

Ökologie von Hochmoorlibellen (Insecta: Odonata) im Freiwald und Weinsbergerwald (Ober- und Niederösterreich)

Helene HOLZWEBER, Johann WARINGER & Andreas CHOVANEC

Im Jahr 2015 wurde zwischen April und September die Ökologie von Libellen (Odonata) in sieben Moorgebieten im Freiwald und Weinsbergerwald im Granit- und Gneishochland an insgesamt 27 Probenpunkten untersucht. Von den insgesamt 14 gesichteten Libellenarten waren 11 Arten bodenständig; davon sind *Coenagrion hastulatum*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *Somatochlora alpestris* und *Somatochlora arctica* autochthone Moorlibellen. Des Weiteren wurden die Probenpunkte aufgrund der Vegetation in unterschiedliche Zustandsklassen eingeteilt und anschließend mittels eines für die Region entwickelten Dragonfly Association Index (DAI) bewertet. Für die Entwicklung des DAI wurden die potentiell in der Region vorkommenden Libellenarten (53) auf Basis ihrer ökologischen Ansprüche mittels hierarchischer Cluster-Analyse nach Ward in neun Assoziationen eingeteilt. Die ökologischen Ansprüche der Assoziationen wurden mit moorgewässerspezifischen Charakteristika korreliert. Dabei sind für Moorgewässer dieser Region drei Assoziationen (Assoziation der Moore mit größeren offenen Wasserflächen, Assoziation der Moore ohne große offene Wasserflächen und Assoziation anmooriger Gewässer mit emerser Vegetation) relevant. Durch den DAI konnte aufgrund von libellenkundlichen Grundlagen eine Aussage über die hydrologisch-morphologischen Zustände der beprobten Moore getroffen werden. Von den 27 Probenpunkten hatten drei einen sehr guten, drei einen guten und 21 einen schlechten libellen-ökologischen Zustand. Die Ergebnisse zeigen, dass die meisten Moorgebiete im Gebiet Freiwald und Weinsbergerwald stark anthropogen beeinflusst sind. Geeignete Moorflächen für die Entwicklung von Moorlibellenarten sind gering und schwinden weiter. Individuelle Pflege- und Renaturierungsmaßnahmen sind daher notwendig, um diese Moorflächen zu erhalten und somit den Lebensraum für in dieser Region selten gewordenen Moorspezialisten zu gewährleisten.

HOLZWEBER H., WARINGER J. & CHOVANEC A., 2017: Ecology of mire dragonflies (Insecta: Odonata) in the Freiwald and Weinsbergerwald areas (Upper and Lower Austria).

The ecological status of mires is mostly evaluated by vegetation; however, dragonflies (Odonata) are reliable and valuable indicators for the hydrological and morphological status of mires. Based on the occurrence of autochthonic Odonata, the Dragonfly Association Index (DAI) thereby gives information about the ecological situation of mires. For this investigation the ecology of dragonflies in mires was observed between April and September 2015. Study sites were situated in seven bogs in the Freiwald and Weinsbergerwald area in the Austrian Bohemian Massif, with 27 sampling sites in total. Overall, 14 different dragonfly species were found, and 11 species are autochthonic. *Coenagrion hastulatum*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *Somatochlora alpestris* and *Somatochlora arctica* are autochthonic dragonflies which are dependent on mires. Additionally, the sampling sites were divided into different quality classes, based on vegetation, and were assessed via a DAI developed specifically for this region, which is also applicable to other limnological ecosystems. For the development of this DAI, 53 potentially occurring dragonfly species were classified by their ecological requirements via cluster analysis. As a result, we defined nine associations which correlate with mire-specific characteristics. In the mires of this region three fundamental associations were extracted: association in mires with open water, association in mires without open water and association in marshy waters with emerged vegetation. The results show that three sampling sites are in a very good condition, three are in a good and 21 sampling sites are in a bad condition. Most of the mires in this region are anthropogenically affected, and the reproduction sites for specific dragonflies depend-

ing on mires continually decrease. Via individual preservation and renaturation these sites could persist, recover and even increase, thereby providing habitats for rare mire plants and animals.

Keywords: Odonata, dragonfly, mire, peatland, bog, Austrian Bohemian Massif.

Einleitung

Libellen sind gute Bioindikatoren, da die Habitatansprüche der einzelnen Arten gut erforscht sind und sie rasch auf Veränderungen des Lebensraumes reagieren. In Österreich gelten 14 Libellenarten als Moorspezialisten oder Arten, die Moorstandorte bevorzugen.

Die Artenzahl der Libellen in Österreich ist mit 78 Arten im Vergleich zur Libellenfauna in Europa mit 135 Arten beträchtlich (58%), jedoch im Vergleich zu anderen Insektengruppen relativ gering, und die Bestimmung ist bereits im Feld möglich (CHOVANEC 1999). Zur Bewertung von Fluss-Au-Systemen mittels Libellen wurde der Odonata-Habitat-Index (OHI) entwickelt (CHOVANEC & WARINGER 2001). Um die Hydromorphologie von Bächen und Flüssen in der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer in Österreich zu bewerten, folgte 2014 der Dragonfly Association Index (DAI) (CHOVANEC et al. 2014). Die Ausarbeitung einer Bewertungsmethode für Moore war naheliegend, da dezidierte Moorassoziationen beschrieben wurden. So ist die *Coenagrion hastulatum* (CARPENTIER 1825) – *Aeshna juncea* (LINNAEUS 1758) – *Leucorrhinia dubia* (VANDER LINDEN 1825) – Zönose mit den Leitarten *C. hastulatum*, *Aeshna caerulea* (STRÖM 1783), *A. juncea*, *Aeshna subarctica* WALKER 1908, *Somatochlora alpestris* (SÉLYS 1840), *Somatochlora arctica* (ZETTERSTEDT 1840) und *L. dubia* eine Gesellschaft, die in alpinen Mooren vorkommt (JACOB 1969). Dabei ist zu beachten, dass es auch Moore in der montanen Stufe gibt, wie etwa im Mühl- und Waldviertel, und diese eine etwas andere Zusammensetzung der Libellenarten aufweisen. So kommen beispielsweise in dieser Region Arten wie *A. subarctica* und *A. caerulea* nicht vor (RAAB et al. 2006). Dafür ist *A. juncea* in tieferen Lagen vorwiegend auf Moore und saure Heideseen beschränkt und löst die Bindung in höheren Lagen oftmals auf (DIJKSTRA 2014). Obwohl gewisse typische Moorlibellenarten im Wald- und Mühlviertel fehlen, können dafür andere Arten auftreten, die in höheren Lagen nicht anzutreffen sind.

Ziel dieser Arbeit war es daher, eine Bewertungsmethode auf libellenkundlicher Basis für Moore des österreichischen Granit- und Gneishochlandes zu entwickeln und an ausgewählten Standorten den Zustand der Moore zu bewerten.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden im Fließgewässer-Naturraum Freiwald- Weinsberger Wald statt, der einen Teil der Bioregion Granit- und Gneisgebiet repräsentiert (FINK et al. 2000, WIMMER et al. 2012). Das Untersuchungsgebiet umfasste sieben Moore (Sepplau, Tannermoor, Lange Au, Donnerau, Daunerau, Rote Auen, Lambartsau) (Seehöhen zwischen 876 und 989 m über Adria), in den Bezirken Freistadt und Gmünd. Insgesamt wurden von 27 Moorstandorten die Artenzusammensetzung von Libellen (Odonata) untersucht (Tab. 1).

Bei den Untersuchungsgebieten wurden möglichst homogene Flächen mit einer Größe von 1000 m² ausgewählt. Waren die Flächen kleiner, wurde die maximal mögliche homogene Fläche genommen. In ein Feldprotokollblatt wurden die Standortnummer, das Datum und die Uhrzeit eingetragen. Zusätzlich wurden Wind, Bewölkung und Beschat-

Tab. 1: Probenpunkte. – Tab. 1: Sampling sites.

Probenpunkt	Moorkomplex	Geographische Koordinaten	Seehöhe [m]
1	Sepplau	48°34'53"N; 14°41'42"E	982
2	Sepplau	48°34'52"N; 14°41'48"E	983
3	Tannermoor	48°30'47"N; 14°51'33"E	935
4	Tannermoor	48°30'22"N; 14°52'00"E	927
5	Sepplau	48°34'48"N; 14°41'38"E	982
6	Lange Au	48°34'30"N; 14°41'52"E	989
7	Tannermoor	48°30'26"N; 14°51'50"E	931
8	Daunerau	48°32'02"N; 14°50'15"E	876
9	Donnerau	48°33'00"N; 14°47'53"E	920
10	Lange Au	48°34'30"N; 14°41'50"E	988
11	Lambartsau	48°32'34"N; 14°39'00"E	892
12	Lambartsau	48°32'37"N; 14°38'00"E	894
13	Rote Auen	48°31'36"N; 14°44'08"E	904
14	Sepplau	48°34'50"N; 14°41'35"E	981
15	Rote Auen	48°31'42"N; 14°44'05"E	905
16	Daunerau	48°32'01"N; 14°50'22"E	875
17	Donnerau	48°32'59"N; 14°47'57"E	919
18	Rote Auen	48°31'43"N; 14°44'04"E	908
19	Tannermoor	48°30'26"N; 14°51'44"E	933
20	Tannermoor	48°30'24"N; 14°52'06"E	931
21	Daunerau	48°32'01"N; 14°50'30"E	871
22	Donnerau	48°32'59"N; 14°47'56"E	919
23	Rote Auen	48°31'43"N; 14°44'06"E	907
24	Sepplau	48°34'49"N; 14°41'36"E	980
25	Sepplau	48°34'55"N; 14°41'34"E	976
26	Sepplau	48°34'56"N; 14°41'36"E	979
27	Sepplau	48°34'45"N; 14°41'47"E	983

tungsgrad dokumentiert. Dabei wurde der Wind nach der Beaufort-Skala geschätzt, die Bewölkung in Zehnteln und die Beschattung in Fünfteln angegeben. Bei den Libellen wurden Art und Abundanz aufgezeichnet und auch die Aktivitäten der Individuen (Flug, Schlupf, Paarungsrund, Tandem, Eiablage, sonstiges), um die Bodenständigkeit der einzelnen Arten nachvollziehen zu können. Bei Exuvienfunden wurden die Stellung der Exuvie, die Entfernung über Grund und sonstige für die Bestimmung relevante Beobachtungen aufgezeichnet. Die Bestimmung der Imagines erfolgte auf Basis von DIJKSTRA & LEWINGTON (2014) und BELLMANN (2013). Die Determination der gefundenen Exuvien basierte auf den Bestimmungsschlüssel von HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002) und GERKEN & STERNBERG (1999). Die adulten Tiere wurden freisichtig, mittels Feldstecher (PENTAX Papilio 8,5x21, Nahfokus 0,5 m) oder anhand eigener Belegfotos bestimmt.

Dazu wurden die Tiere gekeschert (Kescher mit 40 cm Bügeldurchmesser und 80 cm tiefem Fangsack, olivfarben, Stiellänge 1,5 m) und anschließend wieder freigelassen. Für die Belegfotos wurde eine Digitalkamera (SONY DSC-HX50V) verwendet. Um die Phänologie sämtlicher Arten abzudecken, wurden insgesamt sieben Beprobungen pro Standort in 3 bis 4 wöchigen Intervallen zwischen April und September 2015 angesetzt. Die Beprobungen wurden immer zwischen 11:00 und 17:00 MEZ an möglichst windstillen und sonnigen Tagen durchgeführt (CHOVANEC 1999).

Für die Berechnung des Dragonfly Association Index (DAI) werden nur sicher bzw. wahrscheinlich bodenständige Arten herangezogen. Bei Sichtung von frisch geschlüpften Individuen oder beim Fund von Exuvien werden Arten als sicher bodenständig klassifiziert. Als wahrscheinlich bodenständig gelten jene Arten, bei denen Reproduktionsverhalten (z. B. Paarungsrund, Tandem oder Eiablage) beobachtet wurde. Ebenfalls wahrscheinlich bodenständig sind Arten mit Abundanzklasse > 2 (siehe Tab. 2) und/oder Arten, bei denen die Imagines an mindestens zwei Probennahmeterminen an den Standorten beobachtet wurden (CHOVANEC et al. 2014).

Tab. 2: Taxon-spezifische Abundanzklassen. 1 = Einzelfund, 2 = selten, 3 = häufig, 4 = sehr häufig, 5 = massenhaft. – Tab. 2: Taxon-specific abundance classes. 1=single, 2=rare, 3=frequent, 4=abundant, 5=extremely abundant.

	1	2	3	4	5
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2–10	11–25	26–50	>50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2–5	6–10	11–25	>25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3–5	6–10	>10

Für die Bewertung wurde eine Artenliste der (potentiell) vorkommenden Libellenarten im Granit- und Gneishochland erstellt und deren Lebensraumansprüche anhand von 15 Habitatparametern definiert. Mittels Clusteranalyse wurden die Libellen-Assoziationen definiert und die ökologischen Ansprüche der jeweiligen Assoziation bestimmt. Mit Fokus auf Moore wurden die Gewässertypen auf Basis von 15 Habitatparametern beschrieben. Mittels Ähnlichkeitsanalyse (Pearson-Korrelation) wurde ein libellenkundliches Leitbildes durch Zuordnung der (Moor-)Libellen-Assoziationen erstellt. Durch Berechnung des Dragonfly Association Index (DAI) wurde der ökologische Zustand der Moore bewertet.

Auf Grundlage der publizierten Checklisten (RAAB et al. 2006) wurden für das Granit- und Gneishochland eine Liste von 53 potentiell vorkommenden Libellenarten erstellt. Von jeder Art wurden die ökologischen Ansprüche an Hand von 15 Habitatparametern beschrieben (HOLZWEBER 2016). Dabei wurde der jeweilige Anspruch einer Art pro Parameter mittels Verifizierungsgraden bestimmt: 0 für nicht relevant bis 3 für sehr relevant, Abstufung in Schritten von 0,5. Die bereits im DAI beschriebenen 12 Habitatparameter (Krenal, Rhithral, Potamal, Strömungsgeschwindigkeit, Litoral, astatisches Gewässer, Größe, offene Wasserfläche, offene Ufer, submerse Makrophyten, Helophyten (vorwiegend Röhricht) und Ufergehölz) wurden um drei weitere moorspezifische Parameter ergänzt: Bindung an Torf (Tyr), Abundanz von flutenden Sphagnen (Sph) und Abundanz von Caricetum-Beständen mit 40 cm Maximalhöhe (Car). Für die Einstufung der Parameter wurde die Arbeit von CHOVANEC et al. (2014) herangezogen; zusätzliche Werte

wurden auf Grundlage der Angaben in WILDERMUTH & MARTENS (2014), RAAB et al. (2006), DIJKSTRA & LEWINGTON (2014), HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002) und eigener Beobachtungen ergänzt. Für die Definition der Assoziationen wurde eine hierarchische Cluster-Analyse nach der Ward-Methode mit quadrierten euklidischen Distanzen durchgeführt (IBM SPSS Statistics 23 für Windows, 2016).

Die Moortypen beziehen sich in der vorliegenden Studie ausschließlich auf Moore im Granit- und Gneishochland, die unter 1000 m Seehöhe liegen. Dabei wurden im Wesentlichen zwei Typen unterschieden:

M1: eigentliche Hochmoore und Übergangsmoore, die keine größeren offenen Wasserflächen aufweisen und

M2: Hochmoorgewässer, die z. T. größere Wasserflächen aufweisen, die meist sekundär entstanden sind.

Für jede Gesellschaft wurden die Mediane der einzelnen Habitatparameter berechnet und somit die Assoziationscharakteristika bewertet. Anschließend wurden mittels Pearson-Korrelationsanalyse (IBM SPSS Statistics 23 für Windows, 2016) die Ähnlichkeiten der Mediane der Habitatparameter der jeweiligen Assoziation mit den Parametern der Gewässer verglichen. Für die Zuweisung der Assoziationen zu den Gewässertypen wurden positive Korrelationen von mindestens 0,60 verwendet. Korrelationen $\geq 0,80$ wurden mit einem Gewichtungsfaktor (GF) 3 bewertet, Korrelationen von 0,70 bis 0,79 mit einem GF von 2 und Korrelationen zwischen 0,60 und 0,69 mit einem GF von 1. Alle anderen Korrelationen wurden nicht berücksichtigt.

Für die einzelnen Assoziationen wurden Statusklassen (SKA), basierend auf der Anzahl der bodenständig vorkommenden Arten, definiert. Diese reichen von 1 (sehr gut) bis 5 (schlecht). Dabei werden bei Assoziationen, die mehr als 8 Arten aufweisen, mindestens 4 Arten gefordert, um einen sehr guten Zustand zu erreichen. Bei Assoziationen mit weniger Arten wurde der Nachweis der Artenzahl auf die Hälfte reduziert, wobei bei ungerader Artenzahl abgerundet wurde. Die Bestimmung des libellen-ökologischen Zustandes erfolgt durch Berechnung des DAI:

Die Statusklassen (SKA) (abhängig von der Anzahl der bodenständigen Arten) und der jeweilige Gewichtungsfaktor (GF) ergeben sich aus Tabelle 5. Ein Korrekturfaktor von 0,5 wird dann eingeführt, wenn bei mindestens der Hälfte der für das Gewässer spezifischen Assoziationen jeweils mindestens zwei autochthone Arten bzw. bei A2 nur eine autochthone Art nachgewiesen wurden. DAI-Werte von 0,5 bis 1,49 weisen einen sehr guten, 1,5 bis 2,49 einen guten, 2,5 bis 3,49 einen mäßigen, 3,5 bis 4,49 einen unbefriedigenden und 4,5 bis 5,0 einen schlechten libellen-ökologischen Zustand aus.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 14 Libellenarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die häufigste Art war *Pyrrhosoma nymphula* (SULZER 1776) (n=408; 36,7 % der Gesamtabundanz), die zweithäufigste *Leucorrhinia dubia* (n=275; 24,8 %), gefolgt von *Coenagrion puella* (LINNAEUS 1758) (n=183; 16,5 %), *Aeshna juncea* (n=92; 8,3 %), *Coenagrion hastulatum* (n=65; 5,8 %), *Chalcolestes viridis* (VANDER LINDEN 1825) (n=28; 2,5 %), *Somatochlora alpestris* (n=17; 1,5 %), *Aeshna cyanea* (MÜLLER 1764) (n=15; 1,3 %), *Libellula quadrimaculata* LINNAEUS 1758 (n=13; 1,2 %), *Aeshna grandis* (LINNAEUS 1758) (n=7; 0,6 %), *Somatochlora*

Tab. 3: Nachgewiesene Libellenarten, eingeteilt nach taxon-spezifischen Abundanzklassen (1 = Einzelfund, 2 = selten, 3 = häufig, 4 = sehr häufig, 5 = massenhaft). Sicher und wahrscheinlich autochthone Arten fett unterstrichen. – Tab. 3: Recorded dragonfly inventory and taxon-specific abundance classes (1 = single, 2 = rare, 3 = frequent, 4 = abundant, 5 = extremely abundant). Autochthonous species bold underlined.

Probenpunkt/Art	<i>C. viridis</i>	<i>P. pennipes</i>	<i>P. nymphula</i>	<i>C. bastulatum</i>	<i>C. puella</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. grandis</i>	<i>A. juncea</i>	<i>S. alpestris</i>	<i>S. arctica</i>	<i>L. depressa</i>	<i>L. quadrimaculata</i>	<i>S. danae</i>	<i>L. dubia</i>
1			2						2					
2									2					
3														
4														
5			2											1
6			1											
7														
8														
9						1								
10								2						
11														
12														
13			2											2
14			2		2									
15			3 ¹			1								1
16														
17		2	1											
18			2		1			1						
19														
20														
21						1								
22			2			1								
23			<u>5</u>	<u>3</u>	<u>3</u>	<u>3</u>	2	<u>5</u>						<u>5</u>
24	<u>4</u>		<u>5</u>	<u>5</u>	<u>5</u>	<u>4</u>	<u>3</u>	<u>5</u>			2	<u>4</u>	1	<u>5</u>
25							1							1
26			2							3				
27			4					5	5			1		

¹ Obwohl die hohe Abundanzklasse auf Bodenständigkeit hindeutet, wurde diese Art als nicht bodenständig eingestuft, da die Distanz zu einem benachbarten Gewässer mit Reproduktion sehr gering war und am Probenpunkt 15 kein Paarungsverhalten beobachtet wurde.

arctica (n=3; 0,3%), *Libellula depressa* LINNAEUS 1758 (n=2; 0,2%), *Platycnemis pennipes* (PALLAS 1771) (n=2; 0,2%) und *Sympetrum danae* (SULZER 1776) (n=1; 0,1%). In Tabelle 3 sind die nachgewiesenen Libellenarten mit ihrem Abundanz angeführt und entsprechend der Bodenständigkeitskriterien klassifiziert. Der Probenpunkt 24 (Moorweiher) ist mit 11 nachgewiesenen Libellenarten der artenreichste Standort, gefolgt von Probenpunkt 23 (Grabensperre) mit 7 Arten und den Probenpunkten 27 (Quellmoor) und 18 mit jeweils 4 Arten. An Probenpunkt 15 wurden 3 Arten protokolliert, an den Probenpunkten 1, 5, 13, 17, 22 (Grabensperre), 25 (Niedermoor) und 26 (Übergangsmoor) wurden jeweils 2 Arten gesichtet. An den Probenpunkten 2, 6, 9, 10, und 21 wurde nur jeweils 1 Art beobachtet, und die Probenpunkte 3, 4, 7, 8, 11, 12, 16, 19 und 20 blieben ohne Artnachweise.

Auf Grundlage der Clusteranalyse wurden neun verschiedene Assoziationen definiert: Assoziation der Moore mit größeren offenen Wasserflächen (A1), Assoziation der Moore ohne große offene Wasserflächen (A2), Assoziation temporärer Gewässer (A3), Assoziation anmooriger Gewässer mit emerser Vegetation (A4), Assoziation offener Wasserflächen mit submerser Vegetation (A5), Assoziation spärlich bewachsener Ufer (A6), Assoziation der Röhrichte und Ufergehölze (A7), Potamal-Assoziation (A8) und Rhithral-Assoziation (A9) (Abb. 1). Die Ergebnisse der Pearson-Korrelation Analyse sind in Tabelle 4 ersichtlich und die daraus resultierende Zuteilung der Assoziationen mit den Gewichtungsfaktoren und den Statusklassen der jeweiligen Moortypen sind aus Tabelle 5 zu entnehmen.

Tabelle 6 zeigt die Moortypen an den jeweiligen Probenpunkten. Dabei wurden den Probenpunkten 1 bis 22 und den Probenpunkten 25 bis 27 der Moortyp M1 (Moore ohne große offene Wasserflächen) und den Probenpunkten 23 und 24 der Moortyp M2 (Hochmoorgewässer mit größeren offenen Freiwasserflächen) zugeordnet. Für den libellenökologischen Zustand der untersuchten Probenpunkte ergibt sich folgendes Bild: Der Proben-

Tab. 4: Pearson-Korrelationen und Signifikanz der Libellen-Assoziationen (A1 bis A9) und der Moorgewässertypen (M1 und M2). – Tab. 4: Pearson correlation of dragonfly associations (A1 - A9; association of mire waters: M1 and M2).

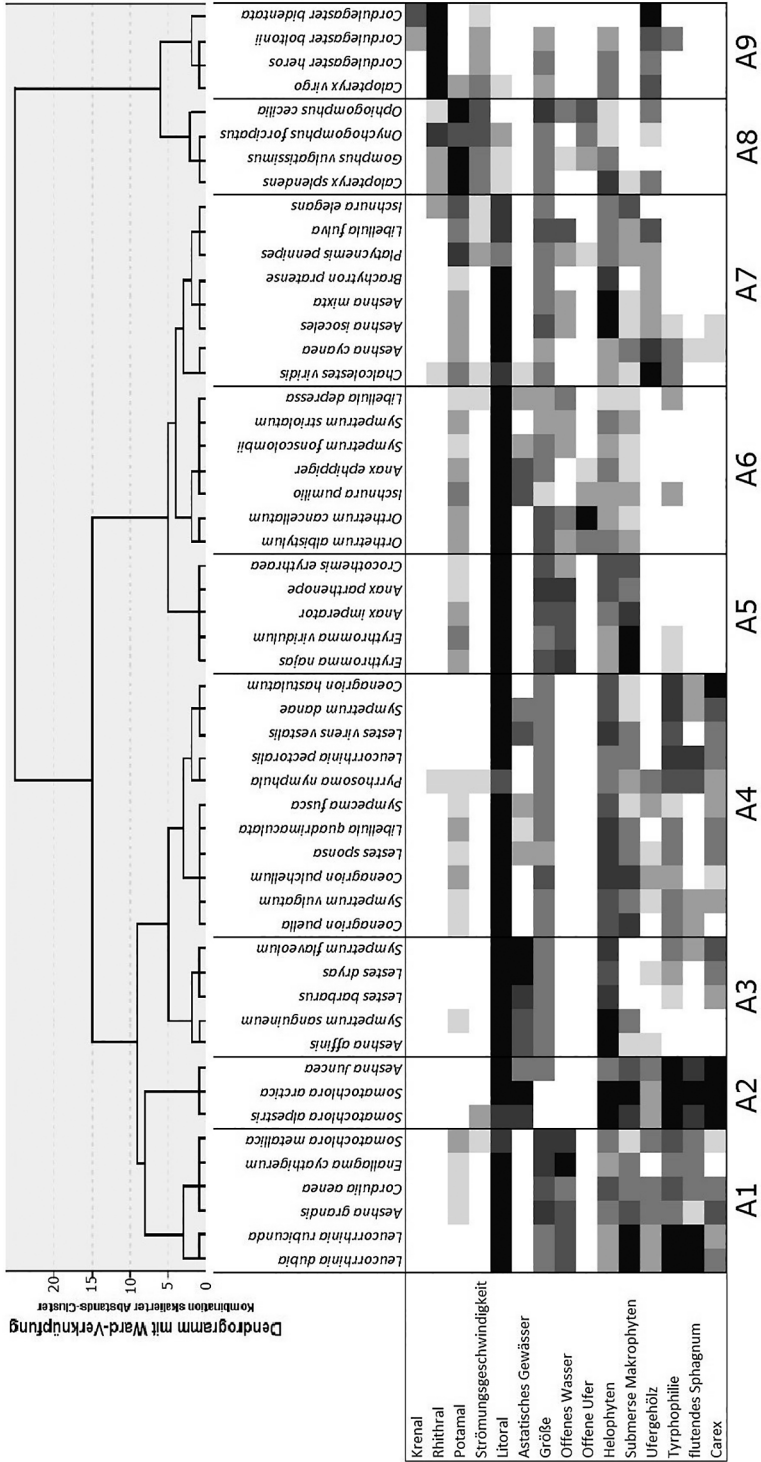
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
M1	0,588 0,021	0,931 0,000	0,464 0,082	0,639 0,010	0,128 0,649	0,141 0,616	0,227 0,416	-0,551 0,033	-0,236 0,396
M2	0,849 0,000	0,725 0,002	0,267 0,337	0,721 0,002	0,455 0,088	0,238 0,393	0,363 0,183	-0,500 0,057	-0,267 0,336

Tab. 5: Assoziationen, Gewichtungsfaktoren und Statusklassen der beiden Moortypen. – Tab. 5: Mire water-specific associations, weighting factors and classes of association status.

Moortyp	Assoziationen	Artenzahl	Gewichtungsfaktor	Statusklasse					
				1	2	3	4	5	
M1	A2	3	3	≥1					0
	A4	11	1	≥4	3	2	1		0
M2	A1	6	3	≥2 ¹		1			0
	A2	3	2	≥1					0
	A4	11	2	≥4	3	2	1		0

¹ Aufgrund der Seltenheit von *L. rubicunda* in Österreich (nur 3 Standorte bekannt) wurde die Anzahl der bodenständigen Libellenarten bei der Statusklasse 1 von 3 Arten auf 2 Arten reduziert.

Abb. 1: Libellenassoziationen basierend auf Clusteranalysen (Minimum-Varianzmethode nach Ward) und Matrizen der ökologischen Habitatsprüche der jeweiligen Libellenarten. Die Abstrufung der Grautöne symbolisiert die Relevanz des jeweiligen Parameters (schwarz = unverzichtbar; weiß = nicht relevant). – Fig.1: Dragonfly associations based on cluster diagrams (minimum-variance; Ward's method) and matrix of ecological habitat requirements of the dragonfly species. Shades symbolize relevance of the particular parameters (black=essential, white=not relevant).



punkt 1 weist einen sehr guten libellen-ökologischen Zustand, der Probenpunkt 2 einen guten libellen-ökologischen Zustand auf. Die Probenpunkte 3 bis 21 haben einen schlechten libellen-ökologischen Zustand. Die Probenpunkte 22 (verwachsener Graben) und 25 (Niedermoor) weisen einen schlechten libellen-ökologischen Zustand auf, der Probenpunkt 23 (Grabensperre) und 26 (Übergangsmoor) haben einen guten, die Probenpunkte 24 (Moorweiher) und 27 (Quellmoor) einen sehr guten libellen-ökologischen Zustand.

Tab. 6: Ergebnisse des Dragonfly Association Index und daraus resultierender Libellenökologischer Zustand der Probenpunkte. PP = Probenpunkt, MT = Moortyp, Ass. = Assoziationen, a. AZ= autochthone Artenzahl, DAI = Dragonfly Association Index, KF = Korrekturfaktor, $DAI_{corr.}$ = korrigierter DAI, LÖZ = Libellenökologischer Zustand. – Tab. 6: Dragonfly association index and ecological status of the sampling sites. PP = sampling site, MT = mire type, Ass. = association, a. AZ = autochthonous species, DAI = dragonfly association index, KF = weighting factor, $DAI_{corr.}$ = correction factor, LÖZ = ecological status.

PP	MT	Ass. (a. AZ)	DAI	KF	$DAI_{corr.}$	LÖZ
1	M1	A2 (1), A4 (1)	1,75	-0,5	1,25	1
2	M1	A2 (1), A4 (0)	2,00	-0,5	1,50	2
3	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
4	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
5	M1	A2 (0), A4 (1)	4,75			5
6	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
7	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
8	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
9	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
10	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
11	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
12	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
13	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
14	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
15	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
16	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
17	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
18	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
19	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
20	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
21	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
22	M1	A2 (0), A4 (1)	4,75			5
23	M2	A1 (1), A2 (1), A4 (3)	2,71	-0,5	2,21	2
24	M2	A1 (2), A2 (1), A4 (4)	1,00	-0,5	0,50	1
25	M1	A2 (0), A4 (0)	5,00			5
26	M1	A2 (1), A4 (0)	2,00	-0,5	1,50	2
27	M1	A2 (2), A4 (1)	1,75	-0,5	1,25	1

Diskussion

Im Jahr 2014 wurde ein Libellen-basierter Index für die Bewertung von Fließgewässern in den östlichen Flach- und Hügelländern von Österreich entwickelt und an mehreren Fließgewässern erfolgreich angewandt (CHOVANEC et al. 2014). Für die Bewertung von Mooren im Granit- und Gneishochland wurde nun diese Methodik adaptiert und weiterentwickelt. Durch die Überschneidung von Habitatparametern wie Litoralanteil oder Wasserführung (permanent/astatisch) korrelieren einige Assoziationen mit Moorgewässern positiv, während andere Assoziationen für Moorgewässer untypisch sind. Deswegen wurden für die Zuteilung der Assoziationen nur Korrelationen mit einem Mindestwert von 0,6 herangezogen. Insgesamt wurden mittels Clusteranalyse neun Assoziationen herausgearbeitet; drei davon sind auch in Mooren vertreten. Dabei ist Assoziation 2 mit den Arten *S. alpestris*, *S. arctica* und *A. juncea* die für Hochmoore typische Assoziation (tyrphobiont). So ist beispielsweise *A. juncea* in niederen Lagen und im Granit- und Gneishochland an Moore gebunden und legt ihre Eier gerne direkt in den Torf. Die Arten *S. alpestris* und *S. arctica* sind echte Moorlibellen, die ihre Eier gerne in kleine Schlenken mit flutenden Sphagnen legen. Oftmals erscheinen Ablageorte ungeeignet, wenn sie keine sichtbaren Wasserflächen aufweisen. Bei längeren Trockenperioden kann es auch zum Austrocknen der Schlenken kommen. In diesem Fall wandern die Larven in die Bulten und überdauern in den feuchten Sphagnen (WILDERMUTH & MARTENS 2014). Anders ist es bei Assoziation 1: diese Moorlibellen überstehen als Larven solche Trockenperioden nur sehr kurzfristig. So besiedeln z. B. *L. dubia* und *Leucorrhinia rubicunda* (LINNAEUS 1758) gerne sekundär entstandene Moorgewässer, die mit flutenden Sphagnen bewachsen sind (WILDERMUTH & MARTENS 2014). Assoziation A4 kommt ebenfalls gerne in Mooren vor, ist jedoch nicht so stark an Moore gebunden (tyrphophil). Die definierten Assoziationen decken sich zum Teil mit den Assoziationen von JACOB (1969) und STARK (1976), die jedoch alpine bzw. ostdeutsche Moorassoziationen beschrieben haben. Das Granit- und Gneishochland mit seiner abweichenden Höhenlage könnte ein Grund sein, warum zwei Leitarten (*A. subarctica*, *A. caerulea*) in diesem Gebiet nicht verbreitet sind, da z. B. *A. caerulea* in Österreich selten unter 1000 m Seehöhe anzutreffen ist (RAAB et al. 2006). Im oberschwäbischen Alpenvorland ist *A. caerulea* allerdings in Höhenlagen von 600 bis 700 Metern durchaus anzutreffen (Gerken, persönliche Mitteilung). Die Leitarten für Moorgesellschaften im Granit- und Gneishochland (*C. hastulatum*, *A. juncea*, *S. alpestris*, *S. arctica* und *L. dubia*) wurden im gesamten Untersuchungsgebiet als sicher bzw. wahrscheinlich autochthon nachgewiesen. Im Moorgebiet Sepplau konnten diese Arten alle als autochthon nachgewiesen werden, wobei *S. alpestris* und *S. arctica* in Moorbereichen gesichtet wurden, wo keine oder nur kleinere freie Wasserflächen (<1 m²) vorhanden waren und die Schlenken in trockenen Jahren sogar oberflächlich austrocknen können. Die gelegentliche oberflächliche Austrocknung der Schlenken in Hochmooren ist ein natürlicher Prozess, der für Libellenarten einen hohen Stressfaktor darstellt. Im Gegensatz dazu wurden autochthone Individuen von *L. dubia* ausschließlich in Moorgewässern gefunden, die eine höhere Tiefe aufweisen und über den Sommer nicht austrocknen. Dies waren meist sekundär entstandene Gewässer wie alte Torfstiche oder durch Renaturierungsmaßnahmen entstandene, mit Wasser gefüllte Grabensperren. Die Unterschiede im Austrocknungsgrad und der Größe der Freiwasserfläche wurden daher für die Definition der beiden Moorgewässertypen herangezogen; diese Typen weisen deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Assoziationen und den Gewichtungsfaktoren auf, die wesentliche Faktoren für die Berechnung des Dragonfly Association Index (DAI) darstellen.

Bei den Ergebnissen ist ersichtlich, dass unbeeinträchtigte Hochmoorgebiete, die Bulten und mit Wasser gefüllte Schlenken aufweisen, die gelegentlich austrocknen können, die Assoziationen A2 (Assoziationen der Moore ohne große offene Wasserflächen) und A4 (Assoziation anmooriger Gewässer mit emerser Vegetation) aufweisen. An Moorgewässern mit größeren Freiwasserflächen kommt eine weitere Assoziation (A1) vor. Daher sollten solche Gewässer, um aus libellenkundlicher Sicht besser bewertet zu werden, mehr Arten aufweisen.

Moore gehören neben Auen und Trockenrasen in Österreich zu den gefährdeten Biotopstypen (www.umweltbundesamt.at). Vor allem durch Drainagen, den Abbau von Torf und die Kultivierung von Fichtenforsten, Beweidung und Eutrophierung wurden in Österreich bereits mehr als 90 % der Moore zerstört; von den restlichen vorhandenen Moorflächen sind weniger als ein Drittel noch intakt. Durch die Beeinträchtigung der Hydrologie von Mooren und die damit einhergehende Zersetzung des Torfes werden aus Kohlenstoffsenken Kohlenstoffquellen (GRÜNIG 2010, HÖPER 2010). Vor allem die Moore im Wald- und Mühlviertel sind stark beeinträchtigt. Zusätzlich zu den direkten anthropogenen Beeinträchtigungen setzt ihnen auch der Klimawandel durch ansteigende Temperaturen und ausbleibende Sommerniederschläge stark zu (NIEDERMAIR et al. 2010). Die Änderung der Hydrologie hat starken Einfluss auf die Flora und Fauna von Mooren. Bereits künstlich geschaffene Moorweiher, die durch Torfabbau entstanden sind, weisen eine artenreichere Pflanzen- und Tierwelt auf. Libellen reagieren schnell auf diese Veränderungen. Während in kleineren und seichteren Wasserflächen hauptsächlich Arten vorkommen, die ihren Schwerpunkt in Mooren haben (*S. arctica*, *S. alpestris*, *C. hastulatum*, *S. subarctica*, *A. juncea* und *L. dubia*), kommen in größeren Moorweihern auch andere Libellenarten vor, wie *A. cyanea*, *A. grandis*, *C. puella* und *L. quadrimaculata*. Dabei verschwinden jedoch gewisse Moorlibellenarten, die größere offene Wasserflächen meiden (WILDERMUTH 1995).

In Österreich kommen 14 typische Moorlibellen vor, davon sind acht stenöke Moorarten, die anderen sechs sind euryöke Moorarten. In den Mooren des Freiwaldes und Weinsbergerwaldes wurden im Jahr 2015 drei stenöke (*L. dubia*, *S. arctica* und *S. alpestris*) und drei euryöke (*C. hastulatum*, *A. juncea* und *S. danae*) Moorarten gesichtet. In den Mooren des Granit- und Gneishochlandes wurden bisher einige Moorlibellen nicht nachgewiesen, wie etwa *A. subarctica*, *A. caerulea* und *N. speciosa*. Von den gesichteten Libellenarten sind laut Roter Liste Österreichs (2006) zwei (*A. juncea* und *S. danae*) als nicht gefährdet eingestuft, eine Art (*S. alpestris*) mit drohender Gefährdung und drei (*S. arctica*, *L. dubia* und *C. hastulatum*) als gefährdet (RAAB et al. 2006). Vergleicht man den Gefährdungsstatus von *S. alpestris* in verschiedenen Bundesländern, gilt diese Libellenart in Tirol als nicht gefährdet (LANDMANN 2005), während sie in Niederösterreich und Oberösterreich vom Aussterben bedroht ist. Dabei stammen die letzten Nachweise von *S. alpestris* im Granit- und Gneishochland aus den 1980er Jahren (RAAB & CHWALA 1997, LAISTER 1996). Grund dafür ist, dass diese Art unter anderem eine alpine Moorart ist, ähnlich wie *A. caerulea* und *A. subarctica*, und ihr Hauptverbreitungsareal in den Alpen liegt. Auch *S. arctica* ist in Niederösterreich vom Aussterben bedroht und galt in Oberösterreich sogar als ausgestorben oder verschollen, wurde aber 2006 von Schwarz in den Roten Auen in Oberösterreich wieder nachgewiesen. In Niederösterreich ist *C. hastulatum* vom Aussterben bedroht und *A. juncea* und *L. dubia* gelten als gefährdet (RAAB & CHWALA 1997). In Oberösterreich ist *L. dubia* stark gefährdet und *C. hastulatum* und *A. juncea* sind gefährdet (LAISTER 1996). Die Vorkommen von Hochmooren begrenzen sich in Nieder- und Oberösterreich im We-

sentlichen auf das Granit- und Gneishochland und auf das Alpenvorland (STEINER 1992). Alleine deswegen sind typische Moorarten in Nieder- und Oberösterreich echte Raritäten; neben bedrohten Libellenarten sind auch viele weitere Tier- und Pflanzenarten, die nur in Hochmooren vorkommen, sehr gefährdet.

Die Sepplau ist ein wichtiges Reproduktionsgebiet für *C. hastulatum*, *L. dubia*, *A. juncea*, *S. alpestris*, und *S. arctica*. Da dieser Moorkomplex an der niederösterreichischen und oberösterreichischen Grenze liegt, ist das Gebiet für zwei Bundesländer von großem Interesse. Obwohl die Sepplau im Granit- und Gneishochland zu den besterhaltenden Hochmooren gehört, haben Untersuchungen ergeben, dass bereits Moore mit dichteren Latschenbeständen keine optimalen Lebensräume mehr für Moorlibellen darstellen. Aber auch die Flächen der Entwicklungsgewässer nehmen stark ab. Auch wenn in einem Moor kein direkter anthropogener Einfluss herrscht, kommt es durch das rasche Wachstum der Latschen aus libellenökologischer und bryologischer Sicht zu einer Verschlechterung des Moorzustandes. Durch die Schattenbildung kommen schattentolerantere Waldmoosarten wie z. B. *Pleurozium schreberi* (BRID.) MITT. auf, die Torfmoose verdrängen. Letztere sind essentiell für Hochmoore, da sie für ständige Wassersättigung und für den niedrigen pH in ihrer Umgebung sorgen. Bei dichten Latschenbeständen wäre das Schwenden der Latschen, obwohl sie unter Naturschutz stehen, eine wichtige Pflegemaßnahme, um Hochmoore langfristig erhalten zu können. Es sollte darauf geachtet werden, dass solche Maßnahmen tyrphobionte bzw. tyrphophile (Libellen)-Arten fördern und nicht dadurch Lebensraum für untypische Arten geschaffen wird; dabei stehen Primärhabitats vor Sekundärhabitats (BUCHWALD & SCHIEL 2002). Auch wenn es im Untersuchungsgebiet libellenökologisch wertvolle Hochmoore gibt, muss trotzdem darauf hingewiesen werden, dass der Großteil der beprobten Gebiete einen schlechten libellen-ökologischen Zustand aufwies und hier großer Handlungsbedarf besteht. Eine Studie aus Finnland bestätigt, dass Drainagen sich negativ auf die Abundanz und den Artenreichtum von Libellen auswirken. Auch wird gezeigt, dass durch Renaturierungsmaßnahmen die Anzahl der Arten und deren Abundanzen wieder steigen (ELO et al. 2015). Weiters konnten in einem Hochmoor bei Deutscheiniedel nach Renaturierungsmaßnahmen die Reproduktionsbedingungen für moortypische Libellen deutlich verbessert werden, wobei bereits wenige Jahre später auch die Bodenständigkeit von *S. alpestris* (in Deutschland vom Aussterben bedroht) belegt wurde (OLIAS & GÜNTHER 2007). Eine kleine Erfolgsgeschichte im Untersuchungsgebiet sind die Roten Auen. Durch die Verschließung der Gräben entstanden Wasserflächen, die wichtige Lebensräume für *C. hastulatum*, *L. dubia* und *A. juncea* bieten und wahrscheinlich auch für *S. arctica* und *S. alpestris*, die leider 2015 nicht gesichtet wurden. Eine ähnliche Renaturierung mit Grabensperren ist in der Daunerau gut vorstellbar und auch nötig um eine fortschreitende Zerstörung des Moores zu verhindern. Wie die Ergebnisse zeigen sind alle beprobten Moore bereits zu einem Großteil stark beeinträchtigt. Vor allem beim Tannermoor, das größte Hochmoor Österreichs, welches bereits als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist, sind solche Maßnahmen dringendst notwendig um es vor der voranschreitenden Zerstörung zu schützen. Der Dragonfly Association Index (DAI) für das Granit- und Gneishochland stellt neben den Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet eine geeignete Grundlage zur Bewertung von Mooren dar. Es ist zu berücksichtigen, dass die Artenzusammensetzung von Libellen regional variieren kann und somit beispielsweise im Alpenraum andere Artenspektren in Mooren vorzufinden sind (vgl. auch DONATH 1987, SCHMIDT 1985). Dementsprechend müsste für alpine Moorgewässer der DAI angepasst werden.

Literaturverzeichnis

- BELLMANN H., 2013: Der Kosmos Libellenführer – Alle Arten Mitteleuropas Extra: Südeuropäische Arten. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart, 319pp.
- BUCHWALD R. & SCHIEL F.-J., 2002: Möglichkeiten und Grenzen gezielter Artenschutzmaßnahmen in Mooren – dargestellt am Beispiel ausgewählter Libellenarten in Südwestdeutschland. *TELMA* 3, 161–174.
- CHOVANEC A., 1999: Methoden für die Erhebung und Bewertung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) – eine Arbeitsanleitung. *Anax* 2, 1–22.
- CHOVANEC A. & WARINGER J., 2001: Ecological integrity of river-floodplain systems – assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 493–507.
- CHOVANEC A., WARINGER J., WIMMER R. & SCHINDLER M., 2014: Dragonfly Association Index – Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. BLFUW, Wien, 41 pp.
- DIJKSTRA K.-D. B. (Hg.) & LEWINGTON R. (Illustrationen), 2014: Libellen Europas – der Bestimmungsführer. Haupt, Bern, 320 pp.
- DONATH H., 1987: Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. *Ent. Nachr. Ber.* 31, 213–217.
- ELO M., PENTTINEN J. & KOTIAHO J.S., 2015: The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecology* 15:11, 8 pp.
- FINK, M., MOOG, O. & WIMMER, R., 2000: Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Monographien des Umweltbundesamtes Wien 128, 110 pp.
- GERKEN B. & STERNBERG K., 1999: Die Exuvien europäischer Libellen (Insecta, Odonata): The Exuviae of European Dragonflies. Huxaria Druckerei, 354 pp.
- GRÜNIG A., 2010: Biodiversität und Klima: Moore – vom Aschenputtel zur Prinzessin? *Natur und Land* 2010/1, 4–11.
- HÖPER H., 2010: Was bringt die Wiedervernässung von Mooren für den Klimaschutz? *Natur und Land* 2010/1, 11–13.
- HOLZWEBER H., 2016: Ökologie von Hochmoorlibellen (Insecta: Odonata) im Freiwald und Weinsbergerwald (Ober- und Niederösterreich). Masterarbeit an der Universität Wien, 78 pp.
- JACOB U., 1969: Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. *Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden* 2 (24), 197–239.
- LAISTER G., 1996: Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberrösterreichs. *Naturk. Jb. d. Stadt Linz* 40/41, 307–388.
- LANDMANN A., 2005: Rote Liste der Libellen Tirols. In Landmann, A., G. Lehmann, F. Mungenast & H. Sonntag: Die Libellen Tirols. Berenkamp Innsbruck, Wien, 261–263.
- NIEDERMAIR M., PLATTNER G., EGGER G., ESSL F., KOHLER B. & ZIKA M., 2010/2011: Moore im Klimawandel. Studie des WWF Österreich, der ÖBF und des Umweltbundesamtes Wien-Purkersdorf, 24 pp.
- OLIAS M. & GÜNTHER A., 2007: Alpen-Smaragdlibelle (*Somatochlora alpestris*) bodenständig im Hochmoor bei Deutscheinsiedel im Osterzgebirge – Entwicklung der Libellenfauna des Deutscheinsiedler Moores nach Revitalisierungsmaßnahmen. *Mitteilung des Naturschutzesinstitutes Freiberg* 3, 40–45.
- RAAB R. & CHWALA E., 1997: Libellen (Insecta: Odonata), Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien, 91 pp.

- RAAB R., CHOVANEC A. & PENNERSTORFER J., 2006: Libellen Österreichs. Springer, Wien, New York, 342 pp.
- SCHMIDT E., 1985: Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata species (RSO)". *Odonatologica* 14, 127–133.
- SCHWARZ M., 2007: Wiederfund von *Somatochlora arctica* (ZETTERSTEDT 1840) (Odonata, Corduliidae) in Oberösterreich (Österreich). *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 17, 303–307.
- STEINER G.M., 1992: Österreichischer Moorschutzkatalog. Grüne Reihe des Lebensministeriums 1, 509 pp.
- WILDERMUTH H., 1995: Kleingewässer in Mooren und ihre Bedeutung für Pflanzen und Tiere. In *Handbuch Moorschutz in der Schweiz* 1, 3.3.2, 14 pp.
- WILDERMUTH H. & MARTENS A., 2014: Taschenlexikon der Libellen Europas – Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle und Meyer, Wiebelsheim: 824 pp.
- WIMMER R., WINTERSBERGER H. & PARTHL G., 2012: Hydromorphologische Leitbilder – Fließgewässertypisierung in Österreich. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Internetrecherche

http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/naturschutz/lr_schutz/ (abgerufen am 27.7.2016).

Eingelangt: 2017 04 08

Anschriften:

Helene HOLZWEBER MSc., Oberrosenauerwald I 38, A-3920 Groß Gerungs.
E-Mail: helene.holzweber@chello.at

Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann WARINGER, Department für Limnologie und Bio-Ozeanographie, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien.
E-Mail: johann.waringer@univie.ac.at

Dr. Andreas CHOVANEC, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Marxergasse 2, A-1030 Wien. E-Mail: andreas.chovanec@bmlfuw.gv.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: [154](#)

Autor(en)/Author(s): Holzweber Helene, Waringer Johann, Chovanec Andreas

Artikel/Article: [Ökologie von Hochmoorlibellen \(Insecta: Odonata\) im Freiwald und Weinsbergerwald \(Ober- und Niederösterreich\) 75-88](#)