Stille D, Kraft R, Lüding H (2018) Die Waldbirkenmaus (*Sicista betulina*) im Bayerischen Wald - FFH-Monitoring einer schwer erfassbaren Kleinsäugerart mit Hilfe von Wildkameras. Anliegen Natur 40:8.
- van der Kooij J, Bína P, Møller JD, Grahn J, Sattar-vandi A, Abrahamsson Å, Schulz B, Schulz J (2016) Buskmus – nya inventeringsmetoder. Fauna och Flora 111:32-39.
- van der Kooij J, Møller JD (2017) The birch mouse *Sicista betulina* in Bergslagen , Sweden: Development of inventory methods. Naturformidling van der Kooij. + Appendix (in norwegian). doi: 10.13140/RG.2.2.21213.82403.
- van der Kooij J, Møller JD (2018) The birch mouse *Sicista betulina* in Frostviken, Sweden: Development of inventory methods. Naturformidling van der Kooij.

Open Access

» Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.

Camera-trap assisted monitoring of presence and ecology of the hazel dormouse

Kamerabasiertes Monitoring der Präsenz und Ökologie der Haselmaus

Nina Villing, Lena Horst

nina@villing.de, L.horst@live.de

Schlüsselbegriffe:

Rodentia, Haselmaus, *Muscardinus avellanarius*, Kamerafallen, zeitliche Aktivität, Habitat, Spezies

Zusammenfassung

Die Einflüsse von Habitatparametern und das Vorkommen anderer Arten auf die Haselmaus sowie die Aktivitätsphasen dieser Art wurden mit Kamerafallen und Lockmittel in isolierten Straßenrandhabitaten im Westen Schleswig-Holsteins und Osten Hamburgs untersucht. Die gemittelte Anzahl von Nächten bis zum ersten Nachweis betrug $5,88 (\pm 4,55)$ und Individuen wurden oft nur einmal gesichtet. Ein Muster von drei nächtlichen Aktivitätsschüben konnte festgestellt werden. Anwesenheit einer großen Waldfläche und Haselsträuchern sowie die Abwesenheit von Wald- und Gelbhalsmäusen hatten einen positiven Effekt auf die Anwesenheit von Haselmäusen an den Kamerastellen.

Keywords:

Rodentia, *Muscardinus avellanarius*, camera traps, temporal activity, habitat, species

Abstract

Influences of habitat parameters and presence of other species on hazel dormouse presence as well as the temporal patterns of this species were investigated with camera traps and bait in isolated roadside habitats in western Schleswig-Holstein and eastern Hamburg. The mean number of trapping nights to first detection of the focal species was $5.88 (\pm 4.55)$ and individuals often visited only once, but a pattern of three peaks of activity during the night could be discerned. Forest size and presence of hazel, as well as absence of wood mice and yellow-necked mice were detected to have a positive effect on hazel dormouse presence at the camera sites.

1. Introduction

The most commonly used methods to detect hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) are nest boxes/tubes (Bright & MacPherson 2002), searching for natural nests (Foppen et al. 2002) or for gnawed hazelnuts (Bright, Mitchell & Morris 1994), as well as live-trapping (Berg & Berg 1999) and track tunnels (Mills et al. 2016). Most of these survey techniques by themselves do not give insight into correlation of habitat parameters or occupation of other species on dormice or their temporal patterns. On behalf of the Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein and the Department

of Environment and Energy Hamburg, these factors of interest for effective implementation of future conservation efforts for the declining population numbers (Bright et al. 2006; Büchner et al. 2010), were therefore investigated with the use of camera traps.

2. Methods

Within three zones of interest, two in Schleswig-Holstein along the motorway A24 and one in Hamburg, 85 camera sites were surveyed gradually for 14 nights each from the 7th of August 2017 until the 23rd of

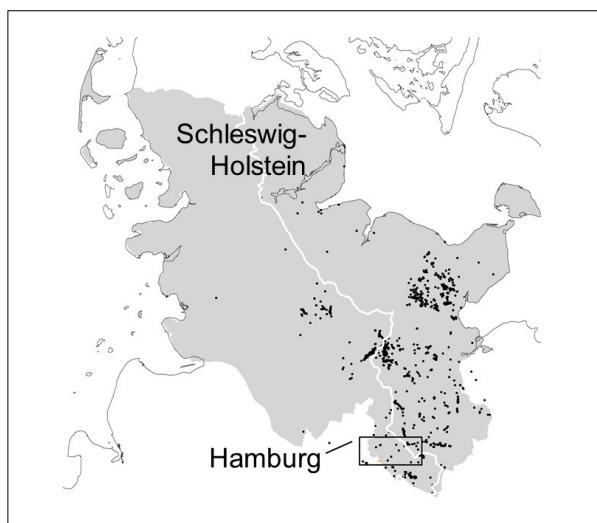
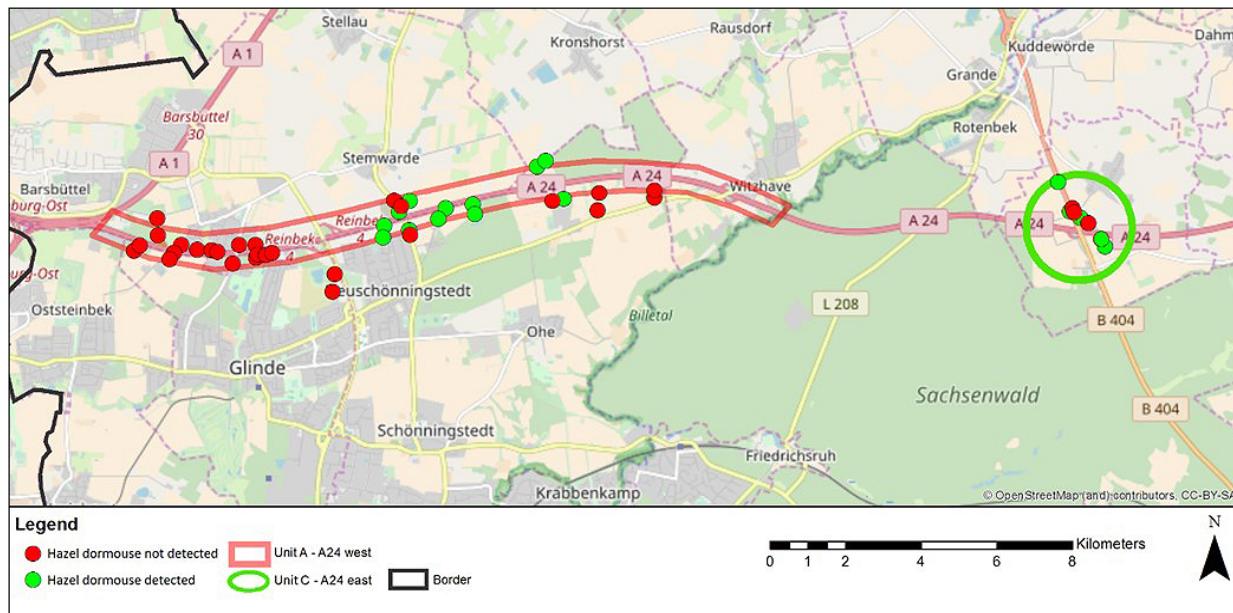


Fig. 1a (above): Study region (black rectangle) in southern Schleswig-Holstein (grey) and the southeast of Hamburg, west of the border between atlantic and continental region (white line) in relation to all historical and recent dormouse findings (black dots).

Fig. 1b (at the top): location of 47 camera sites of units A (A24 west, 39 camera sites) and C (A24 east, 8 camera sites) displaying successful (green) and failed detection (red) of hazel dormouse presence. Map created using ArcGIS® software by Esri.

October 2017. The first 36 sites were surveyed a second time during the month of September to eliminate concerns of no detected dormouse presence being the result of a start too early in the season. Camera traps modified for documentation of small animals over a short distance (20 – 70 cm) and equipped with infrared flash were set to take a burst of 3 photos per detection and a delay of 30 seconds. The cameras fa-

ced a wooden board baited with peanut butter and strawberry jam, around which a selection of 12 habitat parameters (Bright & Morris 1990; Bright et al. 2006) were assessed in a 20 m radius.

3. Results

In total, 349,920 photos were taken, of which the data from the 17 sites with hazel dormouse detection were processed further. Ultimately 1.5 % of the original total and 9.9 % of the pictures processed recorded hazel dormice. Hazel dormouse presence was detected to the north and south along an approximately 2.68 km stretch of the A24 motorway (Unit A), and findings of previous years further to the east along the A24 (Unit C), around the crossing with the federal highway B404, were reconfirmed (Schulz et al. 2012; see fig. 1). No occurrences were documented in Hamburg.

The most frequently recorded species, appearing on 77.8 % of the pictures on hazel dormouse sites, were the on visual records indistinguishable species of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and yellow-necked mice (*A. flavicollis*), collectively named *Apodemus sp.* (see tab. 1).

At 11 out of the 17 successful sites, hazel dormice were only recorded during one of the 14 sampling nights. At two of the successful sites, both within the same area (ca. 200 m apart), dormice were continu-

ously recorded on 13 nights. The same two sites were also responsible for 95 % of the total of all hazel dormouse pictures.

The mean number of trapping nights to first detection of a hazel dormouse was 5.88 (\pm 4.55). The earliest first detection took place on the first night after installation, the latest during the 13th night.

The occurrence of *Apodemus* species (see fig. 2) was found to have a slightly negative effect on hazel dormouse presence, with the chance of hazel dormouse occupancy at sites where *Apodemus* sp. were not present being 1.28 times higher than at sites where they were found.

Tab. 1: Recorded species, given is the number of camera sites with records during period 1 (85 camera sites) and period 2 (36 camera sites).

Species	Period 1 (N = 85)	Period 2 (N = 36)
<i>Muscardinus avellanarius</i>	17	0
<i>Apodemus</i> sp.	76	34
<i>Apodemus agrarius</i>	2	0
<i>Myodes glareolus</i>	30	13
<i>Micromys minutus</i>	0	2
<i>Sciurus vulgaris</i>	33	15
<i>Rattus norvegicus</i>	28	6
<i>Soricidae</i> sp.	1	0
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	0
<i>Lepus europaeus</i>	1	1
<i>Martes martes</i>	2	2
<i>Martes foina</i>	0	1
<i>Mustela putorius</i>	1	0
<i>Mustela erminea</i>	1	0
<i>Felis catus</i>	3	1
<i>Procyon lotor</i>	1	0
<i>Capreolus capreolus</i>	3	2

Correlation between hazel dormouse detection and habitat parameters shows that presence of hazel within 20 m of the camera site (Cramer's V = 0.366; p = 0.012), placement of the baited board directly in hazel (Cramer's V = 0.587; p < 0.001) and a larger size of surrounding forested area (Cramer's V = 0.562; p = 0.002) were heavily associated with hazel dormouse detection.

Temporal activity of the hazel dormouse shows three clear peaks: the first after dawn, the second around midnight and the third before dusk (see fig. 3).

4. Discussion

The temporal pattern of three activity peaks during the night suggests a similar pattern as is known in other mouse species (Hoogenboom et al. 1984). Hazel dormice returning very few times or even not at all after their first visit emphasises the profound effect a single moment of camera malfunction could have on accurate detection rates. Anomalies such as the far above average of records and returns within one area suggest possible variables and influences of importance.

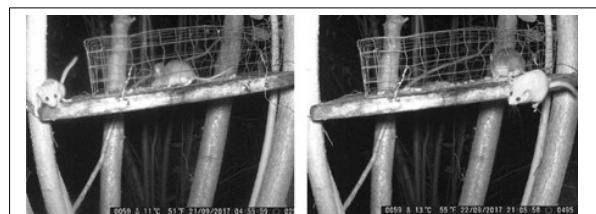


Fig. 2: Hazel dormouse climbs on the baited board while *Apodemus* sp. is feeding on the bait.

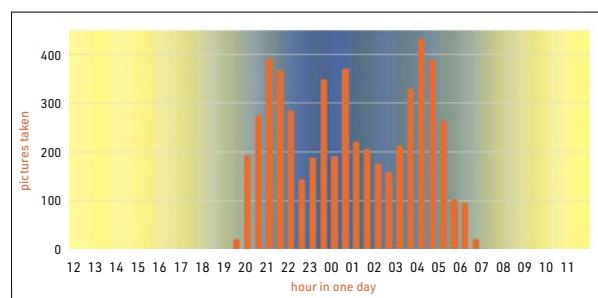


Fig. 3: Temporal presence of hazel dormice on the boards at all 17 camera sites, shown as amount of pictures taken during each 30-minute interval.

ce for the species that were not taken into account and need to be investigated further. It is uncertain whether the negative influence of *Apodemus* species was due to interspecies competition for resources in the area or merely increased depletion of the bait due to sheer numbers of *Apodemus*. Especially of interest is the one occasion where the species were documented on the board simultaneously, which occurred at one of the anomalous two sites with the overwhelming majority of dormouse records.

The importance of presence of hazel (*Corylus avellana*) and larger forested areas for habitat preference was reaffirmed (Juškaitis & Šiožintytė 2008; Bright et al. 2006). The possible link of camera-/bait-placement

within the hazel tree itself in order to increase detection rates is critical for further research using the same method. For presence determination on a larger scale, the commonly applied practices of using nest boxes and tubes as well as searching for nests and gnawed nuts may be more feasible and less likely to return false negatives. This is especially true when financial budget, investment of time and susceptibility to malfunction are of concern. However, camera traps have certainly proven themselves useful when more in depth analysis of ecology than mere detection of hazel dormouse presence is of interest and are invaluable for observations of interspecies interactions.

Acknowledgements

We would like to thank the Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein for the supply of camera-traps and the road administration (LBV-SH) for letting us make investigation on mainly their property.

Authors

Nina Villing

Nina Villing studied Animal Management at Van Hall Larenstein - University of Applied Sciences (2018: BSc). She then studied Animal Sciences at Wageningen University (2020: MSc). Currently she works as a Field Assistant at the at the Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Animal Ecology.

Lena Horst

Lena Horst studied Animal Management at Van Hall Larenstein - University of Applied Sciences (2018: BSc).

References

- Berg L, Berg A (1999) Abundance and survival of hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in temporary shrub habitat: a trapping study. *Annales Zoologici Fennici* 36:159–165.
- Bright PW, Morris PA (1990) Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in Southwest England. *Biol. Conserv.* 54:307–326.
- Bright PW, Mitchell P, Morris PA (1994) Dormouse distribution: Survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. *Journal of Applied Ecology* 31:329–339.
- Bright PW, MacPherson D (2002) Hedgerow management, dormice and biodiversity. *English Nature Report* 424.
- Bright PW, Morris PA, Mitchell-Jones T (2006) The dormouse conservation handbook. Second edition. English Nature, Peterborough (UK).
- Büchner S, Lang J, Jokisch S (2010) Monitoring der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* in Hessen im Rahmen der Berichtspflicht zur FFH-Richtlinie. *Natur und Landschaft* 8:334–339.
- Foppen RPB, Verheggen LSGM, van der Meij T (2002) Handleiding meetnet hazelmuizen. Zoogdiervereniging VZZ, Arnhem.
- Hoogenboom I, Daan S, Dallinga JH, Schoenmakers M (1984) Seasonal change in the daily timing of behaviour of the common vole, *Microtus arvalis*. *Oecologia* 61:18–31.
- Juškaitis R, Šiožinyte V (2008) Habitat requirements of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the fat dormouse (*Glis glis*) in mature mixed forest in Lithuania. *Ekológia (Bratislava)* 27:143–151.
- Mills CA, Godley BJ, Hodgson DJ (2016) Take only photographs, leave only footprints: Novel applications of non-invasive survey methods for rapid detection of small, arboreal animals. *PLoS ONE* 11:1–12.
- Schulz B, Ehlers S, Lang J, Büchner S (2012) Hazel dormice in roadside habitats. *Peckiana* 8:49–55.

Open Access

»> This article is published under the Creative Commons Attribution 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>). Please note that individual, appropriately marked parts of the article may be excluded from the license mentioned or may be subject to other copyright conditions. If such third party material is not under the Creative Commons license, any copying, editing or public reproduction is only permitted with the prior consent of the respective copyright owner or on the basis of relevant legal authorization regulations.

Muntjacs (*Muntiacus reevesi*) in Schleswig-Holstein – Beginn einer Invasion, erfolgreiche Bekämpfung oder beides ein bisschen?

Muntjacs in Northern Germany - start of an invasion, successful management or both a bit?

Björn Schulz, Peter Borkenhagen

Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft (FÖAG) e.V., c/o Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, bjoern@foeag.de, borkenhagen.sag@t-online.de

Schlüsselwörter:

Neobiota, Aussetzung, Schleswig-Holstein, Jagd, Ausrottung

Zusammenfassung

In Schleswig-Holstein treten seit 2015 immer wieder Individuen der als invasiv eingestuften Chinesischen Muntjaks auf. Das Geschehen um die mutmaßlich illegal freigelassene Population bei Kosel im Kreis Rendsburg-Eckernförde konnte von den Autoren intensiver begleitet werden. Sie beschreiben die möglichen Hintergründe einer Freilassung, den Verbleib der Tiere, dabei bisher eingesetzte Fangmethoden und vorstellbare weitere Methoden sowie die potenziellen ökologischen Auswirkungen von Muntjaks und die rechtlichen Hintergründe.

Keywords:

invasive animal, release, Schleswig-Holstein, hunt, eradication

Abstract

In Schleswig-Holstein repeatedly invasive Chinese muntjacs have been documented since 2015. The authors describe especially the fate of a small population near Kosel (district of Rendsburg-Eckernförde), which was presumably illegally released. They further describe the possible background of the release, the fate of single animals, the use of trapping methods as well as the potential ecological effects of muntjacs and finally the legal background.

1. Einleitung

Muntjaks gehören zu einer Gattung von Hirschartigen, die sich durch ihre geringe Körpergröße (bis 33 kg, nur Riesenmuntjaks *Muntiacus vuquangensis* auch bis 50 kg), durch ein höchstens einfach verzweigtes und kleines Geweih mit hohen Rosenstöcken sowie den aus dem Maul ragenden Eckzähnen auszeichnen. Ihr natürliches Verbreitungsgebiet ist auf das südostliche Asien beschränkt. Zu dieser Gattung gehören nach Burgin et al. (2020) 13, nach Groves & Grubb (2011) 16 Arten, von denen einige erst in jüngerer Zeit entdeckt und beschrieben wurden. Der Chinesische Muntjak oder Reeves' Muntjak (*Muntiacus reevesi* Ogilby 1839) ist die Muntjak-Art mit dem größ-

ten Verbreitungsgebiet. Neben dem natürlichen Areal im südöstlichen China (Timmings & Chan 2016) gibt es heute angesiedelte Populationen dieser Art im gesamten Vereinigten Königreich (nach Dick et al. 2009 zusätzlich auf Irland), dessen Gründerpopulation in Südmittelengland im Jahr 1901 zusammen mit den später wieder verschwundenen Indischen Muntjaks (*Muntiacus muntjac*) freigelassen wurde (Chapman 1996). Auch in Frankreich wurden von 2013 bis heute mehrere Funde gemeldet, so dass dort mit etablierten Beständen gerechnet werden muss (Blottiere 2018). Auf dem europäischen Festland sind den Autoren keine weiteren Populationen bekannt, die über Jahre Bestand hatten oder in denen Freilandreproduktion nachgewiesen werden konnte. In der umfangreichen Darstellung

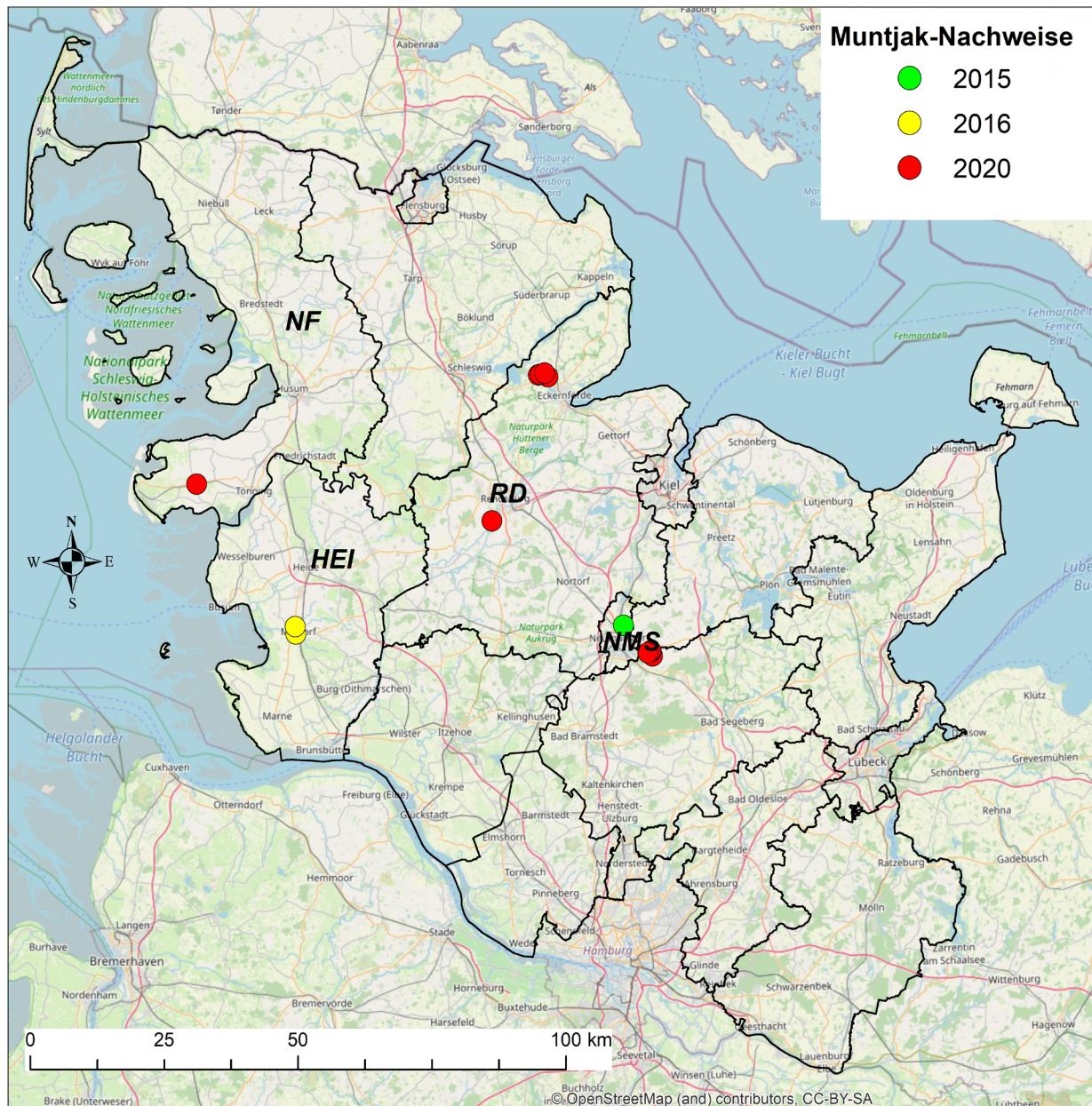


Abb. 1: Muntjak-Nachweise der jüngeren Vergangenheit in Schleswig-Holstein (Punktansammlung im nördlichen Kreis RD zwischen Eckernförder und Schleswig = Koseler Bestand, Punktansammlung östlich von NMS = Kummerfelder Bestand).

des CABI (2021) umfasst die Verbreitungskarte neben den Britischen Inseln Frankreich, Niederlande, Belgien und Korsika.

Muntjaks müssen nach der EU-Verordnung 1143/2014 in den Mitgliedsstaaten der EU aufgrund der von ihnen ausgehenden Gefährdung der Biodiversität sofort aus der Natur entnommen werden – nur im Falle einer bereits weiten Verbreitung unterliegen sie dem einfachen Management. Im Vergleich zu anderen invasiven Arten, die sich bereits an vielen Stellen Europas etabliert haben, scheint die Ausrottung der wenigen bekannten

Muntjak-Populationen noch möglich zu sein, sofern keine wesentlichen Fehler gemacht werden oder Versäumnisse eintreten.

Aktuelle Daten aus Schleswig-Holstein zeigen, dass es – anders als die derzeit gültige Rote Liste der Säugetiere (Meinig et al. 2020) darstellt – bereits seit mehreren Jahren bestehende und vermutlich reproduzierende Freilandpopulationen in Deutschland gibt. Es muss von einer akuten Invasionsgefährdung ausgegangen werden, was schnelles und entschiedenes Handeln erforderlich macht. Anhand von zwei Lokalitäten mit

Tab. 1: Muntjak-Nachweise in Schleswig-Holstein.

Jahr	Zeitraum	Ort	Kreis	n	Beschreibung
2015	5.9.	Neumünster	NMS	1	Sichtmeldung mit Foto
2016	Feb.-März Herbst	Meldorf	HEI	1	div. Fotonachweise Fund von totem Ind. nach Verkehrsunfall
	14.7.	Neumünster	NMS	1	Sichtmeldung mit Foto
2020	28.1. seit 23.3.	Arnis Kosel	SL RD	1 ≥ 10	Todfund Entnahme & Fang andauernd; bis Nov. 8 Ind. entweder tot aufgefunden oder lebend gefangen
	15.4.	Vogelsang- Grünholz	RD	1	Sichtmeldung mit Foto
	seit 12.7.	Kummerfeld	SE	≥ 4	Entnahme andauernd, 2♂ ♂, 2♀ ♀ nach Entnahmegenehmigung von Jägern erlegt: „Vorkommen seit Jahren bekannt“
	31.7.	Tating	NF	1	1♂ nach Entnahmegenehmigung von Jäger erlegt
	28.9.	Schülp	RD	1	1♂ ertrunken aus dem Nord-Ostsee-Kanal (NOK) geborgen, am gleichen Ort Sichtung am 13.9.
	5.10.	Rickert	RD	1	Sichtung

individuenreicheren Muntjak-Beständen wird das im Sommer 2020 begonnene Beseitigungsvorhaben von Muntjaks in Schleswig-Holstein näher beleuchtet und diverse Hintergründe werden diskutiert.

2. Methoden und Ergebnisse

Die Autoren haben anhand einer Internet- und Literaturrecherche, der Daten des Landesartenkatasters (LLUR 2020) und ergänzenden Befragungen vor Ort sowie selbst erhobenen Daten die jüngeren Funde von Muntjaks in Schleswig-Holstein zusammengetragen. Bei den Tieren auf den vorhandenen Bildern handelt es sich mit größter Wahrscheinlichkeit um den Chinesischen Muntjak, Zwerg-Muntjak bzw. Reeves' Muntjak (*Muntiacus reevesi* Ogilby 1839), es haben allerdings keine morphologischen oder genetischen Untersuchungen zur Art-Überprüfung stattgefunden. Im Jahr 2015 wurden freilebende Muntjaks für Schleswig-Holstein gemeldet, die erste Beobachtung fand am 5.9.2015 in einem Privatgarten in den Außenbezirken von Neumünster (NMS) statt und am 26.9.2015 wur-

de darüber in der Lokalpresse berichtet (Ziehm 2015). Aus Meldorf (HEI) wurde berichtet, dass ein Muntjak erst monatelang durch Gärten streifte (Boyens Medien 2016, 2017) und dann im Herbst 2016 durch einen Verkehrsunfall ums Leben kam (Behnke, mdl. Mitteilung). Nach diesen Einelnachweisen in 2015 und 2016 häufen sich in 2020 die Meldungen von Muntjaks (Tab. 1), u.a. auch durch in den Medien verbreitete Aufrufe des LLUR zur Meldung von Muntjak-Sichtungen. Die überprüfbarer Hinweise (durch Fotobeleg, Kadaver oder lebendes Tier) sind in der Abbildung 1 dargestellt, auf die Darstellung von eingegangenen, aber nicht überprüfbarer Hinweisen (analog SCALP-Kriterium C3, vgl. Molinari-Jobin 2003) wurde verzichtet.

Koseler Muntjak-Population

Am 25.3.2020 wurde den Autoren aus der Region Kosel von einer Privatperson gemeldet, dass sie seit 23.3.2020 mindestens drei Muntjaks in einem privaten Wald beobachten könne, in dem erst kürzlich ein „Gehege“ mit einem aufwändig instand gesetzten Wildschutzaun und Fütterungseinrichtungen errichtet worden sei und man befürchtete, dass die Tiere in

Kürze freigelassen werden sollen. Diese Meldung haben die Autoren umgehend an die zuständige Obere Naturschutzbehörde (LLUR) weitergegeben.

Seit dieser ersten Meldung im März 2020 sind viele weitere (auch eigene) Bildbelege, Sichtmeldungen ohne Beleg, aber auch in mobilen Schaf- oder Geflügelnetzen tot aufgefundene oder mit solchen Netzen lebend gefangene und dann in sichere Gehegehaltung überführte Tiere dokumentiert worden. Stand Mitte Oktober 2020 befanden sich acht Tiere in Gefangenschaft und vier weitere Tiere sind tot aufgefunden worden, mehrere Tiere dürften noch freilebend sein.

Anzunehmen ist, dass die Tiere bewusst ausgesetzt worden sind. Die Autoren haben in einem Internet-Tiermarkt ein veröffentlichtes Kaufgesuch vom 21.2.2020 aus dem nahe bei Kosel gelegenen Kappeln gefunden „suche Muntjaks m/w zu kaufen zur tiergerechten Haltung in weitläufigem Gehege. Biete guten Preis. Gern auch Jungtiere“. Es ist nicht unwahrscheinlich, dass es sich bei den freigelassenen Tieren um die per Annonce gesuchten Tiere handelt. Interessant wird sein, ob eine verantwortliche Person ermittelt werden kann und wie dem Satz 33 der EU-Verordnung 1143/2005 gefolgt wird, der Sanktionen fordert, die „dem Grundsatz der Kostenerstattung und dem Verursacherprinzip Rechnung tragen.“

Kummerfelder Muntjak-Population

Den Kummerfelder Jägern sind nach eigenen Angaben freilebende und möglicherweise aus einer ortsbekannten Haltung entflohen und sich auch reproduzierende Muntjaks seit mehreren Jahren bekannt. Sie würden sich bisher sehr ortstreu in einem Umkreis von 1 km aufhalten, wenngleich in einer Entfernung von 3 km ein Verkehrsunfall mit Muntjak gemeldet worden sein soll (Bilder davon konnten nicht ermittelt werden), was für einen größeren Aktionsraum oder eine größere Population spräche. Die im Sommer 2020 durch das LLUR ausgegebenen Entnahmegenehmigungen haben innerhalb von kurzer Zeit zum Abschuss von vier Muntjaks geführt, Bilder der erlegten Tiere sind nach jedem Abschuss dem LLUR übermittelt worden. Stand Mitte Oktober 2020 gehen die Jäger von weiteren freilebenden Muntjaks aus.

3. Diskussion

Mögliche Herkunft

Tierparks und Zoos sind als (ehemalige) Halter von Muntjaks bekannt. So hatte z.B. der Tierpark Gettorf 2015 (Kreis Rendsburg) ein Muntjakpärchen von Hagenbecks Tierpark erhalten ([Concentus-redivivus.de](#) 2020) und hält nach eigenen Informationen ([Tierparkgettorf.de](#) 2020) immer noch Muntjaks, allerdings handelt es sich dabei um Indische Muntjaks (*Muntiacus muntjak*). Im Kreis Segeberg (SE) ist der Oberen Naturschutzbehörde eine Privathaltung bekannt gewesen, in deren Umfeld es spätere Freilandfunde gab (Drews, mdl. Mitteilung). Schließlich werden Muntjaks trotz eines unionsweiten Handels- und Haltungsverbots auch in Schleswig-Holstein immer wieder zum Kauf angeboten oder von Käufern gesucht:

- Kaufgesuch von Muntjaks vom 21.2.2020 ([Quoka.de](#) 2020) aus dem Raum Kappeln (Schleswig),
- Verkaufsangebot von Muntjaks aus dem Raum Neustadt in Holstein ([Annoncen.org](#) 2020).

Die Herkunft der Koseler Chinesischen Muntjaks wurde bisher nicht aufgeklärt. Die Herkunft aus Tierparks und Zoo scheint aus o.g. Gründen ausgeschlossen, eine oder mehrere private und ungenehmigte Haltungen und die (absichtliche?) Ansiedlung ist wahrscheinlicher. Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Nähe erscheint den Autoren ein Zusammenhang mit dem Kaufgesuch vom 21.2.2020 aus Kappeln naheliegend.

Jagdliches Interesse als möglicher Ansiedlungsgrund

Muntjaks gelten als ortstreu und zeigen dabei Reviergrößen von wenigen hundert Metern Durchmesser (Chapman et al. 1993), womit sie für eine Ansiedlung in nur kleinen Jagdrevieren interessant sein könnten. Gleichzeitig gelten sie aufgrund ihrer normalerweise versteckten Lebensweise als jagdlich herausfordernd und das Wildbret der Tiere gilt als wertvoll, wenngleich unter Umständen Trichinen-belastet. Sie unterliegen zwar nicht dem Jagdrecht und dürften deshalb von Jägern auch nicht bejagt werden, doch erfolgt im Revier keine Kontrolle und eine Entnahme ist ausdrücklich erwünscht und wird deshalb auf Antrag durch die zuständigen Behörden schnell gestattet. Das Vorkommen von Muntjaks in einem Revier könnte für den Jagdrevierinhaber auch deshalb interessant sein, weil sie nicht wildschadensersatzpflichtig sind – durch Muntjaks entstandene Schäden muss ein Jagdausübungsberechtigter gegenüber dem Geschädigten



Abb. 2: Links oben: ein bei Kose (RD) im Schafsnetz verendetes Muntjak (26.3.2020); rechts oben: mit Baustahlmatten geschützte Futtereimer sind für Muntjaks leicht nutzbar (1.2.2021, in legaler Gehegehaltung); links mittig: ortsnahe Aufenthaltsorte von entlaufenen Muntjaks scheinen sich besonders für den Fang mit Hilfe von Zaunanlagen zu eignen (Kose, 24.5.2020); rechts mittig: eines der noch freilaufenden Tiere (mit entfernten Ohren? Kose, 25.6.2020); links unten: das bei Schülp (RD) aus dem NOK tot geborgene (säugende) Tier (28.9.2020); rechts unten: ein bei Kummerfeld (SE) erlegtes Muntjak (30.9.2020).

nicht ersetzen (siehe entsprechende Forumsdiskussion auf [WildundHund.de](#) 2018). Solche Regelungen können vom Gesetzgeber schnell nachgeholt werden, wie die Aufnahme der Neozoen Marderhund, Waschbär, Mink und Nutria in das Jagdgesetz als jagdbare

Wildarten (LJagdG SH 1999) zeigt. Das jagdliche Interesse an Muntjaks kann z.B. durch Jagdzeitschriften geweckt werden, denn Anbieter von Jagdreisen bewerben die kostenpflichtige Jagd auf Muntjaks und das Wasserreh (*Hydropotes inermis*) auf den briti-

schen Inseln z.B. mit dem Verweis auf die ungewöhnlichen Trophäen („Eckzähne, die seine Trophäe aussehen lassen, als käme sie aus einer ganz anderen – und viel dunkleren – Welt“, [Diana-Jagdreisen.de 2020](#)).

Möglich scheint, dass im nordöstlichen Schleswig-Holstein die Idee der Bereicherung von Jagdrevieren durch eingeführte Tierarten besonders verbreitet und damit die Hemmschwelle zur Ansiedlung weiterer Arten besonders niedrig ist. Im dortigen Umfeld sind größere und teils langjährig etablierte Vorkommen von eingeführten jagdbaren Arten wie Damhirsch (*Dama dama*), Sikahirsch (*Cervus nippon*) und Mufflons (*Ovis gmelini*) (Borkenhagen 2011, Wildtierkataster SH 2020) in teilweise bemerkenswert hohen Dichten (Greiser et al. 2020) vorhanden. Zudem kommen weitere jagdbare Neozoen wie Waschbär, Marderhund, Mink, Nutria oder Jagdfasan vor, während einheimische Arten wie Rothirsch (*Cervus elaphus*) nach ministerieller Erlasslage nicht vorkommen dürfen. Derzeit „unterdrücken“ die politisch-(jagd-)rechtlichen Rahmenbedingungen die einheimischen Arten, während das vorhandene Gefüge von Neozoen und Neuansiedlungen faktisch geduldet wird, wodurch möglicherweise ein „falscher“ Gewöhnungseffekt eingetreten ist („shifting baseline“, Clavero 2014). Aus ökologischer und wildtierbiologischer Sicht sind hier Anpassungen und effektive Handlungsstrategien sowie Aufklärungskampagnen pro einheimische Arten und contra invasive Arten am besten in Kooperation mit der aufgeklärten Jägerschaft dringend überfällig.

Fangmethoden

Mehrere der Koseler Tiere konnten in menschliche Obhut gelangen, nachdem sie sich in Geflügel- oder Schafnetzen („Euro-Netze“) verfangen hatten. Anfänglich geschah dies zufällig und ausschließlich an bestehenden Einzäunungen, ab Ende Juni hat einer der Autoren Schafnetze an die lokalen Helfer geliefert um deren Fangerfolg zu erhöhen. Durch Aufstellen an besonders geeigneten Stellen in Siedlungsnähe konnten die lokalen Helfer bis Oktober 2020 insgesamt fünf weitere Tiere unversehrt einfangen. Auch Chapman et al. (1987) betonen die Bedeutung von Netzfängen in britischen Vorkommensgebieten. Dort wurden die einige 100 m langen Netze jedoch zunächst flach ausgelegt. Mit Hilfe von geschultem Personal wurden Muntjaks in die Netze geleitet, durch Hochheben der Netze gefangen und zur Vermeidung von Verletzungen sofort befreit bzw. in auf Muntjak-Bedürfnisse abgestimmte Aufbewahrungsboxen überführt. Casaer et al. (2015)

diskutieren neben den Lebendfangmethoden (Netzfang, Fallenfang) vor allem verschiedene geeignete Abschussmethoden. Baiwy et al. (2013) verweisen darauf, dass Vorkommen von Muntjaks aufgrund ihrer geringen Größe und der versteckten Lebensweise meist erst dann wahrgenommen werden, wenn sie eine größere Population aufgebaut haben. Fangmethoden können ihrer Meinung nach effektiv sein, sollten aber immer an die lokalen Umstände angepasst werden, auch um das Tierwohl nicht zu gefährden. Die umfassendste Übersicht über Erfassungs- und Entnahmemethoden speziell von Muntjaks geben Dick et al. (2009). Auch in Schleswig-Holstein sollte sich das Invasionsartenmanagement der effektivsten Methoden bedienen und entsprechende personelle Kompetenzen aufbauen.

Mögliche Probleme durch Muntjaks

Muntjaks sind frühreif (mit 6 – 12 Monaten), haben ein hohes mögliches Lebensalter (bis 17 Jahre) und sind saisonal brunftig, d.h. Nachwuchs ist zu allen Jahreszeiten möglich (Chapman et al. 1984, Wagener et al. 2019). Einmal etablierte Bestände können also im Vergleich zu anderen Hirschartigen schnell wachsen. Da bereits junge Weibchen Nachwuchs führen können und vom Muttertier abhängiger Nachwuchs zu jeder Jahreszeit erwartbar ist (der aber nur selten sichtbar sein dürfte), sind an die Entnahmemethoden hohe tierschutzfachliche Anforderungen zu stellen, um das Tierwohl des Jungtieres nicht zu gefährden.

Muntjaks ernähren sich überwiegend phytopthag, haben aufgrund ihrer geringen Körpergröße einen besonders hohen Nährstoffbedarf und gehören damit dem „browser“ oder auch Konzentratselektierer-Typ an. Cooke et al. (2001) haben Auswirkungen von Muntjak-Fraß besonders an als Niederwald genutzten Baumbeständen (Hasel, Feldahorn und Esche) und begleitenden Kräutern beobachtet, während Gräser kaum genutzt wurden. Am ehesten dürfte der Einfluss von Muntjaks also mit dem von Rehen zu vergleichen sein und damit forstwirtschaftlich als potenziell problematisch beurteilt werden. Der Effekt von Muntjaks auf die Vegetation kann zudem einen Effekt auf andere phytophage Tiere haben. So weisen Pollard & Cooke (1993) darauf hin, dass Muntjaks die wichtigste Futterpflanze des Kleinen Eisvogels (*Limenitis camilla* L. 1764) ausgerechnet dort bevorzugt befressen, wo die Schmetterlinge ihre Eier ablegen, wodurch es zu einem dortigen Bestandsrückgang des auch in Schleswig-Holstein sehr seltenen Tagfalters (in SH RL 1, Kolligs 2003) gekommen ist.

Muntjaks sind keine reinen Pflanzenfresser, sondern ernähren sich ergänzend von lebenden und toten Tieren. Da sie kleine Wirbeltiere erbeuten können oder Vogeleier zu sich nehmen, ist innerhalb der Muntjak-Reviere von einer bislang nicht näher quantifizierbaren zusätzlichen Prädation der Bodenfauna und von Bodenbrütergelegen auszugehen.

Wie alle Säugetiere dürften auch Muntjaks Reservoir einer großen Zahl von Viren- und Bakterien-Arten sein und eine Fülle von Endo- und Ektoparasiten beherbergen und verbreiten. Wenngleich der Wissensstand hierüber sehr niedrig ist, sind sie dennoch als Überträger verschiedener Krankheiten bekannt, die auf einheimische Arten übertragen werden können (Wagener et al. 2019).

Im Vergleich zum ökologisch ähnlich eingenischten Reh könnten sich Muntjaks als konkurrenzstärker erweisen. So wird aus dem Vereinigten Königreich berichtet, dass Muntjaks in größeren Dichten vorkommen als Rehe (Dolman & Wäber 2008). Nicht zuletzt wegen dieser großen Dichte gehören Muntjaks in Teilen Englands zu den häufigsten Verursachern bzw. Opfern von wildbedingten Verkehrsunfällen (Langbein 2007).

Zukunft der Lokalpopulationen

Die Koseler Muntjak-Population wurde bis Oktober 2020 mehr als ein halbes Jahr beobachtet. In diesem Zeitraum konnten zwar immer wieder Tiere eingefangen und sicher verwahrt bzw. tote Tiere eingesammelt werden, gleichzeitig wurden aber immer wieder auch Sichtungen von weiteren im Freiland lebenden Tieren gemeldet. Zudem hat eines der gefangenen Weibchen kurz nach dem Fang ein Kitz gesetzt, so dass Reproduktion im Freiland wahrscheinlich ist. Versuche zu Ermittlung des noch freilebenden Bestandes haben nicht stattgefunden, sind nach Hemami et al. (2007) nicht einfach und die Nutzung von z.B. Wärmebildoptik wird empfohlen.

Freeman et al. (2015) haben innerhalb des bekannten Verbreitungsgebietes auf den britischen Inseln Proben von 176 Muntjak-Individuen genetisch untersucht und kommen zum Schluss, dass die gesamte Invasion der Art letztlich auf ein einzelnes Ansiedlungsereignis von nur wenigen Tieren (vier bis fünf Weibchen) und vermutlich anschließend mehrfachen aktiven Verfrachtungen zurückgeführt werden kann. Die Population in Kosel wurde von den Beteiligten zwischenzeitlich auf mehr als 20 Tiere geschätzt, Stand Oktober 2020 befanden sich acht Tiere in Gefangenschaft und vier Tiere waren bis dahin verstorben und einige Tiere liefen

noch frei herum. Nach den Ergebnissen von Freeman et al. (2015) kann die verbliebene Populationsgröße ausreichend sein, um sich zu etablieren und trotz der mutmaßlich geringen genetischen Vielfalt die Gründerpopulation für eine umfassende Besiedlung nicht nur Norddeutschlands darstellen. Die nahe Zukunft wird zeigen, ob die seitens der Landesbehörden für die Beseitigung der Population verwendeten Mittel und Werkzeuge ausreichend sind.

Wie hoch die Chancen auf ein natürliches Verschwinden der Population sind, kann nicht quantifiziert werden. Es sind wenige natürliche Faktoren bekannt, die einen Bestand reduzieren könnten. So beobachteten Cooke et al. (1996) die Reduktion einer britischen Lokalpopulation um 70 % während des besonders harten Winters 1962/63 durch Erfrieren, Verhungern und Prädatation durch Hunde.

Rechtliche Situation

Maßgeblich für die rechtliche Handhabung von freilebenden Muntjaks ist die „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“. Sie wurde in deutsches Recht übertragen durch das „Gesetz zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten vom 8. September 2017“. In der Folge sind das BNatSchG (um §40a ff.) und das BJagdG (um §28a) ergänzt worden, in denen die Entnahme von invasiven Arten geregelt wird. Danach ist der Jagdausübungsberechtigte (JAB) gemäß Jagdrecht am Management der invasiven Arten zu beteiligen (sofern dieses möglich und wirksam ist), er ist aber nicht zur Durchführung verpflichtet. Die Jagdbehörde kann jagdliche Maßnahmen auch selbst übernehmen oder einen Dritten beauftragen – bisher allerdings nur im Einvernehmen mit dem JAB, was von den Autoren als sehr kritisch angesehen wird, da dieses eine schnelle und effektive Entnahme behindern könnte.

(Ergänzung: Mit Beschluss des OVG Schleswig vom 15.9.2021 ist bei Vorkommen von Muntjak sofortiges Handeln geboten und damit das Einvernehmen mit dem JAB entbehrlich, (AZ 5 MB 22/21).)

Effektivität der verschiedenen ‚Beseitigungsaktionen‘ in Schleswig-Holstein

Anhand von mehreren Beispielen aus Schleswig-Holstein kann gezeigt werden, dass bei der effektiven

Tab. 2: Ergebnisse der Bemühungen zur Beseitigung von Muntjak-Vorkommen in Schleswig-Holstein (Stand: Ende 2020).

Ort	n Tiere	n erlegte / gefangene Tiere			n JAB mit Genehmigung
		gesamt	durch JAB	durch Nicht-Jäger	
Kosel (RD)	ca. 20	8	0	8	84
Kummerfeld (SE)	Mind. 5	4	4	0	2
Tating (NF)	1	1	1	0	1

Beseitigung einer invasiven Art besser auf mehrere Strategien zurückgegriffen und nicht auf die Funktionsfähigkeit nur einer einzigen Strategie gesetzt werden sollte. So war in Kosel eine größere Anzahl von Tieren auf eng umgrenzten Raum über einen Zeitraum von mehreren Monaten auch tagsüber und auf kurze Distanz anzutreffen, womit die besten Voraussetzungen für eine Entnahme erfüllt waren. Dennoch sind bei Kosel Muntjaks bisher ausschließlich durch private Nicht-Jäger gefangen worden oder haben sich in Zäunen verfangen und keines wurde mit jagdlichen Methoden erlegt, obwohl die Jagdausübungsberechtigten von Koseler Jagdbezirken über Monate hinweg gültige Entnahmegenehmigungen erhalten hatten. Unklar bleibt dabei, über wie viele Jagdbezirke das Streifgebiet der Muntjaks umfasst hat und wieviele JAB die Gelegenheit zum Abschuss gehabt hätten.

Für zukünftige Fälle sollte also davon ausgegangen werden, dass der Wille, die Fähigkeit oder sonstige Voraussetzungen zur erfolgreichen Beteiligung an Entnahmen nicht bei jedem „Entnahmegenehmigten“ vorhanden ist. Vielmehr sollten parallel weitere Entnahmestrategien angewendet werden oder auch Entnahmen ganz ohne Beteiligung von JAB umgesetzt werden, indem umgehend besonders geeignete Wildtiermanagement-experten beauftragt werden. Eventuell erforderliche Abstimmungen mit den Revierinhabern sollten einfach und schnell möglich sein, um Konflikte mit der Jagdausübung zu vermeiden. Zum einen dürften gerade Jäger großes Verständnis für die Notwendigkeit einer schnellen Entnahme von invasiven Arten in der frühen Phase der Invasion haben und hilfreich zur Seite stehen, zum anderen hat sich im Zuge von z.B. der Entnahmekaktion vom Wolf GW924m in Schleswig-Holstein gezeigt, dass die in einer Region oft namentlich bekannten Jäger bei ethisch besonders kontrovers diskutierten „Beseitigungsaktionen“ zu ihrem eigenen Schutz gar nicht beteiligt sein wollen (Rauterberg et al. 2019).

Auffallend hohe Erfolgsquoten hatte im Koseler Fall hingegen der Einsatz engagierter Nicht-Jäger, die über einige Monate hinweg vor allem durch strategisch günstig aufgestellte Schafzäune gleich mehrere Tiere meist unverletzt einfangen und dann in Abstimmung mit dem LLUR in eine sichere Gehegehaltung überführen konnten. Diese Schafzaun-Methode scheint insbesondere in Siedlungsnähe sicherer und auch im Hinblick auf den Tierschutz vertretbarer zu sein als der Abschuss.

Im Kummerfelder Fall hingegen sind im Vergleich nur sehr wenige (einzelne) Jäger ermächtigt worden, die dortigen Muntjaks zu entnehmen. Aufgrund der nur wenigen Sichtmeldungen aus der Bevölkerung kann angenommen werden, dass dort nur wenige Muntjaks vorkommen. Dennoch haben die wenigen JAB es innerhalb von kurzer Zeit geschafft, vier Muntjaks zu erlegen – hier hat die Beteiligung von JAB gute Erfolge gezeigt. Allerdings könnten auch hier ergänzende Strategien, z.B. durch Netzfang in befriedeten Bereichen, in denen keine Abschüsse möglich sind, dabei helfen, noch mehr Muntjaks der Natur zu entnehmen, denn lt. lokalen Aussagen werden im Siedlungsbereich immer noch Tiere gesichtet.

Muntjaks in anderen Bundesländern

In Rheinland-Pfalz sind 2018 diverse Muntjaks gesichtet worden und eine Allgemeinverfügung zum Abschuss der Individuen wurde erlassen (Mueef 2018), in 2021 ist dann erneut ein Tier gesichtet und erfolgreich gefangen worden (RP-Online 2021). In 2021 ist in Bayern ein freilebendes Muntjak Opfer eines Verkehrsunfalls geworden, nachdem in den Tagen zuvor ein Muntjak mit Hilfe einer Fotofalle dokumentiert wurde (Föhren 2021). Auf einem entsprechenden Portal der Europäischen Union sind weitere Einträge über Meldungen z.B. aus Hessen zu finden (European Commission 2021).

Fazit für die Praxis

Muntjaks können große Probleme verursachen, weshalb deren schnelle und vollständige Beseitigung aus der freien Landschaft nicht nur aus ökologisch-ökonomischen Gründen geboten, sondern für Behörden und Jagdrevierinhaber auch rechtlich verpflichtend ist. Die bisherigen Aussetzungen in Schleswig-Holstein dürften bei entsprechend energischem Vorgehen noch zu beseitigen sein, wodurch die nicht unwahrscheinliche Etablierung und Invasion noch verhindert werden kann. Dafür dürfte die Ermächtigung der Jäger nicht ausreichend sein, sondern weitere effektive Bekämpfungs- und zukünftige Kontrollmethoden müssen herangezogen werden. Weitere Ansiedlungsversuche müssen unbedingt verhindert werden, wobei auch Aufklärungskampagnen helfen dürften.

Danksagung

Den beiden Gutachtern danken wir für wertvolle Hinweise und Verbesserungen des Manuskripts. Den beteiligten Personen rund um Kosel und Kummerfeld danken wir für zahlreiche Meldungen von Beobachtungen, Fängen und sonstigen Ereignissen und v.a. für die Aktionen vor Ort. Henrik Schulz danken wir für die Fotos, dem LLUR für viele Infos und seine Aktivitäten, dem MELUND für diverse Auskünte, v.a. über die bestehende und zukünftig mögliche rechtliche Situation. Wir entschuldigen uns bei den Muntjaks, die nichts dafür können, hier von Unbekannten angesiedelt zu werden, aber aus gutem Grund als invasiv gelten. Wir lieben Muntjaks – aber nur im von ihnen selbst bestimmten Areal.

Autoren

Björn Schulz

Björn Schulz ist als in Kiel studierter und promovierter Agrarökologe haupt- und ehrenamtlich im Naturschutz in Schleswig-Holstein tätig. Die praktische Wiedervernetzung von Lebensräumen zieht sich als roter Faden durch seine Tätigkeiten. Dabei legt er nach Möglichkeit einen besonderen Schwerpunkt auf ausgewählte (Säuge)Tierarten.

Peter Borkenhagen

Peter Borkenhagen ist als promovierter Zoologe seit 40 Jahren ehrenamtlich als langjähriges Mitglied der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft und in enger Zusammenarbeit mit dem LLUR mit der faunistischen Erfassung von Säugetieren in Schleswig-Holstein beschäftigt. Seine Schwerpunkte sind gefährdete Arten und die Neozoen.

Literatur

- Annoncen.org (2020) Muntjak, Zwerghirsch, 1.0 günstig abzugeben, <http://schleswig-holstein-sierksdorf.annoncen.org/annonce-750357.html>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Baiwy E, Schockert V, Branquart E (2013) Risk analysis of the Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi*). Risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Cellule interdépartementale sur les Espèces invasives (CiEi), DG03. SPW / Editions.
- Blottiere D (2018) Sur la présence en France du cerf Muntjac. <http://especes-exotiques-envahissantes.fr/sur-la-presence-en-france-du-cerf-muntjac/>, letzter Zugriff 19.10.2021.
- Borkenhagen P (2011) Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- Boyens Medien (2016) Exotischer Hirsch in Meldorf's Gärten, [https://www.boyens-medien.de/artikel/dithmarschen/meldorf-muntjak-eine-invasive-art.html](https://www.boyens-medien.de/artikel/dithmarschen/exotischer-hirsch-in-meldorf-gaerten.html), letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Boyens Medien (2017) Muntjak eine invasive Art, <https://www.boyens-medien.de/artikel/dithmarschen/meldorf-muntjak-eine-invasive-art.html>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Burgin CJ, Wilson DE, Mittermeier RA, Rylands AB, Lacher TE, Sechrest W (2020) Illustrated Checklist of the Mammals of the World. Volume 2: Eulipotyphla to Carnivora. Lynx Edicions, Barcelona.
- CABI / Center for Agriculture and Bioscience International (2021): Datasheet *Muntjac reevesi*. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/74281>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Casaer J, Boone N, Devisscher S, Vercammen J, Adriaens T (2015) Best practice voor beheer van Chinese muntjak *Muntiacus reevesi* in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.7092003). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brüssel.
- Chapman DI, Chapman NG, Dansie O (1984) The periods of conception and parturition in feral Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi*) in southern England, based upon age of juvenile animals. *J. Zool.* 204: 575-578.
- Chapman NG (1996) Reeves' Muntjak (*Muntiacus reevesi*) in Großbritannien. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 42:173-179, doi: 10.1007/BF02242541.
- Chapman NG, Claydon K, Claydon M, Harris S (1987) Techniques for the safe and humane capture of freeliving muntjac deer (*Muntiacus reevesi*). *British Veterinary Journal* 143:35-43.
- Chapman NG, Claydon K, Claydon M, Forde PG, Harris S (1993) Sympatric populations of muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*): a comparative analysis of their ranging behaviour, social organization and activity. *Journal of Zoology* 229(4): 623-640, doi: 10.1111/j.1469-7998.1993.tb02660.x.
- Clavero M (2014) Shifting Baselines and the Conservation of Non-Native Species. *Conservation Biology* 28(5): 1434-1436, doi: 10.1111/cobi.12266.
- Concentus-redivivus.de (2020) Kuriose Hirsche aus China, <http://tierpark-test.concentus-redivivus.de/wordpress/blog/2015/02/09/muntjaks/>, letzter Zugriff am 19.10.2021.

- Cooke AS, Farrell L (2001) Impact of muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) at Monks Wood National Nature Reserve, Cambridgeshire, Eastern England. *Forestry* 74(3):241-250, doi: 10.1093/forestry/74.3.241.
- Cooke AS, Green P, Chapman NG (1996) Mortality in a feral population of muntjac *Muntiacus reevesi* in England. *Acta Theriologica* 41(3):277-286.
- Diana-Jagdreisen.de (2020) Muntjak, chinesisches Wasserreh und Damhirsch in Bedfordshire, <https://www.diana-jagdreisen.de/europa/england/muntjak-und-damhirsch-in-england>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Dick JTA, Provan J, Reid N (2009) Muntjac Knowledge Transfer: Ecology of introduced muntjac deer and appraisal of control procedures. Report prepared by the Natural Heritage Research Partnership. Quercus for the Northern Ireland Environment Agency, Northern Ireland (UK), doi: 10.13140/RG.2.2.19136.94724.
- Dolman PM, Wäber K (2008) Ecosystem and competition impacts of introduced deer. *Wildlife Research* 35:202-214, doi: 10.1071/WR07114.
- European Commission (2021) European Alien Species Notification System, <https://easin.jrc.ec.europa.eu/notsys>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Freeman MS, Beatty GE, Dick JTA, Reid N, Provan J (2015) The paradox of invasion: Reeves' muntjac deer invade the British Isles from a limited number of founding females. *Journal of Zoology* 298(1):54-63, doi: 10.1111/jzo.12283.
- Führer K (2021) Muntjak: Überraschende Entdeckung bei Wildunfall, <https://www.jagderleben.de/news/muntjak-ueberraschende-entdeckung-wildunfall-712732>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Greiser G, Krüger S, Martin I, Thelke F (2020) Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. Jahresbericht 2018. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Deutscher Jagdverband, Berlin.
- Groves C, Grubb C (2011) Ungulate Taxonomy. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Hemami MR, Watkinson AR, Gill RMA, Dolman PM (2007) Estimating abundance of introduced Chinese muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* using portable thermal imaging equipment. *Mammal Review* 37:246-254, doi: 10.1111/j.1365-2907.2007.00110.x.
- Husumer Nachrichten (2020) Jäger warnen: Muntjak bedroht heimische Tierwelt, <https://www.shz.de/29184897>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Kolligs D (2003) Schmetterlinge Schleswig-Holsteins. Wachholz, Neumünster.
- Langbein J (2007) National Deer-Vehicle Collisions Project – England (2003–2005). Deer Initiative Research Report 7/1, Wrexham.
- Meinig H, Boye P, Dähne M, Hutterer R, Lang J (2020) Rote Liste und Gesamtartliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten (2018) Allgemeinverfügung für den Abschuss von Muntjaks, einer invasiven Art von unionsweiter Bedeutung. Staatsanzeiger für Rheinland-Pfalz 29:769-770.
- Molinari-Jobin A, Molinari P, Breitenmoser-Würsten C, Wölfl M, Stanisa C, Fasel M, Stahl P, Vandel J-M, Rotelli L, Kaczensky P, Huber T, Adamic M, Koren I, Breitenmoser U (2003) The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. Council of Europe Publishing, Straßburg.
- Pollard E, Cooke AS (1993) Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on EGG-laying sites of the white admiral butterfly *Ladoga camilla* in a cambridgeshire wood. *Biological Conservation* 70 (2):189-191, doi: 10.1016/0006-3207(94)90287-9.
- Ogilby (1839) *Muntiacus reevesi*. In: GBIF | Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/species/2440946>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Quoka.de (2020) Suche Muntjaks zu kaufen zur tiergerechten Haltung in weitläufigem Gehege, https://m.quoka.de/tiermarkt/muntjak/kapeln/sc_48_ct_116347.html, letzter Zugriff am 23.6.2020.
- Rauterberg C, Hotsch N, Jacobsen J (2019) Problemwolf - Jagd macht Jägern Probleme, <https://www.ndr.de/nachrichten/schleswig-holstein/Problemwolf-Jagd-macht-Jaegern-Probleme/problemwolf118.html>, letzter Zugriff am 16.10.2020.
- RP-Online (2021) Seltener Muntjak-Hirsch ist eingefangen, https://rp-online.de/nrw/staedte/viersen/kreis-viersen-seltener-hirsch-ist-eingefangen_aid-58312295, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Tierparkgettorf.de (2020) Indischer Muntjak *Muntjac muntjak*, <https://tierparkgettorf.de/tiere-und-park/tierlexikon/details/indischer-muntjak.html>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Timmings J, Chan B (2016) *Muntiacus reevesi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016, <https://www.iucnredlist.org/species/42191/170905827>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Wagener MG, Henniger T, Molnár V, Ganter M (2019) Der Muntjak – Steckbrief einer invasiven Art. Deutsches Tierärzteblatt 67 (9):1240-1246.
- Wildtierkataster SH (2020) Die Fauna (Tierwelt) Schleswig-Holsteins, <https://www.wildtier-kataster.uni-kiel.de/pages/tierarten.php>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- WildundHund.de (2018) Muntjak in Rheinland-Pfalz - Forumsbeiträge div. Mitglieder, <https://forum.wildundhund.de/threads/muntjac-in-rheinland-pfalz.118215/>, letzter Zugriff am 19.10.2021.
- Ziehm R (2015) Muntjak-Hirsch stromert durch Tungendorfs Gärten, <https://www.shz.de/10806656>, letzter Zugriff am 19.10.2021.

Open Access

» Der Artikel ist unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung 4.0 International veröffentlicht. Den Vertragstext finden Sie unter: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>. Bitte beachten Sie, dass einzelne, entsprechend gekennzeichnete Teile des Artikels von der genannten Lizenz ausgenommen sein bzw. anderen urheberrechtlichen Bedingungen unterliegen können.



Universitätsbibliothek Kiel
Leibnizstr. 9, 24118 Kiel, Deutschland
verlag@ub.uni-kiel.de
www.universitaetsverlag.uni-kiel.de