

Aquatische und semiaquatische Coleoptera und Heteroptera im Naturschutzgebiet »Hörbranzer Schmelzwiese« (Vorarlberger Bodenseeufer)

Nr. 89 - 2021

Johannes Buchner¹

¹Johannes Buchner, MSc
Nibelungenstraße 20, 6845 Hohenems
E-Mail: JoeBuchner@hotmail.com

Abstract

*In the current study the composition of the species communities of aquatic and semiaquatic Coleoptera and Heteroptera was investigated. The study area was the »Hörbranzer Schmelzwiese«, which belongs to the Natura 2000 site »Leiblach« in Vorarlberg (Austria). Seven different water bodies were sampled eight times during the vegetation period 2020 using a combination of different trapping techniques. A total of 4679 individuals that represented 58 species of aquatic beetles and bug could be recorded. The results show that there were significant differences between the sampling locations. The dammed Mühlbach turned out to be poor in species and individuals, the floodplain forest showed the highest diversity in terms of index-values and the large sedge swamp was the location with the most species and individuals. Furthermore, various endangered species could be documented. The species *Acilius canaliculatus* was recorded for the first time in Vorarlberg. The FFH species *Graphoderus bilineatus* could not be recorded at any of the sites in contrast to previous investigations. This study shows that the area of the »Hörbranzer Schmelzwiese« consists of a heterogeneous network of different biotopes and underlines the importance of this area for nature and species conservation. Furthermore, it extends the knowledge about the aquatic and semiaquatic Coleoptera and Heteroptera in Vorarlberg.*

Key words: Coleoptera, Heteroptera, Natura 2000, Bodenseeufer, Faunistik

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Zusammensetzung der Artengemeinschaften aquatischer und semiaquatischer Coleoptera und Heteroptera untersucht. Das Untersuchungsgebiet war die zum Europaschutzgebiet »Leiblach« gehörende »Hörbranzer Schmelzwiese«. Im Verlauf der Vegetationsperiode 2020 wurden sieben verschiedene Wasserkörper mit einer kombinierten Methodik beprobt. Auf diese Weise konnten insgesamt 4679 adulte Individuen aus 58 verschiedenen Arten erfasst und bestimmt werden. Die einzelnen Standorte unterschieden sich teilweise signifikant voneinander. Der Bereich im aufgestauten Mühlbach stellte sich als

arten- und individuenarm heraus, die periodisch überschwemmte Auwaldfläche hatte die höchsten Diversitätswerte, und im Großseggenried wurden die meisten Arten sowie Individuen erfasst. Des Weiteren konnten diverse als gefährdet eingestufte Arten dokumentiert werden, darunter die Art *Acilius canaliculatus*, welche damit das erste Mal in Vorarlberg nachgewiesen wurde. Die FFH-Art *Graphoderus bilineatus* konnte im Gegensatz zu vorangegangenen Untersuchungen an keinem der Standorte erfasst werden. Diese Studie zeigt, dass im Gebiet der »Hörbranzer Schmelzwiese« ein heterogenes Netzwerk unterschiedlichster Biotope vorherrscht, und unterstreicht die Bedeutung dieses Gebietes für Natur- und Artenschutz. Daneben er-

weitert sie das Wissen über die aquatischen und semiaquatischen Coleoptera und Heteroptera in Vorarlberg.

1 Einleitung

Im Zeitalter des Anthropozäns hat die Menschheit eine prägende Wirkung auf den Planeten und dessen Gestaltung (SMIL 2013, ZALASIEWICZ et al. 2019). Der Einfluss der Menschen hat zu einer starken Reduktion natürlicher Populationen sowohl in genutzten wie auch in wenig beeinflussten Lebensräumen geführt (DIAZ et al. 2019, SCHMID & PRÖLL 2020). So wurde in den letzten Jahren vermehrt ein starker Rückgang der Biomasse diverser Tiergruppen (HOEGH-GULDBERG et al. 2007, KAMP et al. 2020)

belegt, darunter auch bei den Insekten, der artenreichsten Tiergruppe der Erde (HALLMANN et al. 2017, LISTER & GARCIA 2018, SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019, ROTH et al. 2020, RABITSCH et al. 2020).

Ein Beispiel für besonders gefährdete Lebensräume sind Feuchtbiopte. So sind seit 1900 ca. 70 % dieser Biotope verloren gegangen (ALMOND et al. 2020). Dementsprechend haben auch die Bewohner dieser Biotope darunter gelitten. Dem World Wide Fund for Nature zufolge sind seit den 1970ern weltweit etwa 83 % der Populationen von Süßwasserarten zurückgegangen (ALMOND et al. 2020).

Ein teilweise gut erhaltener naturnaher Feuchtlebensraum befindet sich im Nordwesten Vorarlbergs. Das Gebiet der »Hörbranzler Schmelzwiese« beherbergt einen vielfältigen Biotopkomplex bestehend aus Uferlebensräumen mit Röhrichten, Großseggen-sümpfen, Bruchwaldfragmenten und Elementen der Bach- und Flussauen (ASCHAUER & GRABHER 2015). Die Aktivitäten des Bibers, welcher sich 2013/2014 im Gebiet angesiedelt hat (mündl. Mitt. Agnes Steininger), haben im Ge-

biet zusätzlich Strukturen und damit potentielle Habitate für andere Lebewesen geschaffen.

Neben dem Biber als FFH-Art konnten auch andere FFH-Arten wie die Sibirische Winterlibelle (*Sympecma paedisca*) oder der Schmalbindige Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*) nachgewiesen werden (CHOVANEK et al. 2010 bzw. NIEDERER & KOPF 2014). *Graphoderus bilineatus* ist ein seltener Wasserkäfer und praktisch in ganz Europa vom Aussterben bedroht. Sein einziges stabiles Vorkommen in Österreich liegt am Bodensee, genauer im Rheindelta und in der »Hörbranzler Schmelzwiese« (SCHIED & KLARICA O. J.).

In Rahmen dieser Arbeit wurden die aquatischen bzw. semiaquatischen Käfer- und Wanzengemeinschaften verschiedener Standorte im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« untersucht, um (i) Informationen über die Zusammensetzung besagter Artengemeinschaften zu erhalten und einen Aspekt der Biodiversität dieses Gebietes hervorzuheben, (ii) die Bedeutung dieses Lebensraums für seltene und

gefährdete Arten zu bewerten und (iii) um folgende Fragestellungen zu untersuchen:

- Gibt es Unterschiede in der Diversität und Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen Standorten des Gebietes?
- Durch welche Arten werden die verschiedenen Standorte charakterisiert und wie sind die jeweiligen Artengemeinschaften strukturiert?
- Wo liegen, in Bezug auf die Diversität, die bedeutendsten Standorte?
- Wie steht es um die Population der FFH-Art *Graphoderus bilineatus* (Dytiscidae)?

2 Material & Methoden

2.1 Gebiet

Als Untersuchungsgebiet diente das Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« (Abb. 1). Dieses befindet sich an Österreichs Westgrenze, in Hörbranz (Vorarlberg). Es liegt auf rund 396 m Seehöhe und ist 14,06 ha groß. Nordöstlich grenzt es an die Bahnlinie,



Abb. 1: Lage des Arbeitsgebiet. Rot eingerahmt ist das Natura-2000-Gebiet »Schmelzwiese«. Grüne Symbole markieren die einzelnen Beprobungsstandorte während des Untersuchungszeitraums 2020. Karte verändert nach VoGIS.

Abkürzung	Kurzbeschreibung	Koordinaten
MB01	Einstaubereich des Biberdamms am Mühlbach	47,53210 N / 9,73765 E
MB02	Vom Biber geschaffener Kanal	47,53191 N / 9,73805 E
MB03	Periodisch überflutete Auwaldfläche	47,53221 N / 9,73759 E
SW04	Großseggenried mit Verlandungsaspekt	47,53226 N / 9,73696 E
SW05	Weidengehölzstreifen am Rand der Schmelzwiese	47,53216 N / 9,73562 E
SW06	Ehemaliger Verbindungsgraben zwischen See und Schmelzwiese	47,53226 N / 9,73343 E
BB07	Schilfröhricht im Bodensee	47,53329 N / 9,72917 E

Tab. 1: Übersicht über die Beprobungsstandorte in der »Hörbranzler Schmelzwiese«.

südwestlich an den Bodensee, zudem grenzt es im Norden an das Natura-2000-Gebiet »Leiblach« an, an welches es 2015 angegliedert wurde. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Einflussbereich des Bodensees, im direkten Überflutungsbereich liegen heute aber nur noch die Uferbereiche. Die eigentliche Schmelzwiese wurde in den 1970ern durch eine Aufschüttung vom See getrennt. Dadurch ist der Wasserstand der Schmelzwiese vom See zeitweise entkoppelt und liegt meist höher als der des Bodensees (ASCHAUER & GRABHER 2015). Zusätzlich liegt der Wasserstand des Mühlbachs und der angrenzenden Auflächen aufgrund des Biberdamms zeitweise rund 1,6 m über dem des Bodensees (ASCHAUER & GRABHER 2015). Neben dem Mühlbach gibt es noch die Leiblach und den Ruggbach (welche beide bis auf ihre Mündungsbereiche durch Dämme verbaut sind) und einen Kanal östlich des Ruggbachs, welcher großteils unterirdisch ausgeleitet wird. Innerhalb des Gebietes wurden sieben verschiedene Standorte beprobt (Tab. 1).

2.2 Erfassungsmethodik

Die Erhebung der aquatischen und semiaquatischen Käfer und Wanzen erfolgte von 28. April bis 24. September 2020. In diesem Zeitraum wurde jeder Standort achtmal beprobt, wobei zwischen den Beprobungsterminen ein Abstand von rund drei Wochen lag. Die Beprobung erfolgte mit einer kombinierten Methodik aus Flaschen- und Kübelfallen sowie ergänzend mit Kescher und Eimerschöpfen. Pro Beprobungsphase waren die

Reusenfallen drei Tage bzw. Nächte im Einsatz, wobei sie jeden Morgen geleert wurden. Gekeschert bzw. mit dem Eimer geschöpft wurde jeweils am ersten bzw. letzten Tag einer Beprobungsphase.

Die Flaschenfallen folgen den im deutschsprachigen Raum anerkannten Fallentypen (vgl. HENDRICH & BALKE 2000, KOESE & CUPPEN 2006). Hierfür wurden 1,5 l PET-Flaschen verwendet. Dabei wurde der Boden einer Flasche weggeschnitten und das vordere Drittel einer weiteren Flasche wurde, mit der schmalen Öffnung voran, in die erste Flasche geklebt. Die Kübelfallen sind nach dem gleichen Schema aufgebaut (vgl. SCHELLING 2010). Um die Fängigkeit zu erhöhen, wurden sowohl Kübel- als auch Flaschenfallen mit Katzenfutter und Knicklichtern ausgestattet. Da ein Lebendfang das Ziel war, wurde darauf geachtet, dass ein ausreichender Luftvorrat in den Fallen vorhanden war. Pro Standort wurden jeweils zwei Flaschen- und eine Kübelfalle ausgelegt und an verschiedenen Mikrohabitaten platziert (Offenes Wasser, Gewässergrund und Gewässerrand). Ergänzend wurde noch mittels Teichkescher (Durchmesser 32 cm, Maschenweite 1 mm, Griff-länge 60 cm) beprobt. Ein Kescher-schlag war ~0,5 m lang und dauerte ~5 Sekunden (vgl. BLOEHL et al. 2009, TURIĆ et al. 2017). Zur weiteren Untersuchung diente die Entnahme von Standardschöpfleinheiten nach BEHR (1988) (NIEDERER 1998) mit einem Kübel (Volumen 5 L).

Gefangene Fische oder Amphibien, wie auch alle im Feld bestimmbaren Individuen wurden nach jedem Nachtfang wieder freigesetzt. Im

Gelände nicht bestimmbare, zu-meist kleinere Wasserkäfer wurden in Ethanol (70 %) fixiert und zu einem späteren Zeitpunkt mit Hilfe eines Stereomikroskops identifiziert. Gefangene Coleoptera wurden mithilfe der Bestimmungsschlüssel von Arved Lompe (<http://www.coleo-net.de>) bestimmt. Ergänzend dazu wurden die Bestimmungsschlüssel von FREUDE et al. (1971), HOLMGREN et al. (2016) und SCHÖDL (1993) verwendet. Die Bestimmung der Heteroptera erfolgte mittels STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014). Zusätzlich diente eine Vergleichssammlung mit aquatischen Coleoptera von Mag. Timo Kopf als Bestimmungshilfe. Von allen gefundenen Arten wurden Belegexemplare präpariert und aufbewahrt. Die Belege befinden sich in der Sammlung des Autors sowie Teile davon in der Sammlung der inatura in Dornbirn. Nach Absprache mit Herrn Dr. Manfred Jäch (Naturhistorisches Museum Wien) wurden aufgrund morphologischer Ähnlichkeiten einige Individuen der Gattung *Helophorus* zusammengefasst und als *Helophorus* gr. *flavipes/obscurus* beschrieben. Individuen, welche nicht bis auf Art-niveau bestimmt werden konnten, wurden in der statistischen Bearbeitung nicht berücksichtigt. Die Nomenklatur der Coleoptera folgt SPITZENBERG et al. (2016), die der Heteroptera STRAUSS & NIEDRINGHAUS (2014).

2.3 Auswertung

Die erfassten Arten wurden entsprechend ihren relativen Häufigkeiten angeordnet und Dominanzklassen zuge-teilt. Die Einteilung erfolgte gemäß einer von BIESIADKA (1980) für aquatische Insekten vorgeschlagenen Klassifizierung in vier Dominanzklassen.

Die α -Diversität wurde mittels Shannon-Wiener-Index (H), dem Gini-Simpson-Index (1-D) und der Evenness (J) bewertet. Dies sind gebräuchliche Indices in der Biodiversitätsforschung, welche jeweils leicht unterschiedliche Aspekte der Diversität (z. B.: Unter-

Standort	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07	Gesamt
Arten	11	18	21	42	28	18	9	58
Arten (exklusiv)	2	0	1	6	3	2	5	
Individuen	27	126	143	2189	1012	976	203	4679

Tab. 2: Arten- und Individuenzahlen der einzelnen Standorte (vgl. Tab. 1) im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« während des Untersuchungszeitraums 28.04. bis 24.09.2020. Arten (exklusiv) = Anzahl an Arten nur an bestimmtem Standort gefunden.

Individuen pro Standort

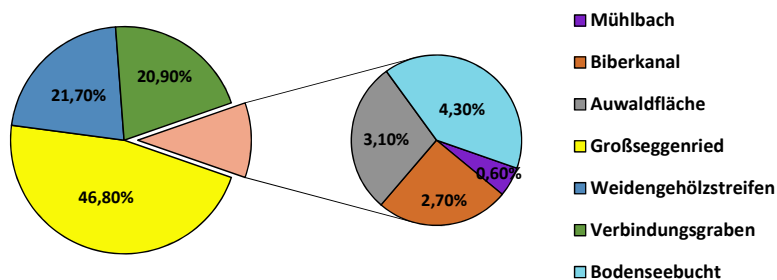


Abb. 2: Individuen pro Standort. Während des Untersuchungszeitraums 28.04. bis 24.09.2020 im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« erfasste Individuen, aufgetrennt auf ihre jeweiligen Fundorte. MB01 = Einstaubereich Mühlabach, MB02 = Biberkanal, MB03 = Auwaldfläche, SW04 = Großseggenried, SW05 = Weidengehölzstreifen, SW06 = ehemaliger Verbindungsraben, BB07 = Bodenseebucht. n = 4679.

schiedliche Gewichtung der Abundanzen) hervorstreichen (MORRIS et al. 2014). Zur Ermittlung der β -Diversität zwischen den Untersuchungsstandorten wurde paarweise der Sørensen-Index sowie der Bray-Curtis-Index berechnet. Um die Ähnlichkeiten der Artgemeinschaften in den verschiedenen Standorten zu erfassen, wurde für die gerade genannten Indices Clusteranalyse durchgeführt. Das Clustering erfolgte nach dem »Single linkage clustering« mit stratigraphischer Anordnung.

Waren die Voraussetzungen für parametrische Verfahren erfüllt, wurde zum Vergleich der Standorte die ein-faktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit Tukey-Kramer-Test durchgeführt. Wurden diese nicht erfüllt, so wurde der Kruskal-Wallis-Test mit Mann-Whitney-Test herangezogen. Mittels Bonferroni-Korrektur wurde das Signifikanzniveau gesenkt, um die Gefahr falsch positiver Ergebnisse zu minimieren (OTTO 2004). Das α -Signifikanzniveau wurde bei 5 % festgelegt.

Die statistische Auswertung der erhobenen Daten erfolgte mit MS Office 365 – Excel, PAST Statistics v.4.03 (HAMMER et al. 2001) und Estimate S v.9.1.0 (COLWELL 2013).

3 Ergebnisse

Im Verlauf der Untersuchungen konnten 4679 Individuen (4397 Coleoptera und 282 Heteroptera) erfasst und auf Artniveau bestimmt werden (Tab. 2). Insgesamt wurden 58 Arten aus 17 Familien nachgewiesen (Tab. A3). *Hydrochara caraboides* war dabei mit 1345 Individuen die am häufigsten gefundene Art. Zusammen mit *Hydaticus seminiger* (1182 Individuen) und *Graphoderus cinereus* (843 Individuen) waren 72 % aller bestimmten Tiere diesen drei Arten zuzuordnen. Von den 58 erfassten Arten nahmen 51 zusammen knapp 10 % der Individuenmasse ein. Der Standort im Großseggenried (SW04) war der in absoluten Zahlen arten- und individuenreichste Standort (Abb. 2). Fast die Hälfte aller Individu-

en (~47 %) wurde hier gefangen. Der Einstaubereich (MB01) war der individuenärmste Standort, nur rund 0,6 % aller Individuen konnten dort erfasst werden. In den permanent wasserführenden Standorten (MB01 und BB07) stellten Vertreter der Heteroptera jeweils die dominantesten Arten. Am Standort im Bodensee (BB07) war dies mit ~76 % *Sigara striata* (Corixidae). Am Standort im Mühlabach (MB01) dominierte *Gerris lacustris* (Gerridae) mit ~48 %. Die Coleoptera-Arten *Hydrochara caraboides* und *Hydaticus seminiger* nahmen in den periodisch trockenfallenden Standorten (MB02, MB03, SW04, SW05 und SW06) eine jeweils eudominante oder dominante Stellung ein. Eine Art (*Rhantus latitans*) konnte an allen sieben Standorten erfasst werden. Die Arten *Hydaticus seminiger*, *Hydrometra stagnorum* und *Noterus crassicornis* waren an 6 von 7 Standorten zu finden. 19 Arten konnten jeweils nur an einem bestimmten Standort nachgewiesen werden. In der Bodenseebucht wurden die wenigsten Arten erfasst, jedoch waren über 50 % dieser Arten nur an diesem Standort zu finden.

Das Großseggenried und der Weidengehölzstreifen waren signifikant individuenreicher als der Mühlabach ($p < 0,028$ bzw. $p < 0,05$). Weiters waren sie auch signifikant artenreicher als der Mühlabach ($p < 0,023$ bzw. $p < 0,05$). Zusätzlich zeigten diese beiden Standorte auch signifikant mehr Arten als der Standort im Bodensee ($p < 0,02$ bzw. $p < 0,05$).

Zur Quantifizierung der Artendiversität der einzelnen Untersuchungsstandorte wurden verschiedene Messwerte verwendet, diese sind in Tab. 3 dargestellt.

Die Diversität der verschiedenen Standorte variiert gemäß Shannon-Index zwischen $H' = 0,872$ für den Bodenseestandort (BB07) und $H' = 2,484$ in der überschwemmten Auwaldfläche (MB03). MB03 hat gemäß beiden Indices (H' und 1-D) die höchsten Werte des Untersuchungsgebietes. Prinzipiell

	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07
Simpson 1-D	0,735	0,653	0,884	0,737	0,767	0,452	0,397
Shannon H'	1,836	1,731	2,484	1,76	1,861	1,093	0,872
Evenness J	0,766	0,599	0,816	0,471	0,559	0,378	0,397

Tab. 3 Diversitätsindizes der einzelnen Untersuchungsstandorte im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese«. Gini-Simpson-Index = 1-D, Shannon-Wiener-Index = H, Evenness/Equitability = J.

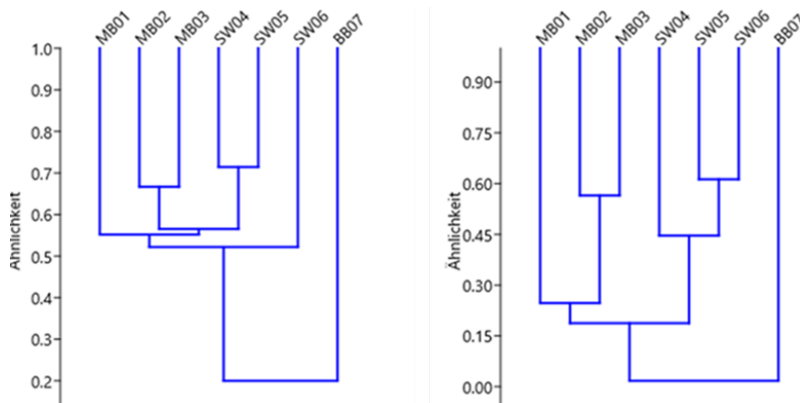


Abb. 3: Clusterdiagramme für die Standorte des Untersuchungsgebietes »Schmelzwiese« (Single-Linkage-Clustering, Stratigraphische Anordnung). Links: Clusterdiagramm des Sørensen-Index. Rechts: Clusterdiagramm des Bray-Curtis-Index.

sind gemäß Shannon-Index höhere Artenzahlen nicht gleichzusetzen mit höheren Indexwerten. So zeigt sich an Standort SW04, trotz deutlich höherer Artenzahlen (vgl. Tab. 3), ein geringerer Shannon-Wert ($H' = 1,76$) im Vergleich mit MB03 ($H' = 2,484$) und MB01 ($H' = 1,836$). Bei Betrachtung der Evenness wird sichtbar, dass die Arten in SW04 ungleich verteilt sind ($J = 0,471$), also wenige Arten dominieren. Auch in den Standorten SW06 und BB07 zeigen niedrige Evenness-Werte (0,378 bzw. 0,397) eine Ungleichverteilung der Arten an. Der Gini-Simpson-Index, welcher mehr Gewicht auf dominante Arten legt (KREBS 1999), gibt für die Standorte SW04 (1-D = 0,737) und MB01 (1-D = 0,735) fast gleiche Werte vor.

Die Ähnlichkeiten der Arteninventare lagen im paarweisen Vergleich der Beprobungsstandorte zwischen 7,5 und 71,4 gemäß Sørensen-Index (Präsenz-Absenz) (Tab. A1). Für den Jaccard-Index (Abundanzen) lagen die Werte zwischen 0,2 und 61,3 (Tab. A2). Durch den Vergleich der Standorte mittels Sørensen-Index wird sichtbar, dass nur jeweils die Standortpaare MB02 und

MB03 (66,7 %) sowie SW04 und SW05 (71,5 %) hohe Ähnlichkeiten im Arteninventar zeigen. Die Ähnlichkeiten der untersuchten Artengemeinschaften zwischen einzelnen Standorten wurden mit Hilfe einer Clusteranalyse verbildlicht (Abb. 3).

Im Rahmen der Untersuchungen wurde am 11. August ein männliches Individuum der Art *Acilius canaliculatus* mittels Flaschenreue im Großseggenried (SW04) erfasst (Abb. 4). Diese Art



Abb. 4: *Acilius canaliculatus* (Nicolai, 1822) ♂, dorsal. Erstfund für das Bundesland Vorarlberg. (Foto: Josef Buchner 08.12.2020).

wurde hiermit zum ersten Mal im Bundesland Vorarlberg nachgewiesen.

In der vorliegenden Studie konnten auch 15 Arten dokumentiert werden, welche in den zum Vergleich herangezogenen Listen einen Gefährdungstatus aufweisen (Tab. A4), wie zum Beispiel der in Bayern als »stark gefährdet« eingestufte Käfer *Hydroporus rufifrons*. Zwölf dieser Arten wurden im Großseggenried gefunden. Der Weidengehölzstreifen beherbergte neun, die überschwemmte Auwaldfläche sieben, der ehemalige Verbindungsgraben sechs und der vom Biber gegrabene Kanal vier gelistete Arten. Im Zuge der Probenahmen wurden die Amphibien als Beifang erfasst. Unter den 82 adulten Schwanzlurchen (Urodela) (Tab. A5) befand sich auch die FFH-Art *Triturus cristatus*.

4 Diskussion

4.1 Einflussfaktoren

Die Unterschiede in den Arten- und Individuenzahlen sowie daraus resultierend in den Diversitätswerten können nicht auf einen einzigen Faktor zurückgeführt werden (BLOECHL et al. 2009, ROLKE et al. 2018), vielmehr wird das Auftreten von unterschiedlichen Arten von verschiedenen Parametern beeinflusst. Die jeweilige Ausprägung dieser

Faktoren sowie deren Zusammenspiel trägt dazu bei, dass im Untersuchungsgebiet ein heterogenes Netzwerk verschiedenster Biotope vorherrscht. Die Heterogenität kann dabei durch verschiedenste Faktoren beeinflusst werden. So kann die Besiedelung der einzelnen Standorte trotz der geographischen Nähe nicht uneingeschränkt erfolgen. Eine Verbreitung mittels Bewegung im Wasser kann nur teilweise angenommen werden, da die Standorte nicht alle aneinander angebunden sind und teilweise trockenfallen, was logischerweise ein Ausweichen auf eine nicht im Wasser stattfindende Fortbewegung nötig machen würde. Die effektivste Art der Ausbreitung für aquatische Coleoptera und Heteroptera, die Flugfähigkeit (BILTON et al. 2001, ARRIBAS et al. 2011), kann von Art zu Art und sogar innerhalb der Arten variieren (KEHL & DETTNER 2007, BODA & CSABAI 2012, IVERSEN et al. 2017). So sind im Untersuchungsgebiet sowohl flugunfähige Arten wie *Hyphydrus ovatus* und *Noterus crassicornis* (JACKSON 1973) als auch flugfähige Arten wie *Rhantus latitans*, *Hydaticus seminiger* (NILSSON & HOLMEN 1995) oder *Ilybius ater* (BEHR 1990) erfasst worden. Die Art des Habitats, sprich der Gewässertyp, kann die Artengemeinschaft beeinflussen. So kommen an instabilen oder temporären Gewässern eher und mehr flugfreudige und flugfähige Arten vor als an stabilen Habitaten wie Fließgewässer und Moore (KEHL & DETTNER 2007). Eine wichtige Rolle in der Zusammensetzung von aquatischen Käferzönosen stellt die submerse Vegetation dar, da sie die Heterogenität der Umwelt erhöht (NILSSON & SÖDERBERG 1996, HINOJOSA-GARRO et al. 2010, WHATLEY et al. 2015). So bietet ein starker Makrophytenbewuchs Lebensraum und Nahrung für zahlreiche Wirbellose (WERTH et al. 2005). Viele Arten benötigen aquatische Vegetation für die Eiablage oder als Nahrung, und manche karnivoren Arten nutzen sie zur erfolgreichen Umsetzung ihrer Jagdstrategien. Daraus ergeben sich besondere Habitatansprüche. Davon

abgesehen, stellen die Makrophyten wichtige Versteckmöglichkeiten gerade in Gewässertypen mit Prädatoren, wie zum Beispiel Fischen, dar (GONG et al. 2000, BLOECHL et al. 2009).

Die Dauerhaftigkeit von Feuchtgebieten bildet einen zentralen Faktor in der Strukturierung aquatischer Artengemeinschaften (EYRE et al. 1990, LUNDKVIST et al. 2001, WHILES & GOLDOWITZ 2005). So hat z. B. das periodische Austrocknen dieser Standorte auf der einen Seite einen negativen Einfluss auf die Wasserkäfergemeinschaft, da dies die Anzahl und Arten der Habitate reduziert (KHOLIN & NILSSON 1998). Auf der anderen Seite kann eine durch Austrocknung bedingte Absenz von Prädatoren wie Fischen einen positiven Einfluss haben (COLLINSON et al. 1995). So nehmen die Gesamtindividuedichte und die Biomasse der Invertebraten entlang eines Gradienten von temporären bis permanenten Wasserkörpern zu, während die Artenvielfalt in Feuchtgebieten, welche eine kurze Trockenphase durchmachen, am höchsten ist (WHILES & GORDOWITZ 2005).

Das Austrocknen von Gewässern sowie die Anbindung an permanente Gewässer limitiert daher die Eignung als Fischhabitat. Die Anwesenheit von Fischen kann einen starken Einfluss auf die Dichten, den Artenreichtum und die Artenzusammensetzung von aquatischen Invertebraten und speziell Käfern haben (FAIRCHILD et al. 2000, WERTH et al. 2005). So fanden FAIRCHILD et al. (2000) in ihrer Studie heraus, dass in Teichen mit wenigen oder gar keinen Fischen die Biomasse der Käfer rund dreifach höher war als in Teichen mit hohem Fischvorkommen.

An der »Schmelzwiese« wurden nur in den permanent wasserführenden sowie in den direkt an den Mühlbach angrenzenden Standorten Fische dokumentiert. An den anderen Standorten, an welchen keine Fische nachgewiesen wurden, könnte die Abwesenheit von potentiellen Prädatoren ein Aspekt für die hohen Individuedichten sein. Zum Zeitpunkt der Erhebungen konnten an den nicht direkt an perma-

nente Gewässer angeschlossenen und zusätzlich trockenfallenden Standorten keine Fischpopulationen beobachtet werden. ASCHAUER & GRABHER (2015) bestätigen, dass die Schmelzwiese seit den 1970er Jahren nicht mehr als Lebensraum für Fische geeignet ist.

Auch Parameter wie pH-Wert, Wasserleitfähigkeit oder gelöster Sauerstoff dürften einen mehr oder weniger großen Einfluss auf die Artengemeinschaften haben. Allerdings wird über die Bedeutung der einzelnen Parameter kontrovers berichtet. So sehen einige Studien kaum einen Einfluss (NILSSON & SÖDERBERG 1996, PÉREZ-BILBAO et al. 2014, KABORÉ et al. 2016, ROLKE et al. 2018), während andere Studien sehr wohl einen Einfluss sehen (EYRE et al. 1986, BLOECHL et al. 2009).

Ein Aspekt, welcher bisher noch nicht behandelt wurde, ist der Biber. Die Aktivitäten des Bibers bewirken eine Erhöhung der Habitatheterogenität in Bächen und Auen (NAIMAN et al. 1999). Diese Heterogenität führt zu einer erhöhten Diversität (BRAZIER et al. 2020) und Produktivität (ROLAUFFS et al. 2001) von Makroinvertebraten in den beeinflussten Gebieten. Die α -Diversität von Makroinvertebraten kann an einzelnen veränderten Habitaten auch geringer als an unveränderten Habitaten sein (LAW et al. 2016, BRAZIER et al. 2020). Auf einer räumlich weiteren Skala ist jedoch ein erhöhter Artenreichtum im Vergleich zu Gebieten ohne Biber zu finden (LAW et al. 2016). BRAZIER et al. (2020) berichten ebenfalls von einer Erhöhung der taxonomischen, trophischen und/oder β -Diversität von Gemeinschaften von aquatischen Invertebraten gegenüber Gebieten ohne Bibereinfluss. Die Aktivitäten des Bibers, wie das Errichten eines Dammes, können beispielsweise die laterale Konnektivität erhöhen, indem sie Wasser seitlich in angrenzende Uferbereiche drückt, Auen und angrenzende Gebiete überschwemmt und vielfältige Feuchtgebiete schafft (MACFARLANE et al. 2015). Zusätzlich zu diesen großräumigen hydrologischen Veränderungen tragen sie zur Boden-

und Grundwasseranreicherung bei (WESTBROOK et al. 2006). So war der Mühlbach vor der Aufstauung durch den Biber nur ein Rinnsal und die angrenzenden Flächen waren nicht überschwemmt (mündl. Mitteilung W. Niederer). Im November 2015 lag der Wasserstand des Mühlbachs und der angrenzenden Auflächen durch den Rückstau des Biberdamms etwa 1,6 m über jenem des Bodensees (ASCHAUER & GRABHER 2015).

4.2 Untersuchungsstandorte

Der Aufstaubereich des Biberdamms war durch eine äußerst niedrige Individuendichte charakterisiert. Die vergleichsweise hohen Diversitätswerte entstanden dadurch, dass fast jedes dritte Individuum einer anderen Art zuzuschreiben war. Bis auf zwei waren alle dort dokumentierten Arten auch an den anderen Standorten zu finden. Die erfassten Individuen könnten so durch Ausbreitung aus angrenzenden, produktiveren Standorten in den Mühlbach gelangt sein. Die niedrige Anzahl an Taxa sowie Individuen war wahrscheinlich Resultat einer hohen Prädationsrate durch Fische im Zusammenspiel mit einem Mangel an Versteckmöglichkeiten. Diese wurden erst gegen Herbst hin durch die Makrophytenstruktur geboten. Ersterer Aspekt wird im Bodensee deutlich, so bieten Schilfgürtel strukturell gesehen umfangreiche und komplexe Lebensräume für Jungfische (WHITFIELD 2016). Da die zum Mühlbach angrenzenden Flächen durch dessen Aufstauung bei hohem Wasserstand überschwemmt werden, schafft die Anwesenheit des Bibers hier zusätzliche Habitate für aquatische Coleoptera und Heteroptera. Die durch den Pflanzenbewuchs entstehende Strukturierung der Habitate sowie die Länge der Hydroperiode, können sich auch hier, wie die oben erwähnten Beispiele zeigen, positiv auf die Diversität auswirken. Die hohen Diversitätswerte dieses Standorts sind auf die gleichmäßige Verteilung der Artenabundanzen zurückzu-

führen. Eine Ursache für die geringe Individuenzahl kann die Anwesenheit von Fischen als Prädatoren und der daraus resultierende Fraßdruck gewesen sein (z. B. FAIRCHILD et al. 2000). Die Länge der Hydroperiode und die Tatsache, dass dieser Standort nicht permanent an den Mühlbach angebunden ist, verhindern allerdings, dass sich während der ganzen Vegetationsperiode Fische an diesem Standort aufhalten. Denn nach einem Austrocknungsereignis kann es erst bei Anbindung an den Mühlbach zu einer Wiederbesiedelung durch Fische kommen.

Eine Erklärung für die hohen Abundanzen im ehemaligen Verbindungsgraben könnte darauf zurückzuführen sein, dass fast drei Viertel der dort erfassten Individuen einer einzigen Art, namentlich *Hydrochara caraboides*, angehören. Mit *Hydrochara caraboides* hat sich dort eine paläarktisch weitverbreitete, euryöke Art (BOUKAL et al. 2008) eingefunden. Laut BOYCE (2004) zählen unter anderem stehendes Wasser, flache, oft saisonal überschwemmte Gewässer und belaubte oder detritusreiche Substrate zu den Habitatanforderungen dieser Art. Andere Arten wie z. B. *Hydaticus seminger* oder *Graphoderus cinereus*, welche im Untersuchungsgebiet zu den häufigsten erfassten Arten zählen, bevorzugen hingegen Habitate mit reicher bzw. dichter Vegetation (BOUKAL et al. 2008), welche beispielsweise im Großseggenried gegeben ist.

Für den aufgezeigten besiedlungsbeeinflussenden Effekt der Parameter Habitatstruktur, Hydroperiode und Prädation spricht, dass in den Standorten der Schmelzwiese (SW04 und SW05) die höchsten Arten- sowie Individuenzahlen gefunden wurden. Für das ganze Untersuchungsgebiet gesehen, stellt das Großseggenried einen zentralen Faktor der Artenvielfalt dar. So konnte dieser Standort einer Vielzahl an Individuen verschiedenster Arten einen Lebensraum bieten.

Wie vorherige Studien zeigten (u. a. NILSSON & SÖDERBERG 1996, BLOECHL et al. 2009, ROLKE et al. 2018), wird das

Auftreten der aquatischen und semi-aquatischen Coleoptera und Heteroptera durch eine Kombination verschiedener Faktoren beeinflusst und kann nicht auf einen einzelnen Faktor reduziert werden. Bei der Zusammensetzung von Makroinvertebraten-Gemeinschaften spielen so neben räumlichen Effekten wie Konnektivität und Nähe zu anderen Wasserkörpern auch physikalische, chemische und biologische Faktoren eine Rolle (HILL et al. 2016).

4.3 Gefährdete, neue und fehlende Arten

Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten mit Gefährdungsstatus konnten allesamt an Standorten mit periodischer Austrocknung gefunden werden. Bemerkenswert sind hier die hohen Individuendichten der in Bayern in Kategorie 3 (»gefährdet«) geführten Arten *Graphoderus cinereus* und *Hydrochara caraboides*. Ferner wurden auch regelmäßig Individuen von *Hydroporus rufifrons* erfasst. Diese Art wird in den Roten Listen Deutschlands (gesamt) und Bayerns als »stark gefährdet« sowie Österreichs und der Schweiz als »gefährdet« eingestuft (BRANCUCCI 1994, JÄCH 1994, HEBAUER et al. 2003, SPITZENBERG et al. 2016). HENDRICH et al. (2014) erwähnen dazu, dass diese Art in den letzten Jahrzehnten überall in Deutschland sehr selten geworden ist. Zu ihren bevorzugten Habitaten zählen ephemere bis semipermanente, flache, meso- bis eutrophe und vegetationsreiche stehende Gewässer, welche meistens in Auen mit Überschwemmungen oder Verlandungsmooren vorkommen (HENDRICH et al. 2014). Die Tatsache, dass diese Art als flugunfähig gilt (FOSTER 2000), dürfte für ihre zukünftige Verbreitung kein Vorteil sein. Deswegen sollten der Erhalt momentaner Besiedlungsstandorte und gegebenenfalls eine erhöhte Konnektivität mit potentiellen Habitaten gewährleistet sein, um den Bestand dieser Art zu sichern.

Auch *Acilius canaliculatus* wurde in der Schweiz und Bayern als »gefährdet« sowie in Österreich als »potenziell gefährdet« eingestuft (BRANCUCCI 1994, HEBAUER et al. 2003, JÄCH 1994). Dieser Käfer wurde im Zuge der Beprobungen zum ersten Mal in Vorarlberg nachgewiesen. BOUKAL et al. (2008) beschreiben ihn als acidophile Art, die verschiedenste Typen stehender Gewässer, welche zumindest teilweise Pflanzenbewuchs aufweisen, besiedelt. Er ist gut flugfähig und fliegt während der gesamten Vegetationsperiode (IVERSEN et al. 2017). Es wäre möglich, dass diese Art von Bayern her an diesen Standort migriert ist. BURMEISTER & BURMEISTER (2011) beschrieben in Bayern eine Erweiterung des Besiedlungsareals dieses Käfers in Richtung Süden.

Eine Art konnte im Rahmen dieser Studie nicht nachgewiesen werden – *Graphoderus bilineatus* ist praktisch in ganz Europa vom Aussterben bedroht. Für Deutschland berichten SPITZENBERG et al. (2016) von einem starken Rückgang seiner Populationen. Die letzten Funde in der Hörbranner Schmelzwiese gehen auf NIEDERER & KOPF (2014) zurück. Bei diesen Erhebungen im Jahr 2014 fanden sie jedoch andere hydrologische Bedingungen vor (mündl. Mitteilung W. Niederer). So waren in der Schmelzwiese damals nur wenige Tümpel zu finden, was die Chance, Individuen dieser Art zu fangen, erhöht haben könnte. Im Gegensatz dazu waren im Jahr 2020 große Teile der Schmelzwiese wasserführend, was das potentielle Habitat von *Graphoderus bilineatus* vergrößert und damit eine Erfassung dieser seltenen Art erschwert haben könnte.

Eine weitere Erklärung für das Fehlen dieser Art besteht in der Anwesenheit von *Graphoderus cinereus*. KNOBLAUCH et al. (2019) vermuten, dass *Graphoderus bilineatus* und *Graphoderus cinereus* ähnliche Bedürfnisse in Bezug auf Habitattyp und -struktur haben. *Graphoderus bilineatus* hat eine enge ökologische Amplitude, wohingegen *Graphoderus cinereus* geringere

Umweltansprüche hat (BOUKAL et al. 2008). KNOBLAUCH et al. (2019) stellen die Hypothese auf, dass sich die ökologischen Nischen dieser beiden Arten überlagern, wobei *Graphoderus cinereus* einfach konkurrenzstärker ist und darüber hinaus auch mit veränderten Lebensraumbedingungen besser klar kommen könnte.

Ob *Graphoderus bilineatus* wirklich im Untersuchungsgebiet verschwunden ist, sollte in den nächsten Jahren durch wiederholtes Beprobieren der potentiellen Standorte festgestellt werden. Um den Erhalt dieser Art zu gewährleisten, könnten größere (fischfreie) Flachgewässer geschaffen werden und zusätzlich – wie von ASCHAUER & GRABHER (2015) vorgeschlagen – durch eine abschnittsweise Mahd der Schilfröhre eine Nährstoffakkumulation der Gewässer verhindert werden.

4.4 Beifang

Im Zuge der Untersuchung wurden aufgrund der gewählten Fallenmethodik auch Amphibien erfasst. Erwähnenswert sind hier die Nachweise der in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie gelisteten Art *Triturus cristatus*. In den Roten Listen der Amphibien Vorarlbergs (ASCHAUER & GRABHER 2021) sowie Österreichs (GOLLMANN 2007) wird der Kammmolch als »stark gefährdet« angeführt. Diese Art konnte insgesamt 35mal vermerkt werden (14 männliche, 16 weibliche sowie 5 Individuen, bei denen das Geschlecht nicht bestimmt werden konnte). Zu ihren Lebensräumen zählen unter anderem Flussauen und Feuchtwiesen. Als ideale Laichgewässer kommen größere Teiche, die teilweise besonnt sind und Pflanzenbewuchs aufweisen, infrage (GÜNTHER 1996, CABELA et al. 2001). Da Fische zu den Hauptfeinden von Amphibien gehören, vor allem für den Laich und die Larven bzw. Kaulquappen, bevorzugen Molche Gewässer, die periodisch austrocknen und somit für Fische weniger geeignet sind (SCHELLING 2010). So wurden alle Individuen ausschließlich im Großseg-

genried und im Weidengehölzstreifen der Schmelzwiese gefunden, welche dadurch eine weitere Bedeutung im Schutz einer gefährdeten Art erhält.

5 Fazit

Diese Studie zeigt, dass im Natura-2000-Gebiet »Leiblach« im Teilgebiet Schmelzwiese ein heterogenes Netzwerk unterschiedlichster Biotope vorherrscht. Die kleinräumige Verteilung verschiedenster Habitats und deren Eigenschaften sorgen für ein Gebiet, welches für den Natur- und Artenschutz von besonderer Bedeutung ist. Speziell hervorzuheben sind dabei das Großseggenried, der Weidengehölzstreifen und die überschwemmte Auwaldfläche.

Gerade in Zeiten des Rückgangs von Feuchtgebieten und ihrer Diversität (siehe z. B. HU et al. 2017, ROTH et al. 2020), in denen Landschaften übernutzt und leereräumt werden und in denen der Nutzungsdruck durch den Menschen immer weiter steigt, ist es wichtig natürliche Systeme zu erhalten und zu schützen. Um diese Lebensräume ausreichend schützen zu können, ist eine umfassende Dokumentation der Schutzgüter unerlässlich.

6 Dank

Besonderer Dank gebührt Barbara und Kurt Buchner, welche mich seit Tag 1 unterstützt haben. Für die Betreuung und Übernahme meiner Arbeit möchte ich mich bei ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn (Universität Wien) und Mag. Walter Niederer (Regionsmanager der Europaschutzgebiete Bodensee und Leiblach) bedanken. Mag. Timo Kopf und Dr. Norbert Milasowszky waren bei Fragen jederzeit zur Stelle. Für die Unterstützung bei der Feldarbeit sowie viele großartige Fotos des Gebietes und der erfassten Individuen sei Herrn Lauritz Birkel, Kurt und Joseph „Joschi“ Buchner gedankt.

7 Literatur

- ALMOND, R. E. A., GROOTEN, M. & PETERSON, T. (eds.) (2020): Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss. – 159 pp.; Gland (WWF – World Wide Fund For Nature).
- ARRIBAS, P., VELASCO, J., ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ANDÚJAR, C., CALOSI, P., MILLÁN, A., RIBERA, I. & BILTON, D. T. (2011): Dispersal ability rather than ecological tolerance drives differences in range size between lentic and lotic water beetles (Coleoptera: Hydrophilidae). – *Journal of Biogeography*, 39(5), 984-994.
doi: [10.1111/j.1365-2699.2011.02641.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02641.x)
- ASCHAUER, M. & GRABHER, M. (2015): Schmelzweise Hörbranz, FFH Lebensraumtypen – Bestandsaufnahme und Bewertung. – Im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe – Umwelt- und Klimaschutz, 61 S.
- ASCHAUER, M. & GRABHER, M. (2021): Rote Liste gefährdeter Amphibien und Reptilien Vorarlbergs. Überarbeitete Fassung der Roten Liste 2008. – *Rote Listen Vorarlbergs*, 10: 188 S.; Dornbirn (inatura).
- BEHR, H. (1988). Kleinräumige Verbreitungsmuster von Dytisciden-Populationen (Coleoptera, Dytiscidae) in zwei Oberharzer Hochmooren. – *Faunistisch-ökologische Mitteilungen*, 6: 43-52.
- BEHR, H. (1990): Untersuchung zum Flug- und Immigrationsverhalten von Wasserkäfern der Gattung *Hydroporus* Clairv. (Col.: Dytiscidae). – *Drosera*, 90: 77-94.
- BIESIADKA, E. (1980): Water mites (Hydracarina) of the eutrophic Lake Zbęchy (Leszno voiv.). – *Polish Ecological Studies*, 6: 247-262.
- BILTON, D. T., FREELAND, J. R. & OKAMURA B. (2001): Dispersal in freshwater invertebrates. – *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 159-181.
doi: [10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016)
- BLOECHL, A., KOENEMANN, S., PHILIPPI, B. & MELBER, A. (2009): Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. – *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3) (2010), 215-225.
doi: [10.1016/j.limno.2009.08.001](https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.08.001)
- BODA, P. & CSABAI, Z. (2012): When do beetles and bugs fly? A unified scheme for describing seasonal flight behaviour of highly dispersing primary aquatic insects. – *Hydrobiologia*, 703 (2013):133-147.
doi: [10.1007/s10750-012-1350-3](https://doi.org/10.1007/s10750-012-1350-3)
- BOUKAL, D. S., BOUKAL, M., FIKÁČEK, M., HÁJEK, J., KLEČKA, J., SKALICKÝ, S., ŠTASTNÝ, J. & TRÁVNÍČEK, D. (2008): Katalog vodních brouků České republiky. Catalogue of water beetles of the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae, Psephenidae). – *Klapalekiana*, 43 (Supplementum): 289 pp.
- BOYCE, D. C. (2004): A study of the distribution and ecology of the lesser silver water beetle *Hydrochara caraboides* on the Somerset Levels. – *English Nature Research Report*, 591: 68 pp.
- BRANCUCCI, M. (1994): Rote Liste der gefährdeten Wasserkäfer (nur Hydradephaga) der Schweiz. – In: DUELLI, P. (Red.): Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz: 96 S. (60-63); Bern (BUWAL).
- BRAZIER, R. E., PUTTOCK, A., GRAHAM, H. A., AUSTER, R. E., DAVIES, K. H. & BROWN, C. M. L. (2020): Beaver: Nature's ecosystem engineers. – *WIREs Water*, 2021;8:e1494: 1-29.
doi: [10.1002/wat2.1494](https://doi.org/10.1002/wat2.1494)
- BURMEISTER, E.-G. (2003): Rote Liste gefährdeter Wasserwanzen (Hydrocorisae, Gerromorpha) Bayerns. – *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz*, 166: 92-94.
- BURMEISTER, E.-G. & BURMEISTER, J. (2011): *Acilius canaliculatus* (Nicolai, 1822) in Südbayern (Coleoptera: Dytiscidae). – *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen*, 60: 90-91.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. – 880 S.; Wien (Umweltbundesamt).
- CHOVANEC, A., SCHINDLER, M., PALL, K. & HOSTETTLER, K. (2010): Bewertung des österreichischen Bodenseeufer auf der Grundlage libellenkundlicher Untersuchungen. – *Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg*, 59: 43 S.; Bregenz.
- COLLINSON, N. H., BIGGS, J., CORFIELD, A., HODSON, M. J., WALKER, D., WHITFIELD, M. & WILLIAMS, P. J. (1995): Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. – *Biological Conservation*, 74(2): 125-133.
doi: [10.1016/0006-3207\(95\)00021-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00021-U)
- COLWELL, R. K. (2013): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. – User's Guide and application.
- DÍAZ, S., SETTELE, J., BRONZIO, E. S., NGO, H. T., GUÉZE, M., AGARD, J., ARNETH, A., BALVANERA, P., BRAUMAN, K. A., BUTCHART, S. H. M., CHAN, K. M. A., GARIBALDI, L. A., ICHII, K., LIU, J., SUBRAMANIAN, S. M., MIDGLEY, G. F., MILOSLAVICH, P., MOLNÁR, Z., OBURA, D., PFAFF, A., POLASKY, S., PURVIS, A., RAZZAQUE, J., REYERS, B., ROY CHOWDHURY, R., SHIN, Y. J., VISSEREN-HAMAKERS, I. J., WILLIS, K. J., & ZAYAS, C. N. (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. – 56 pp.; Bonn (IPBES).
doi: [10.5281/zenodo.3553579](https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579)
- EYRE, M. D., BALLS, S. G. & FOSTER, G. N. (1986): An Initial Classification of the Habitats of Aquatic Coleoptera in North-East England. – *Journal of Applied Ecology*, 23: 841-852.
doi: [10.2307/2403938](https://doi.org/10.2307/2403938)
- EYRE, M. D., FOSTER, G. N. & FOSTER, A. P. (1990): Factors affecting the distribution of water beetle species assemblages in drains of eastern England. – *Journal of Applied Entomology*, 109: 217-225.
doi: [10.1111/j.1439-0418.1990.tb00043.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1990.tb00043.x)
- FAIRCHILD, G. W., FAULDS, A. M. & MATTA, J. F. (2000): Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. – *Freshwater Biology*, 44(3): 523-534.
doi: [10.1046/j.1365-2427.2000.00601.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00601.x)

- FOSTER, G. N. (2000): A review of the scarce and threatened Coleoptera of Great Britain – Part 3: Aquatic Coleoptera. – Species Status, 1: 143 pp.; Peterborough (Joint Nature Conservation Committee).
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1971): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3. Adephegata 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinoidea 1: 365 S.; Krefeld (Goecke & Evers).
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). – In: ZULKA, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/2: 515 S. (37-60); Wien (Böhlau).
- GONG, Z., XIE, P. & WANG, S. (2000): Macrozoobenthos in 2 shallow, mesotrophic Chinese lakes with contrasting sources of primary production. – Journal of the North American Benthological Society, 19: 709-724.
doi: [10.2307/1468128](https://doi.org/10.2307/1468128)
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – 825 S.; Jena (Gustav Fischer).
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANN, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D. & DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – PLoS One, 12(10): e0185809.
doi: [10.1371/journal.pone.0185809](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809)
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. – Palaeontologia Electronica, 4(1): 9 pp.
- HEBAUER, F., BUSSLER, H., HECKES, U., HESS, M., HOFMANN, G., SCHMIDL, J. & SKALE, A. (2003): Rote Liste der Wasserkäfer (Coleoptera aquatica) Bayerns. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz, 166: 112-116.
- HENDRICH, L., HAWLITSCHKE, O., TOUSSAINT, E. F. A., TÄNZLER, R. & BALKE, M. (2014): Wiederaufstieg des Schwimmkäfers *Graphoderus austriacus* (Sturm, 1834) in Bayern sowie weitere aktuelle Vorkommen von *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) im Gebiet des Starnberger Sees. – Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, 63(1/2): 19-28.
- HENDRICH, L. & BALKE, M. (2000): Verbreitung, Habitatbindung, Gefährdung und mögliche Schutzmaßnahmen der FFH-Arten *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 (Der Breitrand) und *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) in Deutschland (Coleoptera: Dytiscidae). – Insecta, 6: 98-114.
- HILL, M. J., DEATH, R. G., MATHERS, K. L., RYVES, D. B., WHITE, J. C. & WOOD, P. J. (2016): Macroinvertebrate community composition and diversity in ephemeral and perennial ponds on unregulated floodplain meadows in the UK. – Hydrobiologia, 793(1) (2017), 95-108.
doi: [10.1007/s10750-016-2856-x](https://doi.org/10.1007/s10750-016-2856-x)
- HINOJOSA-GARRO, D., MASON, C. F. & UNDERWOOD, G. J. C. (2010): Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. – Fundamental and Applied Limnology, 177(1): 19-37.
doi: [10.1127/1863-9135/2010/0177-0019](https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0019)
- HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P. J., HOOTEN, A. J., STENECK, R. S., GREENFIELD, P., GOMEZ, E., HARVELL, C. D., SALE, P. F., EDWARDS, A. J., CALDEIRA, K., KNOWLTON, N., EAKIN, C. M., IGLESIAS-PRIETO, R., MUTHIGA, N., BRADBURY, R. H., DUBI, A. & HATZIOLOS, M. E. (2007): Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. – Science, 318 (5857), 1737-1742.
doi: [10.1126/science.1152509](https://doi.org/10.1126/science.1152509)
- HOLMGREN, S., ANGUS, R., JIA, F., CHEN, Z.-N. & BERGSTEIN, J. (2016): Resolving the taxonomic conundrum in *Graphoderus* of the east Palearctic with a key to all species (Coleoptera, Dytiscidae). – ZooKeys, 574: 113-142.
doi: [10.3897/zookeys.574.7002](https://doi.org/10.3897/zookeys.574.7002)
- HU, S., NIU, Z., CHEN, Y., LI, L. & ZHANG, H. (2017): Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. – Science of The Total Environment, 586: 319-327.
doi: [10.1016/j.scitotenv.2017.02.001](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001)
- IYERSEN, L. L., RANNAP, R., BRIGGS, L. & SAND-JENSEN, K. (2017): Time restricted flight ability influences dispersal and colonization rates in a group of freshwater beetles. – Ecology and Evolution, 7(3): 824-830.
doi: [10.1002/ece3.2680](https://doi.org/10.1002/ece3.2680)
- JÄCH, M. A. (Red.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs (Coleoptera). – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 2: 107-200.
- JACKSON, D. J. (1973): The influence of flight capacity on the distribution of aquatic Coleoptera in Fife and Kinross-shire. – The Entomologist's Gazette, 24: 247-293.
- KABORÉ, I., JÄCH, M. A., OUEËDA, A., MOOG, O., GUENDA, W. & MELCHER, A. H. (2016): Dytiscidae, Noteridae and Hydrophilidae of semi-arid rivers and reservoirs in Burkina Faso: species inventory, diversity and ecological notes. – Journal of Biodiversity and Environmental Sciences, 8(4): 1-14.
- KAMP, J., FRANK, C., TRAUTMANN, S., BUSCH, M., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GERLACH, B., KARTHÄUSER, J., KUNZ, F., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. & SUDFELDT, C. (2020): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. – Journal of Ornithology, 162 (2021): 1-15.
doi: [10.1007/s10336-020-01830-4](https://doi.org/10.1007/s10336-020-01830-4)
- KEHL, S. & DETTNER, K. (2007): Flugfähigkeit der in Deutschland vorkommenden adephagen Wasserkäfer (Coleoptera, Hydradephaga). – Entomologie heute, 19: 141-161.
- KHOLIN, S. K. & NILSSON, A. N. (1998): Regional enrichment of predacious water beetles in temporary ponds at opposite east-west ends of the Palearctic. – Journal of Biogeography, 25: 47-55.
doi: [10.1046/j.1365-2699.1998.251160.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251160.x)
- KNOBLAUCH, A. & GANDER, A. (2019): Distribution of a residual population of the Dytiscid *Graphoderus bilineatus* (de Geer, 1774) in the Grande Caricaie Nature Reserves, Switzerland. – Alpine Entomology, 3(3): 83–91.
doi: [10.3897/alpento.3.30417](https://doi.org/10.3897/alpento.3.30417)
- KOESE, B. & CUPPEN, J. (2006): Sampling methods for *Graphoderus bilineatus* (Coleoptera: Dytiscidae). – Nederlandse Faunistische Mededelingen, 24: 42-47.
- KREBS C. J. (1999): Ecological Methodology. – 2nd Edition.: 620 pp.; Menlo Park (Addison-Wesley Longman).

- LAW, A., McLEAN, F. & WILLBY, N. J. (2016): Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams. – *Freshwater Biology*, 61(4), 486-499.
doi: [10.1111/fwb.12721](https://doi.org/10.1111/fwb.12721)
- LISTER, B. C. & GARCIA, A. (2018): Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. – *Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS*, 115 (44): E10397-E10406
doi: [10.1073/pnas.1722477115](https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115)
- LOMPE, A. (Hrsg.) (2002): Die Käfer Europas. Ein Bestimmungswerk im Internet. – <http://www.coleo-net.de/coleo/> (letzter Zugriff am 14.07.2021).
- LUNDKVIST, E., LANDIN, J. & MILBERG, P. (2001): Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden. – *Wetlands*, 21: 48-58.
- MACFARLANE, W. W., WHEATON, J. M., BOUWES, N., JENSEN, M. L., GILBERT, J. T., HOUGH-SNEE, N. & SHIVIK, J. A. (2015): Modelling the capacity of riverscapes to support beaver dams. – *Geomorphology*, 277 (2017): 72-99.
doi: [10.1016/j.geomorph.2015.11.019](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.11.019)
- MORRIS, E. K., CARUSO, T., BUSCOT, F., FISCHER, M., HANCOCK, C., MAIER, T. S., MEINERS, T., MÜLLER, C., OBERMAIER, E., PRATI, D., SOCHER, S. A., SONNEMANN, I., WÄSCHKE, N., WUBET, T., WURST, S. & RILLIG, M. C. (2014): Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. – *Ecology and Evolution*, 4(18): 3514-3524.
doi: [10.1002/ece3.1155](https://doi.org/10.1002/ece3.1155)
- NAIMAN, R. J., ELLIOT, S. R., HELFIELD, J. M. & O'KEEFE, T. C. (1999): Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. – *Hydrobiologia*, 410: 79-86.
doi: [10.1023/A:1003768102188](https://doi.org/10.1023/A:1003768102188)
- NIEDERER, W. (1998): Artenzusammensetzung und Verteilung der Wanzen im Naturschutzgebiet Rheindelta (Vorarlberg, Österreich). – *Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins in Innsbruck*, 85: 231-255.
- NIEDERER, W. & KOPF, T. (2014) Erfassung und Bestandsabschätzung der beiden FFH Wasserkäferarten *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) und *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 sowie der Begleitfauna unter Berücksichtigung der Coleoptera und Heteroptera in Vorarlberg. – unveröffentlichter Projekt-Bericht im Auftrag Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz (Zahl: IVe-116.01).
- NILSSON, A. N. & HOLMEN, M. (1995): The aquatic Adephega (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. – *Fauna Entomologica Scandinavica*, 32: 192 pp.; Leiden (Brill).
- NILSSON, A. N. & SÖDERBERG, H. (1996): Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. – *Hydrobiologia*, 321: 83-88.
doi: [10.1007/BF00018680](https://doi.org/10.1007/BF00018680)
- OTTO, S. (2004): Die Spinnengemeinschaften in Baumkronen von Urwäldern und Wirtschaftswäldern unterschiedlichen Alters in Ostpolen (Bialowieza). – Diplomarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Fakultät für Biologie: 117 S.
- PÉREZ-BILBAO, A., BENETTI, C. J. & GARRIDO, J. (2014): Aquatic coleoptera assemblages in protected wetlands of North-western Spain. – *Journal of Limnology*, 73: 81-91.
doi: [10.4081/jlimnol.2014.737](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.737)
- RABITSCH, W., ZULKA, K. P. & GÖTZL, M. (2020): Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. – *Reports*, REP-0739: 118 S.; Wien (Umweltdokumentationszentrum).
- ROLKE, D., JAENICKE, B., PFAENDER, J. & ROTHE, U. (2018): Drainage ditches as important habitat for species diversity and rare species of aquatic beetles in agricultural landscapes (Insecta: Coleoptera). – *Journal of Limnology*, 77: 466-482.
doi: [10.4081/jlimnol.2018.1819](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1819)
- ROLAUFFS, P., HERING, D. & LOHSE, S. (2001): Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. – *Hydrobiologia*, 459(1): 201-212.
doi: [10.1023/A:1012507613952](https://doi.org/10.1023/A:1012507613952)
- ROTH, N., ZODER, S., ZAMAN, A. A., THORN, S. & SCHMIDL, J. (2020): Long-term monitoring reveals decreasing water beetle diversity, loss of specialists and community shifts over the past 28 years. – *Insect Conservation and Diversity*, 13(2): 140-150.
doi: [10.1111/icad.12411](https://doi.org/10.1111/icad.12411)
- SÁNCHEZ-BAYO, F. & WYCKHUYS, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. – *Biodiversity and Conservation*, 232: 8-27.
doi: [10.1016/j.biocon.2019.01.020](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020)
- SCHELLING, U. (2010): Verbreitung, Habitatpräferenz und Phänologie der Amphibien im Rheindelta – unter besonderer Berücksichtigung der Schwanzlurche. – Diplomarbeit Universität Innsbruck: 78 S.
- SCHIED, J. & KLARICA, J. (o.J.): Teichgeflüster. Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*). – Faltblatt; Bregenz (Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz).
- SCHMID, E. & PRÖLL, T. (Hrsg.) (2020): Umwelt- und Bioressourcenmanagement für eine nachhaltige Zukunftsgestaltung. – 272 S.; Berlin (Springer).
- SCHÖDL, S. (1993): Revision der Gattung *Berosus* Leach. 3. Teil: Die paläarktischen und orientalischen Arten der Untergattung *Berosus* s. str. (Coleoptera: Hydrophilidae). – *Koleopterologische Rundschau*, 63: 189-233.
- SMIL, V. (2013): Harvesting the Biosphere. What We Have Taken from Nature. – 320 pp.; Cambridge, MA (MIT Press).
- SPITZENBERG, D., SONDERMANN, W., HENDRICH, L., HESS, M. & HECKES, U. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der wasserbewohnenden Käfer (Coleoptera aquatica) Deutschlands. – In: GRÜTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., BALZER, S., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUDWIG, G., MATZKE-HAJEK, G. & RIES, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70(4): 207-246.
- STRAUSS, G. & NIEDRINGHAUS, R. (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands: Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. – 66 S.; Osnabrück (WABV Fründ).

- TURIĆ, N., TEMUNOVIĆ, M., VIGNJEVIĆ, G., ANTUNOVIĆ DUNIĆ, J. & MERDIĆ, E. (2017). A comparison of methods for sampling aquatic insects (Heteroptera and Coleoptera) of different body sizes, in different habitats using different baits. – *European Journal of Entomology*, 114: 123-132.
doi: [10.14411/eje.2017.017](https://doi.org/10.14411/eje.2017.017)
- WERTH, C., MARTEN, M. & TARASCHEWSKI, H. (2005): Ökologische Untersuchungen an anthropogenen Kleingewässern – Makrozoobenthos in Wechselwirkung mit Makrophyten und Fischbesatz. – *Lauterbornia*, 55: 149-167.
- WESTBROOK, C. J., COOPER, D. J. & BAKER, B. W. (2006): Beaver dams and overbank floods influence groundwater-surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. – *Water Resources Research*, 42(6): 1-12.
doi: [10.1029/2005WR004560](https://doi.org/10.1029/2005WR004560)
- WHATLEY, M. H., VONK, J. A., VAN DER GEEST, H. G. & ADMIRAAL, W. (2015): Temporal abiotic variability structures invertebrate communities in agricultural drainage ditches. – *Limnologica*, 52:20-29.
doi: [10.1016/j.limno.2015.03.001](https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.03.001)
- WHILES, M. R. & GOLDOWITZ, B. S. (2005): Macroinvertebrate communities in central Platte River wetlands: Patterns across a hydrologic gradient. – *Wetlands*, 25(2): 462-472.
doi: [10.1672/20](https://doi.org/10.1672/20)
- WHITFIELD, A. K. (2016): The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. – *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27 (2017): 75-110.
doi: [10.1007/s11160-016-9454-x](https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x)
- ZALASIEWICZ, J., WATERS, C. N., WILLIAMS, M. & SUMMERHAYES, C. P. (eds.) (2019): *The Anthropocene as a Geological Time Unit. A Guide to the Scientific Evidence and Current Debate.* – 382 pp.; Cambridge (Cambridge Univ. Press).
doi: [10.1017/9781108621359](https://doi.org/10.1017/9781108621359)

Appendix

Standorte



Abb. A1: Standort 1 – MB01. Einstaubereich des Biberdamms am Mühlbach. Links am 29.04.2020. Rechts am 22.07.2020. (Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A2: Standort 2 – MB02. Von Biber geschaffener Kanal. Links: wasserführend am 28.04.2020. Rechts: nicht wasserführend am 02.12.2020. (Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A3: Standort 3 - MB03. Überschwemmte Fläche seitlich des Mühlbachs. Links am 22.07.2020. Rechts am 22.09.2020. (Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A4: Standort 4 – SW04. Großseggenried der Schmelzwiese. Links am 30.04.2020. Rechts am 12.08.2020.
(Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A5: Standort 5 – SW05. Gehölzstreifen am Rand der Schmelzwiese, in Wegnähe. Links am 28.04.2020. Rechts am 12.08.2020.
(Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A6: Standort 6 – SW06. Graben zwischen Seeufer und Schmelzwiese. Links am 09.06.2020. Rechts am 22.07.2020.
(Fotos: Johannes Buchner).



Abb. A7: Standort 7 – BB07. Schilfröhricht im Bodensee. Links am 28.04.2020. Rechts Entleerung der Fallen durch J. Buchner und L. Birkel am 20.05.2020. (Fotos: Links: Johannes Buchner. Rechts: Kurt Buchner).

Tab. A1: Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit der einzelnen Standorte im Untersuchungsgebiet »Schmelzwiese«, erstellt nach dem Sørensen-Index. Angaben in %.

	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07
MB01	100						
MB02	55,2	100					
MB03	43,8	66,7	100				
SW04	30,2	53,3	54	100			
SW05	25,6	56,5	53,1	71,4	100		
SW06	20,7	33,3	46,2	50	52,2	100	
BB07	20	14,8	13,3	15,7	10,8	7,4	100

Tab. A2: Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit der einzelnen Standorte im Untersuchungsgebiet »Schmelzwiese«, erstellt nach dem Bray-Curtis-Index. Angaben in %.

	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07
MB01	100						
MB02	22,2	100					
MB03	24,7	56,5	100				
SW04	1,3	9,9	10,3	100			
SW05	1,2	18,8	18	44,6	100		
SW06	1,2	18,3	16,8	24,5	61,3	100	
BB07	1,7	1,2	1,2	0,3	0,3	0,2	100

Gesamtartenliste (folgende Seite)

Tabelle A3:

Artenliste und Gesamtabundanzen der im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« im Untersuchungszeitraum 28.04. bis 24.09.2020 erfassten aquatischen bzw. semiaquatischen Coleoptera und Heteroptera.

Coleoptera	Standort	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07	Ges.
Familie	Art								
Dryopidae	<i>Dryops auriculatus</i>				1				1
Dryopidae	<i>Dryops luridus</i>				1	1			2
Dytiscidae	<i>Acilius canaliculatus</i>				1				1
Dytiscidae	<i>Agabus bipustulatus</i>				3	2	1		6
Dytiscidae	<i>Berosus signaticollis</i>						1		1
Dytiscidae	<i>Bidessus unistriatus</i>				2	3			5
Dytiscidae	<i>Coelambus impressopunctatus</i>				4		2		6
Dytiscidae	<i>Copelatus haemorrhoidalis</i>		1		1	2			4
Dytiscidae	<i>Dytiscus marginalis</i>			4	3				7
Dytiscidae	<i>Graphoderus cinereus</i>		2	12	747	66	16		843
Dytiscidae	<i>Graptodytes granularis</i>	1							1
Dytiscidae	<i>Hydaticus seminiger</i>	1	72	34	782	206	87		1182
Dytiscidae	<i>Hydroporus angustatus</i>			3	7	4	7		21
Dytiscidae	<i>Hydroporus palustris</i>		1	5	7	3			16
Dytiscidae	<i>Hydroporus rufifrons</i>				3	13	1		17
Dytiscidae	<i>Hygrotus decoratus</i>		3		52	85	8		148
Dytiscidae	<i>Hygrotus inaequalis</i>				1				1
Dytiscidae	<i>Hyphydrus ovatus</i>			1	12	1	15		29
Dytiscidae	<i>Ilybius ater</i>			19	221	124	33		397
Dytiscidae	<i>Ilybius fuliginosus</i>	1	1		7	1			10
Dytiscidae	<i>Ilybius quadriguttatus</i>		2		3	2			7
Dytiscidae	<i>Laccophilus hyalinus</i>			2					2
Dytiscidae	<i>Laccophilus ponticus</i>		1	3	18	24			46
Dytiscidae	<i>Platambus maculatus</i>	1	2	2					5
Dytiscidae	<i>Rhantus latitans</i>	2	5	1	17	45	77	1	148
Dytiscidae	<i>Rhantus suturalis</i>				2	5	3		10
Halipidae	<i>Haliplus flavicollis</i>							26	26
Halipidae	<i>Haliplus fluviatilis</i>		1		8				9
Halipidae	<i>Haliplus heydeni</i>				2				2
Halipidae	<i>Haliplus lineatocollis</i>		1	1					2
Halipidae	<i>Haliplus ruficollis</i>				1	1			2
Helophoridae	<i>Helophorus aquaticus</i>				5		1		6
Helophoridae	<i>Helophorus flavipes/obscurus</i>				11		2		13
Helophoridae	<i>Helophorus granularis</i>					1			1
Hydrochidae	<i>Hydrochus elongatus</i>			1			2		3
Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i>					1			1
Hydrophilidae	<i>Cercyon granarius</i>						1		1
Hydrophilidae	<i>Enochrus affinis</i>				1				1
Hydrophilidae	<i>Enochrus testaceus</i>		1	1	18	1			21
Hydrophilidae	<i>Hydrochara caraboides</i>		12	16	195	410	712		1345
Hydrophilidae	<i>Laccobius striatulus striatulus</i>	1							1
Noteridae	<i>Noterus clavicornis</i>				4	1			5
Noteridae	<i>Noterus crassicornis</i>	1	6	7	18	5		1	38
Scirtidae	<i>Cyphon variabilis</i>				1			1	2
Spercheidae	<i>Spercheus emarginatus</i>				2				2
Heteroptera	Standort	MB01	MB02	MB03	SW04	SW05	SW06	BB07	Ges.
Familien	Art								
Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i>							1	1
Corixidae	<i>Sigara striata</i>							155	155
Gerridae	<i>Aquarius paludum</i>							3	3
Gerridae	<i>Gerris argentatus</i>	1			2				3
Gerridae	<i>Gerris lacustris</i>	13	7	15	3				38
Gerridae	<i>Gerris odontogaster</i>							4	4
Hydrometridae	<i>Hydrometra gracilienta</i>					1			1
Hydrometridae	<i>Hydrometra stagnorum</i>	3	7	7	3	1	7		28
Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>				1			11	12
Nepidae	<i>Nepa cinerea</i>				1	1			2
Notonectidae	<i>Notonecta glauca</i>	2	1	1	2				6
Saldidae	<i>Chartoscirta cincta</i>			1	1				2
Veliidae	<i>Microvelia reticulata</i>			7	15	5			27
Gesamt		27	126	143	2189	1012	976	203	4679

Gefährdete Arten

Tabelle A4:

Gefährdete Arten der Wasserkäfer und Wasserwanzen. Während der Untersuchungen vom 28.04. bis 24.09.2020 im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« nachgewiesene Arten mit Gefährdungsstatus.

Ausgewählte Gefährdungskategorien der Roten Listen Österreichs (JÄCH 1994), der Schweiz (BRANCUCCI 1994), Deutschlands (SPITZENBERG et al. 2016) und Bayerns (BURMEISTER 2003, HEBAUER et al. 2003).

Gefährdungskategorien:

1 – vom Aussterben bedroht | 2 – stark gefährdet | 3 – gefährdet | 4 – potentiell gefährdet | V – Vorwarnliste.

Familie	Art	erfasste Individuen	Österreich (1994)	Schweiz (1994)	Deutschland (2016)	Bayern (2003)
Coleoptera						
Dryopidae	<i>Dryops luridus</i>	2	3			
Dytiscidae	<i>Acilius canaliculatus</i>	1	4	3		3
Dytiscidae	<i>Bidessus unistriatus</i>	5			V	2
Dytiscidae	<i>Dytiscus marginalis</i>	7		4		
Dytiscidae	<i>Graphoderus cinereus</i>	843		2		3
Dytiscidae	<i>Hydroporus angustatus</i>	21		3		
Dytiscidae	<i>Hydroporus rufifrons</i>	17	3	3	2	2
Dytiscidae	<i>Laccophilus poecilus</i>	46		3		2
Haliplidae	<i>Halipus fluviatilis</i>	9		2		
Hydrophilidae	<i>Berosus signaticollis</i>	1				3
Hydrophilidae	<i>Hydrochara caraboides</i>	1345				3
Hydrophilidae	<i>Hydrochus elongatus</i>	3	4			2
Spercheidae	<i>Spercheus emarginatus</i>	2	4			
Heteroptera						
Hydrometridae	<i>Hydrometra gracilienta</i>	1				3
Veliidae	<i>Microvelia reticulata</i>	27				V

Beifänge

Tabelle A5:

Während der Untersuchungen vom 28.04. bis 24.09.2020 im Naturschutzgebiet »Schmelzwiese« erfasste Urodela (Schwanzlurche).

Arten aufgetrennt nach Geschlecht (♂- männlich | ♀- weiblich | unb.- unbekannt) und Fundort.

Standort	<i>Ichtyosaura alpestris</i>		<i>Lissotriton vulgaris</i>		<i>Triturus cristatus</i>			Gesamt
	♂	♀	♂	♀	♂	♀	unb.	
MB03	2	1	20	6				29
SW04	1		8	7	6	11	1	36
SW05			2		8	5	4	19
Gesamt	3	1	30	13	14	16	5	74