27. Februar 2021

Können intakte Gebirgsmoore in Zeiten des Klimawandels Refugien für seltene Libellenarten (Odonata) sein? Untersuchungen im Nationalpark Harz von 2017 bis 2020

Kathrin Baumann[1,2]

[1)] Nationalparkverwaltung Harz, Lindenallee 35, D-38855 Wernigerode (bis 30.06.2020)
[2)] ALNUS GbR, Lärchenweg 15a, D-38667 Bad Harzburg, k.baumann@alnus.de (seit 01.07.2020)

Abstract

Can intact mountain bogs be refuges for rare dragonfly species (Odonata) in times of climate change? Investigations in the Harz National Park from 2017 to 2020 – The emergence abundance of *Aeshna juncea, A. subarctica, Somatochlora alpestris, S. arctica* and *Leucorrhinia dubia* was studied on permanent plots in two intact raised bogs of the Harz Mountains from 2017 to 2020. After the extremely dry summer of 2018, a supplementary exuviae search with a special focus on *S. alpestris* has been carried out in a further total of 19 raised bogs and slope located soligenous bogs. As a result of the drought in 2018, the small pools of the raised bogs were lost as reproductive waters for all species except *S. arctica*. This species endured the drought best, but still suffered significant population losses. *Somatochlora alpestris* was most affected by the drought, with probably only a maximum of 150 imagines emerging in the entire Harz Mountains in 2020, distributed among a few waters that had not dried up or had dried up only briefly in 2018. It became apparent that the intact mountain bogs of the Harz Mountains are massively exposed to the consequences of climate change. They can only serve as refuges for dragonflies to a very limited extent.

Zusammenfassung

Die Schlupfabundanzen von *Aeshna juncea, A. subarctica*, *Somatochlora alpestris, S. arctica* und *Leucorrhinia dubia* wurden in den Jahren 2017 bis 2020 auf Dauerflächen in zwei intakten Hochmooren des Harzes untersucht. Nach dem extrem trockenen Sommer 2018 erfolgte in weiteren insgesamt 19 Hochmooren und soligenen Hangmooren eine ergänzende Exuviensuche mit besonderem Fokus auf *S. alpestris*. Infolge der Trockenheit im Jahr 2018 gingen die Schlenken der Hochmoore für alle Arten außer *S. arctica* als Reproduktionsgewässer verloren. *Somatochlora arctica* ertrug die Austrocknung zwar am besten, erlitt aber

dennoch deutliche Bestandseinbußen. Von der Trockenheit am stärksten betroffen war *S. alpestris*, denn im Jahr 2020 schlüpften im gesamten Harz vermutlich nur noch maximal 150 Imagines, die sich auf wenige im Jahr 2018 nicht oder nur kurzzeitig ausgetrocknete Gewässer verteilten. Es zeigte sich, dass die intakten Gebirgsmoore des Harzes den Folgen des Klimawandels massiv ausgesetzt sind. Als Refugien für Moorlibellen können sie nur noch sehr eingeschränkt dienen.

Einleitung

Der Harz weist eine Vielzahl intakter Moore auf, deren Libellenfauna seit dem Jahr 2000 intensiv untersucht wird (z.B. Baumann 2001, 2014b). Im besonderen Fokus stehen dabei die Hochmoore und die auf Schlenken spezialisierten Arten *Somatochlora alpestris* und *S. arctica*. Nachdem die „kälteliebende" *S. alpestris* im Harz noch Anfang der 2010er Jahre als die in den Hochmooren häufigste Libelle galt (Baumann 2014b), hat sich dort zuletzt eine deutliche Abnahme unterhalb von 850 m ü. NHN sowie eine Abundanzverschiebung zu Gunsten von *S. arctica* in allen Höhenlagen angedeutet; als ursächlich hierfür werden der globale Klimawandel und in dessen Folge insbesondere zu hohe bzw. zu stark schwankende Wassertemperaturen in den Schlenken vermutet (Baumann 2016). Da letztere Untersuchung auf der Auswertung nicht systematischer Exuvienaufsammlungen in zahlreichen Mooren über einen Zeitraum von 15 Jahren basierte, waren nur qualitative, jedoch keine quantitativen Aussagen zu Bestandsveränderungen der Arten möglich. Letztere sind nunmehr das Ziel einer im Jahr 2017 begonnenen Untersuchung, die auf möglichst vollständigen Exuvienaufsammlungen auf Dauerflächen in zwei Hochmooren basiert. Dabei sollte ursprünglich nicht nur die Bestandsentwicklung von *S. alpestris* und aller weiteren Arten untersucht, sondern auch ihre Einnischung und Vergesellschaftung betrachtet werden. Eine zentrale Frage sollte auch die Kontinuität der zur Reproduktion genutzten Schlenken sein.

Das eigentliche Ziel dieser zunächst auf eine Dauer von zehn Jahren angelegten Untersuchung musste jedoch bereits im Sommer 2018 revidiert werden, als die Hochmoore infolge monatelangen Niederschlagsmangels in bislang unbekanntem, geradezu dramatischem Ausmaß austrockneten. In den Jahren 2019 und 2020 konnte es daher nur noch um die Frage gehen, ob und inwiefern die verschiedenen Libellenarten diese Situation überstanden haben und welche Moorgewässer überhaupt noch eine Reproduktion ermöglicht haben. Das vorliegende Manuskript fasst deshalb zum einen die Ergebnisse der Dauerflächenuntersuchung von 2017 bis 2020 zusammen. Außerdem wird die Situation in insgesamt 17 weiteren Mooren betrachtet, in denen nach dem Extremsommer 2018 eine zusätzliche Exuviensuche mit besonderem Fokus auf *S. alpestris* erfolgt ist. Letztlich geht es um die Frage, ob die intakten Gebirgsmoore des Harzes in Zeiten des Klimawandels noch Refugien für seltene mooraffine Libellenarten sein können.

Untersuchungsgebiet

Hochharzer Moorgebiet

Untersuchungsgegenstand ist das Hochharzer Moorgebiet, das sich in einer Höhenlage von rund 705–1.110 m ü. NHN in den Bundesländern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt befindet und vollständig zum Nationalpark Harz gehört. Es umfasst u.a. rund 30 (weitgehend) intakte Hochmoore und etliche intakte soligene Hangmoore, die jeweils in Fichtenwälder eingebettet sind. Entscheidend für die Existenz dieser Moore sind die enormen Niederschlagsmengen, die im Hochharzer Moorgebiet rund 1.400–1.800 mm/Jahr betragen. Aufgrund der exponierten Lage im Norden Deutschlands sind die Temperaturen niedrig; auf dem Brocken, mit 1.141 m ü. NHN der höchsten Erhebung des Harzes, beträgt das Jahresmittel der Lufttemperatur (1981–2010) nur 3,5°C, und die natürliche klimatische Waldgrenze wird bereits auf rund 1.100 m ü. NHN erreicht (Hertel & Schöling 2011).

Bei den **Hochmooren** des Harzes handelt es sich um typische Gebirgsmoore, die überwiegend als Hang-, Sattel- oder Kammmoore ausgebildet sind (vgl. Jensen 1987, 1990; Beug et al. 1999) und dementsprechend durchweg eine gewisse Reliefenergie aufweisen. Mit einer einzigen Ausnahme erfahren sie wenigstens lokal einen Zustrom von Mineralbodenwasser, so dass sie als soli-ombrogen einzustufen sind (Jensen 1990). Je nach Relief ist in den Mooren ein natürliches Entwässerungssystem ausgebildet, d.h. das Wasser sammelt sich in flachen, unscheinbaren oder auch tief in den Torf eingegrabenen Rüllen. Aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen und trophischen Bedingungen sowie der Reliefunterschiede im mineralischen Untergrund ist in den Mooren ein vielfältiges Vegetationsmosaik ausgebildet, in das eine ebenso große Vielfalt an Schlenken eingebettet ist; deren Anzahl ist auf Tausende zu beziffern. Sie lassen sich grob in Erosionsschlenken und Verlandungsschlenken gliedern: **Erosionsschlenken** werden bei Regen oder während der Schneeschmelze von Wasser durchflossen, so dass sie vegetationsarm oder sogar -frei bleiben. Ihr Wasserstand kann dementsprechend recht schnell wechseln und sie lassen sich in temporär bzw. (nahezu) dauerhaft wasserführende Schlenken differenzieren. Die **Verlandungsschlenken** dagegen weisen keinen nennenswerten Wasserdurchfluss auf, so dass sich eine typische Vegetation z.B. aus Torfmoosen oder Sauergräsern wie *Eriophorum angustifolium* entwickeln kann. Die Hanglage der Moore und die hohen Niederschlagsmengen bedingen eine starke Wasserdynamik, die zu natürlichen Erosions- und Regenerationsprozessen führt; in der Folge können lokal kurzfristig Verlandungsschlenken in Erosionsschlenken übergehen und (mittelfristig) umgekehrt. Sowohl die dauerhaften Erosionsschlenken als auch die Verlandungsschlenken sind potenziell von Libellen besiedelbar. Größere bzw. tiefere Gewässer wie **Kolke,** wassergefüllte **Trichter** oder **Moorspalten** spielen in den Hochmooren nur eine sehr geringe Rolle; insgesamt sind lediglich rund 15 solcher Gewässer mit einer Fläche von 10–520 m^2 sowie einige noch kleinere Moorspalten vorhanden. Die Gewässertypen der Moore sind in Baumann (2014a) ausführlicher beschrieben.

Typischerweise an stärker geneigten Hängen, die aufgrund des schnell abfließenden Wassers keine Hochmoorbildung zulassen, sind **soligene Hangmoore** entwickelt. Sie werden auf ihrer überwiegenden Fläche von Wollgras-Torfmoosrasen bewachsen, die von Wasser durchrieselt werden. Im Zuge wasserdynamischer Prozesse können kleinere oder größere Rinnsale entstehen, die aber oft nur wenige Jahre Bestand haben bzw. ihren Lauf immer wieder verändern. Dauerhafte Quellbäche mit definiertem Lauf finden sich nur in wenigen Mooren. Schlenken gibt es in diesen Mooren lediglich vereinzelt, und nur wenige sind über einen Zeitraum von mehr als fünf Jahren stabil. Die Zahl der potenziell von Libellen besiedelbaren Gewässer ist erheblich geringer als in den Hochmooren.

Dauerflächen im Sonnenberger Moor und Brockenfeldmoor

Gegenstand von Dauerflächenuntersuchungen (s.u.) sind zwei der größten (weitgehend) intakten Hochmoore des Harzes. Das **Sonnenberger Moor** ist ein Sattel-Hang-Moor (Beug et al. 1999) mit einer waldfreien Fläche von insgesamt 53,7 ha, wovon 18,2 ha als Hochmoorkomplexe einzustufen sind (Baumann 2009). Der die Probeflächen umfassende Teil des Moores ist südexponiert und befindet sich auf einer Höhe von 765–775 m ü. NHN. Die Dauerflächen liegen überwiegend innerhalb natürlicher Hochmoor-Regenerationskomplexe und -Stillstandskomplexe und kleinflächig innerhalb eines Hochmoor-Wachstumskomplexes (vgl. Baumann 2009, Abb. 1) und umfassen ausschließlich natürliche Gewässer. In der westlichen Teilfläche beschränken sich diese auf Schlenken; es handelt sich überwiegend um Erosionsschlenken sowie um einige Verlandungsschlenken. In der östlichen Teilfläche finden sich Erosionsschlenken und eine große Verlandungsschlenke. Zudem tritt am unteren Ende eines Wachstumskomplexes Wasser aus, das sich in einem Rüllensystem sammelt. In dessen Verlauf sind zahlreiche „Rüllenschlenken" zu finden, die teils sehr tief sind und normalerweise ganzjährig von Wasser durchflossen werden.

Beim **Brockenfeldmoor** handelt es sich nach Beug et al. (1999) ebenfalls um ein Sattel-Hang-Moor. Seine waldfreie Fläche ist insgesamt 46,8 ha groß, wovon 15,8 ha als Hochmoorkomplexe einzustufen sind (Baumann 2009). Die Dauerfläche befindet sich in dem zur Oder entwässernden süd- bis westexponierten Teil des Moores auf 870–880 m ü. NHN innerhalb natürlicher Hochmoor-Regenerations- und -Stillstandskomplexe (vgl. Baumann 2009). In ihrem westlichen Teil grenzt sie an einen von alten Gräben durchzogenen gestörten Hochmoorbereich, umfasst selbst aber ausschließlich natürliche Gewässer. Bei der Mehrzahl von ihnen handelt es sich um Erosionsschlenken, zudem finden sich mehrere Verlandungsschlenken. Außerdem sind zwei kleine Rüllensysteme entwickelt: Bei der westlichen Rülle handelt es sich um eine rund 20 m lange, überwiegend vegetationsfreie, recht homogene und nur 20–30 cm eingetiefte Rinne, die bei stärkeren Regenfällen zu einem „reißenden Bach" wird. Im Osten findet sich ein vielgestaltiges Rüllensystem, das aus zahlreichen unterschiedlich strukturierten Rüllenschlenken besteht, die eine maximale Tiefe von rund 45 cm aufweisen.

Im Sommer 2018 fielen mit Ausnahme einzelner tiefer Rüllenschlenken im Sonnenberger Moor sämtliche Gewässer beider Dauerflächen über viele Wochen trocken. Die Austrocknung erfolgte in einem bis dato nicht bekannten Ausmaß (vgl. Abb. 3, 7).

Methodik

Libellenerfassung auf Dauerflächen in zwei Hochmooren von 2017 bis 2020

Im Brockenfeldmoor und im Sonnenberger Moor wurden im Frühjahr 2017 zwei Dauerflächen von jeweils 1 ha Größe angelegt. Sie wurden so platziert, dass sie eine große Zahl und eine ebensolche Vielfalt an potenziell von *S. alpestris* und *S. arctica* besiedelbaren natürlichen Gewässern (Schlenken und Rüllen) umfassen, die für die Hochmoore des Harzes repräsentativ sind. Die Abgrenzung der Probeflächen erfolgte letztlich rein pragmatisch, weil auf kleiner Fläche möglichst viele Gewässer untersucht werden sollten. Im Sonnenberger Moor besteht die Dauerfläche aus zwei rund 350 m voneinander entfernten Teilflächen, um sehr

Abbildung 1: Übersicht über den östlichen Teil der Dauerfläche im Sonnenberger Moor bei voller Wassersättigung des Moores im Oktober 2017. – **Figure 1.** Overview of the eastern part of the permanent observation area in Sonnenberger Moor at full water saturation of the bog in October 2017.

Tabelle 1: Definition der klassifizierten Gewässertypen in den Harzer Hochmooren und soligenen Hangmooren. – **Table 1.** Definition of the classified water body types in the raised bogs and slope located soligenous bogs of the Harz Mountains.

Klasse	Entstehung	Definition bzw. zugehörige Gewässer
Hochmoore		
Schlenke	natürlich	natürliche Schlenken aller Art, die sich nicht im Bereich erkennbarer Rüllen befinden
Rülle	natürlich	Rüllen mit allen zugehörigen Strukturen, d.h. inklusive schlenkenartiger Gewässer im Verlauf einer Rülle sowie auf ganzer Länge schlenkenartig ausgeprägter Rüllen
Kolk	natürlich	Kolke sowie Trichter und Moorspalten (vgl. BAUMANN 2014a); die Einheit subsummiert alle > 1 m tiefen, dauerhaft wasserführenden Gewässer unabhängig von ihrer Fläche
Ried	natürlich	Schwingrasen mit Wollgras- oder Schnabelseggen-Torfmoosrasen in soligenen Randbereichen der Hochmoore
Graben	anthropogen	alte Entwässerungsgräben im offenen Moor, die durch kaskadenartigen Verbau angestaut worden sind und sich dadurch in diverse einzelne Gewässer differenzieren lassen
Torfstich	anthropogen	historische Torfstiche, deren Vegetation wieder übergangs- bis hochmoorartig entwickelt ist und in die Sekundärschlenken und sehr vereinzelt noch etwas größere, kolkartige Gewässer eingebettet sind
soligene Hangmoore		
Quellbach	natürlich	alle klar erkennbaren Bachläufe inklusive kleiner Auskolkungen
Quellsumpf	natürlich	Bereiche mit diffusen Bachläufen bzw. Partien, die flächig von Wasser überrieselt werden; meist Wollgras-Torfmoosrasen oder Sauergrasbestände auf nacktem Torf
Schlenke	natürlich	schlenkenartige Gewässer aller Art

schwach bzw. stärker geneigte Moorbereiche abdecken zu können. Im Brockenfeldmoor ist dies durch eine geschlossene Fläche möglich.

Innerhalb der Dauerflächen wurden in den Jahren 2017–2020 an jeweils sieben bis neun Terminen im Mai und Juni (Hauptemergenzphase von *S. alpestris* und *S. arctica*) sowie ergänzend im Juli und teils auch August (zur Erfassung der Aeshniden) alle vorgefundenen Exuvien aufgesammelt. Neben der primären Ausrichtung der Sammlungstermine am realen Schlupfgeschehen wurde versucht, jeweils vor dem angekündigten Beginn von Schlechtwetterperioden bzw. schweren Gewittern eine Aufsammlung durchzuführen. Auf Basis der Sammlungsintervalle war mit aller Erfahrung der vergangenen 20 Jahre davon auszugehen, dass die

vorgefundenen Exuvien ≥ 95 % der geschlüpften Individuen von *S. alpestris* und ≥ 70 % der von *S. arctica* abdeckten. Bei *L. dubia* war ebenfalls eine Quote von ≥ 70 % anzunehmen, bei *A. juncea* und *A. subarctica* von ≥ 50 %.

Alle Gewässer mit Exuviennachweis wurden markiert und nummeriert, so dass die Zuordnung jeder Exuvie zu einem definierten Gewässer über alle vier Jahre möglich war. Es erfolgte zunächst nur eine Klassifizierung der Gewässer in „Schlenke" bzw. „Rülle" (vgl. Tab. 1).

Libellenerfassung in weiteren Hochmooren und soligenen Hangmooren von 2019 bis 2020

Nach dem extrem trockenen Sommer 2018 erfolgte in den Jahren 2019 und 2020 über die Dauerflächen hinaus in weiteren Mooren eine gezielte Suche nach *S. alpestris*. Einbezogen wurden die meisten (weitgehend) intakten Hochmoore und soligenen Hangmoore, in denen sich die Art in den Jahren zuvor noch reproduziert hatte und in denen Gewässer mit traditionell guter Wasserführung vorhanden waren; dies erfolgte unter der Annahme, dass die Larven der Art den Extremsommer 2018 nur hier überstanden haben können. Aus zeitlichen Gründen wurde die Exuviensuche auf diese traditionellen *alpestris*-Gewässer und weitere aufgrund ihrer Wasserführung geeignet erscheinende Gewässer inklusive der 2018 nicht ausgetrockneten Kolke und Trichter konzentriert. Obgleich die Untersuchung primär auf *S. alpestris* abstellte, erfolgte die Aufsammlung von Exuvien aller Arten.

Insgesamt wurden zwölf Hochmoore und sieben soligene Hangmoore untersucht. Sämtliche Gewässer mit Exuviennachweis wurden innerhalb der Hochmoore in „Schlenke", „Rülle", „Kolk", „Ried", „Graben" und „Torfstich" differenziert, innerhalb der soligenen Hangmoore in „Quellbach", „Quellsumpf" und „Schlenke" (siehe Definitionen in Tab. 1). Die innerhalb eines soli-ombrogenen Hochmoorkomplexes gelegenen Gewässer wurden immer vollständig den Hochmooren zugeordnet.

Untersuchung des Wasserregimes in zwei Hochmooren

Im Dezember 2018 wurden in zwei intakten Hochmooren insgesamt 25 Pegelmessstellen für ein Langzeit-Monitoring eingerichtet. Davon befinden sich 13 im Sonnenberger Moor, davon drei auf bzw. im direkten Umfeld der östlichen Dauerfläche; sie repräsentieren die hydrologische Situation in Hochmoor-Wachstums- und -Stillstandskomplexen (vgl. Jensen 1987; Baumann 2009). Jede Messstelle besteht aus einem 2 m langen, im Bereich der unteren 50 cm geschlitzten Kunststoffrohr und einem Datenlogger (TD-Diver, van Essen Instruments), der den Wasserstand im Rohr stündlich ermittelt. Vorversuche hatten gezeigt, dass der Moorwasserpegel vom Wasserstand in den Schlenken abweichen konnte. Offenbar befindet sich zumindest am Grund der Erosionsschlenken eine in gewissem Maß stauende Torfschicht, so dass der Wasserstand hier höher sein konnte als im Moorkörper an sich. Die Installation von Pegelmessstellen innerhalb der Schlen-

Tabelle 2: Anzahl der auf den Dauerflächen im Sonnenberger Moor (SM) und Brockenfeldmoor (BM) im Zeitraum von 2017–2020 gefundenen Exuvien mooraffiner Arten. Die Reihenfolge der Arten entspricht ihrer Bedeutung für diese Untersuchung. – **Table 2.** Number of exuviae of bog-related species found on permanent plots in the Sonnenberger Moor (SM) and Brockenfeldmoor (BM) during 2017–2020. The order of species reflects their significance with respect to this survey.

Jahr	*S. alpestris*			*S. arctica*			*A. subarctica*			*A. juncea*			*L. dubia*		
	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑
2017	45	44	**89**	74	117	**191**	1	2	**3**	10	9	**19**	26	9	**35**
2018	32	34	**66**	61	120	**181**	2	4	**6**	3	4	**7**	29	2	**31**
2019	–	1	**1**	22	27	**49**	1	–	**1**	–	–	**–**	–	–	**–**
2020	1	–	**1**	25	24	**49**	–	–	**–**	–	–	**–**	–	–	–
∑	**78**	**79**	**157**	**182**	**288**	**470**	**4**	**6**	**10**	**13**	**13**	**26**	**55**	**11**	**66**

ken erwies sich daher als nicht zielführend, so dass sich alle Messstellen außerhalb von Gewässern befinden. Als Nullpunkt bei den Wasserständen wurde die Mooroberfläche angenommen, bei Torfmoosrasen die Oberfläche der nicht komprimierten Moosdecke. Aktuell liegen ausgewertete Daten aus dem Sonnenberger Moor für den Zeitraum vom 1. Januar bis 14. Oktober 2019 vor. Sie werden den Niederschlagsdaten der Wetterstation in Braunlage (Deutscher Wetterdienst) gegenübergestellt, die sich in rund 7 km Entfernung befindet.

Ergebnisse

Dauerflächen: Artenspektrum, Abundanzen, Anzahl der besiedelten Gewässer

Auf den Dauerflächen im Sonnenberger Moor und Brockenfeldmoor wurden von 2017 bis 2020 in insgesamt 112 Gewässern Exuvien von insgesamt neun Arten gefunden. Neben den in Tabelle 2 aufgeführten moortypischen Arten *S. alpestris, S. arctica, L. dubia, A. subarctic*a und *A. juncea* wurden *Pyrrhosoma nymphula* (11), *A. cyanea* (1), *Libellula quadrimaculata* (3) und *Sympetrum danae* (12) in jeweils einzelnen bis wenigen Gewässern durch Exuvien nachgewiesen.

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum häufigste Art war *S. arctica*, von der insgesamt 470 Exuvien in 105 unterschiedlichen Gewässern gefunden wurden (Tab. 2, 3), d.h. sie reproduzierte sich in 94 % der Gewässer mit Exuviennachweis irgendeiner Libellenart. Am zweithäufigsten war *S. alpestris* mit 157 Exuvien in 42 Gewässern (38 %). Von *L. dubia* wurden 66 Exuvien in 13 Gewässern gefunden, von *A. juncea* 26 Exuvien in zehn Gewässern und von *A. subarctica* zehn Exuvien in sieben Gewässern.

Tabelle 3: Anzahl der auf den Dauerflächen im Sonnenberger Moor (SM) und Brockenfeldmoor (BM) im Zeitraum von 2017–2020 ermittelten Schlupfgewässer mooraffiner Arten. – **Table 3.** Number of breeding waters of bog-related species found on the permanent plots in the Sonnenberger Moor (SM) and Brockenfeldmoor (BM) during 2017–2020.

Jahr	*S. alpestris*			*S. arctica*			*A. subarctica*			*A. juncea*			*L. dubia*		
	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑
2017	16	17	**33**	34	37	**71**	1	2	**3**	6	4	**10**	8	2	**10**
2018	11	16	**27**	28	39	**67**	2	3	**5**	3	3	**7**	6	2	**8**
2019	–	1	**1**	12	13	**25**	1	–	**1**	–	–	**–**	–	–	**–**
2020	1	–	**1**	10	12	**22**	–	–	**–**	–	–	**–**	–	–	–
∑	**21**	**21**	**42**	**51**	**54**	**105**	**4**	**3**	**7**	**6**	**4**	**10**	**9**	**4**	**13**
∑ 17/18	20	21	**41**	46	49	**95**	3	3	6	6	4	**10**	9	4	**13**
∑ 19/20	**1**	**1**	**2**	**18**	**18**	**36**	**1**	**–**	**1**	**–**	**–**	**–**	**–**	**–**	**–**

Dauerflächen: Veränderung des Vorkommens der Arten und ihrer Abundanzen von 2017 bis 2020

Somatochlora arctica war die einzige Art, die in allen vier Jahren in nennenswerter Anzahl schlüpfte (Tab. 2): In den Jahren 2017 (191 Exuvien) und 2018 (181 Exuvien) war sie insgesamt gleichermaßen zahlreich, aber im Brockenfeldmoor deutlich stärker vertreten als im Sonnenberger Moor. Dies änderte sich 2019 und 2020, als jeweils nur noch 49 Exuvien gefunden wurden, die sich gleichmäßig auf beide Moore verteilten. Die Schlupfabundanzen von *S. alpestris* in den Jahren 2017 (89 Exuvien) und 2018 (66 Exuvien) waren sich relativ ähnlich und unterschieden sich auch zwischen den beiden Mooren kaum. In den Folgejahren 2019 und 2020 wurde jeweils nur noch eine Exuvie gefunden. *Aeshna subarctica* schlüpfte 2017 bis 2018 in geringer Zahl, 2019 wurde noch eine Exuvie festgestellt, 2020 gelang kein Fund. *Aeshna juncea* und *L. dubia* kamen nur in den Jahren 2017 und 2018 zum Schlupf.

Dauerflächen: Veränderung der Anzahl der Schlupfgewässer von 2017 bis 2020

Die Zahl der Gewässer mit erfolgreicher Reproduktion von Libellen nahm nach dem trockenen Sommer 2018 deutlich ab. In den Jahren 2017/2018 wurden insgesamt 112 unterschiedliche Reproduktionsgewässer festgestellt, 2019/2020 nur noch insgesamt 36, wovon in 33 ausschließlich *S. arctica* schlüpfte. *Somatochlora alpestris* schlüpfte 2017 in 33 und 2018 in insgesamt 27 unterschiedlichen Gewässern, 2019 und 2020 nur in jeweils einem Gewässer (Tab. 3). Deutlich weniger reduzierte sich die Zahl der Reproduktionsgewässer von *S. arctica*, die in 71 Gewässern (2017), 67 (2018), 25 (2019) und 22 Gewässern (2020) schlüpfte. Bei den 2019/2020 insgesamt 36 unterschiedlichen Schlupfgewässern von *S. arctica* handelte es sich in 42 % um Gewässer, in denen *S. alpestris* noch 2017/2018 geschlüpft war.

Tabelle 4: Schlupfabundanzen von *Somatochlora alpestris* und *S. arctica* pro Gewässer (mit Schlupfnachweis) auf den Dauerflächen im Sonnenberger Moor (SM) und Brockenfeldmoor (BM) innerhalb verschiedener Zeiträume und differenziert nach Gewässertyp. – **Table 4**. Emergence abundance of *S. alpestris* and *S. arctica* per water body (with proven emergence) detected on the permanent plots in the Sonnenberger Moor (SM) and Brockenfeldmoor (BM), within different time periods and differentiated by water body type.

Gewässer		*S. alpestris* 2017–2020			*S. arctica* 2017–2020			*S. arctica* 2019–2020		
		SM	BM	∑	SM	BM	∑	SM	BM	∑
Gewässertyp	Schlenke	3,7	3,4	**3,6**	3,4	4,1	**3,8**	1,9	2,3	**2,1**
	Rülle	–	5,7	**5,7**	4,7	10,6	**8,0**	5,3	3,8	**4,4**

Dauerflächen: Schlupfabundanz von *S. alpestris* und *S. arctica* in Abhängigkeit von Gewässertyp und Austrocknung

Die Schlupfabundanzen von *S. alpestris* und *S. arctica* in den beiden unterschiedlichen Gewässertypen sind in Tabelle 4 zusammengestellt. *Somatochlora alpestris* reproduzierte sich im Sonnenberger Moor ausschließlich in Schlenken. Hier wurden im gesamten Zeitraum im Mittel 3,7 Exuvien/Gewässer gefunden. Im Brockenfeldmoor schlüpfte die Art in beiden Gewässertypen, und die mittlere Schlupfabundanz je Gewässer war in den Rüllen (5,7) höher als in den Schlenken (3,4). *Somatochlora arctica* schlüpfte über den gesamten Zeitraum im Sonnenberger Moor in den Rüllen (4,7) etwas zahlreicher als in den Schlenken (3,4). Im Brockenfeldmoor hatten die Rüllen (10,6) deutlich höhere Schlupfabundanzen als die Schlenken (4,1). Betrachtet man bei *S. arctica*, die auch 2019 und 2020 noch in nennenswerter Zahl schlüpfte, lediglich diese beiden Jahre nach dem trockenen Sommer 2018, waren die jeweiligen Unterschiede im Sonnenberger Moor etwas größer und im Brockenfeldmoor deutlich geringer als im gesamten Zeitraum.

Vorkommen und Gewässerspektrum der mooraffinen Arten nach dem Extremsommer 2018 in den intakten Mooren des Harzes insgesamt

Die ergänzende Exuvienaufsammlung der Jahre 2019/2020 in insgesamt zwölf Hochmooren und sieben soligenen Hangmooren erbrachte weitere Exuvien von *S. alpestris* (164), *S. arctica* (132), *A. subarctica* (68), *A. juncea* (191) und *L. dubia* (2.003). Tabelle 5 zeigt, wie sich die Exuvien anteilig auf die beiden Moortypen und die jeweiligen Gewässertypen verteilten (die Ergebnisse der Dauerflächenuntersuchung sind hier integriert).

Von *S. alpestris* wurden 57 % der Exuvien in Hochmooren und 43 % in soligenen Hangmooren gefunden; sie war damit im Vergleich der mooraffinen Arten die häufigste Spezies in soligenen Hangmooren. Innerhalb der Hochmoore fanden sich 47 % der Exuvien in den als Kolken klassifizierten Gewässern (vgl. Tab. 1),

Tabelle 5: Verteilung der in zwölf Hochmooren und sieben soligenen Hangmooren in den Jahren 2019/2020 gefundenen Exuvien mooraffiner Arten auf diese beiden Moortypen sowie die jeweiligen unterschiedlichen Gewässertypen (vgl. Tab. 1; Angaben in Prozent). – **Table 5.** Distribution of exuviae of bog-related species collected in twelve raised bogs and seven slope located soligenous bogs in 2019/2020, differentiated in the bog types and classified water body types (cf. Table 1; data in percent).

Art	Hochmoor Σ	Soligenes Hangmoor Σ	Hochmoor						Soligenes Hangmoor		
			Schlenke	Rülle	Kolk	Ried	Graben	Torfstich	Quellbach	Quellsumpf	Schlenke
S. alpestris (n = 166)	**57**	**43**	18	10	47	3	22	0	50	14	36
S. arctica (n = 230)	**84**	**16**	51	24	2	4	13	7	17	75	8
A. subarctica (n = 68)	**100**	**0**	4	1	79	6	9	0	0	0	0
A. juncea (n = 191)	**98**	**2**	6	23	53	3	14	1	100	0	0
L. dubia (n = 2.003)	**99**	**1**	2	0	86	3	6	3	100	0	0

wobei es sich aber überwiegend um nur 1–2 m^2 große und mehr oder weniger verfallene Trichter handelte. Des Weiteren verteilten sich die Exuvien auf angestaute Gräben (22 %), Schlenken (18 %), Rüllen (10 %) und Riede (3 %). In den soligenen Hangmooren waren Quellbäche (50 %) und Schlenken (36 %) die Gewässer mit den höchsten Schlupfzahlen.

Die Exuvien von *S. arctica* entfielen zu 84 % auf Hochmoore und 16 % auf soligene Hangmoore. Die höchsten Schlupfzahlen wurden in den Hochmooren in Schlenken (51 %), Rüllen (24 %) und angestauten Gräben (13 %) festgestellt. Innerhalb der soligenen Hangmoore fanden sich die mit Abstand meisten Exuvien in Quellsümpfen (75 %).

Die übrigen Arten waren weitestgehend auf Hochmoore beschränkt, *A. subarctica* sogar vollständig. Deren Exuvien fanden sich zu 79 % in Kolken, wogegen Schlenken (4 %) und Rüllen (1 %) die geringste Rolle spielten. Immerhin 9 % der Exuvien wurden in angestauten Gräben festgestellt. Auch *A. juncea* hatte ihren Schwerpunkt in Kolken, reproduzierte sich aber auch zahlreich in Rüllen (23 %); allerdings stammten dort sämtliche Exuvienfunde aus einer einzigen großen, schlenkenartigen Rülle im Bodemoor (vgl. Abb. 4). Innerhalb der soligenen Hangmoore wurden einzelne *juncea*-Exuvien an einem Quellbach gefunden. *Leucorrhinia dubia* zeigte ein ähnliches Muster wie *A. subarctica*: 86 % ihrer Exuvien fanden sich in Kolken/Trichtern, nur 2 % in Schlenken und in Rüllen wurde die Art gar nicht gefunden. Innerhalb der soligenen Hangmoore beschränkte sich der Nachweis auf 20 Exuvien an einem Quellbach im Rotenbeekbruch, in dem sich auch *A. juncea* reproduziert hatte.

Verbreitung und Abundanz von *Somatochlora alpestris* nach dem Extremsommer 2018 in den intakten Mooren des Harzes insgesamt

Im Jahr 2019 wurden Exuvien von *S. alpestris* in insgesamt 14 zuvor besiedelten Mooren (11 Hochmoore, 3 soligene Hangmoore) gesucht, aber nur in sechs Mooren (4 Hochmoore, 2 soligene Hangmoore) konnte die Art nachgewiesen werden (Tab. 6). Insgesamt wurden 54 Exuvien gefunden, 80 % davon in Hochmooren. Mehr als die Hälfte aller Exuvien (28) entfiel auf das Moor an den Rabenklippen, an zweiter Stelle lag das Brockenfeldmoor (12).

Im Jahr 2020 erstreckte sich die Untersuchung auf 17 Moore (10 Hochmoore, 7 soligene Hangmoore), von denen vier im Vorjahr nicht erfasst worden waren. In zehn Mooren (5 Hochmoore, 5 soligene Hangmoore) wurde die Reproduktion von *S. alpestris* nachgewiesen. In vier von fünf untersuchten Hochmooren ohne Nachweis in 2019 wurden auch 2020 keine Exuvien gefunden, ebenso bestätigte sich der Negativbefund in einem soligenen Hangmoor. Insgesamt wurden im Jahr 2020 112 Exuvien gefunden, aber nur 45 % davon in Hochmooren. Der gegenüber dem Vorjahr hohe Anteil von 55 % in den soligenen Hangmooren geht auf drei seinerzeit nicht untersuchte Moore zurück, in denen zusammen 49 Exuvien gefunden wurden, davon 34 im Rotenbeekbruch. Innerhalb der Hochmoore fanden sich die meisten Exuvien wiederum im Moor an den Rabenklippen und im Brockenfeldmoor (jeweils 21). In beiden Jahren zusammen konnte die Reproduktion von *S. alpestris* in sechs Hochmooren und fünf soligenen Hangmooren belegt werden.

Der Vergleich der aktuellen Situation mit den in früheren Jahren maximal je Moor erfassten Exuvien zeigt, dass die Art in den Hochmooren in der Vergangenheit in durchweg höherer Zahl geschlüpft ist (Tab. 6): Im ehemals sehr gut besiedelten Brockenfeldmoor (229 Exuvien in 2015) reduzierten sich die Nachweise 2019/2020 auf 5–9 %, im Goethemoor (84 Exuvien in 2015) sogar auf 1–2 % des damaligen Niveaus. Vergleichsweise gering ist der Unterschied im Moor an den Rabenklippen (60 Exuvien in 2015), wo 2019/2020 immerhin 33–47 % der maximal ermittelten Reproduktionszahlen erreicht wurden. In den soligenen Hangmooren zeigte sich ein anderes, sehr uneinheitliches Bild: Im Rotenbeekbruch und im Quellmoor an der Ecker wurden in der Vergangenheit noch nie so viele Exuvien gefunden wie im Jahr 2020. Dagegen wurde im Blumentopfmoor (93 Exuvien im Jahr 2015) 2019/2020 nur je eine Exuvie gefunden, und im Moor an der Lorenzbrücke (37 Exuvien 2012) schlüpfte die Art gar nicht mehr.

Die im Jahr 2019 insgesamt gefundenen 54 Exuvien verteilten sich auf 14 unterschiedliche Gewässer (12 in Hochmooren, 2 in soligenen Hangmooren) (Tab. 7). Im am besten besiedelten Moor an den Rabenklippen fanden sich 23 der insgesamt 28 Exuvien in einem einzigen trichterartigen Gewässer, im Oberen Moor an der Hinteren Peseke waren sämtliche Exuvien (10) auf eine Schlenke beschränkt. Das beste Reproduktionsgewässer im Brockenfeldmoor war ein angestauter Graben mit neun Exuvien, die sich auf drei Staukammern verteilten. Damit wurden 78 % der Exuvien in lediglich fünf unterschiedlichen Gewässern gefunden.
Im Jahr 2020 verteilten sich die 112 Exuvien auf insgesamt 26 Gewässer (16 in Hochmooren, 10 in soligenen Hangmooren). 30 % aller Exuvien (34) entfielen auf

Tabelle 6: Anzahl der in den Jahren 2019 und/oder 2020 untersuchten 19 Mooren festgestellten Exuvien von *Somatochlora alpestris* im Vergleich mit den seit 2000 maximal in einem Jahr festgestellten Exuvien. Bei allen Mooren mit Ausnahme des Blumentopfmoores handelt es sich um (weitgehend) intakte Moore. – **Table 6.** Number of *S. alpestris* exuviae detected in 19 bogs surveyed in 2019 and/or 2020 compared with the maximum number of exuviae detected in any year since 2000. All of the bogs, with the exception of the Blumentopfmoor, are (largely) intact bogs.

Moor		Anzahl Exuvien		Maximum Exuvien pro Jahr seit 2000	
Bezeichnung und Moortypen	Höhe [m ü. NHN]	2019	2020	Anzahl	Jahr
Hochmoore					
Rehbachmoor	730	0	–	13	2005
Sonnenberger Moor	780	0	1	45	2017
Kleines Rotes Bruch	795	0	0	18	2005
Großes Rotes Bruch	800	0	0	33	2005
Radauer Born	800	0	–	57	2006
Schwarzer Sumpf	800	0	0	13	2017
Odersprungmoor	810	1	0	95	2000
Bodemoor	830	–	7	22	2013
Brockenfeldmoor	875	12	21	229	2015
Moor an den Rabenklippen	975	28	21	60	2015
Goethemoor (Brockenmoor)	995	2	1	84	2015
Goethemoor (Hangmoor am Königsberg)	1.000	0	0	11	2015
∑		**43**	**52**		
soligene Hangmoore					
Moor an der Lorenzbrücke	655	0	0	37	2012
Blumentopfmoor	665	1	1	93	2015
Oberes Moor in der Hinteren Peseke	725	10	11	23	2012
Quellmoor an der oberen Ecker	740	–	10	10	2020
Rotenbeekbruch	770	–	34	34	2020
Quellmoor am oberen Sandbeek	775	–	5	24	2012
Eckerlochmoor	935	–	0	13	2014
∑		**11**	**60**		

einen einzigen Quellbach im Rotenbeekbruch, wo sich die Exuvien überwiegend im Bereich einer rund 10 m langen Art Auskolkung fanden. Im Brockenfeldmoor wies wiederum der angestaute Graben die meisten Exuvien auf (12); sie verteilten sich auf fünf Kammern, von denen zwei auch schon 2019 Schlupforte waren.

Tabelle 7: Anzahl der unterschiedlichen Reproduktionsgewässer von *S. alpestris* in allen 19 in den Jahren 2019/2020 untersuchten Mooren, differenziert nach den beiden Moortypen und den jeweiligen unterschiedlichen Gewässertypen. – **Table 7.** Number of different breeding waters of *S. alpestris* in all 19 bogs studied in 2019/2020, differentiated by the two types of bogs and the different water body types.

	∑	2019	2020
Hochmoore			
Schlenke	**6**	1	6
Rülle	**3**	2	1
Kolk/Trichter	**5**	5	2
Ried	**1**	0	1
Graben	**6**	3	5
Torfstich	**2**	1	1
∑	**23**	**12**	**16**
soligene Hangmoore			
Quellbach	**2**	0	2
Quellsumpf	**5**	1	5
Schlenke	**3**	1	3
∑	**10**	**2**	**10**

Im Moor an den Rabenklippen wies dasselbe Gewässer wie im Vorjahr die meisten Exuvien auf (12).

In beiden Jahren zusammen schlüpfte *S. alpestris* in 33 unterschiedlichen Gewässern. Dabei handelte es sich innerhalb der Hochmoore um 23 Gewässer, die sich in Schlenken (6), angestaute Gräben (6; Kammern eines einzigen Grabens), Kolke (5), Rüllen (3), Torfstiche (2; Schlenken in Torfstichen) und Riede (1) differenzieren. Innerhalb der soligenen Hangmoore schlüpfte die Art in Quellsümpfen (5), Schlenken (3) und Quellbächen (2).

Niederschlagsgeschehen und Wasserregime der Moore

Die Moorwasserpegel im Bereich der Dauerfläche im Sonnenberger Moor lagen von Januar bis März 2019 an allen drei Messstellen dauerhaft oberhalb von 21 cm unter der Mooroberfläche und stiegen in den Hochmoor-Wachstumskomplexen nach stärkeren Regenfällen zeitweise bis 5 cm an (Abb. 2). Nach einer längeren niederschlagsarmen Phase im April sanken die Pegel auf 25–31 cm ab, erreichten aber nach Regenfällen im Mai wieder ungefähr das Niveau des Winters. Bis Mitte Juni sanken die Wasserstände nur wenig und lagen ständig oberhalb von 25 cm; zu dieser Zeit führten sämtliche Schlenken der Dauerflächen, in denen 2017/2018 Exuvien gefunden wurden, Wasser. Ab Mitte Juni setzte eine rund zehn Wochen dauernde niederschlagsarme Periode ein, in deren Verlauf die Pegel

schnell fielen und bis Ende September fast ständig unter 35–40 cm (Wachstumskomplexe) bzw. 50 cm (Stillstandskomplexe) lagen; einzelne Gewittergüsse ließen die Pegel nur kurzzeitig etwas ansteigen. Die tiefsten Wasserstände wurden nach wiederum anhaltendem Niederschlagsmangel Anfang September erreicht, als die Pegel selbst in den Wachstumskomplexen auf 50 cm und tiefer absanken und im Stillstandskomplex auf 60 cm fielen. Nach etwas ergiebigeren Regenfällen Ende September/Anfang Oktober stiegen die Pegel wieder deutlich, erreichten aber bis Mitte Oktober nicht die Werte des vergangenen Winters.

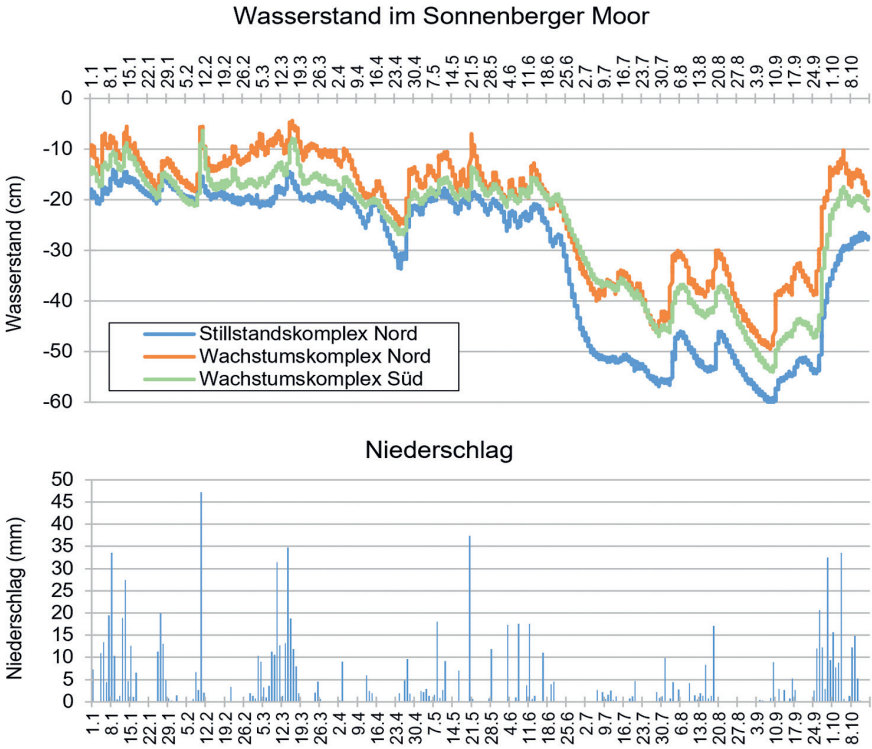

Abbildung 2: Verlauf der Wasserstände an den drei Pegelmessstellen im Bereich der Dauerflächen im Sonnenberger Moor und tägliche Niederschlagsmengen an der Wetterstation in Braunlage (berechnet aus frei zugänglichen Basisdaten des Deutschen Wetterdienstes) in der Zeit vom 01.01.–14.10.2019. Als Nullpunkt bei den Wasserständen wird die Mooroberfläche angenommen, bei Torfmoosrasen die Oberfläche der nicht komprimierten Moosdecke. – **Figure 2.** Trend of water levels at the three measuring stations near to the permanent observation area in the Sonnenberger Moor and daily precipitation amounts at the weather station in Braunlage (calculated from freely available basic data of Deutscher Wetterdienst) in the period 01-i–14-x-2019. The surface of the bog is assumed to be the zero point for the water levels, and for peat moss turf the surface of the non-compressed moss cover.

Ende Juni, als die Pegel noch längst nicht ihre Tiefststände erreicht hatten, führten im Sonnenberger Moor (ebenso wie im Brockenfeldmoor) die meisten Gewässer der Dauerflächen kein Wasser mehr, darunter nahezu sämtliche Schlenken mit Reproduktionsnachweis von *S. alpestris* in den Jahren 2017/2018. Allerdings reagierten die meisten Schlenken und insbesondere die Rüllen stärker auf Regenfälle als der Wasserstand im Moor; die Schlenken und Rüllen führten nach Regengüssen immer wieder wenigstens wenige Tage lang Wasser, obwohl zumindest der Grund der Schlenken augenscheinlich deutlich oberhalb des Moorwasserpegels lag. Die Rüllen waren meist noch etwas länger wasserführend als die Schlenken. Insgesamt waren die Gewässer von Ende Juni bis Ende September von einem Wechsel aus Phasen mit und ohne Wasser gekennzeichnet, wobei letztere überwogen. Dieser Zustand unterschied sich aber deutlich vom Sommer 2018, als die meisten Gewässer dauerhaft trocken waren.

Diskussion

Situation der mooraffinen Arten in den Jahren 2017 und 2018

Somatochlora alpestris

Die Anzahl der in den Jahren 2017/2018 in den Dauerflächen des Sonnenberger Moores vorgefundenen Exuvien von *S. alpestris* ist überraschend hoch. Nie zuvor sind hier seit dem Jahr 2007, als erstmals aufwendigere Untersuchungen erfolgten, so viele Exuvien gefunden worden, obwohl die Dauerflächen nur einen kleinen Teil des Moores abdecken. Das Verhältnis der Exuvien-Anzahl von *S. alpestris* und *S. arctica*, das hier 2017 bei 38 : 62 und 2018 bei 34 : 66 lag, fällt deutlich günstiger für *S. alpestris* aus, als von Baumann (2016) für die Höhenstufe von 750–799 m ü. NHN über alle Hochmoore von 2011–2015 ermittelt (12 : 88). Das südexponierte und in großen Teilen unterhalb von 800 m ü. NHN gelegene Sonnenberger Moor wurde in Bezug auf die kälteliebende *S. alpestris* zuletzt als „Problemfall" gesehen und zeigt auch in seiner Vegetation vergleichsweise starke anhaltende Veränderungen, die u.a. auf den Klimawandel zurückgeführt werden (Baumann 2009, 2016, 2019). Weshalb *S. alpestris* hier 2017/2018 entgegen aller Erwartungen so gut vertreten war, ist nicht zu erklären; dass die Zahlen nicht methodisch bedingt sein dürften, unterstreichen die abweichenden Befunde im Brockenfeldmoor.

Im traditionell sehr gut von *S. alpestris* besiedelten Brockenfeldmoor werden von der im Jahr 2015 festgestellten Maximalzahl von 229 Exuvien (vgl. Tab. 6) nur 19 % (2017) bzw. 15 % (2018) erreicht; in Anbetracht der Größe der Dauerflächen und des im Moor insgesamt vorhandenen Gewässerangebots ist anzunehmen, dass die Schlupfzahlen im Jahr 2015 insgesamt höher waren. Das Verhältnis der Exuvien von *S. alpestris* und *S. arctica* liegt im Brockenfeldmoor 2017 bei 27 : 73 und 2018 bei 22 : 78 und ist damit ungünstiger für *S. alpestris*, als von Baumann (2016) für die Höhenstufe von 850–899 m ü. NHN über alle Hochmoore

von 2011–2015 ermittelt wurde (44 : 56). Offensichtlich ist der damals bereits festgestellte Prozess der relativen Zunahme von *S. arctica* inzwischen weiter fortgeschritten.

Ebenfalls nicht den Erwartungen entspricht das im Sonnenberger Moor ermittelte Gewässerspektrum von *S. alpestris*. Alle Exuvien sind in typischen Schlenken gefunden worden, die nicht in nennenswertem Umfang von Wasser durchflossen werden. In jüngerer Zeit hatte sich aber in den Hochmooren unterhalb von 950 m ü. NHN gezeigt, dass in nicht durchflossenen Schlenken kaum noch Imagines schlüpften und die Reproduktion im Wesentlichen im Bereich von Rüllen oder alten Gräben erfolgte (Baumann 2016). Ausgerechnet in den kleinen schlenkenartigen Auskolkungen der Rüllen im Sonnenberger Moor, die normalerweise ganzjährig kühles Wasser enthalten, sind jetzt jedoch keine *alpestris*-Exuvien gefunden worden. Im Brockenfeldmoor war dies anders: Hier waren die wenigen vorhandenen Rüllengewässer Reproduktionsgewässer und wiesen erwartungsgemäß höhere Exuvienzahlen pro Gewässer auf als die Schlenken.

Da die Zahl der im Moor fliegenden Weibchen auf Basis aller Beobachtungen in der jüngeren Zeit insgesamt als sehr gering einzuschätzen ist (vgl. Baumann 2016), ist es natürlich auch dem Zufall unterworfen, welche Gewässer bei der Eiablage überhaupt „gefunden" werden. Letztlich ist es wahrscheinlich, dass auch in potenziell sehr gut geeigneten Reproduktionsgewässern über Jahre gar keine Eiablage erfolgt. Dazu kommt, dass nach Befunden von Sternberg (2000a: 241) aus dem Schwarzwald fließendes Wasser für die Habitatwahl ohne Bedeutung ist und Rüllen oft nur aufgrund des Fehlens anderer geeigneter Gewässer besiedelt werden. Das könnte bedeuten, dass die Eiablage in Rüllen insbesondere in Phasen erfolgt, in denen die Schlenken bereits ausgetrocknet sind. Da die Schlenken des Brockenfeldmoores nach den bisherigen Beobachtungen etwas früher ausgetrocknet sind als die des Sonnenberger Moores, könnten die Unterschiede des Schlupfes in Rüllengewässern auch darin begründet sein.

Somatochlora arctica

Die 2017/2018 vorgefundenen Exuvien belaufen sich im Sonnenberger Moor nur auf rund 25 % der bisherigen Maximalzahl an Exuvien (173), die im Jahr 2013 festgestellt wurde. Damit unterscheidet sich die Art hier deutlich von *S. alpestris*. Aufgrund des abseits der Dauerflächen vorhandenen Gewässerspektrums und der geringeren Untersuchungsintensität in 2013 ist davon auszugehen, dass *S. arctica* 2017/2018 im Sonnenberger Moor bei weitem nicht in dem Umfang geschlüpft ist wie damals. Die von Baumann (2014a) auf Basis der Kartierung im Jahr 2013 auf 250 Exuvien geschätzte Gesamtzahl im Moor dürfte 2017/2018 bestenfalls zu 50 % erreicht worden sein. Im Brockenfeldmoor war die absolute Zahl an Exuvien 2017/2018 höher als im Sonnenberger Moor, 2018 sogar um das Doppelte. Von der im Brockenfeldmoor im Jahr 2015 ermittelten bisherigen Maximalzahl von 197 Exuvien wurden in beiden Jahren rund 60 % erreicht. Da sich außerhalb der Dauerfläche große Bereiche mit guten *arctica*-Gewässern befinden, ist anzunehmen, dass 2017 und 2018 jeweils mindestens 500 Individuen,

möglicherweise sogar bis zu 1.000 Individuen, geschlüpft sind. Die von Baumann (2014a) angenommene Maximalzahl von Exuvien/Jahr von nur 150 erwies sich bereits im Jahr 2015 als zu niedrig und muss für 2017/2018 noch einmal deutlich nach oben korrigiert werden.

Die unterschiedlichen Befunde in beiden Mooren überraschen bei *S. arctica* ebenso wie bei *S. alpestris*. Im Brockenfeldmoor scheint *S. arctica* die bereits von Baumann (2016) erkannte und insbesondere für die höher gelegenen Mooren prognostizierte weitere Zunahme infolge der globalen Erwärmung vollzogen zu haben. Weshalb die Schlupfabundanz im rund 100 m tiefer gelegenen Sonnenberger Moor 2017/2018 tendenziell rückläufig war, lässt sich dagegen nicht erklären, schon gar nicht in Anbetracht der guten Schlupfzahlen von *S. alpestris*. In Bezug auf den Reproduktionserfolg in den beiden differenzierten Gewässertypen in den Jahren 2017/2018 zeigt *S. arctica* ein Bild, das eigentlich auch bei *S. alpestris* erwartet worden wäre, nämlich eine deutlich höhere Schlupfrate in Rüllen, d.h. in auch in niederschlagsarmen Phasen länger wasserführenden Gewässern.

Aeshna subarctica

In beiden Mooren ist *A. subarctica* 2017/2018 nur in geringer Zahl geschlüpft, was grundsätzlich den Erwartungen entspricht – sie ist im Harz die seltenste der mooraffinen Arten (vgl. Baumann 2014b), weil sie eng an Gewässer mit Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) oder Sichelmoosen (v.a. *Warnstorfia fluitans)* gebunden ist (Baumann et al. 2015), die in den Hochmooren des Harzes nur einen geringen Anteil an den vorhandenen Gewässern haben. Alle auf den Dauerflächen festgestellten sieben Reproduktionsgewässer waren mit Torfmoosen bewachsen. Im Sonnenberger Moor wurden auch Rüllen zur Reproduktion genutzt – hier fanden sich Exuvien in weniger als 1 m^2 großen, tief in die Mooroberfläche eingesenkten und mit Torfmoosen bewachsenen Auskolkungen, die normalerwiese ganzjährig von kaltem Wasser durchflossen werden. Während stärkerer Regenfälle und bei der Schneeschmelze werden diese Gewässer zu „reißenden" Bächen. Dies sind die einzigen mir bekannten Reproduktionsnachweise von *A. subarctica* in Fließgewässern.

Aeshna juncea

Sie war auf den Dauerflächen eine nur in wenigen Schlenken schlüpfende Art, die sich in relativ größeren Gewässern fand, sowohl in solchen mit als auch ohne flutende Torfmoose. Insgesamt deckt sich ihr Schlenkenspektrum mit früheren Beobachtungen in anderen Hochmooren des Harzes (vgl. Baumann 2014a), ihre Abundanz ist aber im Vergleich zu der in Schlenken des Odersprungmoores im Jahr 2000 (vgl. Baumann 2001) deutlich geringer.

Leucorrhinia dubia

Die insgesamt vergleichsweise geringe Präsenz von *L. dubia* im Bereich der Dauerflächen entspricht zwar aufgrund des vorhandenen Gewässerspektrums den

Erwartungen, im Detail überrascht aber das besonders schwache Auftreten im Brockenfeldmoor, wo im Jahr 2018 nur zwei Exuvien gefunden wurden. Dass die Bedingungen in etlichen Schlenken beider Moore offenbar deutlich suboptimal für die Entwicklung der Larven sind, zeigt sich in den teils winzigen Exuvien von nur 14 mm Länge.

Situation der mooraffinen Arten nach dem Extremsommer 2018

Somatochlora alpestris

Die Schlupfabundanzen von *S. alpestris* sind nach dem Extremsommer 2018 dramatisch eingebrochen. Unter Berücksichtigung des im Jahr 2020 untersuchten Spektrums an Mooren und der jeweiligen Kartierungszeitpunkte ist davon auszugehen, dass mindestens 75 % der tatsächlich geschlüpften Imagines der intakten Hochmoore und der soligenen Hangmoore erfasst worden sind, die maximale Anzahl geschlüpfter Imagines im gesamten Harz also 150 beträgt.

Besonders drastisch ist der Rückgang in den intakten Hochmooren. Dass auf den Dauerflächen im Sonnenberger Moor und Brockenfeldmoor nur noch jeweils eine einzige Exuvie gefunden worden ist, entspricht einem Rückgang der Schlupfabundanz auf 1 % des Niveaus von 2017/2018. Diese Dimension des Bestandseinbruchs dürfte repräsentativ für die meisten Hochmoore des Harzes sein, denn die auf insgesamt zwölf intakte Hochmoore ausgedehnte spezifische Suche nach *alpestris*-Exuvien war lediglich in sechs Mooren erfolgreich und ergab in drei davon nur maximal zwei Exuvien/Jahr.

Die wenigen 2019/2020 erbrachten Schlupfnachweise in den Hochmooren sind durchweg in Gewässern erfolgt, die im Sommer 2018 entweder nicht oder nur kurzzeitig ausgetrocknet waren. Dies bedeutet, dass die Larven in Schlenken, die im Sommer über Wochen kein freies Wasser aufgewiesen haben, nicht überlebt haben. Dies passt nicht zu den Beobachtungen von Sternberg (2000a: 242), dass *S. alpestris* »in manchen Schwarzwaldmooren häufig in Schlenken (schlüpft), die jedes Jahr z.T. für mehrere Wochen austrocknen«; das zur Illustration seiner Aussage verwendete Foto zeigt eine Schlenke in einem fortgeschrittenen Zustand der Austrocknung, die im Harz keinesfalls ein Reproduktionsgewässer der Art gewesen wäre (vgl. Abb. 3).

Dass in den Hochmooren lediglich in sechs Schlenken Exuvien gefunden wurden, verdeutlicht die Dramatik des Rückgangs, denn Schlenken waren einst die typischen *alpestris*-Gewässer (vgl. Baumann 2014b) und sind gleichzeitig der die intakten Moore vollständig prägende Gewässertyp. Lediglich in drei Gewässern (in unterschiedlichen Mooren) fand sich 2019/2020 eine größere Zahl an Exuvien, keines davon war eine Schlenke: Beim „besten" *alpestris*-Gewässer handelt es sich um einen nur 1–2 m^2 großen und mehr oder weniger verfallenen Trichter, der schon in der Vergangenheit sehr hohe Schlupfzahlen aufwies. Die zweithöchste Exuvienzahl fand sich ausgerechnet an einem der sehr wenigen innerhalb intakter Moore vorhandenen Sekundärgewässer, einem angestauten Graben. Ebenfalls bedeutsam war eine lange schlenkenartige Rülle (Abb. 4), an der trotz des

jahreszeitlich späten Kartierungszeitpunkts am 20. August noch sieben Exuvien gefunden wurden. Die permanent wasserführenden Kolke und kolkartigen größeren Trichter haben für *S. alpestris* keine Bedeutung, denn hier wurden aktuell wie auch in der Vergangenheit (vgl. Baumann 2014b) nur in Einzelfällen Exuvien gefunden. Dass in Tabelle 5 47 % der Exuvien den Kolken zugeordnet sind, ist

Abbildung 3: In zuvor über längere Zeit vollständig ausgetrockneten Schlenken mit tiefen Rissen ist im Harz noch nie ein Schlupfnachweis von *Somatochlora alpestris* erfolgt. Das Foto zeigt eine Schlenke auf der Dauerfläche im Brockenfeldmoor am 22.08.2018, in der 2017/2018 (vor dem dokumentierten Zustand) noch *S. alpestris* (8 Exuvien), *S. arctica* (12 Exuvien) und *Aeshna juncea* (3 Exuvien) schlüpften; seitdem wurde keine einzige Exuvie mehr gefunden. – **Figure 3.** In the Harz Mountains *S. alpestris* has never been found to emerge in previously for a long time completely dried out pools with deep cracks. The photo shows a pool on the permanent observation area in the Brockenfeldmoor on 22-viii-2018, where *S. alpestris* (8 exuviae), *S. arctica* (12 exuviae) and *A. juncea* (3 exuviae) emerged in 2017/2018 (before the documented state); since then not a single exuvia was found.

in der Klassifikation der Gewässer entsprechend Tabelle 1 begründet; konkret handelt es sich bei den *alpestris*-Gewässern überwiegend um kleine verfallene Trichter (s.o.).

In den soligenen Hangmooren ist die Situation von *S. alpestris* insgesamt besser als in den Hochmooren, hat sich gegenüber den Vorjahren aber ebenfalls

Abbildung 4: Diese insgesamt über 50 m lange schlenkenartige Rülle im Bodemoor erwies sich im Jahr 2020 als wichtiges Schlupfgewässer, u.a. für *Somatochlora alpestris* und *Aeshna juncea*. Das Foto zeigt den unteren, teils mit Torfmoosen verwachsenen Teil. Die natürlichen Höhenunterschiede im Moor sind gut zu erkennen. – **Figure 4.** In 2020, this total of over 50 m long pool-like natural drainage system in the Bodemoor proved to be an important emergence habitat in 2020 for *S. alpestris* and *A. juncea*, among others. The photo shows the lower section, partly overgrown with sphagnum mosses. The natural height differences in the bog can be seen well.

verschlechtert. Eine Quantifizierung des Rückgangs ist allerdings nicht möglich, weil diese Moore in der Vergangenheit weniger systematisch untersucht worden sind. In zwei traditionell gut besiedelten Mooren sind 2019/2020 (fast) keine Imagines geschlüpft, höchstwahrscheinlich waren beide 2018 ausgetrocknet. Ein benachbartes Moor war im August 2018 nachweislich trocken, selbst der kleine Quellbach war versiegt. Die meisten Exuvien fanden sich innerhalb der soligenen Hangmoore in tiefen Gewässern, darunter eine Auskolkung eines Quellbachs und zwei tiefe Schlenken, in denen sich bei Regenfällen schnell Wasser sammelt. Aber auch ein Quellmoor ohne klar definierte Gewässer, das lediglich vom Wasser überströmt wird, hat sich auch im Extremsommer 2018 als geeignetes Reproduktionshabitat für *S. alpestris* erwiesen (vgl. Abb. 8).

Dass im Jahr 2020 mehr Exuvien in soligenen Hangmooren als in Hochmooren gefunden wurden, unterstreicht die Bedeutung dieser Moore für *S. alpestris* in Zeiten des Klimawandels. Galten sie zuletzt als wichtige Larvalhabitate aufgrund ihres ausgeglichenen, eher kühlen Temperaturregimes (Baumann 2016), wird jetzt deutlich, dass sie in Extremsommern insgesamt weniger stark austrocknen als die intakten Hochmoore und allein deshalb existenziell für die Art sind. Allerdings ist die Zahl potenzieller Reproduktionsgewässer in diesen Mooren generell gering und starke wasserdynamische Prozesse lassen kaum Konstanz bei den wenigen vorhandenen Schlenken zu. Der Befund von Baumann (2016), dass für *S. alpestris* in Zeiten des Klimawandels nicht nur die soligenen Hangmoore, sondern auch die wenigen um 1.000 m ü. NHN gelegenen Hochmoore bedeutende Refugien sind, hat sich jedoch für letztere nicht bestätigt; die extreme Austrocknung betraf auch das am höchsten gelegenen Hochmoor, das Goethemoor, so dass die Art hier 2019/2020 nahezu verschwunden ist.

Somatochlora arctica

Auch die Schlupfabundanzen von *S. arctica* sind infolge des trockenen Sommers 2018 in den intakten Hochmooren deutlich zurückgegangen. Allerdings erweist sie sich als diejenige Art, deren Larven die Austrocknung ihrer Reproduktionsgewässer insgesamt am besten überstanden haben. Auf den Dauerflächen ist sie die einzige Art, die 2019/2020 noch in nennenswerter Zahl schlüpfte; ihre Abundanz ist gegenüber 2017/2018 jedoch auf 26 % zurückgegangen. Dieser Befund, also ein Abundanzrückgang auf ein Viertel des Ausgangsbestands, dürfte repräsentativ für die Gesamtheit der intakten Hochmoore des Harzes sein.

Sämtliche Schlenken, an denen auf den Dauerflächen in den Jahren 2019/2020 Exuvien gefunden wurden, waren im Jahr 2018 von Mitte Juli bis Ende September fast durchgehend trocken. Dies belegt, dass zumindest die älteren Larvenjahrgänge in Schlenken ohne freies Wasser und auch ohne nasse Moospolster überleben können; die Schlenken hatten im Sommer 2018 einen nackten, oft rissigen Torfgrund, der aber direkt unterhalb der abgetrockneten Oberfläche vermutlich die gesamte Zeit über feucht blieb (vgl. Abb. 7). Nach Sternberg (2000b: 256) trocknete im Schwarzwald ein großer Teil der Larvalgewässer »jährlich für einige Tage bis Wochen aus«; am Grund der torfschlammigen Schlenken bildete

sich dann »eine trockene Kruste, die die darunter liegenden Schichten über viele Wochen vor dem vollständigen Austrocknen schützte« und in denen die Larven überdauerten. Es ist anzunehmen, dass dies auch im Harz teilweise der Fall war, dennoch ist die Art zuletzt auch aus etlichen zuvor gut besiedelten Schlenken verschwunden (vgl. Abb. 3). Allerdings wurden in einzelnen Fällen im Jahr 2019 Exuvien an besonders kleinen und flachen Schlenken gefunden, die 2018 besonders lange trocken gewesen müssen. Da *S. arctica*-Larven die Fähigkeit zu einem mehrere Meter weiten »Landgang« besitzen sollen (Sternberg 2000b: 261), kann allerdings nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass ein Schlupfort identisch mit dem Gewässer ist, in dem die komplette Larvalentwicklung erfolgt ist.

Besser als in Schlenken ist der Reproduktionserfolg in Rüllen. In diesen sammelt sich nach Niederschlägen das aus dem Torfkörper heraussickernde Wasser nachhaltiger als in den durch die Sonneneinstrahlung wieder recht schnell austrocknenden Schlenken. Als die besten Reproduktionsgewässer haben sich 2019/2020 einzelne kleine Auskolkungen innerhalb einer tiefen, schmalen Rülle im Sonnenberger Moor erwiesen. Hier wurden zuletzt sogar mehr Exuvien gefunden als in 2017/2018; ob dies ggf. auf einem „Einwandern" von Larven aus benachbarten trockengefallenen Schlenken beruht, sei dahingestellt.

Die nach dem Extremsommer 2018 auf weitere Hochmoore und soligene Hangmoore ausgeweitete Untersuchung zeigt, dass für *S. arctica* die Hochmoore weiterhin die entscheidenden Habitate und hier wiederum Schlenken die häufigsten Schlupfgewässer sind. Dass die in den intakten Hochmooren nur wenigen vorhandenen Rüllen und angestauten Gräben 24 % bzw. 13 % aller Exuvien aufwiesen, zeigt deren wichtige Rolle in Zeiten des Klimawandels und verdeutlicht indirekt auch den erheblichen Rückgang der Schlupfabundanzen in den Schlenken. In soligenen Hangmooren schlüpfte *S. arctica* ebenfalls, allerdings entfielen nur 22 % der im Jahr 2020 gefundenen Exuvien auf diesen Moortyp. Anders als *S. alpestris*, die sich hier überwiegend in größeren und tieferen Gewässern reproduziert, an deren Ufern die Exuvien recht gut zu finden sind, bevorzugt *S. arctica* eher Quellsümpfe, also von Wasser durchrieselte Kleinseggenriede. Hier sind Exuvien generell schwerer zu entdecken und werden zudem nach dem Abrutschen vom Schlupfsubstrat schneller weggespült; es ist daher anzunehmen, dass *S. arctica* in soligenen Hangmooren höhere Abundanzen hat, als die Zahlen vermuten lassen.

Der Befund von Baumann (2016), dass sich *S. arctica* infolge der globalen Erwärmung zunehmend gegen die im Harz ehemals häufigere *S. alpestris* durchsetzt und sich in höhere Lagen ausbreitet, ist nach dem Extremsommer 2018 etwas differenzierter zu betrachten. Dass *S. arctica* von der Erwärmung profitiert, ist weiterhin unstrittig – doch nun wird deutlich, dass sie auch die mit dem Klimawandel einhergehende Sommertrockenheit erheblich besser erträgt als *S. alpestris*. Eine weiter zunehmende Besiedlung der am höchsten gelegenen Moore, die genauso ausgetrocknet waren wie die in tieferen Lagen, ist dagegen zunächst gestoppt worden.

Aeshna subarctica

In den Jahren 2019/2020 wurden von *A. subarctica* lediglich insgesamt 68 Exuvien in sechs Hochmooren gefunden; unter Berücksichtigung der kartierten Moore und des Kartierungszeitraums kann davon ausgegangen werden, dass die im Harz tatsächlich geschlüpften Imagines damit zu mindestens 50 % erfasst worden sind. In mehreren Mooren, in denen die Art in der Vergangenheit nur in kleiner Zahl geschlüpft ist, konnte sie nun nicht mehr nachgewiesen werden. Schlenken sind nach der Trockenheit des Jahres 2018 als Reproduktionsgewässer nahezu vollständig ausgefallen; dies passt im Wesentlichen zu Beobachtungen aus früheren Jahren, auf Basis derer eine Bindung an dauerhaft wasserführende Schlenken konstatiert wird (Baumann 2014b). Nach den aktuellen Beobachtungen lässt sich aber sagen, dass vereinzelt ein Überleben von Larven in lediglich nassen Moospolstern über einen gewissen Zeitraum möglich ist. Die mit Abstand wichtigsten Reproduktionsgewässer waren 2019/2020 Kolke und kolkartige Trichter, allerdings wurden nur in acht derartigen Gewässern Exuvien gefunden, davon 46 % im großen Kolk im Schwarzen Sumpf (Abb. 5). An drei in der Vergangenheit regelmäßig besiedelten Kolken sind keine Nachweise gelungen, obwohl diese nicht ausgetrocknet waren. Damit hat sich die Reproduktion zuletzt auf sehr wenige Gewässer beschränkt und es ist offensichtlich, dass *A. subarctica* in Zeiten des Klimawandels ihre Refugien in den Kolken und kolkartigen Trichtern hat, von denen es im Harz aber insgesamt nur rund 15 gibt. Auch angestaute Gräben können in bestimmten Sukzessionsstadien Reproduktionsgewässer selbst in niederschlagsarmen Jahren sein, wie Nachweise im Brockenfeldmoor zeigen. Anders als bei *S. alpestris* und *S. arctica* spielen für *A. subarctica* die soligenen Hangmoore keine Rolle als Refugien.

Insgesamt ist die Situation von *A. subarctica* negativ zu bewerten, zumal die Art schon vor 2018 in vielen langjährig zur Reproduktion genutzten Schlenken nicht mehr festgestellt wurde (vgl. Baumann 2014b). Ursächlich ist eine zuletzt beschleunigte vollständige Verlandung von Schlenken mit Torfmoosen; die meisten der größeren klassischen Verlandungsschlenken, die Anfang der 2000er Jahre noch gute Reproduktionsgewässer von *A. subarctica* und *L. dubia* waren (vgl. Baumann 2001), sind seit einigen Jahren komplett mit Torfmoosen zugewachsen und weisen auch bei voller Wassersättigung des Moores kein freies Wasser mehr auf. Dieses Phänomen betrifft sämtliche Hochmoore und könnte sowohl in atmosphärischen Stickstoff-Depositionen als auch im Klimawandel begründet sein (vgl. Baumann 2019).

Aeshna juncea

Auch *A. juncea* hat der trockene Sommer 2018 deutlich zugesetzt. Ein Schlupf in Schlenken ist danach nur noch in Einzelfällen erfolgt, obgleich größere Schlenken zuvor typische Reproduktionsgewässer waren. Im Jahr 2020 wurden in einer schlenkenartigen langen Rülle 37 % aller *juncea*-Exuvien gefunden (vgl. Abb. 4), ein einziger angestauter Graben hat weitere 18 % aller Exuvien erbracht. Davon abgesehen, ist die Reproduktion v.a. in Kolken und kolkartigen Trichtern erfolgt, wo aber insgesamt deutlich weniger Exuvien gefunden wurden als in der Vergan-

genheit. Die geringen Schlupfzahlen an den Kolken sind nicht zu erklären, zumal die hier ebenfalls präsente *A. subarctica* vergleichsweise geringere Einbußen zu haben scheint. Insgesamt wurden 2019/2020 in den Hochmooren aber etwa dreimal so viele *juncea*-Exuvien wie *subarctica*-Exuvien gefunden, was zu den bisherigen Häufigkeitsverhältnissen der beiden Arten in diesen Habitaten ungefähr passt.

Leucorrhinia dubia

Nach dem Extremsommer 2018 sind die Schlupfabundanzen von *L. dubia* insgesamt vergleichsweise wenig gesunken. Dies ist darin begründet, dass diese Art schon immer in den Kolken und Trichtern massenhaft geschlüpft ist und in den kleineren Gewässern der Hochmoore nie derartige Abundanzen erreicht hat. Dass die Schlenken 2019/2020 als Reproduktionsgewässer weitgehend ausgefallen sind, hat sich daher auf die Population der Hochmoore insgesamt wenig ausgewirkt.

Abbildung 5: Das traditionell größte Vorkommen von *Aeshna subarctica* findet sich im Kolk im Schwarzen Sumpf. Dies war auch nach dem Extremsommer 2018 noch der Fall, als (wie hier am 18.09.) die normalerweise flutenden Torfmoose auf dem Trockenen lagen. – **Figure 5.** The traditionally largest occurrence of *A. subarctica* is found in the scour in the Schwarzer Sumpf. This was still the case after the extreme summer of 2018, when (as here on 18-ix) the normally flooding sphagnum mosses lie on the dry ground.

Einordnung des Wasserregimes der Moore im Sommer 2018

Dass die massiven Bestandseinbrüche aller mooraffinen Arten in den intakten Mooren eine Folge der Trockenheit im Sommer 2018 sind, steht außer Zweifel. Ein Blick auf die Niederschlagsmengen der Monate Mai–August in den Jahren 2006–2020 an den Wetterstationen in Braunlage und auf dem Brocken zeigt, wie extrem das Jahr 2018 im Harz gewesen ist (Abb. 6). Es verdeutlicht auch, dass die Pegelmessungen im Sonnenberger Moor im Jahr 2019 (vgl. Abb. 2) einen im Vergleich zum Vorjahr günstigeren Zustand wiedergeben. Trotzdem ist die Austrocknung des Moores auch im Jahr 2019 durchaus als stark einzustufen, was durch den Vergleich mit den Niederschlägen in den übrigen Jahren erhärtet wird: Abgesehen von 2018 herrschte nur noch in 2016 ein ähnlich starker sommerlicher Niederschlagsmangel wie 2019. Allerdings haben die Bedingungen in 2016 offensichtlich zu keinem massiven Bestandseinbruch bei den Libellen geführt, wie die Schlupfabundanzen auf den Dauerflächen 2017 und 2018 zeigen. Dies kann bei Sommerniederschlägen, die 2016 nur rund 70 % des Mittels der Jahre 2006–2020 erreichten, durchaus als erfreulich gewertet werden.

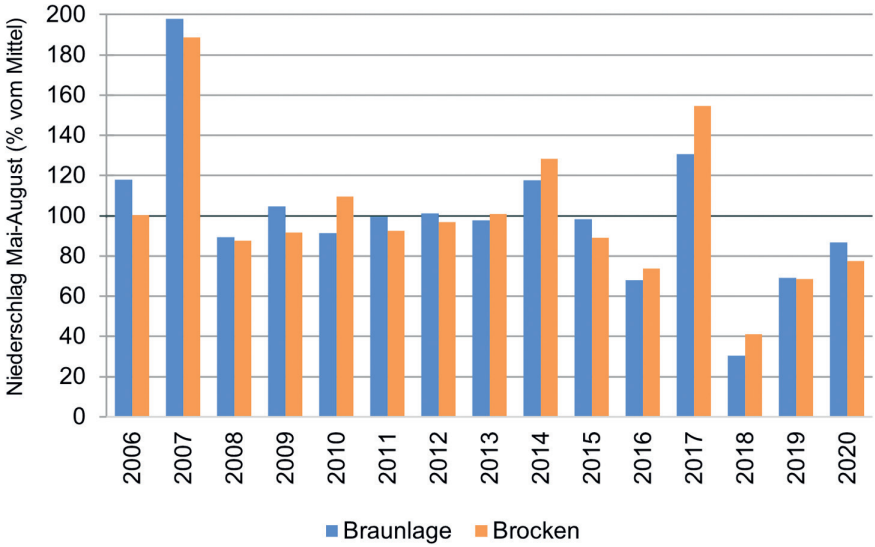

Abbildung 6: Niederschlagssummen der Monate Mai–August an den Wetterstationen in Braunlage und auf dem Brocken im Zeitraum von 2006–2020, angegeben als Abweichung vom Mittelwert dieses Zeitraums, der in Braunlage 370 mm und auf dem Brocken 504 mm beträgt (berechnet aus frei zugänglichen Basisdaten des Deutschen Wetterdienstes). – **Figure 6.** Precipitation sums for the months of May–August at the weather stations in Braunlage and on the Brocken in the period 2006–2020, given as a deviation from the mean value for this period, which is 370 mm in Braunlage and 504 mm on the Brocken (calculated from freely available basic data from the Deutscher Wetterdienst).

Rolle der intakten Gebirgsmoore als Refugien für seltene Libellenarten in Zeiten des Klimawandels

Im niedersächsischen Tiefland sind die wiedervernässten Bereiche der großflächig abgetorften Hochmoore in jüngerer Zeit zu wichtigen Habitaten mooraffiner Libellenarten geworden; deren Bestandssituation hat sich zuletzt deutlich verbessert, z.B. bei *A. subarctica* (Baumann et al. 2021a). Im Sommer 2018 sind diese neu entstandenen Moorgewässer in weiten Teilen des Landes vollständig ausgetrocknet, 2019 und 2020 war die Situation infolge anhaltenden Niederschlagsmangels zumindest im östlichen Tiefland teils noch dramatischer. Hier sind auch naturnahe Heidemoore und durch bäuerlichen Handtorfstich vergleichsweise moderat gestörte Hochmoore in weiten Teilen oder sogar vollständig trockengefallen. In der Folge sind die Bestände der mooraffinen Libellenarten zusammengebrochen, darunter auch *A. subarctica* und *L. dubia* (Baumann et al. 2021a; Baumann & Pix 2021) und höchstwahrscheinlich auch *S. arctica (*Baumann et al. 2021b). Bereits vor dem trockenen Sommer 2018 war *A. juncea* im gesamten niedersächsischen Tiefland deutlich rückläufig, was mit der Klimaerwärmung zusammenhängen könnte (Pix et al. 2021).

So stellt sich die Frage, ob und inwiefern in Zeiten des Klimawandels die intakten Gebirgsmoore im regenreichen Harz Refugien für diese Arten sein können. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen allerdings, dass sich der Extremsommer 2018 auf die intakten Harzmoore kaum weniger ausgewirkt hat als auf die gestörten Tieflandmoore. Obwohl die Mehrzahl der untersuchten Gebirgsmoore gar keinen oder zumindest keinen flächig wirksamen Entwässerungsmaßnahmen unterliegt und schon gar nicht von Grundwasserentnahmen betroffen ist, sind sie in dramatischem Umfang trockengefallen (vgl. Abb. 7) und in der Folge die Schlupfzahlen aller mooraffinen Arten eingebrochen. Zwar haben (zunächst) alle Arten überlebt, doch die Populationen sind vergleichsweise klein und dürften – auch in Anbetracht der recht erheblichen Entfernung des Harzes zu den nächstgelegenen Mooren des Tieflands – keine nennenswerte Rolle bei der Wiederbesiedlung verwaister Moorgewässer führen.

Im negativen Sinn ist auch bemerkenswert, dass ausgerechnet die die intakten Harzhochmoore prägenden Gewässer, nämlich die zu Tausenden vorhandenen Schlenken, die Reproduktion aller Arten (mit Ausnahme von *S. arctica*) nur noch in Einzelfällen ermöglicht haben. Die wenigen vorhandenen Kolke, wassergefüllten Trichter, Rüllen und zudem einzelne angestaute Gräben haben sich als letzte Reproduktionsgewässer innerhalb der Hochmoore erwiesen. Für *S. alpestris* sind die soligenen Hangmoore mit ihrem natürlicherweise sehr begrenzten Gewässerangebot zunehmend wichtige Habitate.

Bei Betrachtung der einzelnen Arten ist die Bedeutung der intakten Gebirgsmoore für ihre Erhaltung sehr unterschiedlich: *L. dubia* und *A. juncea* haben diverse Vorkommen in Sekundärgewässern außerhalb der intakten Moore, v.a. in kleinen dystrophen Stauteichen. Diese sind im Jahr 2018 überwiegend nicht vollständig ausgetrocknet, so dass sich hier beide Arten nach eigenen Beobachtungen auch in den Jahren 2019 und 2020 noch in hinreichender Zahl reproduziert ha-

ben. Tatsächlich erwiesen sich diese naturschutzfachlich inzwischen oft negativ bewerteten Staugewässer im Extremsommer 2018 als wichtigere Refugien für *L. dubia* und *A. juncea* als die intakten Moore. *Aeshna subarctica* dagegen war und ist nahezu vollständig auf die intakten Hochmoore beschränkt (vgl. Baumann 2014a) und ihre seit jeher kleine Harz-Population ist seit dem Jahr 2018 noch weiter geschrumpft. Diese Art ist in höchstem Maße auf die wenigen vorhandenen Kolke und kolkartigen Trichter als Refugien angewiesen.

Somatochlora arctica ist im Harz ebenfalls vollständig von den intakten Mooren abhängig. Das einzige reproduzierende Vorkommen außerhalb des Nationalparks Harz, das sich auf einer alten Badetorfdeponie entwickelt hatte, ist in Folge des trockenen Sommers 2018 wieder erloschen (eigene Beobachtung). Allerdings

Abbildung 7: Vergleich des Zustands einer der größten und tiefsten Schlenken der Dauerfläche im Brockenfeldmoor am 25.08.2017 (links) und am 22.08.2018 (rechts), einem Zeitpunkt starker Austrocknung des Moores, als der nackte Torfgrund der Schlenke erste kleine Trockenrisse zeigte. In dieser Schlenke schlüpften 2017/2018 noch *Somatochlora alpestris* und *S. arctica*, nach dem Dürresommer 2018 wurden nur noch zwei Exuvien von *S. arctica* gefunden. – **Figure 7.** Comparison of the situation of one of the largest and deepest pool in the permanent observation area in the Brockenfeldmoor on 25-viii-2017 (left) and on 22-viii-2018 (right), a time when the bog was heavily dried up, a time of severe drying of the bog when the bare peat base of the swale showed first small drying cracks. In 2017/2018, *S. alpestris* and *S. arctica* were still emerging in this pool in 2017/2018; only two exuviae of *S. arctica* were found after the dry summer 2018.

erweist sich *S. arctica* als die einzige Art, die auch nach dem Extremsommer 2018 noch in nennenswertem Umfang in Schlenken geschlüpft ist und unter der Trockenheit am wenigsten gelitten hat. Allein deshalb, aber auch aufgrund ihres grundsätzlich positiven Trends (vgl. Baumann 2016) ist davon auszugehen, dass die intakten Moore in Zeiten des Klimawandels noch längerfristig von ihr besiedelt sein werden.

Bei *S. alpestris* ist dies zunehmend zu bezweifeln. Der in jüngerer Zeit festgestellte deutliche Rückgang in den intakten Hochmooren unterhalb von 850 m ü. NHN wurde zuletzt v.a. auf veränderte Temperaturverhältnissen in den Schlenken zurückgeführt, weil junge Larven nach Untersuchungen von Sternberg (1990) weder anhaltend hohe Temperaturen noch Temperaturschwankungen vertragen; die gelegentliche Austrocknung von Larvalgewässern wurde dagegen noch nicht als Problem betrachtet (Baumann 2016). Letzteres hat sich nun geändert, die Trockenheit des Sommers 2018 hat die verbliebenen Schlupfgewässer noch einmal erheblich reduziert. Damit hat sich die Prognose von Wildermuth (2008: 269), dass im Zuge der globalen Erwärmung der Niederschlagsmangel das Aussterben insbesondere der sich in seichten Moorgewässern entwickelnden Arten beschleunigt, für *S. alpestris* bereits als zutreffend erweisen. Trotzdem kann die Art im Harz am ehesten in den intakten Mooren überleben, insbesondere in den soligenen Hangmooren (vgl. Abb. 8). Die stark gestörten Hochmoore, in denen die vor rund 20 Jahren kaskadenartig angestauten Entwässerungsgräben teils zahlreich von *S. alpestris* besiedelt worden sind (vgl. Baumann 2014c), sind vermutlich keine geeigneten Habitate mehr. In einem für die Art ehemals wichtigen dieser gestörten Moore, dem Rehberger Sattelmoor, ist schon 2018 keine einzige Exuvie mehr gefunden worden; die Staugewässer hatten sich strukturell und trophisch verändert, offenbar in einer für *S. alpestris* ungeeigneten Art und Weise (eigene Beobachtungen). Wie es seit 2011 um *S. alpestris* auf der Ackervermoorung bestellt ist, wo sie von 2005 bis 2010 die am weitesten verbreitete Libellenart war (Baumann 2014c), ist zwar mangels aktueller Untersuchungen nicht bekannt. Es ist aber anzunehmen, dass die Gräben in diesem Kammmoor im Sommer 2018 ein deutlich ungünstigeres Wasserregime hatten als der besiedelte Graben im Brockenfeldmoor. Alles in allem erscheint es daher wenig wahrscheinlich, dass sich *S. alpestris* nach 2018 in den gestörten Mooren in nennenswerter Zahl reproduziert hat und diese künftig in größerem Umfang wiederbesiedeln wird.

Am Ende stellt sich die Frage, ob eine im Jahr 2020 aus maximal 150 geschlüpften Imagines bestehende Restpopulation des Harzes, die sich über ein großes Gebiet verteilt, mittelfristig überlebensfähig ist, zumal *S. alpestris* schon vor dem Extremsommer 2018 rückläufig war. Bei der Aktualisierung der Roten Listen für Niedersachsen/Bremen (Baumann et al. 2021c) wurde den aktuellen Entwicklungen bereits Rechnung getragen und es ist eine Umstufung von der Gefährdungskategorie „extrem selten" (R) auf „vom Aussterben bedroht" (1) erfolgt; auch auf der aktuellen Roten Liste für Sachsen-Anhalt (Mammen et al. 2020) erfolgt eine entsprechende Bewertung.

Abbildung 8: Ganzjährig nasse soligene Hangmoore sind in Zeiten des Klimawandels wichtige Refugien für *S. alpestris*. Das Foto zeigt einen Bereich, in dem im Jahr 2020 *S. alpestris* und *S. arctica* (sowie *Orthetrum coerulescens* und *Pyrrhosoma nymphula*) schlüpften. – **Figure 8.** Permenent slope located soligenous bogs are important refuges for *S. alpestris* in times of climate change. The photo shows an area where *S. alpestris* and *S. arctica* (as well as *O. coerulescens* and *P. nymphula*) emerged in 2020.

Dank

Für die Hinweise zum Manuskript danke ich Reinhard Jödicke und Angelika Borkenstein herzlich.

Literatur

Baumann K. (2001) Habitat und Vergesellschaftung von Somatochlora alpestris und S. arctica im Nationalpark Harz (Odonata: Corduliidae). *Libellula* 20: 47–67

Baumann K. (2009) Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz* 4: 1–244

Baumann K. (2014a) Die Libellenarten im Nationalpark Harz. In: Nationalparkverwaltung Harz (Ed.) Die Libellen des Nationalparks Harz. *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz* 11: 7–135

Baumann K. (2014b) Verbreitung und Einnischung der Libellen in den intakten Mooren des Nationalparks Harz. In: Nationalparkverwaltung Harz (Ed.) Die Libellen des Nationalparks Harz. *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz* 11: 136–159

Baumann K. (2014c) Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen in degradierten Mooren des Nationalparks Harz auf den Libellenbestand. In: Nationalparkverwaltung Harz (Ed.) Die Libellen des Nationalparks Harz. *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz* 11: 160–173

Baumann K. (2016) Veränderungen von Höhenverbreitung und Abundanz von Somatochlora alpestris und Somatochlora arctica im Harz unter dem Einfluss des Klimawandels (Odonata: Corduliidae). *Libellula* 35: 43–64

Baumann K. (2019) Neuartige Veränderungen der Vegetation und der Libellenfauna in den Mooren des Harzes – Grenzen der Schutzmöglichkeiten eines Nationalparks. In: Nationalparkverwaltung Harz (Ed.) Heile Welt Nationalpark? *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz* 17: 25–33

Baumann K., R. Mauersberger & E. Schmidt (2015) Aeshna subarctica (Walker, 1908). In: *Libellula Supplement* 14: 158–161

Baumann K., A. Borkenstein & R. Jödicke (2021a) Aeshna subarctica – Hochmoor-Mosaikjungfer. In: Baumann K., R. Jödicke, F. Kastner, A. Borkenstein, W. Burkart, U. Quante & T. Spengler (Ed.) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen (im Druck)

Baumann K., H.-J. Clausnitzer & T. Benken (2021b) Somatochlora arctica – Arktische Smaragdlibelle. In: Baumann, K., R. Jödicke, F. Kastner, A. Borkenstein, W. Burkart, U. Quante & T. Spengler (Ed.) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen (im Druck)

Baumann K., F. Kastner, A. Borkenstein, W. Burkart, R. Jödicke & U. Quante (2021c) Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Libellen mit Gesamtartenverzeichnis. In: Baumann K., R. Jödicke, F. Kastner, A. Borkenstein, W. Burkart, U. Quante & T. Spengler (Ed.) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen (im Druck)

Baumann K. & A. Pix (2021) Leucorrhinia dubia – Kleine Moosjungfer. In: Baumann K., R. Jödicke, F. Kastner, A. Borkenstein,

W. Burkart, U. Quante & T. Spengler (Ed.) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen (im Druck)

Beug H.J., I. Henrion & A. Schmüser (1999) Landschaftsgeschichte im Hochharz. Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. Gesellschaft zur Förderung des Nationalparks Harz e.V., Goslar

Hertel D. & D. Schöling (2011) Belowground response of Norway spruce to climate conditions at Mt. Brocken (Germany) – A re-assessment of Central Europe's northernmost treeline. *Flora* 206: 127–135

Jensen U. (1987) Die Moore des Hochharzes – Allgemeiner Teil. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 15: 1–93

Jensen U. (1990) Die Moore des Hochharzes – Spezieller Teil. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 23: 1–116

Mammen K., K. Baumann, M. Dumjahn, J. Huth, B. Nicolai & M. Schulze (2020) Libellen (Odonata). Rote Listen Sachsen-Anhalt. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 1/2020: 477–496

Pix A., U. Quante & K. Baumann (2021) Aeshna juncea – Torf-Mosaikjungfer. In: Baumann K., R. Jödicke, F. Kastner, A. Borkenstein, W. Burkart, U. Quante & T. Spengler (Ed.) Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen (im Druck)

Sternberg K. (1990) Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. Dissertation, Universität Freiburg

Sternberg K. (2000a) Somatochlora alpestris (Sélys, 1840). Alpen-Smaragdlibelle. In: Sternberg K. & R. Buchwald (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 236–250. Ulmer, Stuttgart

Sternberg K. (2000b) Somatochlora arctica (Zetterstedt, 1840). Arktische Smaragdlibelle. In: Sternberg K. & R. Buchwald (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 251–264. Ulmer, Stuttgart

Wildermuth H. (2008) Die Falkenlibellen Europas. Corduliidae. Die Neue Brehm Bücherei 653. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben