



universität  
wien

# MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Aquatische und semiaquatische Coleoptera und  
Heteroptera im Naturschutzgebiet “Hörbranzner  
Schmelzwiese“ (Vorarlberg)“

verfasst von / submitted by  
Johannes Buchner, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of  
Master of Science (MSc)

Wien, 2021 / Vienna, 2021

Studienkennzahl lt. Studienblatt /  
degree programme code as it appears on  
the student record sheet

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /  
degree programme as it appears on  
the student record sheet:

Masterstudium  
Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn



## 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 „Hörbranner Schmelzwiese“ in Vorarlberg. Hier wurden sieben verschiedene Wasserkörper im Verlauf der Vegetationsperiode 2020 insgesamt acht Mal beprobt. Zur Beprobung wurde auf eine Kombination aus Reusenfallen, Schöpfeimer und Handkescher zurückgegriffen. Auf diese Weise konnten insgesamt 4679 adulte Insekten aus 58 verschiedenen Arten erfasst und bestimmt werden.

Eine zentrale Frage bestand darin herauszufinden, ob es zwischen den einzelnen untersuchten Standorten Unterschiede in Bezug auf ihre Diversität und Artenzusammensetzung gab. Dabei konnte herausgefunden werden, dass sich die einzelnen Standorte teils signifikant voneinander unterscheiden. Der Bereich im aufgestauten Mühlbach stellte sich als arten- und individuenarm heraus, die periodisch überschwemmte Auwaldfläche hatte die höchsten Diversitätswerte (Shannon-Wiener und Gini-Simpson) und Standorte, welche nicht permanent wasserführend waren, zählten zu den individuenreichsten Standorten. Im Großseggenried konnten die meisten Arten sowie Individuen aller Standorte erfasst werden. Die häufigsten erfassten Arten waren *Graphoderus cinereus*, *Hydaticus seminiger* und *Hydrochara caraboides*.

Des Weiteren konnten, die auf der Roten Liste der Wasserkäfer Bayerns als stark gefährdet eingestuften Arten *Hydroporus rufifrons* und *Laccophilus poecilus* dokumentiert werden. Die Art *Acilius canaliculatus* konnte das erste Mal in Vorarlberg nachgewiesen werden. Die FFH-Art *Graphoderus bilineatus* konnte im Gegensatz zu vorangegangenen Untersuchungen an keinem der Standorte erfasst werden. Weiters konnte die FFH-Art nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*) nachgewiesen werden. Im Allgemeinen kann diese Studie hilfreich für zukünftige Schutzbemühungen sein und erweitert das Wissen über die aquatischen und semiaquatischen Coleopteren- bzw. Heteropterengemeinschaften in Vorarlberg.



## 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 “Hörbranzner 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. For sampling a combination of different trapping techniques was used. In this way a total of 4679 adult insects from 58 different species could be found.

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 (Gini–Simpson and Shannon–Wiener) and sites that were not permanently water-bearing showed the highest abundances. The large sedge swamp was the location with the most species and individuals. The most frequently recorded species were *Graphoderus cinereus*, *Hydaticus seminiger* and *Hydrochara caraboides*.

Furthermore, the species *Hydroporus rufifrons* and *Laccophilus poecilus*, which are classified as critically endangered on the Red List of aquatic beetles of Bavaria, 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. Furthermore, the FFH species northern crested newt (*Triturus cristatus*) could be found. In general, this study can be helpful for future conservation efforts and expands the knowledge about the aquatic and semiaquatic coleopteran and heteropteran communities in Vorarlberg.



## Inhaltverzeichnis:

1. Einleitung.....	1
2. Material & Methoden.....	4
2.1 Untersuchungsgebiet – Hörbranner Schmelzwiese.....	4
2.1.1. Lage .....	4
2.1.2. Klima .....	4
2.1.3 Geologie.....	5
2.1.4. Hydrologie .....	5
2.1.5. Flora.....	7
2.2. Beprobungsstandorte.....	8
2.3. Erfassungsmethodik .....	14
2.4. Auswertung der Daten .....	19
2.4.1. Struktur.....	19
2.4.2. Alpha-Diversität.....	20
2.4.3. Beta-Diversität.....	23
2.4.4. Hypothesentest .....	24
2.4.5. Gefährdete Arten .....	25
3. Ergebnisse.....	26
3.1. Artenspektrum .....	26
3.2. Rang-Abundanz-Kurven.....	28
3.3. Artenakkumulations-Kurven .....	28
3.4. Individual Rarefaction .....	29
3.5. Diversität der Standorte .....	30
3.5.1. Alpha-Diversität.....	30
3.5.2. Beta-Diversität.....	32
3.6. Phänologie der häufigsten Arten .....	34
3.7. Gefährdete und neue Arten .....	35
3.8. Spezifität der Erfassungsmethoden .....	37
3.9. Beifänge.....	38
3.10. Vegetation .....	39
3.11. Abiotische Parameter .....	40
4. Diskussion.....	44
4.1. Diskussion der Methodik.....	44
4.2. Biodiversität .....	46

4.3. Rote Liste - Neue Arten – Fehlende Arten.....	52
4.4. Beifang: <i>Triturus cristatus</i> .....	54
5. Fazit .....	55
6. Literaturverzeichnis.....	56
7. Danksagung .....	65
8. Anhang.....	66

## Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Lage des Natura 2000 Gebiets „Schmelzwiese“ .....	4
Abbildung 2: Witterungsverlauf .....	5
Abbildung 3: Jahrgangslinie des Bodensees 2020.....	6
Abbildung 4: Vegetationskarte der „Schmelzwiese“ .....	7
Abbildung 5: Standort 1 – MB01: Einstaubereich des Biberdamms am Mühlbach. ....	8
Abbildung 6: Standort 2 – MB02: Von Biber geschaffener Kanal.....	9
Abbildung 7: Standort 3 - MB03: Überschwemmte Fläche seitlich des Mühlbachs .....	10
Abbildung 8: Standort 3 - MB03: Fläche seitlich des Mühlbachs .....	10
Abbildung 9: Standort 4 – SW04: Großseggenried der Schmelzwiese.....	11
Abbildung 10: Standort 5 – SW05: Gehölzstreifen am Rand der Schmelzwiese.....	11
Abbildung 11: Standort 6 – SW06: Graben zwischen Seeufer und Schmelzwiese.....	12
Abbildung 12: Standort 7 – BB07: Schilfröhricht im Bodensee.....	13
Abbildung 13: Flaschenreusen .....	14
Abbildung 14: Kübelreusen .....	15
Abbildung 15: Schematische Darstellung des Schöpfverfahrens .....	16
Abbildung 16: Arbeit im Feld/ Fangergebnis.....	19
Abbildung 17: Individuen pro Standort.....	27
Abbildung 18: Artenakkumulationskurven der einzelnen Beprobungsstandorte .....	29
Abbildung 19: Individuenbasierte Rarefaction – Kurven der einzelnen Beprobungsstandorte .....	30
Abbildung 20: Clusterdiagramme der Standorte des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“ .....	33
Abbildung 21: Die vier am häufigsten erfassten Arten im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ .....	34
Abbildung 22: Phänologie der vier am häufigsten erfassten Arten .....	35
Abbildung 23: <i>Acilius canaliculatus</i> ♂.....	35
Abbildung 24: <i>Hydroporus rufifrons</i> ♂ .....	36
Abbildung 25 Nördlicher Kammolch ( <i>Triturus cristatus</i> ) ♂/ Eimerreuse mit Molchen und Abdomen eines Käfers (Dytiscidae) .....	38
Abbildung 26: Dreistachliger Stichling ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> )/ Fanggut einer Flaschenreuse .....	39
Abbildung 27: Verlauf der Wasserpegel der Standorte MB01, MB02 und MB03.....	41
Abbildung 28: Verlauf der Wasserpegel der Standorte SW04, SW05, SW06 und BB07.....	42
Abbildung 29: Verlauf der Wassertemperatur der einzelnen Untersuchungsstandorte.....	42

## Tabellenverzeichnis:

Tab. 1: Entfernungen zwischen den einzelnen Beprobungspunkten.....	13
Tab. 2: Beprobungstermine während des Untersuchungszeitraums 2020.....	17
Tab. 3: Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).....	19
Tab. 4: Ausgewählte Gefährdungskategorien der Roten Listen: Österreichs, Deutschlands, Bayerns und der Schweiz .....	25
Tab. 5: Arten- und Individuenzahlen der Standorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ .....	26
Tab. 6: Diversitätsindices der Untersuchungsstandorte. ....	31
Tab. 7: Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit nach dem Sørensen-Index.....	32
Tab. 8: Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit nach dem Bray-Curtis Index. ....	33
Tab. 9: Nachgewiesene Arten mit Gefährdungsstatus im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ .....	36
Tab. 10: Selektivität der Beprobungsmethoden .....	37
Tab. 11: Im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ erfasste Urodela (Schwanzlurche) .....	38
Tab. 12: Vegetationsdeckung der Wasserkörper an den einzelnen Untersuchungsstandorten im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“. ....	40
Tab. 13: Abiotische Parameter (Wassertemperatur [°C], Wasserpegel [cm] und pH) der einzelnen Untersuchungsstandorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“. ....	43



# 1. Einleitung

Im Zeitalter, des Anthropozäns, in dem die Menschheit eine prägende Wirkung auf den Planeten und dessen Gestaltung hat (Smil v. 2013, Zalasiewicz et al. 2018) und in dem die vom Menschen geschaffene, anthropogene, Masse die natürliche, lebende Biomasse übersteigt (Elhacham et al. 2020), sollte der Erhalt jeglicher natürlicher oder zumindest naturnaher Lebensräume im Interesse aller Menschen stehen. So liefern beispielsweise Feuchtgebiete eine Vielzahl an Ökosystemleistungen, von denen der Mensch profitiert, diese reichen von Wasserversorgung und -reinigung bis hin zu Hochwasser- und Klimaregulierung. Aber auch andere Aspekte wie Erholungsmöglichkeiten und Tourismus gehören dazu (MEA 2005).

Obwohl Süßwasserfeuchtgebiete nur 1% der Erdoberfläche bedecken, bieten sie über > 40% der weltweiten Arten einen Lebensraum (Mitra et al. 2003). So hatte Europa 2009 bereits 45% seiner Feuchtbiootope verloren (Hu et al. 2017) und seit 1970 sind, dem World Wide Fund for Nature (WWF 2020) zufolge, weltweit etwa 83% der Populationen von Süßwasserarten zurückgegangen.

Bei vielen Tiergruppen wurden in den letzten Jahren Artenrückgänge im Zusammenhang mit dem Klimawandel beobachtet (Hoegh-Guldberg et al. 2007, Kamp et al. 2020) 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, UBA 2020). Hallmann et al. (2017) stellten in einem 27 Jahre dauernden Populationsmonitoring fest, dass die Biomasse der Fluginsekten in Schutzgebieten in Deutschland um rund 76% zurückgegangen ist. Auch in aquatischen Systemen konnte ein Rückgang verzeichnet werden, so wurde in 33 Gewässern in Süddeutschland zwischen 1991 und 2018 ein jährlicher Rückgang der Artenzahlen um ~1% und der Abundanzen um ~2% von Wasserkäfern (Dytiscidae, Haliplidae und Noteridae) verzeichnet (Roth et al. 2020).

Als Faktoren für diesen Verlust an aquatischen Coleoptera sind neben Sukzessionsveränderungen unter anderem auch anthropogene Ursachen wie Habitatverlust und Degradierung durch Trockenlegung oder Eutrophierung zu nennen (Dudgeon et al. 2005, Spitzenberg et al. 2016, Roth et al. 2020). Weiters wird erwähnt, dass gerade der Verlust von kleineren (ephemeren) Wasserkörpern eine große Bedrohung für die Biodiversität von limnischen Organismen darstellt (Dudgeon et al. 2005, Spitzenberg et al. 2016).

Deswegen sollten Schutzbemühungen zum Erhalt der Diversität aquatischer Insekten auch die Vielfalt an verschiedenen Lebensräumen in Feuchtgebieten und ihre Beziehung zueinander berücksichtigen. Denn ein hoher Grad an struktureller Vielfalt kann die Basis für hohen Artenreichtum sein, so spielt

die Habitatqualität eine große Rolle für das langfristige Überleben von Insektenpopulationen (UBA 2020).

Eine Komponente, welche diese Schutzbemühungen erleichtern und Lebensräume positiv beeinflussen kann, stellt der Biber (*Castor fiber*) dar (Law et al. 2019). Durch seine Aktivitäten kann der Biber die strukturelle Vielfalt und die Habitatheterogenität erhöhen und neue Feuchtgebiete schaffen (Naiman et al. 1999, Macfarlane et al. 2015, Moss 2015).

Der Biber galt in Vorarlberg über 300 Jahre lang als ausgestorben, doch 2006 konnte wieder eine Biberansiedelung in Vorarlberg nachgewiesen werden (Loacker 2011). Ein Gebiet, in dem die Aktivitäten des Bibers zu sehen sind, befindet sich im Nordwesten Vorarlbergs, in der Hörbranner Schmelzwiese. Hier hat sich der Biber im Winter 2013/14 angesiedelt (mündl. Mitt. Agnes Steininger laut Aschauer & Grabher 2015). Seine Aktivitäten, wie z.B. die Errichtung eines Damms, haben im Gebiet neue Strukturen und potenzielle Habitate für aquatische und semiaquatische Insekten geschaffen.

Das Naturschutzgebiet Schmelzwiese bietet eine Vielfalt an verschiedenen aquatischen Lebensräumen auf kleinem Raum. Sie beherbergt aufgrund ihrer Lage zwischen zwei Fließgewässern (Leiblach und Ruggbach) und des Bodenseeufer einen vielfältigen Biotopkomplex aus Uferlebensräumen mit Röhrichen, Großseggen Sümpfen, Bruchwaldfragmenten und Elementen der Bach- und Flussauen (Silberweidenauwald, Eichenhartholzau, Auwiesen und Gebüsche), die häufig eng miteinander verzahnt sind und fließende Übergänge zeigen (Aschauer & Grabher 2015). So sind in diesem Gebiet eine Vielzahl an Pflanzen und Tieren zu finden. Darunter sind Arten wie Wasser-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), oder Sumpf-Ziest (*Stachys palustris*) (Zöhrer & Beiser 2014). Durch eigene Beobachtungen des Autors in der Vegetationsperiode 2020, konnten die geschützten Arten, Eisvogel (*Alcedo atthis*) und nördlicher Kammmolch (*Triturus cristatus*) bestätigt werden. Aus entomologischer Sicht wurden beispielsweise die sibirische Winterlibelle (*Sympecma paedisca*) (Chovanec et al. 2010), sowie der Schmalbindige-Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*) (Niederer & Kopf o.J.) nachgewiesen. Aufgrund des Vorkommens von *G. bilineatus* wurde das Gebiet Schmelzwiese, im Jahr 2015, als Europaschutzgebiet gemäß der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie ausgewiesen und an das bestehende Natura 2000-Gebiet Leiblach angegliedert. In Österreich liegt das einzige stabile Vorkommen dieser, in den Anhängen II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie gelisteten Art, im Rheindelta und in der Hörbranner Schmelzwiese (Schied & Klarica o.J.).

In Rahmen dieser Arbeit sollen die aquatischen bzw. semiaquatischen Käfer- und Wanzengemeinschaften verschiedener Standorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ untersucht werden, 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 Fragestellung 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)?

Diese Arbeit soll darüber hinaus ein Stück weit dazu beitragen, den Schutzstatus dieses Gebietes im Vorarlberger Landesrecht zu verankern.

## 2. Material & Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet – Hörbranzer Schmelzwiese

#### 2.1.1. Lage

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. Es erstreckt sich vom Lochauer Yachthafen im Osten bis hin zur Leiblach, welche die Staatsgrenze zu Deutschland bildet, im Westen. Es erstreckt sich im Süden entlang des Bodenseeuferes, welches zur Gemeinde Bregenz gehört. Im Norden reicht es bis zur Bahnlinie und grenzt an das Natura 2000 Gebiet „Leiblach“ an, an welches es 2015 angegliedert wurde.



*Abbildung 1:* Lage des Natura 2000 Gebiets „Schmelzwiese“. Rot eingerahmt ist das Natura 2000 Gebiet „Schmelzwiese“. Grüne Symbole markieren die einzelnen Beprobungsstandorte während des Untersuchungszeitraums 2020. Karte erstellt von Tobias Buchner (verändert nach VoGIS Online).

#### 2.1.2. Klima

Die langjährige mittlere Jahrestemperatur liegt bei 10,3°C (Klimastation Bregenz). Mit einer Durchschnittstemperatur von 0,4°C ist der Jänner der kälteste, und der Juli mit einer mittleren Temperatur von 19,2°C der wärmste Monat (ZAMG 2020). Die langjährige mittlere Jahresniederschlagssumme beträgt 1486 mm (ZAMG 2020). Das Niederschlagsminimum befindet sich im Winter, der Sommer stellt die niederschlagsreiche Periode dar (ZAMG 2020). Gemäß der

Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger entspricht das Klima dem Typ Cfb, was auch auf die Anwesenheit des Bodensee zurückzuführen ist (Werner & Auer 2001). In Abbildung 2 sind die maximalen und minimalen Temperaturen, sowie Niederschlagsmengen während des Untersuchungszeitraums von der Vorbegehung am 29.02.2020 bis zur Nachbegehung am 02.12.2020, für den Standort Bregenz angegeben.

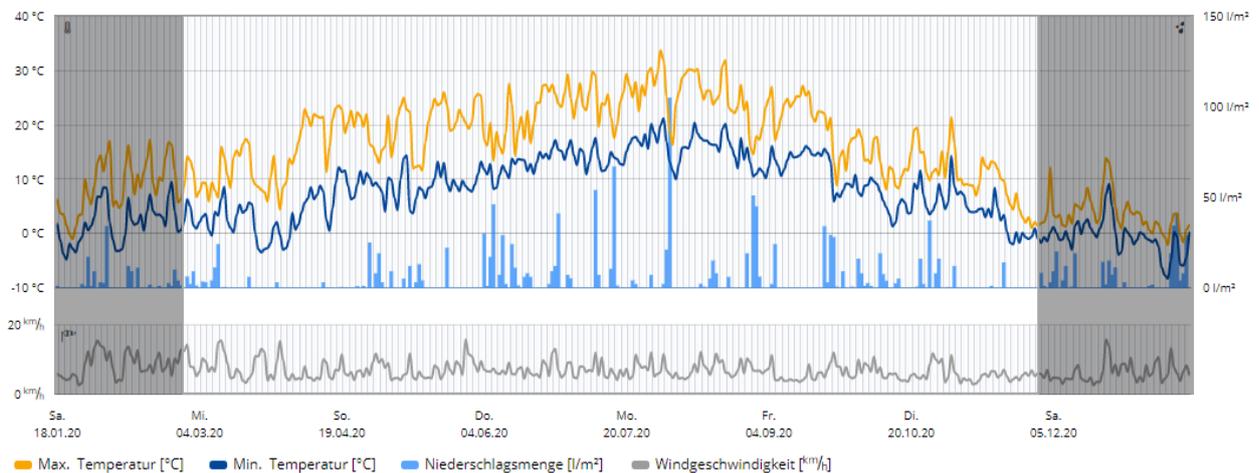


Abbildung 2: Witterungsverlauf. Verlauf der maximalen und minimalen Temperatur, sowie Niederschlagsmengen und Windgeschwindigkeit im Zeitraum zwischen 18.01.2020 und 18.01.2021 am Standort Bregenz. Der helle Bereich stellt den Untersuchungszeitraum 29.02. bis 02.12.2020 dar. Der Zeitraum vor und nach den Untersuchungen ist ausgegraut. Verändert nach Wetter.com (2021).

### 2.1.3 Geologie

Das Leiblachtal gehört geologisch gesehen zum Alpenvorland und liegt im Bereich der Molassezone (Parthl 2004). Der Talboden wird von ausgedehnten Schwemmfächern und Murkegeln gebildet, welche teilweise bis zur Leiblach und zum Bodensee reichen (Zöhrer & Beiser 2014). Der Bodenseeuferebereich wird von Seeablagerungen dominiert (Herrmann & Schwerd 1983). Der Aufbau der Bodenverhältnisse im Untersuchungsgebiet, muss vor allem durch Sedimentfrachten der Fließgewässer als auch durch biogene Verlandungsprozesse geprägt worden sein (Zöhrer & Beiser 2014). Durch die Nähe zum See sind im Gebiet hohe Grundwasserstände zu finden. Im Talbodenbereich finden sich Auböden und im Uferbereich des Bodensee sind Gleye aus feinem Schwemmmaterial zu finden (eBOd, Digitale Bodenkarte o.J.).

### 2.1.4. Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Einflussbereich des Bodensees. Im langjährigen Mittel wird der Höchstwasserstand in den Monaten Juni und Juli erreicht, das Minimum im Februar (Abb.

3). Im direkten Überflutungsbereich des Bodensees liegen heute nur noch die Uferbereiche. Ursprünglicherweise lag die eigentliche Schmelzwiese im Überflutungsbereich, wurde in den 1970ern aber durch eine Aufschüttung, für einen Weg, vom See getrennt. Dadurch ist der Wasserstand der Schmelzwiese vom See zeitweise entkoppelt und liegt meist höher als der des Bodensees (Aschauer & Grabher 2015). Das Umweltbüro Grabher ermittelte 2015 für die Schmelzwiese im Vergleich mit dem Bodensee, einen um 80 – 90 cm höheren Wasserstand. Daher wird vermutet, dass auch Niederschlagsverhältnisse die Hydrologie der Schmelzwiese beeinflussen. Zusätzlich wird die Hydrologie, landseitig der Aufschüttung, durch die Anwesenheit des Bibers (*Castor fiber*) beeinflusst. Dieser hat durch das Errichten eines Biberdammes für Aufstauung des Mühlbachs gesorgt. Der Mühlbach ist ein eigentlich künstlich geschaffener Werkskanal, welcher mit Wasser aus der Leiblach gespeist wird (Aschauer & Grabher 2015). So lag der Wasserstand des Mühlbachs und der angrenzenden Auflächen durch den Rückstau rund 1,6 m über dem des Bodensees (Aschauer & Grabher 2015). Neben dem Mühlbach gibt es noch die Leiblach und den Ruggbach (welche bis auf ihren Mündungsbereich, beide durch Dämme verbaut sind) und einen Kanal östlich des Ruggbachs, welcher größtenteils unterirdisch ausgeleitet wird.

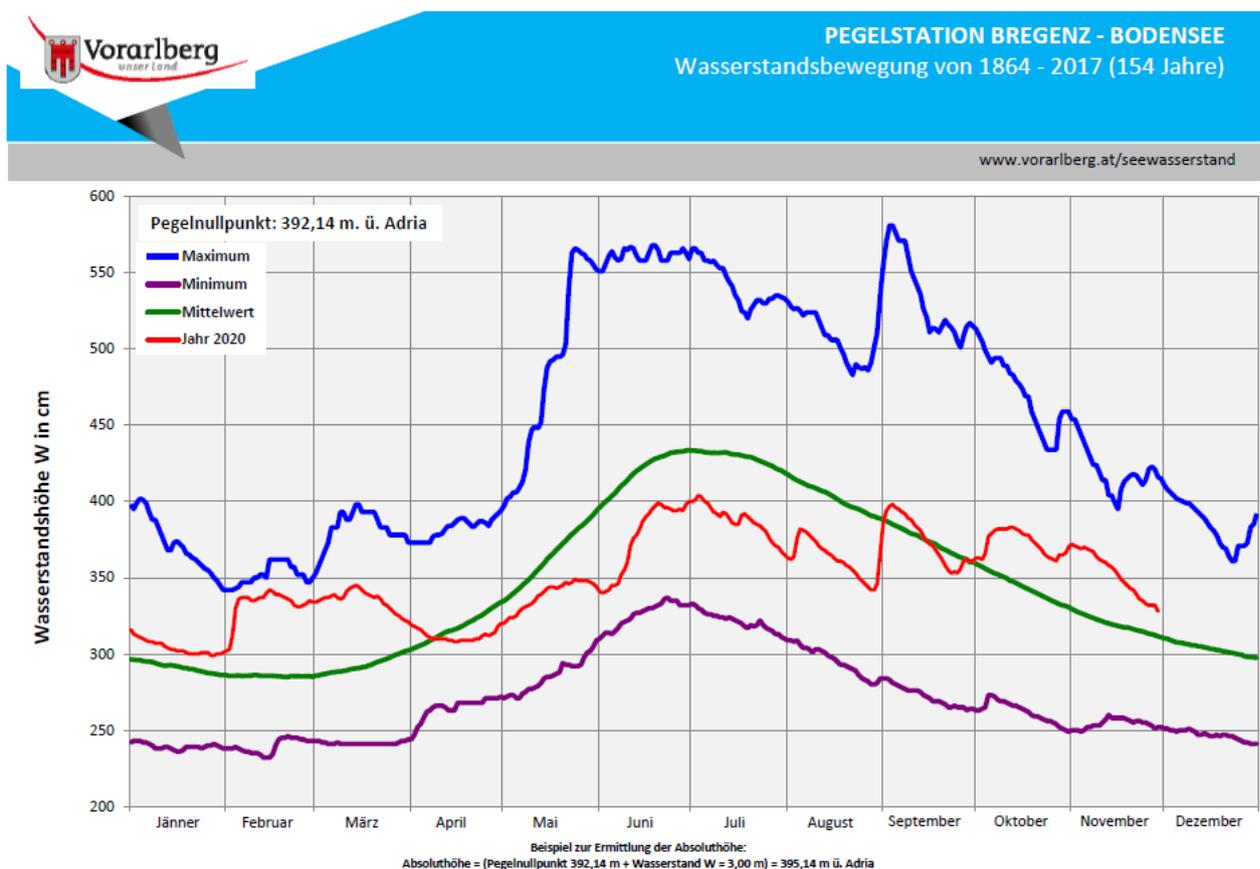


Abbildung 3: Jahrgangslinie des Bodensees 2020. Quelle: Seewasserstand (2020).

### 2.1.5. Flora

Die Vegetation des Naturschutzgebietes Schmelzwiese wird in erster Linie durch die hydrologischen Verhältnisse bedingt. Zum einen ist dies das Überflutungsregime des Bodensees und zum anderen das Hochwasserregime von Leiblach und Ruggbach (Zöhrer & Beiser 2014). Das Naturschutzgebiet Schmelzwiese beherbergt eine Vielfalt an unterschiedlichen Habitaten. So sind hier neben Röhrichten, Großseggenbeständen auch Pfeifengraswiesen, Auwiesen und Auwälder zu finden (Abb. 4). Diese Elemente sind häufig eng miteinander verzahnt und zeigen fließende Übergänge (Aschauer & Grabher 2015). Im Gebiet sind auch Neophyten zu finden, markant sind hier Goldrute (*Solidago sp.*), Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und Staudenknöterich (*Fallopia japonica*).

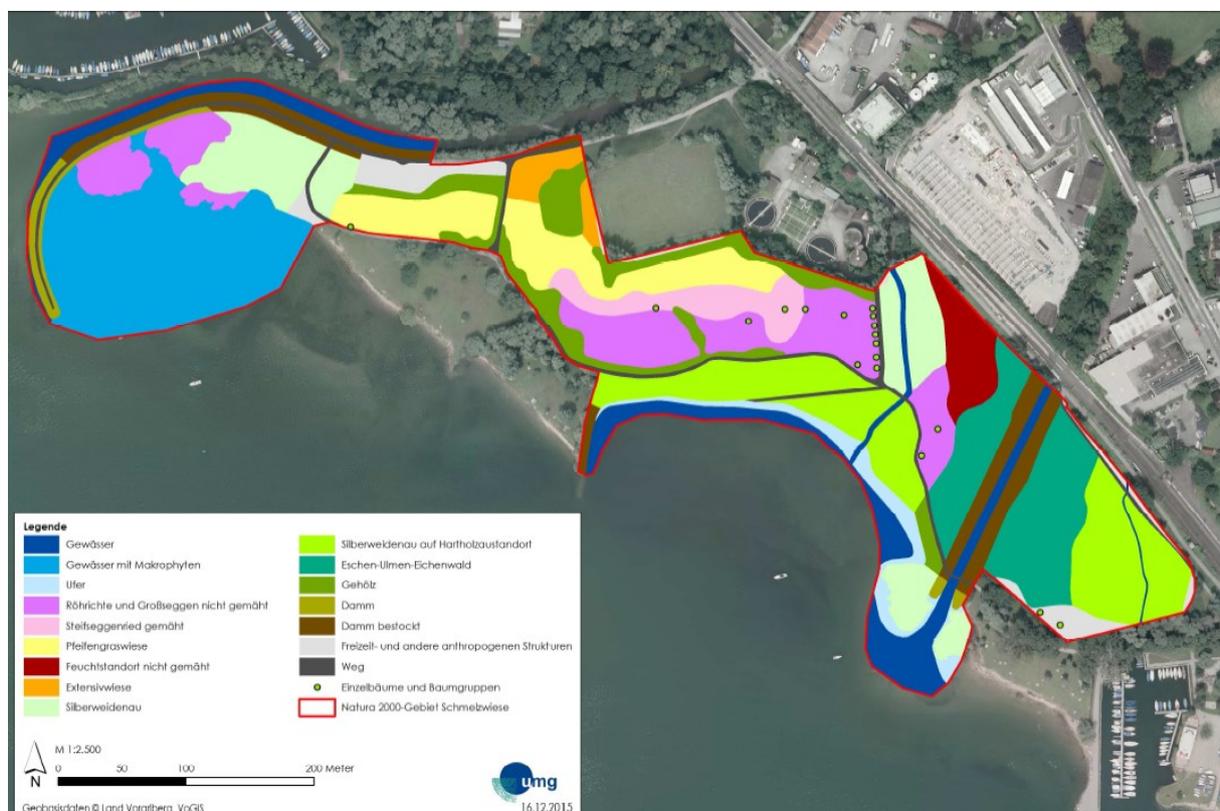


Abbildung 4: Vegetationskarte des Schutzgebietes „Schmelzwiese“ – Teil des Natura 2000 Gebiets Leiblach. (Aus Aschauer & Grabher 2015).

## 2.2. Beprobungsstandorte

Innerhalb des Gebietes wurden 7 verschiedene Standorte beprobt. Im Folgenden werden diese kurz charakterisiert. Ein Überblick über die Distanzen zwischen den Beprobungspunkten ist in Tabelle 1 gegeben. Die Koordinaten wurden mittels Google Earth ermittelt.

### Standort 1 – MB01: Einstaubereich des Biberdamms am Mühlbach

[47°53'21"N.; 09°73'76"O.]

Der erste Beprobungspunkt befindet sich im Mühlbach (Abb. 1). Dieser ist durch einen Biberdamm, in der Nähe seiner Mündung in den Bodensee, geprägt. Dies führt zu einem, gegenüber dem Bodensee, höheren Wasserstand (Aschauer & Grabher 2015) und zur teilweisen Überflutung von angrenzenden Flächen. Zu Beginn der Untersuchungen war der Mühlbach großteils frei von submersen Makrophyten. Im Laufe der Sommermonate bis zur letzten Erhebung (24.09.2020) war eine starke Zunahme von Tausendblatt (*Myriophyllum sp.*) zu beobachten. An den Uferändern ist Rohrglanzgras (*Phalaris arundiancea*) und Schilf (*Phragmites australis*) vorherrschend (Abb. 5). Beprobt wurde rund 25 m nördlich der Brücke, im westlichen Uferbereich.



Abbildung 5: Standort 1 – MB01. Einstaubereich des Biberdamms am Mühlbach. Links am 29.04.2020. Rechts am 22.07.2020. Fotos: Johannes Buchner

## Standort 2 - MB02: Biberkanal

[47°53'19"N.; 09°73'80"O.]

Der zweite Standort befindet sich östlich des Mühlbachs (Abb. 1). Es handelt sich um einen vom Biber geschaffenen Kanal (Abb. 6), der im Untersuchenteil rund 55 cm breit ist und durch Rohrglanz - und Wasserschwadenröhrichte (*Glycerietum maximae*) führt (Zöhler & Beiser 2014). Der Kanal wird vom Mühlbach gespeist und dessen Wasserstand schwankt mit dem des Mühlbachs (Abb. 23). Standort MB02 ist nicht das ganze Jahr über wasserführend. Beprobte wurde rund 55 m östlich der Mühlbachbrücke.



Abbildung 6: Standort 2 – MB02. Von Biber geschaffener Kanal. Links: wasserführend am 28.04.2020. Rechts: nicht-wasserführend am 02.12.2020. Foto: Johannes Buchner

## Standort 3 -MB03: Überflutete Auwaldfläche

[47°53'22"N.; 09°73'75"O.]

Dieser Standort wird westlich von einem aufgeschütteten Weg und östlich vom Mühlbach begrenzt (Abb. 1). Es handelt sich um einen lockeren Silberweidenauwald mit teilweise hochwüchsigen Bäumen und reichlich Schilf- und Rohrglanzgras (Aschauer & Grabher 2015, Abb. 7). Standort 3 ist oberflächlich, nicht durchgehend an den Mühlbach angebunden. Dies ist unter anderem durch seine leichte Muldenform bedingt. Standort MB03 ist nicht das ganze Jahr hindurch überschwemmt (Abb. 8). Beprobte wurde rund 35 m nördlich der Mühlbachbrücke.



**Abbildung 7:** Standort 3 - MB03. Überschwemmte Fläche seitlich des Mühlbachs. Links am 22.07.2020. Rechts am 22.09.2020, Fotos: Johannes Buchner



**Abbildung 8:** Standort 3 - MB03. Fläche seitlich des Mühlbachs – nicht überschwemmt. Beide Fotos am 02.12.2020. Fotos: J. Buchner

#### **Standort 4 - SW04: Großseggenried mit Verlandungsaspekt**

[47°53'22"N.; 09°73'69"O.]

Dieser Standort liegt im Bereich der eigentlichen Schmelzwiese, welche sich landseitig des aufgeschütteten Weges, befindet (Abb. 1). Es handelt sich um ein Großseggenried in welchem Schilf und Steifsegge (*Carex elata*) dominant sind (Zöhrer & Beiser 2014, Abb. 9). Im Laufe der Sommermonate war die Entwicklung eines dichten Wasserlinsenbestandes (Lemnoidae) zu beobachten. Der Standort ist ganzjährig feucht (Aschauer & Grabher 2015), jedoch nicht immer überschwemmt. Aschauer und Grabher (2015) berichten, dass die Hydrologie der Schmelzwiese weitgehend unabhängig von der des Bodensees ist bzw. nur bei sehr hohen Bodensee-Wasserständen beeinflusst wird. Im Laufe der Vegetationsperiode 2020 war dieser Standort erst ab

30.04. (1. Probennahme) wasserführend. Der Beprobungspunkt lag etwa 50 m westlich des Mühlbachs.



*Abbildung 9:* Standort 4 – SW04. Großseggenried der Schmelzwiese. Links am 30.04.2020. Rechts am 12.08.2020. Fotos: Johannes Buchner

#### **Standort 5 - SW05: Weidengehölzstreifen**

[47°53'21"N.; 09°73'56"O.]

Dieser Standort liegt, wie SW04, im Bereich der eigentlichen Schmelzwiese (Abb. 1). Es handelt sich um den Randbereich des Großseggenriedes. Tote sowie lebende Weidengehölze (*Salix* sp.) dominieren und strukturieren diesen Standort (Abb. 10). Er erhält wenig Struktur durch krautige Pflanzen. Er ist durchwegs feucht aber nicht immer überschwemmt (vgl. Beschreibung SW04). Im Laufe der Vegetationsperiode 2020 war dieser Standort erst ab 09.06. (3. Probennahme) wasserführend. Der Beprobungspunkt lag etwa 100 m westlich von SW04.



*Abbildung 10:* Standort 5 – SW05. Gehölzstreifen am Rand der Schmelzwiese, in Weg nähe. Links am 28.04.2020. Rechts am 12.08.2020. Foto: Johannes Buchner

## Standort 6 - SW06: ehemaliger Verbindungsgraben zwischen See und Schmelzwiese

[47°53'22"N.; 09°73'34"O.]

Dieser Standort liegt in einem nicht geschützten Teil des Untersuchungsgebietes und wird von einem Graben, der sich vom Bodenseeufer bis zum Wegrand erstreckt, gebildet (Abb. 1). Laut Zöhler & Beiser (2014) wurde dieser Graben im Zuge der Ufergestaltung angelegt, um eine Verbindung vom See zum Hinterland zu schaffen. Der Graben hat heute allerdings keine direkte Verbindung zum Bodensee mehr. Er wird von Weiden (*Salix* sp.) gesäumt und in der Strauchschicht sind Hartriegel (*Cornus sanguineus*), Schneeball (*Viburnum opulus*) und Weißdorn (*Crateagus monogyne*) markant. Am seeseitigen sowie am wegseitigen Rand sind Bestände von *Rubus* sp. sowie Schilf und Rohrglanzgras zu finden. Durch den fehlenden Bewuchs der Grabensohle ist dieser Standort, mit Ausnahme der see- sowie wegseitigen Ränder, strukturarm (Abb. 11). Standort SW06 ist nicht das ganze Jahr durch überschwemmt. Im Laufe der Vegetationsperiode 2020 war dieser Standort erst ab 09.06. (3. Probennahme) wasserführend, zusätzlich fiel der Standort während des Untersuchungszeitraums (Messung 21.09.) kurzzeitig trocken. Beprobt wurde entlang des ganzen Grabens.



Abbildung 11: Standort 6 – SW06. Graben zwischen Seeufer und Schmelzwiese. Links am 09.06.2020. Rechts am 22.07.2020. Fotos: Johannes Buchner

## Standort 7 - BB07: Schilfröhricht im Bodensee

[47°53'32"N.; 09°72'93"O.]

Dieser Standort befindetet östlich der Leiblachmündung in einer Bucht am Bodenseeufer (Abb. 1). Dieser Bereich umfasst ein Schilfröhricht, welches 1991 gepflanzt wurde (Aschauer & Grabher 2015). Beprobt wurde sowohl im Randbereich des Gürtels zum offenen Gewässer hin sowie im inneren des Schilfröhrichts (Abb. 12).



*Abbildung 12:* Standort 7 – BB07. Schilfröhricht im Bodensee. Links am 28.04.2020. Rechts Entleerung der Fallen durch Buchner J. und Birkel L. am 20.05.2020. Foto: Links: Johannes Buchner. Rechts: Kurt Buchner

In Tabelle 1 sind die Entfernungen zwischen den Standorten aufgelistet, um einen Überblick über die Kleinräumigkeit des Gebietes zu bekommen.

*Tabelle 1:* Überblick über die groben Entfernungen zwischen den einzelnen Beprobungspunkten. Entfernungen wurden im digitalen Atlas des Land Vorarlbergs (VoGIS) gemessen und gerundet.

<b>Punkt A</b>	<b>Punkt B</b>	<b>~ Luftlinie [m]</b>
MB01	MB02	50 m
MB01	MB03	5 m
MB02	MB03	60 m
MB03	SW04	40 m
SW04	SW05	100 m
SW05	SW06	170 m
SW06	BB07	345 m
BB07	MB01	675 m

### 2.3. Erfassungsmethodik

Die Erfassung der aquatischen Coleoptera und Heteroptera erfolgte mit einer kombinierten Methodik und an unterschiedlichen Stellen der Habitate (multi-habitat sampling). Folgende Fallentypen und Fangmethoden kamen zum Einsatz:

- Flaschenfalle an der Gewässeroberfläche
- Flaschenfalle unter der Oberfläche
- Kübelfalle
- Eimerschöpfen
- Handkescher

#### Flaschenfallen:

Dieser Fallentyp ist eine gängige Erfassungsmethode für aquatische Coleoptera ([Hilsenhoff & Tracy 1985](#), [Hendrich & Balke 2000](#), [Koese & Cuppen 2006](#)) und bedient sich dem Reusenprinzip. 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. Dadurch hat die Falle einen trichterförmigen Eingang und einen Ausgang, der durch einen abnehmbaren Deckel verschlossen ist (Abb. 13). Um die Fängigkeit zu erhöhen, wurden sowohl Kübel- als auch Flaschenfallen mit Katzenfutter und handelsüblichen Knicklichtern ausgestattet. Da ein Lebendfang das Ziel war, wurde darauf geachtet, dass ein ausreichender Luftvorrat in den Fallen vorhanden war. Zusätzlich wurden die Fallen, nach Gefühl des Autors, noch mit Vegetationsteilen (Blätter, Holzstückchen etc.) bestückt, um die Überlebenswahrscheinlichkeit zu erhöhen.



Abbildung 13: Flaschenreusen im trockenen (links) und im Einsatz (rechts). Fotos: Johannes Buchner

### Kübel Falle:

Diese Methodik bedient sich ebenfalls dem Reusenprinzip und wurde ursprünglich zum Erfassen von Amphibien verwendet, jedoch lassen sich auch aquatische Coleoptera und Heteroptera damit erfassen (Schlüpfmann 2014). Für die Untersuchungen dienten Molchreusen (Abb. 14), welche Schelling U. 2010, im Zuge ihrer Diplomarbeit verwendete. Hierfür wurden 10-15 l Plastik-Kübel mit Deckel, sowie 1,5 l PET-Flaschen verwendet. Die Flaschen wurden an der dicksten Stelle auseinandergeschnitten und der obere Teil als Fangreuse verwendet. Pro Kübel wurden, gleichmäßig am Kübel verteilt, 5-6 entsprechend große Öffnungen geschnitten. Die abgeschnittenen oberen Flaschenteile wurden anschließend mit Heißkleber am Kübel fixiert. Als Schwimmer diente PE-Dämmschlauchmaterial. Zusätzlich wurden in den Boden und die Seitenwände kleine Löcher gebohrt (Schelling 2010).



Abbildung 14: Kübelreusen im trockenen (links) und im Einsatz (rechts): Foto: Johannes Buchner

### Handkeschern:

Ergänzend wurde noch mittels Teichkescher (Durchmesser 32 cm, Maschenweite 1 mm, Grifflänge 60 cm) beprobt. Ein Kescherschlag war ~0,5 m lang und dauerte ~5 Sekunden (vgl. Koese & Cuppen 2006, Bloechl 2010, Turić et al. 2017).

## Eimerschöpfen:

Zur weiteren Untersuchung der Standorte diente die Entnahme von Standardschöpfereinheiten nach Behr (1988, Niederer 1998). Hierfür wurde ein Kübel (Volumen 5 Liter) rasch unter Wasser getaucht (Unterdruckprinzip) und der Inhalt anschließend in ein Sieb (Maschenweite 1 mm) gekippt und aussortiert (Abb. 15).



*Abbildung 15:* Schematische Darstellung des Schöpfverfahrens. Die Pfeile symbolisieren die Sogwirkung, welche Wasser in den Eimer spült. Zeichnung: Kurt Buchner 20.12.2020.

## Ablauf Probennahme:

Start der ersten Beprobungsphase war der 28.04.2020. Eine Probenphase beinhaltete 4 Tage Arbeit im Gebiet (Dienstag bis Freitag). Die Untersuchungen fanden in einem dreiwöchigen Intervall bis 24.09.2020 statt (Tab. 2). Die Arbeit im Gebiet fand bei jeder Witterung statt. Aufgrund persönlicher Gründe wurden die Probenphasen 2, 6 und 8 um einen Tag nach vorne verschoben (Montag bis Donnerstag). Am 29.02. fand zusammen mit Walter Niederer und Agnes Steininger eine Vorbegehung im Untersuchungsgebiet statt. Weiters wurde das Gebiet am 10.08. zusätzlich bei Nacht untersucht. Hierbei konnten an den einzelnen Standorten diverse aquatische Coleoptera und Heteroptera beobachtet werden. Im Zuge dieser Begehung wurden allerdings keine Daten erhoben. Eine abschließende Begehung fand am 02.12.2020 statt.

Tabelle 2: Beprobungstermine während des Untersuchungszeitraums April - September 2020.

Probenphase	Datum
Phase 1	28.04. – 01.05.
Phase 2	18.05. – 21.05.
Phase 3	09.06. – 12.06.
Phase 4	30.06. – 03.07.
Phase 5	21.07. – 24.07.
Phase 6	10.08. – 13.08.
Phase 7	01.09. – 04.09.
Phase 8	21.09. – 24.09.

An Tag 1 wurde pro Standort eine Kübelfalle sowie zwei Flaschenfallen ausgebracht. Eine Flaschenfalle wurde dabei an einem Stock fixiert und unter Wasser platziert. Die andere Flaschenfalle wurde mittels Schnur an einem Stück Vegetation fixiert und trieb, halb versenkt, an der Wasseroberfläche. Es wurde darauf geachtet, dass die Öffnungen in Richtung Gewässermittle zeigen und die Fallen möglichst zwischen der Vegetation versteckt wurden. Die Kübelfallen wurden ebenfalls mittels Schnur an der Vegetation fixiert und trieben, möglichst im offenen Wasser, an der Oberfläche. Die Fallen wurden am Nachmittag gestellt und am Vormittag des Folgetages geleert. Anschließend wurden die Fallen neu mit Ködern bestückt und wieder im Wasser platziert. So ergaben sich drei Fangtage pro Probennahme. Ringel (2001) empfiehlt z.B.: für *Graphoderus bilineatus* 20 Fangtage pro Fangperiode.

Um das Gebiet möglichst vollständig zu erfassen, wurde mit einer Kombination aus verschiedenen Erfassungsmethoden gearbeitet. Dies wurde schon in mehreren Studien empfohlen (Higler & Verdonschot 1989, Turner & Trexler 1997). Deswegen wurde zusätzlich immer am ersten Tag, der Probenphase, das Eimerschöpfen durchgeführt. Die oben beschriebene Methode wurde pro Standort 10x ausgeführt. Des Weiteren wurde, an jedem letzten Tag, noch mit dem Wasserkescher beprobt. Es wurden pro Standort 10 Kescherschläge durchgeführt, und wenn möglich die verschiedenen Zonen (Vegetation, Substrat, freie Wasserfläche), durchstreift. Nach jedem Schlag wurde der Kescher auf erfasste Individuen kontrolliert und (ggfs.) von Pflanzenmaterial befreit.

Die gefangenen Insekten wurden, wenn möglich im Feld bestimmt und anschließend wieder freigelassen (Abb. 16). Larven (Coleoptera) wurden nicht erfasst und direkt freigelassen. Gefangene Nymphen (Heteroptera) wurden dokumentiert, wurden aber nicht in die statistische Auswertung einbezogen. Adulte Individuen, welche nicht vor Ort bestimmbar waren (vorwiegend kleinere Arten), wurden in 70% Ethanol fixiert und zu einem späteren Zeitpunkt mit Hilfe eines Stereomikroskops identifiziert.

Gefangene Coleoptera wurden mithilfe von Dr. Arved Lompe's Website (<http://www.coleo-net.de>) bestimmt. Ergänzend dazu noch Freude et al. (1971), Holmgren et al. (2016) und Schödl (1993). Heteroptera wurden mithilfe von „Die Wasserwanzen Deutschlands“ (Strauss & Niedringhaus 2014) bestimmt. Zusätzlich diente eine Vergleichssammlung mit aquatischen Coleoptera von Dr. 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 Dornbirn. Um die Determinationen abzusichern wurden, wenn nötig, die Genitalorgane der Männchen präpariert. Weibliche Individuen der Gattung *Sigara* konnten nicht bestimmt werden. Da im Gebiet aber alle männlichen *Sigara*-Individuen der Art *Sigara striata* zuzuordnen waren, wurde angenommen, dass es sich bei den Weibchen auch um besagte Art handelt. Nach Absprache mit Herrn Dr. Manfred Jäch (Naturhistorisches Museum Wien) wurden, aufgrund taxonomischer Ähnlichkeit, einige Individuen der Gattung *Helophorus* zusammengefasst und als *Helophorus gr.flavipes/obscurus* beschrieben. Individuen, welche nicht bis auf Artniveau bestimmt werden konnten, wurden mit „Gattungsname sp.“ (Bsp.: *Dryops* sp., *Haliphus* sp.) beschriftet und in der statistischen Bearbeitung nicht berücksichtigt. Die Nomenklatur der Coleoptera folgt Spitzenberg et al. (2016), die der Heteroptera Strauss & Niedringhaus (2014). Gemäß der von den meisten Coleopterologen akzeptierten Meinung (Jäch & Balke 2008, Short 2018) wurden auch in dieser Arbeit die Helophoridae und Hydrochidae als eigene Familien und damit die Hydrophiloidea als Superfamilie akzeptiert.

Durch die Erhebung mit Kübel- bzw. Flaschenfallen werden auch andere Tiergruppen erfasst (Schlüpfmann 2014). Neben aquatischen Käfern und Wanzen sind dies auch andere Wirbellose wie Egel (Hirudinea), Schnecken (Gastropoda) und Libellenlarven (Odonata). Aber auch Wirbeltiere wie Fische, Amphibien (vorwiegend Urodela) und deren Larven. Bei Fischen wurde die Anzahl gefangener Individuen erfasst. Gefangene adulte Amphibien wurden auf Art bestimmt, protokolliert und wie alle anderen Beifänge freigelassen.

Im Zuge der Untersuchungen wurden auch abiotische Faktoren aufgenommen. Wassertemperatur und Höhe des Wasserstandes wurden bei jedem Begehungstermin protokolliert. Die Wassertemperatur wurde jeweils mittig des Probenstandorts in Oberflächennähe ermittelt. Die Messpunkte der Wasserstände wurden so gewählt, dass sie während des ganzen Beprobungszeitraumes zugänglich waren, ergo geben sie nicht die maximale Tiefe der Standorte wieder. Der pH-Wert wurde drei Mal während des Untersuchungszeitraums mittels pH-Messgerät (ADWA AD 11) ermittelt.

An jedem der acht Probenahmen wurde außerdem die Ausprägung der Vegetation an den Beprobungsstandorten geschätzt. Hierbei wurden die submersen als auch die emersen Pflanzen des jeweiligen Wasserkörpers berücksichtigt. Die Beurteilung der Vegetationsdichte wurde in Prozent geschätzt, wobei 0% keine und 100% eine maximale Abdeckung des Wasserkörpers bedeuten.



Abbildung 16: Links: Der Autor während der Arbeit im Feld. Foto: Kurt Buchner 20.05.2020. Rechts: Fangergebnis einer Flaschenreue. Foto: Josef Buchner 03.07.2020.

## 2.4. Auswertung der Daten

### 2.4.1. Struktur

#### Dominanzverhältnisse

Die erfassten Arten wurden entsprechend ihren relativen Häufigkeiten angeordnet und Dominanzklassen zugewiesen. Die Einteilung erfolgte gemäß einer von Biesiadka (1980) für aquatische Insekten vorgeschlagenen Klassifizierung in vier Dominanzklassen (Tab. 3).

Tab. 3: Einteilung der Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).

Dominanzklasse	Relative Häufigkeit einer Art
eudominant	>10%
dominant	5,01-10%
subdominant	2,01-5%
rezedent	<2%

Die Dominanzstruktur wurde wie folgt berechnet:

$$D_i = \frac{n_i * 100}{N_t}$$

$D_i$  - Dominanz von Art i

$n_i$  – Individuenanzahl von Art i

$N_t$  – Gesamtindividuenanzahl aller Arten der Artengemeinschaft

## Frequenz

Des Weiteren wurde die Frequenz der erfassten Arten bestimmt. Die Frequenz kann als Maß für die Verbreitung innerhalb des Untersuchungsgebietes verwendet werden. Sie wird als Frequenzprozent angegeben (Mühlenberg 1993).

$$F_i = \frac{S_i * 100}{S_t}$$

$F_i$  – Frequenz von Art i

$S_i$  – Anzahl der Fundorte der Art i

$S_t$  – Gesamtanzahl aller Fundorte

## 2.4.2. Alpha-Diversität

Zur Ermittlung der Artenvielfalt der einzelnen Standorte wurden verschiedene Indices berechnet.

### Artenzahl S

Dieses Maß für Artenvielfalt gibt die Anzahl der erhobenen Arten, welche in einer Probe erfasst wurden, wieder.

### Shannon-Wiener-Index H

Dieses Maß für Diversität berücksichtigt neben Anzahl der erhobenen Arten auch die Anzahl der erhobenen Individuen je Art (Abundanz). Dieser Index gibt für reale Lebensgemeinschaften Werte zwischen 0 – 4,5 an (Mühlenberg 1993).

Der Index berechnet sich wie folgt:

$$H = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

H – Diversität in Bezug auf Artenzahlen

S – Gesamtzahl der Arten

$p_i$  – Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i, d.h. die relative Häufigkeit

N – Gesamtindividuenanzahl

$n_i$  – Individuenzahl der Art i

Voraussetzungen für die Anwendung dieses Index sind zufallsmäßig genommene Proben aus großen Gemeinschaften mit bekannter Größe (Krebs 1999). Die Diversität nach dem Shannon-Index wird mit steigender Anzahl der Arten und sinkender Abundanz einer Art erhöht. Seltener Arten haben bei diesem Index mehr Gewicht (Krebs 1999). Deswegen wurde im Folgenden auch die Evenness als Maß für die Gleichverteilung in der Artgemeinschaft ermittelt.

#### Evenness/Equitability J

Die Evenness/Equitability (Äquitabilität) wird vom Shannon-Wiener-Index abgeleitet und gilt als ein Maß für die Gleichmäßigkeit oder Ausgewogenheit, mit der die Individuen unter den erfassten Taxa aufgeteilt sind. Der Wert der Evenness liegt zwischen 0 und +1. Je höher dieser Wert ist, desto gleichmäßiger ist die Verteilung der Arten (Krebs 1999).

Evenness berechnet sich wie folgt:

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

J – Evenness

H – Shannon-Wiener-Index

S - Artenzahl

#### Gini-Simpson-Index 1-D

Dieser Index ist ein aus dem ursprünglichen Simpson Index abgeleitetes Maß zur Darstellung der Diversität. Dieser Index berücksichtigt sowohl Artenreichtum als auch Evenness. Im Gegensatz zum Shannon-Wiener-Index wird hier mehr Gewicht auf die dominanteren Arten gelegt (Krebs 1999). Dieser Index gibt Werte zwischen 0 und 1 wieder.

Der Index berechnet sich wie folgt:

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

1-D – Gini-Simpson-Index

S – Gesamtzahl der Arten

$p_i$  – Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i, d.h. die relative Häufigkeit

N – Gesamtindividuenanzahl

$n_i$  – Individuenzahl der Art i

### Effective number of species

Da Indices wie Shannon-Wiener oder Gini-Simpson selber nicht direkt die Diversität angeben, sondern nur Werte eines Index, sollten sie in „Effective numbers of species“ (ab jetzt auch: ENS) umgewandelt werden bevor diese Werte als wahre Diversität (true diversity) betrachtet werden können. Die Anzahl gleich häufig vorkommender Arten, die erforderlich ist, um einen gewissen Wert eines Diversitätsindex (z.B.: Shannon-Wiener oder Gini-Simpson) zu erhalten, wird als „effektive Anzahl an Arten“ bezeichnet. Dies ist dann die wahre Diversität (true diversity) der Biozönose. Zusätzlich lässt sich mit ENS die Nichtlinearität der meisten Diversitätsindices umgehen (Jost 2006, Jost 2010).

Zur Umwandlung wurden folgende Formeln verwendet:

ENS für Shannon-W:  $\exp(H)$

ENS für Gini-Simpson X:  $1/(1-x)$

### Arten-Akkumulationskurven

Arten-Akkumulationskurven oder auch stichprobenbasierte Rarefractionkurven können dazu verwendet werden, um die Vollständigkeit der Erfassung der Artenvielfalt eines gewissen Untersuchungsgebietes zu beurteilen (Achtziger et al. 1992). Bei diesem Verfahren werden die mit jeder Probennahme neu hinzukommenden Arten gegen die Anzahl an Probennahmen aufgetragen. Zeigt die Kurve ein asymptotisches Verhalten, ist dies ein Indikator für das (fast) vollständige Erfassen aller Arten (Achtziger et al. 1992). Da der Verlauf der Kurve bei einmaliger Berechnung abhängig von der Reihenfolge, in der die Proben ausgewertet werden, ist (Otto 2004), wurden die Kurven 100-mal randomisiert. Anschließend wurde der Mittelwert aller dieser Kurven abgebildet.

### Rarefaction

Das Rarefaction – Verfahren dient dem Vergleich der Diversität verschiedener Standorte, welche unterschiedliche Fangzahlen aufweisen. Das Verfahren macht keine Annahmen über die Verteilung der Daten und macht den Vergleich der Artenzahlen bei standardisierter Probengröße möglich (Krebs 1999). Da mit der Anzahl erfasster Individuen oft auch die Zahl der nachgewiesenen Arten steigt, kann es durch Unterschiede in den Gesamtindividuenzahlen, zu Fehlinterpretationen bei den festgestellten Artenzahlen kommen. Die Rarefaction-Methode ermittelt diejenige Artenzahl, welche bei einer bestimmten, einheitlichen Individuenzahl zu erwarten ist. Aufgrund dessen, da dies ein Interpolierungsverfahren darstellt, entspricht die vergleichbare Individuenzahl maximal der der individuenärmsten Probe (Hennicke 2008). Mithilfe des Verlaufs der Kurven können auch Aussagen über die Evenness (gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die Arten) gemacht werden. Falls z.B.:

eine geringe Evenness herrscht, werden erst bei großen Teilstichproben auch seltenere Arten gezogen, dies hat zur Folge, dass die Kurve der erwarteten Artenzahl nur langsam ansteigt und spät gesättigt wird (Otto 2004).

Das Verfahren berechnet sich wie folgt:

$$S(n) = \sum_{i=1}^s \left[ 1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

$S(n)$  – erwartete Artenzahl bei Probengröße  $n$

$n$  – standardisierte Probengröße

$N$  – Gesamtindividuenzahl in der Probe

$N_i$  – Anzahl der Individuen der Art  $i$

#### 2.4.3. Beta-Diversität

Um die einzelnen Standorte zu vergleichen und Übereinstimmungen in ihrem Arteninventar feststellen zu können wurden folgende Indices berechnet.

##### Sørensen –Index $C_S$ :

Dieser Index stellt ein Maß für die qualitative Ähnlichkeit zweier Proben dar. Qualitative Verfahren beziehen sich beim Vergleich der Standorte ausschließlich auf aufgetretene Arten (Präsenz –Absenz) und lassen die erfassten Individuenzahlen unberücksichtigt (Hennicke 2008).

Dieser Index berechnet sich wie folgt:

$$C_S = \frac{2G * 100}{S_A + S_B}$$

$C_S$  – Sørensen-Index

$G$  – Zahl der in beiden Habitaten gemeinsam vorkommenden Arten

$S_A, S_B$  – Zahl der Arten in Habitat A bzw. B

### Bray-Curtis-Index $C_{BC}$

Dieser Index stellt ein Maß für die quantitative Ähnlichkeit zweier Proben dar. Er berücksichtigt neben den aufgetretenen Arten auch deren Abundanz (Correa et al. 2020).

Dieser Index berechnet sich wie folgt:

$$C_{BC} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ji} - x_{ki}|}{\sum_i (x_{ji} + x_{ki})}$$

$C_{BC}$  – Bray-Curtis-Index

$x_{ji}$  – Anzahl der Individuen der Arten j in Probe i

$x_{ki}$  – Anzahl der Individuen der Arten j in Probe k

### Clusteranalyse

Um die Ähnlichkeiten der Biozönosen in den verschiedenen Standorten zu erfassen, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Die Clusteranalyse wurde für den Sørensen- wie auch für den Bray-Curtis-Index berechnet. Das Clustering erfolgte nach dem „Single linkage clustering“ mit stratigraphischer Anordnung.

#### 2.4.4. Hypothesentest

Um die aufgestellten Fragestellungen zu beantworten, wurde mit den Daten eine Reihe von Hypothesentests durchgeführt. Vor Beginn der Auswertung wurde ein  $\alpha$ -Signifikanzniveau von 5 % festgelegt. Das bedeutet, dass bei einem  $\alpha$ -Niveau von  $p \leq 0.05$  ein signifikanter Unterschied zwischen den untersuchten Variablen besteht.

Um zu überprüfen, ob die Daten die Voraussetzungen für parametrische Verfahren (z.B.: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA)) erfüllen, wurde im Vorfeld eine Reihe von Tests durchgeführt. Die Voraussetzungen für solche Verfahren sind neben gegebener Normalverteilung der Daten, homogene Varianzen der Stichproben und keine Ausreißer (Zöfel 2001). Die Bedingung auf Normalverteilung wurde mit dem Shapiro-Wilk-Test geprüft, mittels des Levene-Tests wurde die Voraussetzung für Varianzhomogenität getestet.

Da in den meisten Fällen, nicht aller dieser Voraussetzungen gegeben waren, wurden die Daten mittels nicht-parametrischer Tests wie Kruskal-Wallis-Test (mehr als zwei Stichproben; H-Test) und

Mann-Whitney-Test (U-Test) berechnet. Da ein signifikantes Ergebnis des Kruskal-Wallis-Tests (sowie der ANOVA) lediglich bedeuten, dass ein oder mehrere der paarweisen Vergleiche zwischen den Gruppen signifikante Unterschiede liefern, nicht aber wie viele und welche von diesen Vergleichen signifikant unterschiedlich sind, wird empfohlen sogenannte Post-Hoc-Tests durchzuführen (Field 2009). Bei signifikantem Testergebnis des Kruskal-Wallis-Tests wurde so im Anschluss ein paarweiser Mann-Whitney-Test berechnet, um signifikante Unterschiede zwischen den Stichprobenpaaren zu ermitteln. Mittels Bonferroni-Korrektur wurde das Signifikanzniveau gesenkt, um die Gefahr falsch positiver Ergebnisse zu minimieren (Otto 2004).

Im Falle, dass die Voraussetzungen für ein parametrisches Verfahren erfüllt wurden, wurde zum Vergleich von mehr als zwei Stichproben, eine einfaktorische Varianzanalyse durchgeführt. Wenn signifikante Unterschiede gegeben waren, wurde im Anschluss ein Tukey-Kramer-Test, als Post-Hoc-Test, durchgeführt, um Unterschiede zwischen je zwei Stichproben sichtbar zu machen.

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 R. 2013).

#### 2.4.5. Gefährdete Arten

Um Informationen über den Gefährdungsstatus der einzelnen erfassten Arten zu erhalten, wurden die Ergebnisse mit folgenden roten Listen verglichen:

- Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs (Jäch et al. 1994)
- Rote Liste der gefährdeten Wasserkäfer (Hydradephaga) Schweiz (Brancucci 1994)
- Rote Liste der wasserbewohnenden Käfer Deutschlands (Spitzenberg et al. 2016)
- Rote Liste gefährdeter Wasserkäfer Bayerns (Hebauer et al. 2003)
- Rote Liste gefährdeter Wasserwanzen (Gerromorpha) Bayerns (Burmeister et al. 2003)

In Tabelle 4 sind die aus diesen Listen abgeleiteten Kategorien aufgelistet.

*Tabelle 4:* Ausgewählte Gefährdungskategorien der Roten Listen: Österreichs (Jäch et al. 1994) - AUT, Deutschlands (Spitzenberg et al. 2016) - GER, Bayerns (Burmeister et al. 2003, Hebauer et al. 2003) - Bay und der Schweiz (Brancucci 1994) - CH.

Kategorie	Land/Bundesland
0 – Ausgestorben oder verschollen	AUT, CH, GER, Bay
1 – Vom Aussterben bedroht	AUT, CH, GER, Bay
2 – Stark gefährdet	AUT, CH, GER, Bay
3 - Gefährdet	AUT, CH, GER, Bay
4 - Potenziell gefährdet	AUT, CH
V – Vorwarnliste	GER, Bay

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Artenspektrum

Im Verlauf des Sammelzeitraumes vom 28.04. bis 24.09.2020 konnten 4679 Individuen erfasst und auf Artniveau bestimmt werden (Tab. 5). Es konnten 4397 (93,97 %) der adulten Individuen der Ordnung Coleoptera und 282 Individuen (6,83 %) der Ordnung Heteroptera zugeordnet werden. Insgesamt wurden so 58 Arten aus 17 Familien nachgewiesen (Tab. A1 im Anhang). *Hydrochara caraboides* war dabei mit 1345 Individuen (28,74 %) die am häufigsten gefundene Art. Zusammen mit *Hydaticus seminiger* (1182 Individuen = 25,26 %) und *Graphoderus cinereus* (843 Individuen = 18,01 %) waren 72 % aller bestimmten Tiere diesen drei Arten zuzuordnen. Von den 58 erfassten Arten nahmen 51 zusammen knapp 10 % der Individuenmasse ein. Eine Art (*Acilius canaliculatus*) war neu für das Bundesland Vorarlberg.

*Tabelle 5:* Arten- und Individuenzahlen der einzelnen Standorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ während des Untersuchungszeitraums 28.04. – 24.09.2020. Arten (exklusiv) = Anzahl an Arten nur an bestimmtem Standort gefunden. MB01 = Einstaubereich Mühlbach, MB02 = Biberkanal, MB03 = Auwaldfläche, SW04 = Großseggenried, SW05 = Weidengehölzstreifen, SW06 = ehemaliger Verbindungsgraben, BB07 = Bodenseebucht.

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

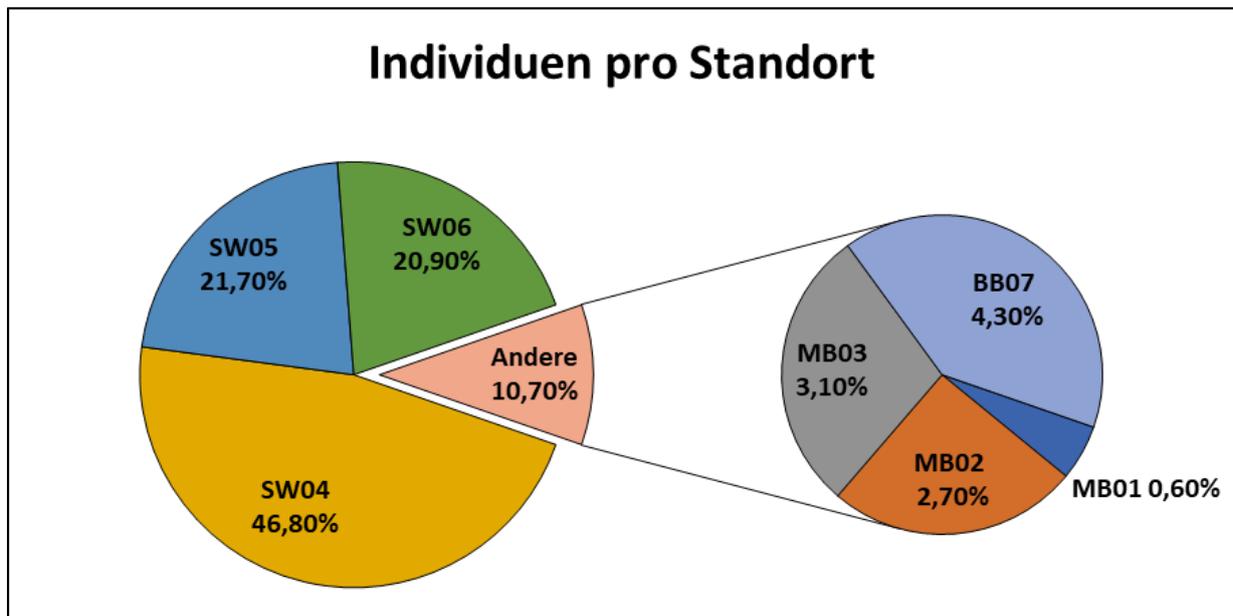


Abbildung 17: Individuen pro Standort. Während des Untersuchungszeitraums 28.04.-24.09.2020 im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ erfasste Individuen aufgetrennt auf ihre jeweiligen Fundorte. MB01 = Einstaubereich Mühlbach, MB02 = Biberkanal, MB03 = Auwaldfläche, SW04 = Großseggenried, SW05 = Weidengehölzsreifen, SW06 = ehemaliger Verbindungsgraben, BB07 = Bodenseebucht. n = 4679.

Der Standort Großseggenried (SW04) war der, in absoluten Zahlen, arten- und individuenreichste Standort (Abb. 17). Fast die Hälfte aller Individuen (~47%) wurde hier gefangen. Der Einstaubereich (MB01) war der individuenärmste Standort, hier konnten trotz gleicher Fangintensität, nur rund 0,6% aller Individuen, erfasst werden. In den permanent wasserführenden Standorten (MB01 und BB07) stellen Vertreter der Heteroptera jeweils die dominantesten Arten. Am Standort BB07 war dies mit ~76% *Sigara striata* (Corixidae). Am Standort MB01 war dies mit ~48% *Gerris lacustris* (Gerridae). Die Coleoptera-Arten *Hydrochara caraboides* und *Hydaticus seminiger* nehmen in den periodisch trockenfallenden Standorten (MB02, MB03, SW04, SW05 und SW06) eine jeweils eudominante oder dominante Stellung ein. Eine Art (*Rhantus latitans*) konnte dabei 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 (Tab. 5).

Generell zeigte sich, dass an jedem Standort einige wenige Arten, dominant waren und den Hauptteil der Individuen ausmachten. Daneben wurde der Großteil der Arten nur durch wenige Individuen nachgewiesen. Eine Übersicht über die an den jeweiligen Beprobungsstandorten erfassten Arten, deren Individuenzahlen sowie deren Dominanzen geben die Tabellen A2 – A5 (im Anhang). Eine Aufschlüsselung der Anteile der jeweiligen Familien (in Arten- sowie Individuenzahlen) findet sich in den Abbildungen A1-A4 (im Anhang).

### 3.2. Rang-Abundanz-Kurven

Die Rang-Abundanz-Kurven für die einzelnen Standorte zeigten unterschiedliche Bilder (Abb. A5 – A12 im Anhang). Die Kurven aller Standorte, außer MB03 zeigten das Vorhandensein von einigen wenigen sehr abundanten Arten an. Für MB03 zeigte sie einen flacheren Verlauf als für die anderen Standorte. Mit Ausnahme von MB01 bestätigen sich die Evenness-Werte (Tab. 6) und die Rang-Abundanz-Kurven gegenseitig.

### 3.3. Artenakkumulations-Kurven

Die Artenakkumulationskurven der einzelnen Standorte (Abb. 18) lassen darauf schließen, dass es einen mittelhohen Erfassungsgrad der Artenvielfalt (aquatische bzw. semiaquatische Coleoptera und Heteroptera) im Untersuchungsgebiet gab. Für den Gesamtstandort gesehen, hat eine Erhöhung der Probennahme von 6 auf 8, nur mehr fünf weitere Arten bewirkt. Eine erhöhte Anzahl an Probennahmen von 6 auf 8, ergab bei den Einzelstandorten im Bereich des Mühlbachs (MB01-03) und des Bodensees (BB07) nur mehr eine durchschnittliche Erhöhung der Artenzahl um 2,2 ( $\pm 0,7$ ) Arten.

Werden die Einzelstandorte bei einer Anzahl an 6 Proben verglichen, können am Standort SW04 ~38 Arten, auf den Standorten MB01 ~9 Arten, MB02 ~15 Arten, MB03 ~18 Arten, SW05 ~28 Arten, SW06 = 18 Arten und BB07 = 8 Arten nachgewiesen werden. In der Biozönose an Standort SW04 konnte demnach die höchste Anzahl an Arten erfasst werden.

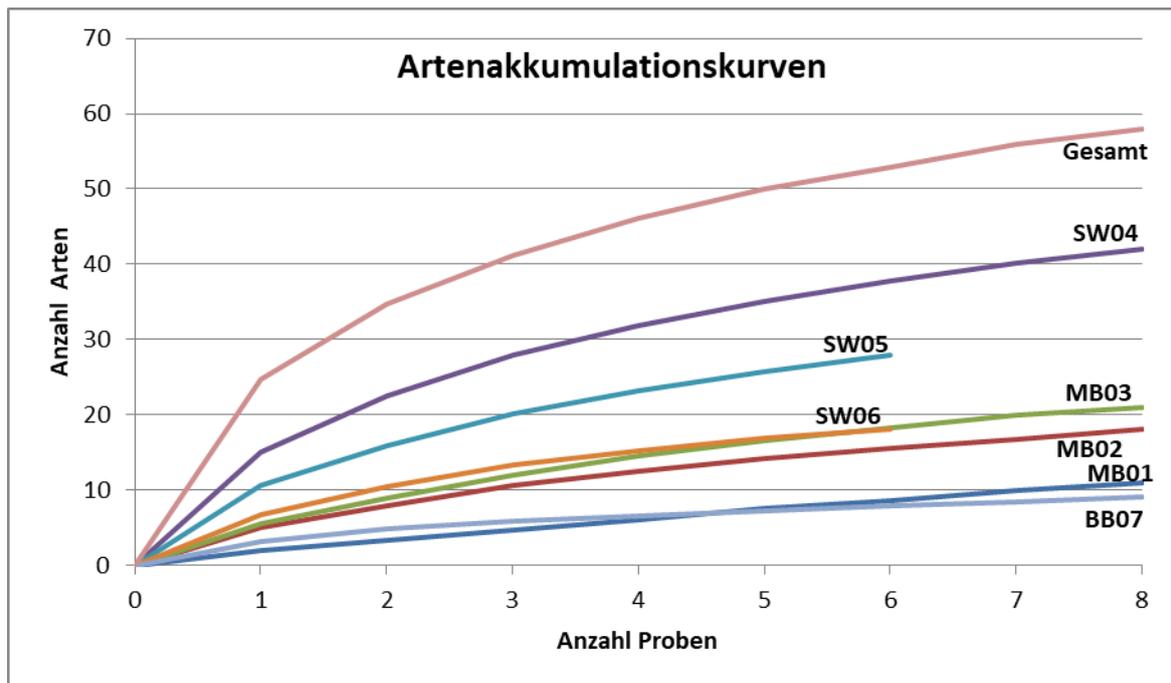


Abbildung 18: Artenakkumulationskurven der einzelnen Beprobungsstandorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ sowie des Gesamtstandortes. Kurven wurden 100-mal randomisiert.

### 3.4. Individual Rarefaction

Die Standorte SW04-SW06 zeigen bei jeweils hohen Individuenzahlen leichte Anzeichen einer Sättigung (Abb. 19). Die Standorte des Mühlbachs (MB01-03) und BB07 allerdings, zeigen keine wirkliche Sättigung und einen steilen Verlauf. Dies erschwert eine Interpretation der Rarefaction-Kurven. Der Vergleich von Rarefaction-Kurven kann erst dann sinnvoll erfolgen, wenn bei der Erhöhung der Individuenzahl keine neuen Arten in den Gemeinschaften erwartet werden (Otto 2004).

Anzeichen einer Sättigung zeigt beispielsweise SW06, so sind bei einer Erhöhung der Individuenzahlen von 650 auf 950 nur mehr zwei weitere Arten zu vermerken. Für Standort SW04 ergibt eine Verdopplung der Individuenzahlen von 1050 auf 2100, acht zusätzliche Arten.

Im Vergleich zeigt sich, dass die Standorte SW04-06 und BB07 schneller an Steigung verlieren als die Standorte des MB01-03. Dies ist als ein Hinweis für eine geringere Evenness der Artengemeinschaften dieser Standorte zu sehen.

Werden die Einzelstandorte bei einem Vergleichsniveau von 27 Individuen verglichen (Probengröße Standort MB01), können an Standort MB03 mit ~12 Arten die meisten Arten nachgewiesen werden. Gefolgt von MB01 mit 11 Arten, MB02 ~9 Arten, SW05 ~8 Arten, SW04 ~7Arten, SW06 ~5 Arten und BB07 ~4 Arten.

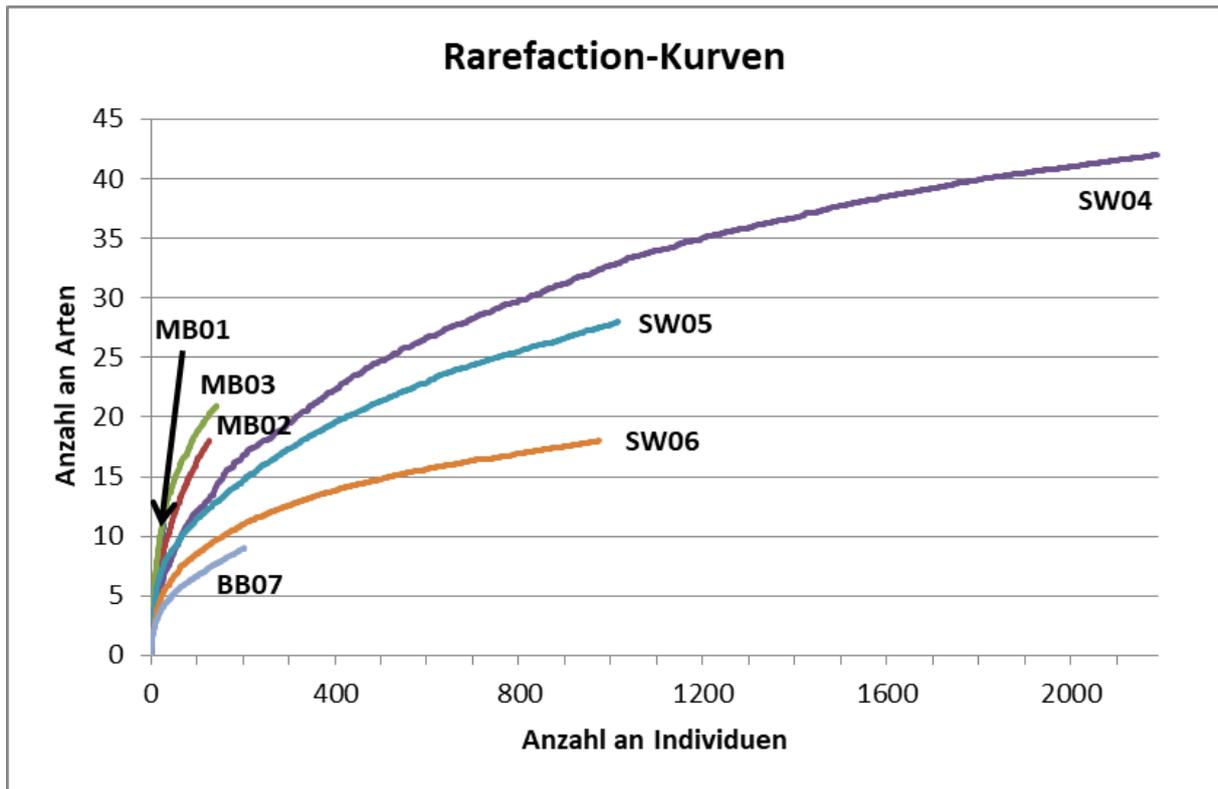


Abbildung 19: Individuenbasierte Rarefaction –Kurven der einzelnen Beprobungsstandorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“. Kurven wurden 100-mal randomisiert. Aufgrund geringer Individuenzahl ( $n = 27$ ) ist Kurve für MB01 nicht sichtbar.

### 3.5. Diversität der Standorte

#### 3.5.1. Alpha-Diversität

Ein Kruskal-Wallis-Test zeigte signifikante Unterschiede in den Individuenzahlen zwischen den Standorten ( $p < 0,001$ ). Jedoch waren nur die Unterschiede zwischen MB01 und SW04 bzw. SW05 signifikant (U-Tests mit Bonferroni-Korrektur,  $p < 0,028$  bzw.  $p < 0,05$ ). Die Richtung der Signifikanz ist aus Tabelle 5 ersichtlich. Die höchsten Individuenzahlen konnte der Standort SW04 aufweisen (2189 Individuen). Fast die Hälfte aller Individuen (47 %) wurde hier gefangen. Die überwiegende Mehrheit der Individuen (~89 %) wurde an den Standorten SW04, SW05 und SW06 aufgenommen. MB01 war der individuenärmste Standort, hier konnten trotz gleicher Fangintensität, nur rund 0,6 % aller Individuen, erfasst werden.

Im weiteren Standortvergleich zeigte sich, dass an Standort SW04 die meisten Arten (42 Arten) erfasst wurden. In absoluten Artenzahlen gab es signifikante Unterschiede zwischen den Standorten (H-Test,  $p < 0,001$ ). Signifikant waren hier wiederum die Unterschiede zwischen MB01 und SW04 bzw. SW05 (U-Tests mit Bonferroni-Korrektur,  $p > 0,023$  bzw.  $p < 0,05$ ). Die beiden Standorte der Schmelzwiese (SW04 und SW05) zeigten signifikant mehr Arten als MB01. Des Weiteren waren an

SW04 bzw. SW05 signifikant mehr Arten als an BB07 zu finden (U-Test mit Bonferroni-Korrektur,  $p < 0,02$  bzw.  $p < 0,05$ ). In den übrigen Vergleichen konnten keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden.

Zur Quantifizierung der Artendiversität der einzelnen Untersuchungsstandorte wurden verschiedene Messwerte verwendet, diese sind in Tabelle 6 dargestellt.

*Tabelle 6:* Diversitätsindices der einzelnen Untersuchungsstandorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“. Artenanzahl = S, Gini-Simpson Index = 1-D, Shannon-Wiener –Index = H, Evenness/Equitability = J, Effektive Anzahl an Arten für G-Simpson-Index = ENS(1-D), Effektive Anzahl an Arten für Shannon-Index = ENS(H).

	<b>MB01</b>	<b>MB02</b>	<b>MB03</b>	<b>SW04</b>	<b>SW05</b>	<b>SW06</b>	<b>BB07</b>
<b>Arten S</b>	11	18	21	42	28	18	9
<b>Simpson 1-D</b>	0,735	0,653	0,884	0,737	0,767	0,452	0,397
<b>Shannon H'</b>	1,836	1,731	2,484	1,76	1,861	1,093	0,872
<b>Evenness J</b>	0,766	0,599	0,816	0,471	0,559	0,378	0,397
<b>ENS (1-D)</b>	3,778	2,879	8,651	3,799	4,286	1,824	1,658
<b>ENS (H)</b>	6,271	5,646	11,989	5,812	6,430	2,983	2,390

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). Sowohl die Werte laut Simpson-Index als auch laut Shannon-Index sind an den Standorten SW06 und BB07 am geringsten. Zusätzlich ist die Evenness an diesen Standorten weniger als halb so hoch ( $J = 0,378$  bzw.  $0,397$  zu  $0,816$ ) wie in MB03. MB03 hat gemäß beider Indices ( $H'$  und 1-D) die höchsten Werte des Untersuchungsgebietes.

Standort MB01 zeigte im Vergleich zu den anderen Standorten hohe Diversitätswerte, da bei einer geringen Individuenanzahl von 27, elf verschiedene Arten erfasst wurden. Es war somit annähernd jedes zweite erfasste Individuum (40 %) einer anderen Art zuzuordnen.

Prinzipiell sind gemäß Shannon-Index höhere Artenzahlen nicht gleichzusetzen mit höheren Indexwerten. So zeigt sich an Standort SW04, trotz deutlich höherer Artenzahlen (vgl. Tab. 6), 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 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.

In Bezug auf die effektive Anzahl an Arten (ENS), war die Diversität des Standorts MB03 höher als die der anderen Standorte. Nach Umwandlung des Shannon-Wiener-Index war die effektive Anzahl an Arten für MB03  $ENS(H') = 11,989$ . Dies wurde gefolgt von Standort SW05 mit 6,43  $ENS(H')$ .

### 3.5.2. Beta-Diversität

Die Ähnlichkeiten der Arteninventare lagen im paarweisen Vergleich der Beprobungsstandorte zwischen 7,5 und 71,4 gemäß Sørensen-Index (Präsenz-Absenz) (Tab. 7). Für den Jaccard-Index (Abundanzen) lagen die Werte zwischen 0,2 und 61,3 (Tab. 8).

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 an den Mühlbach (MB01) direkt angrenzenden Standorte MB02 und MB03 zeigen zu diesem Ähnlichkeiten von ~55 % (MB01-MB02) bzw. ~44 % (MB01-MB03). Die Standortkombinationen MB02 mit SW04 oder SW05 und MB03 mit SW04 oder SW05 sowie SW04 mit SW04 oder SW06 zeigen Ähnlichkeiten im Bereich von 50-60 %. Der Bodenseestandort BB07 weist mit Ausnahme von MB01 (20,0 %) mit allen anderen Standorten geringe Übereinstimmungen von weniger als 20 % auf.

*Tabelle 7:* Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit der einzelnen Standorte im Untersuchungsgebiet „Schmelzwiese“. Erstellt nach dem Sørensen-Index. Angaben in [%].

	<b>MB01</b>	<b>MB02</b>	<b>MB03</b>	<b>SW04</b>	<b>SW05</b>	<b>SW06</b>	<b>BB07</b>
<b>MB01</b>	100,0						
<b>MB02</b>	55,2	100,0					
<b>MB03</b>	43,8	66,7	100,0				
<b>SW04</b>	30,2	53,3	54,0	100,0			
<b>SW05</b>	25,6	56,5	53,1	71,4	100,0		
<b>SW06</b>	20,7	33,3	46,2	50,0	52,2	100,0	
<b>BB07</b>	20,0	14,8	13,3	15,7	10,8	7,4	100,0

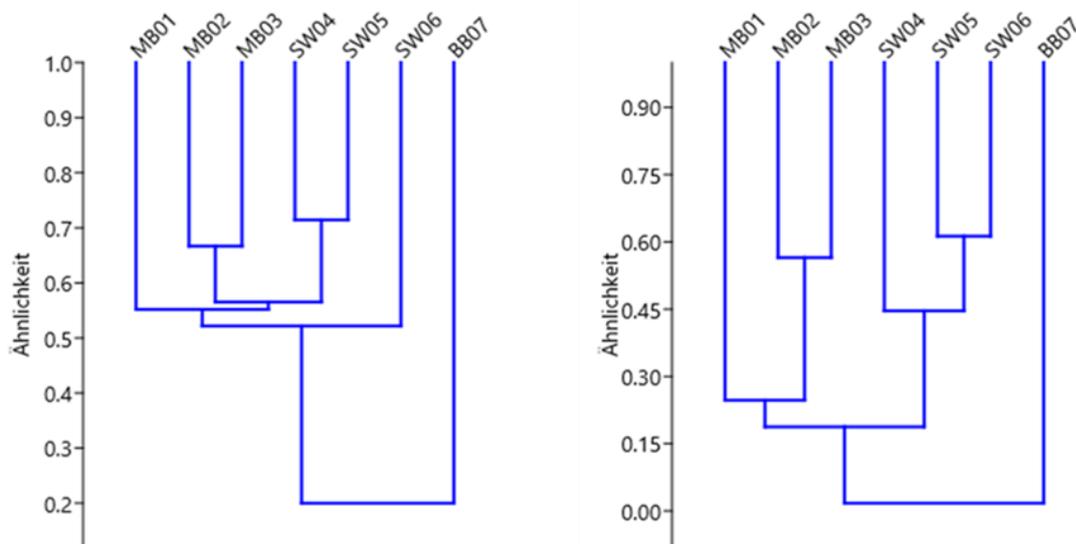
Werden zusätzlich die Abundanzen der einzelnen Arten berücksichtigt (Bray-Curtis-Index), wird sichtbar, dass nur die Standorte SW05 und SW06 eine Übereinstimmung von über 60 % haben. Weiter gefasst, ergibt sich eine Gruppe der Standorte SW04, SW05 und SW06, welche mittlere bis hohe Ähnlichkeiten aufweisen. Zusätzlich ergibt sich eine Gruppierung der Standorte MB01, MB02 und MB03. Die Standortpaare MB02 und MB03 sowie SW04 und SW05 haben Übereinstimmungen von 56,5 % bzw. 44,6 %. Zwischen dem Standort MB01 und den Standorten MB02 und MB03 sowie

zwischen den Standorten SW04 und SW06 gibt es geringe Ähnlichkeiten zwischen 20 – 25 %. Standort BB07 zeigt im Vergleich mit allen anderen Standorten des Untersuchungsgebietes jeweils unter 2 % Übereinstimmung.

*Tabelle 8:* Trellisdiagramm der Artenähnlichkeit der einzelnen Standorte im Untersuchungsgebiet „Schmelzwiese“. Erstellt nach dem Bray-Curtis Index. Angaben in [%].

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

Die Ähnlichkeiten der untersuchten Artengemeinschaften zwischen einzelnen Standorten wurden mit Hilfe einer Clusteranalyse verbildlicht (Abb. 20).



*Abbildung 20:* Clusterdiagramme für die Standorte des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“ (Single-Linkage-Clustering, Stratigraphische Anordnung). Links: Clusterdiagramm des Sørensen-Index. Rechts: Clusterdiagramm des Bray-Curtis-Index

### 3.6. Phänologie der häufigsten Arten

Die vier am häufigsten erfassten Arten (Abb. 21), *Graphoderus cinereus*, *Hydaticus seminiger*, *Hydrochara caraboides* und *Ilybius ater* machten zusammen 80,5% aller erfasster Insekten aus. Die Phänologien dieser vier erfassten Arten zeigen unterschiedliche Erscheinungsmaxima (Abb. 22). Für die Arten *Graphoderus cinereus* und *Hydaticus seminiger* gab es sowohl im Frühling (Probe 2) und im Spätsommer (Probe 6) Erscheinungspeaks. Die im Untersuchungsgebiet am häufigsten gefundene Art *Hydrochara caraboides* war vor allem im Juli dominant (Proben 4 und 5) und zeigte in diesem Monat ihr Erscheinungsmaximum. Einen langsamen Anstieg der Erfassungswerte über den Sommerverlauf (Probe 3-6) hin, konnte bei *Ilybius ater* verfolgt werden.



**Abbildung 21:** Die vier am häufigsten erfassten Arten im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ während den Untersuchungen von 28.04. – 24.09.2020. Links oben: *Ilybius ater* (Dytiscidae) ♀, Rechts oben: *Hydrochara caraboides* (Hydrophilidae) ♀, Links unten: *Hydaticus seminiger* (Dytiscidae) ♀, Rechts unten: *Graphoderus cinereus* (Dytiscidae) ♂. Fotos: Josef Buchner 17.02.2021.

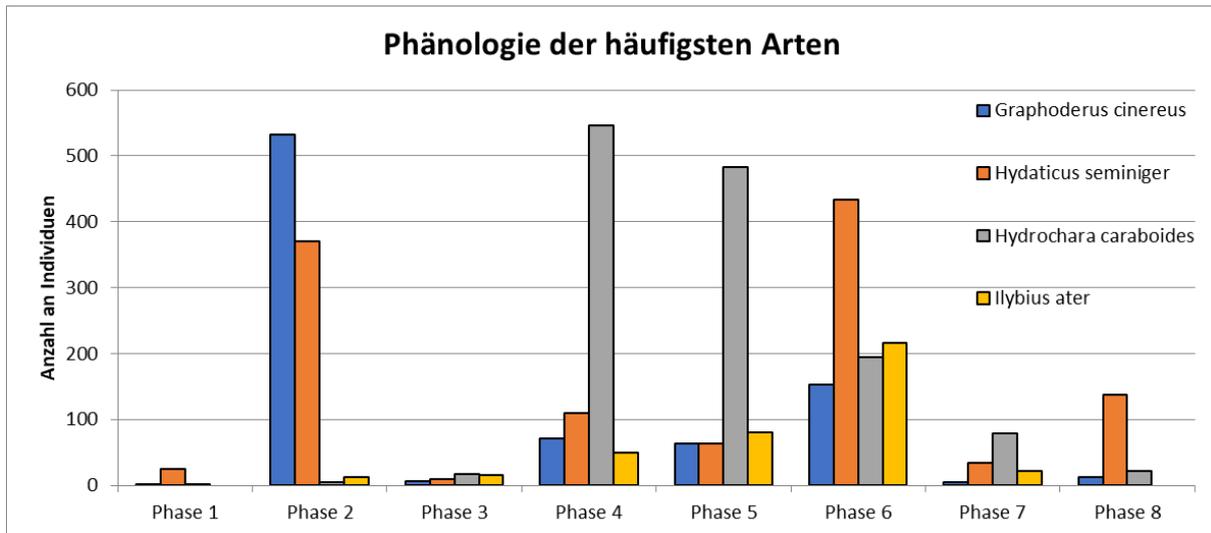


Abbildung 22: Phänologie der vier häufigsten Arten. Auftreten aller, während den Beprobungen von 28.04. – 24.09.2020, dominanter und eudominanter Arten des Naturschutzgebiets „Schmelzwiese“. Probe 1: 28.04.-01.05.; Probe 2: 18.05.-21.05.; Probe 3: 09.06.-12.06.; Probe 4: 30.06.-03.07.; Probe 5: 21.07.-24.07.; Probe 6: 10.08.-13.08.; Probe 7: 31.08.-03.09.; Probe 8: 21.09.-24.09. n = 3767.

### 3.7. Gefährdete und neue Arten

Im Rahmen der Untersuchungen wurde am 11. August ein männliches Individuum der Art *Acilius canaliculatus*, mittels Flaschenreue im Großseggenried (SW04), erfasst (Abb. 23). Diese Art wurde hiermit zum ersten Mal im Bundesland Vorarlberg nachgewiesen.



Abbildung 23: *Acilius canaliculatus* (Nicolai, 1822) ♂, Erstfund für das Bundesland Vorarlberg. Links: dorsal. Rechts: dorsolateral. Fotos: Josef Buchner 08.12.2020.

In der vorliegenden Studie konnten auch 15 Arten nachgewiesen werden, welche in den zum Vergleich herangezogenen Listen, einen Gefährdungsstatus aufweisen (Tab. 9), wie zum Beispiel der in Bayern als „stark gefährdet“ eingestufte Käfer *Hydroporus rufifrons* (Abb. 24).

*Tabelle 9:* Gefährdete Arten der Wasserkäfer und Wasserwanzen. Während der Untersuchungen vom 28.04. – 24.09.2020 im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ nachgewiesene Arten mit Gefährdungsstatus. Ausgewählte Gefährdungskategorien der Roten Listen: Österreichs (Jäch et al. 1994) - AUT, Deutschlands (Spitzenberg et al. 2016) - GER, Bayerns (Burmeister et al. 2003, Hebauer et al. 2003) - Bay und der Schweiz (Brancucci 1994) - CH. Gefährdungskategorien: 1 – vom Aussterben bedroht. 2 - stark gefährdet. 3 – gefährdet. 4 – potentiell gefährdet. V – Vorwarnliste.

Familien	Art	erfasste Individuen	Österreich	Schweiz	Deutschland	Bayern
			(1994)	(1994)	(2016)	(2003)
<b>Coleoptera</b>						
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>Halplus 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			
<b>Heteroptera</b>						
Hydrometridae	<i>Hydrometra gracilenta</i>	1				3
Veliidae	<i>Microvelia reticulata</i>	27				V



Abbildung 24: *Hydroporus rufifrons* (Dytiscidae) ♂, Foto: Josef Buchner 17.02.2021.

### 3.8. Spezifität der Erfassungsmethoden

Mittels der kombinierten Erfassungsmethoden wurden verschiedene Arten gefangen. So konnten 23 Arten nur mit einer einzigen Methode erfasst werden (Tab. 10).

*Tabelle 10:* Selektivität der Beprobungsmethoden. Arten (inklusive Individuenzahlen), welche exklusiv mit einer der Beprobungsmethoden erfasst wurden.

<b>Familie</b>	<b>Art</b>	<b>Eimerschöpfen</b>	<b>Handkescher</b>	<b>Reusenfalle</b>
<b>Coleoptera</b>				
Dryopidae	<i>Dryops auriculatus</i>	1	0	0
Dryopidae	<i>Dryops luridus</i>	2	0	0
Dytiscidae	<i>Acilius canaliculatus</i>	0	0	1
Dytiscidae	<i>Agabus bipustulatus</i>	0	0	6
Dytiscidae	<i>Dytiscus marginalis</i>	0	0	7
Dytiscidae	<i>Graptodytes granularis</i>	0	1	0
Dytiscidae	<i>Hygrotus inaequalis</i>	0	0	1
Dytiscidae	<i>Laccophilus hyalinus</i>	2	0	0
Dytiscidae	<i>Rhantus suturalis</i>	0	0	10
Halplidae	<i>Haliplus lineatocollis</i>	0	0	2
Helophoridae	<i>Helophorus granularis</i>	1	0	0
Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i>	0	0	1
Hydrophilidae	<i>Berosus signaticollis</i>	0	0	1
Hydrophilidae	<i>Cercyon granarius</i>	0	1	0
Hydrophilidae	<i>Enochrus affinis</i>	1	0	0
Hydrophilidae	<i>Laccobius striatulus striatulus</i>	1	0	0
Noteridae	<i>Noterus clavicornis</i>	0	0	5
Scirtidae	<i>Cyphon variabilis</i>	0	2	0
<b>Heteroptera</b>				
Gerridae	<i>Gerris odontogaster</i>	0	4	0
Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i>	0	0	1
Hydrometridae	<i>Hydrometra gracilienta</i>	1	0	0
Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	0	0	12
Notonectidae	<i>Notonecta glauca</i>	6	0	0
<b>Gesamt</b>		<b>8</b>	<b>4</b>	<b>11</b>

### 3.9. Beifänge

Im Zuge der Probennahmen wurden, mit den Reusenfallen (Kübel und Flaschen) auch Amphibien gefangen (Tab. 11). So konnten 82 adulte Schwanzlurche (Urodela) erfasst und auf Art bestimmt werden. An den Standorten SW06 und BB07 konnten keinerlei Schwanzlurche erfasst werden, an den Standorten MB01 und MB02 lediglich Urodela-Larven. Die in den FFH-Anhängen II und IV gelistete Art *Triturus cristatus* (nördlicher Kammolch) konnte in den Überschwemmungsstandorten der Schmelzwiese nachgewiesen werden (Abb. 25 Links).

*Tabelle 11:* Während der Untersuchungen vom 28.04.-24.09.2020 im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ erfasste Urodela (Schwanzlurche). Arten aufgetrennt nach Geschlecht (♂- männlich, ♀- weiblich, unb.- unbekannt) und Fundort.

Geslecht	<i>Ichtyosaura alpestris</i>		<i>Lissotriton vulgaris</i>		<i>Triturus cristatus</i>			Urodela Larven	Gesamt
	♂	♀	♂	♀	♂	♀	unb.		
<b>Standort</b>									
MB01								1	1
MB02								15	15
MB03	2	1	20	6				11	40
SW04	1		8	7	6	11	1	11	45
SW05			2		8	5	4	1	20
<b>Gesamt</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>30</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>5</b>	<b>39</b>	<b>121</b>

In der vorliegenden Studie wurde, in einer Eimerreuse, beobachtet wie ein Kammolch (*Triturus cristatus*) versuchte einen Wasserkäfer zu fressen. Des Weiteren wurden in den Eimerreusen an zwei Terminen, Körperteile von Wasserkäfern entdeckt (Abb. 25 Rechts).



*Abbildung 25* Links: Nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*) ♂, 12.06.2020. Rechts: In einer Eimerreuse gefangene Molche und das Abdomen eines aquatischen Käfers (Dytiscidae) 03.07.2020. Fotos: Johannes Buchner

Zusätzlich waren in den Reusenfallen auch Fische zu finden (Abb. 26). Es konnten während des Untersuchungszeitraumes 52 Fische in den Reusen gefangen werden. Unter diesen erfassten Individuen konnte nur die Art *Gasterosteus aculeatus* (Dreistachliger Stichling) sicher bestimmt werden. Der, so gesehen, fischreichste Standort war MB01 (29 Individuen) gefolgt von MB02 (17 Individuen) und BB07 (5 Individuen). An Standort MB03 konnte nur ein einziges Individuum gefangen werden, es konnten jedoch durchaus Fische an diesem Standort beobachtet werden (23.07. und 21.09.2020 zwei bzw. ein Individuum). Am Standort BB07 konnten regelmäßig eine Vielzahl an Fischen beobachtet werden. Dies waren zum Teil Schwärme von Fischlarven/Jungfischen aber auch größere Fische. An den Standorten SW04, SW05 und SW06 konnten keine Fische nachgewiesen werden.



Abbildung 26: Links: Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*). Gefangen mittels Eimerreuse an Standort MB02. Foto: Kurt Buchner 21.05.2020. Rechts: Fanggut einer Flaschenreuse von Standort MB02: Zwei Fische und 3 Individuen von *Hydaticus seminiger*. Foto: Johannes Buchner 30.04.2020.

Als weitere Beifänge waren auch Egel (Hirudinea), Schnecken (Gastropoda), Wasserasseln (Isopoda), Flohkrebse (Gammaridae) sowie Larven diverser Insektengruppen (z.B. Odonata und Diptera) und weitere Wirbellose wie Wassermilben (Acari) präsent.

### 3.10. Vegetation

Im Hinblick auf die Vegetation an den untersuchten Standorten, konnte eine Zunahme ihrer Dichte im Verlauf des Jahres beobachtet werden (Tab. 12). Während im Standort MB01 im Frühjahr kein bis wenig (0-10 %) Vegetation vorherrschend war konnten bei der letzten Besichtigung Ende September eine dichtere (75 %) Vegetation, aus überwiegend submersen, Pflanzen festgestellt werden. An den Standorten MB03, SW04 und SW05 konnte im Frühjahr eine Bedeckung von 30-40 % festgestellt werden, welche im Herbst 80-90 % erreichte. An Standort SW06 entwickelte sich im Laufe der

Untersuchungsperiode nur an den Enden etwas Vegetation (10-15 %), der zentrale Wasserkörper entlang des Grabens blieb im Laufe der Untersuchungsperiode weitgehend frei von lebenden Pflanzen.

*Tabelle 12:* Vegetationsdeckung der Wasserkörper an den einzelnen Untersuchungsstandorten im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“. Wobei 0 = keine und 100 = eine maximale Abdeckung des Wasserkörpers bedeutet. Angaben in [%].

	<b>MB 01</b>	<b>MB 02</b>	<b>MB 03</b>	<b>SW 04</b>	<b>SW 05</b>	<b>SW 06</b>	<b>BB 07</b>
Phase 1	0	5	30	40	30	0	50
Phase 2	10	10	45	65	50	0	50
Phase 3	10	20	45	70	70	5	50
Phase 4	10	20	70	80	75	10	50
Phase 5	15	20	75	85	80	15	60
Phase 6	25	30	85	85	85	15	60
Phase 7	50	35	80	90	85	15	70
Phase 8	75	40	80	90	85	15	70

### 3.11. Abiotische Parameter

Im Verlauf der Untersuchungen wurde an insgesamt 32 Tagen der Wasserstand an den jeweiligen Standorten gemessen (Abb. 27 und 28). Wasserpegelschwankungen der Standorte MB01, MB02 und MB03 zeigen einen ähnlichen Verlauf. Eine lineare Regression mit MB01 als unabhängiger Variable und MB02 als abhängiger Variable zeigte einen signifikanten Zusammenhang ( $p < 0,001$ ,  $\beta = 0,479$ ). ~42 % der Varianz von MB02 konnte durch die Variable MB01 erklärt werden. Zusätzlich erklärt MB01 ~33 % der Varianz von MB03 ( $p < 0,001$ ,  $\beta = 0,655$ ). Für die weiteren Standorte erklärte die unabhängige Variable MB01 jeweils weniger als 4 % und war nicht signifikant ( $p > 0,05$ ).

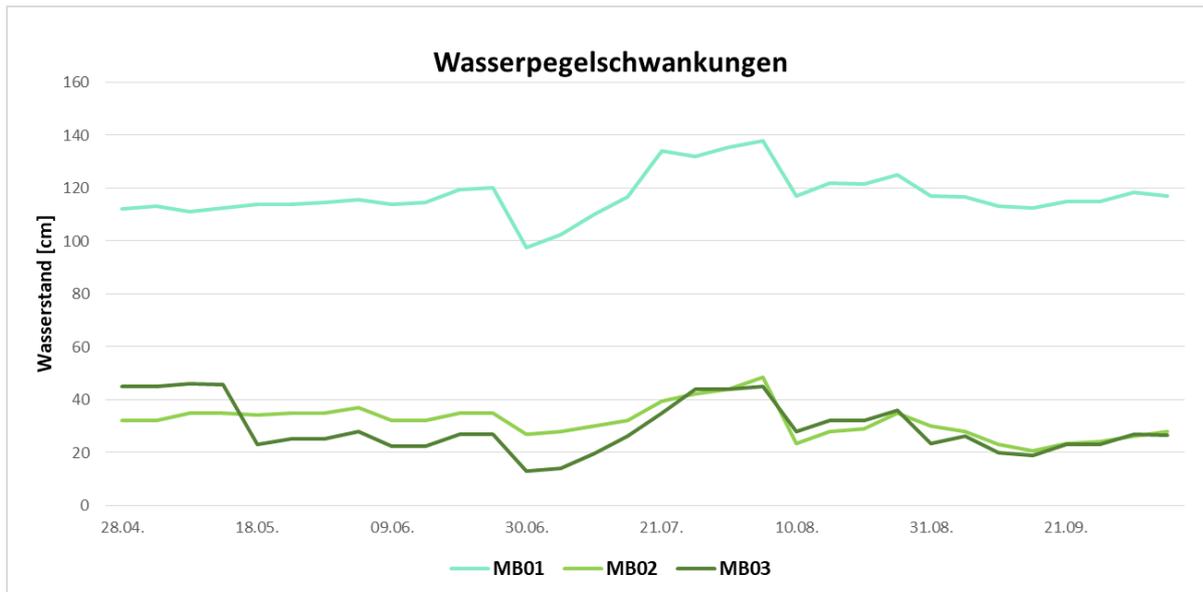


Abbildung 27: Verlauf der Wasserpegel der Standorte MB01, MB02 und MB03 im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ während des Zeitraums 28.04.2020 – 24.09.2020.

Die Varianzen der Wasserpegel der Standorte SW04, SW05 und SW06 konnten alle signifikant (alle  $p > 0,001$ ) durch die unabhängige Variable BB07 erklärt werden. BB07 erklärte hierbei ~82 % für SW06 ( $\beta = 0,511$ ), ~66 % für SW05 ( $\beta = 0,339$ ) und ~68 % für SW04 ( $\beta = 0,403$ ). Für MB03 als abhängige Variable zu BB07 gab es laut linearer Regression ein signifikant negatives Verhältnis ( $p < 0,05$ ,  $\beta = -0,182$ ,  $R^2 = 0,23$ ). An den weiteren Standortpaaren konnte keine signifikante Korrelation gefunden werden ( $p > 0,05$ ).

Bei einem Rundgang durch das Gebiet am 02.12.2020 wurden nur noch die Standorte MB01 und BB07 als wasserführend angetroffen. Alle anderen Standorte hatten kein Oberflächenwasser mehr, jedoch wurde an den Standorten MB02, MB03, SW04 und SW05 beobachtet, dass der Untergrund noch immer wassergesättigt/sehr feucht war.

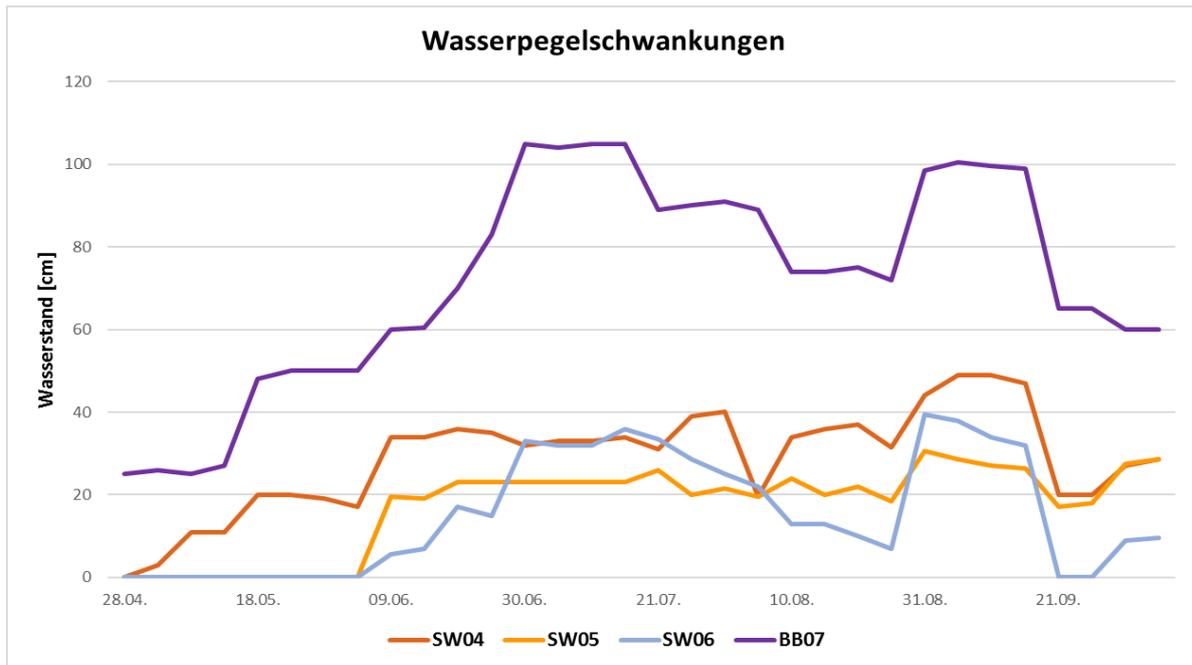


Abbildung 28: Verlauf der Wasserpegel der Standorte SW04, SW05, SW06 und BB07 im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ während des Zeitraums 28.04.2020 – 24.09.2020.

Während der Untersuchungen im Gebiet variierte die Wassertemperatur zwischen 12,5 und 23°C. Der Verlauf der Wassertemperaturen (Abb. 29) zeigt, dass die höchsten Temperaturen aller Standorte am 10.08. gemessen wurden. Ab 10.06. zeigte Standort BB07 durchgehend die höchsten Temperaturen. Obwohl die Wassertemperaturen des Bodensees ab Mitte Juni höher als die der anderen Standorte waren, waren diese Unterschiede nicht signifikant (one-way ANOVA,  $p > 0,2$ )

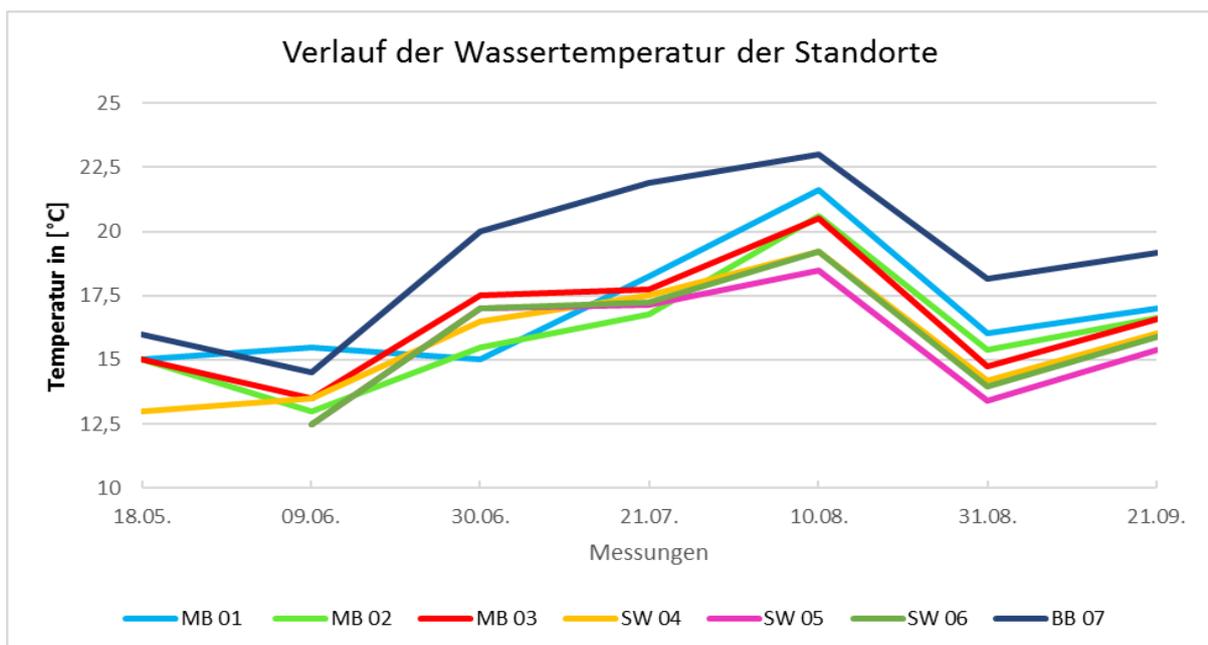


Abbildung 29: Verlauf der Wassertemperatur der einzelnen Untersuchungsstandorte im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“.

Der pH-Wert des Wassers an den Standorten im Untersuchungsgebiet schwankte zwischen 7,0 und 7,85 bei der ersten Messung (12.08.2020) und zwischen 7,5 und 8,85 bei der letzten Messung (24.09.2020). Im Vergleich zur ersten Messung kam es zu einer durchschnittlichen Erhöhung des pH-Wertes um 0,73 je Standort. Der Vergleich der pH-Werte der Standorte konnte keine signifikanten Unterschiede belegen (one way ANOVA,  $p > 0,27$ ). Eine Zusammenfassung der ermittelten abiotischen Parameter findet sich in Tabelle 13.

*Tabelle 13:* Abiotische Parameter (Wassertemperatur [°C], Wasserpegel [cm] und pH), die während der Untersuchungen im Naturschutzgebiet Schmelzwiese von 29.04.2020 – 24.09.2020 ermittelt wurden.

<b>Standort</b>	<b>MB 01</b>	<b>MB 02</b>	<b>MB 03</b>	<b>SW 04</b>	<b>SW 05</b>	<b>SW 06</b>	<b>BB 07</b>
<b>Wassertemp. [°C]</b>	16,91±2,19	16,13±2,16	16,51±2,17	15,7±2,09	15,65±2,13	15,97±2,21	18,95±2,81
<b>Wasserpegel [cm]</b>	117,2±8,37	31,83±6,19	29,31±9,56	28,89±12,18	17,23±10,44	15,36±14,1	71,72±24,96
<b>pH</b>	8,07±0,57	7,8±0,43	7,73±0,33	7,33±0,21	7,2±0,22	7,57±0,33	7,9±0,36

## 4. Diskussion

### 4.1. Diskussion der Methodik

In der vorliegenden Arbeit wurde eine Kombination verschiedener Methoden verwendet. Die verschiedenen Erfassungsmethoden ergänzen sich gegenseitig, da sie jeweils unterschiedliche Habitate erfassen. Diese Art das Artenspektrum zu erheben, wurde zuvor schon in diversen Studien empfohlen und angewendet (vgl. [Higler & Verdonschot 1989](#), [Turner & Trexler 1997](#), [Achtziger et al. 2007](#), [Boukal et al. 2008](#), [Klečka 2008](#), [Klečka & Boukal 2011](#)).

Ein weiterer Faktor ist die Beprobungsintensität. Wird die Fauna nur an wenigen Anlässen beprobt, können phänologische Variationen in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft übersehen werden, darüber hinaus kann es zu Fehleinschätzungen bei den Habitatpräferenzen einzelner Arten kommen ([Lundkvist et al. 2001](#)). Krebs (1999) berichtet weiters, dass seltene Arten schwierig zu erfassen sind und durch eine erhöhte Probenintensität, die Wahrscheinlichkeit der Erfassung steigt.

Der Einsatz von Reusenfallen ist eine gängige Erfassungsmethode für aquatische Coleoptera und Heteroptera (vgl. [Hilsenhoff & Tracy 1985](#), [Hendrich & Balke 2000](#), [Koese & Cuppen 2006](#), [Achtziger et al. 2007](#)). Diese Fallen sind allerdings eher mit den, in der terrestrischen Entomologie geläufigen Barber-Fallen zu vergleichen und ermittelte Abundanzwerte sind vermutlich als „Aktivitätsdichten“ zu sehen ([Behr 1988](#)). Generell gilt diese Erfassungsmethode vor allem für mittlere bis große Arten der Familien der Dytiscidae bzw. Hydrophilidae als sehr effektiv ([Hilsenhoff 1987](#), [Koese & Cuppen 2006](#)). Kleinere Dytiscidae und andere Gruppen hingegen, werden durch diese Methodik unterrepräsentiert ([Boukal et al. 2008](#)). Zusätzlich kann die Selektivität noch durch den Köder beeinflusst werden, da wahrscheinlich nicht alle Arten (gleich stark) von diesem angelockt werden. Weiters ist die Wahrscheinlichkeit gegeben, dass es innerhalb der Falle zu Prädation von kleineren durch größere Arten kommt ([Boukal et al. 2008](#)). Klečka (2008) hält das allerdings für eher unwahrscheinlich. Darüber hinaus kann es einen Prädationsdruck durch mitgefangene Vertebraten geben. In der vorliegenden Studie wurde, in einer Eimerreuse, beobachtet wie ein Kammolch (*Triturus cristatus*) versuchte einen Wasserkäfer zu fressen. Fasola & Canova (1992) geben für *Triturus cristatus* sowie *T. alpestris* an, dass neben Coleoptera Larven auch Imagines in ihrem Beuteschema enthalten sind. Außerhalb der Fallen dürfte dieser Fakt jedoch eine vernachlässigbare bis umgekehrte Rolle spielen. So zählen Amphibienlarven neben anderen aquatischen Insekten und Zooplankton zum Beuteschema von Dytisciden ([Culler et al. 2014](#)). In Untersuchungen in der Schweiz konnte Van Buskirk (2005) eine positive Korrelation der Dichten von Amphibien und prädatorischen Insekten finden. Trotz der negativen Interaktion zwischen diesen Gruppen können beide in

produktiven Gewässern hohe Individuendichten erreichen. Weiters berichtet Van Buskirk (2005), dass beispielsweise *Triturus cristatus*, in Bezug auf das Prädationsrisiko durch Invertebraten, ein Habitatgeneralist ist.

Um ein Absterben der gefangenen Tiere möglichst zu verhindern, wurde darauf geachtet, die Fallen nicht vollständig unterzutauchen bzw. genügend Luftvorrat sowie Vegetationsteile in den Flaschen zu lassen. Trotz dieser Vorkehrungen wurde die Beobachtung gemacht, dass gerade bei einer hohen Anzahl an Individuen (~50 und mehr) in der Flasche, der Anteil der verstorbenen Individuen recht hoch ist. Dies könnte, bei Fallen, die keine Verbindung zur Wasseroberfläche haben, in einem Sauerstoffmangel resultiert haben. Weiters könnte diese hohe Individuendichte einen Stressfaktor darstellen und so die Mortalität erhöhen. Diese Vermutungen sollten in weiteren Studien getestet werden.

Um den, oben genannten, Verzerrungen entgegenzuwirken, wurde komplementär mit weiteren Erfassungsmethoden beprobt. Gerade kleinere Arten der Dytiscidae (z.B.: Hydroporinae) und Hydrophiloidea werden am effektivsten mittels Handnetz erfasst (Klečka & Boukal 2011). Diese Methodik ist für die Erfassung von aquatischen Artengemeinschaften sehr geläufig (vgl. Koese & Cuppen 2006, Bloechl et al. 2010, Achtziger et al. 2011, Turić et al. 2017), vermutlich auch deshalb, weil sie wenig zeit- und kostenintensiv ist.

Des Weiteren dient das Eimerschöpfen dazu, weitere Habitate und Arten zu erfassen. Durch das kombinierte Schöpfen und Sieben lassen sich, insbesondere kleinere Wasserkäfer besser als mit einem Kescher aus dichter, submerser Vegetation erfassen (Behr 1988). So gab es in den vorliegenden Untersuchungen eine Vielzahl an Arten, welche nur mit einer spezifischen Methode erfasst werden konnten.

Aufgrund des gewählten Samplingdesigns wird der Anteil mancher Arten (besonders Dytiscidae) vermutlich etwas zu hoch bewertet, da die im Feld bestimmbaren Individuen wieder freigelassen wurden, und so ein potenzieller Fang-Wiederfang möglich war. Dies dürfte jedoch an der grundlegenden Dominanz der Dytiscidae nichts ändern, denn schon frühere Studien haben eine Dominanz von Dytisciden in aquatischen Käferzönosen belegt (Fairchild et al. 2000, Pakulnicka et al. 2016, Rolke et al. 2018). Weiters stellt diese Familie das artenreichste Taxon aller aquatischen Coleoptera dar (Jäch & Balke 2008).

Alles in allem konnte, durch Berücksichtigung der zwei Faktoren Probenintensität und Kombination von Beprobungsmethoden, ein vernünftiges Bild der Artenvielfalt erhalten werden.

## 4.2. Biodiversität

Die Analyse des Untersuchungsgebietes ergab deutliche Unterschiede zwischen den Beprobungsstandorten. Die Standorte, welche in der Schmelzwiese gelegen sind, das Großseggenried (SW04) und der Weidengehölzstreifen (SW05), wurden durch hohe Individuen- als auch durch hohe Artenzahlen charakterisiert. Signifikant wurden diese Unterschiede im Vergleich mit dem vom Biber aufgestauten Mühlbach (MB01). Die Standorte, welche an den aufgestauten Mühlbach angrenzen, MB02 (Biberkanal) und MB03 (überflutete Auwaldfläche), wiesen zwar deutlich geringere Individuen- und Artenzahlen auf als die der Standorte der Schmelzwiese, diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant.

Statistisch gesehen können an individuenreichen Standorten mehr Arten erwartet werden als an individuenarmen Standorten (Srivasta & Lawton 1998). Aufgrund dessen wurde die Stichprobengröße mittels Rarefaction-Verfahren an individuenärmere Standorte angepasst. Gemäß dieser Rarefaction-Kurven war der Standort MB03 der artenreichste Standort. Die Beurteilung dieser Kurven suggeriert, dass die (hohen) Artenzahlen der Standorte SW04, SW05 und SW06 auf die dort vorherrschenden hohen Individuendichten zurückzuführen sind. Eine Interpretation ist jedoch nur beschränkt möglich, da die einzelnen Rarefaction-Kurven der Standorte auf niedrigeren Vergleichsniveaus eine starke Steigung aufweisen.

Die Artenakkumulationskurven für alle Standorte außer SW04 und SW05, zeigen einen hohen Grad der Erfassung an. Die Kurven für die Standorte der Schmelzwiese sowie des Gesamtstandortes legen nahe, dass das Artenspektrum nicht vollständig erfasst wurde und bei anhaltender Beprobung zusätzliche Arten erwartet werden könnten. Betrachtet man jedoch die Probenintensität, Dauer der Untersuchungen und die Fängigkeit der Fallen, kann von einem guten Erfassungsgrad gesprochen werden.

Hinsichtlich der Alpha-Diversität zeigen sich Unterschiede an den verschiedenen Standorten. Die überflutete Auwaldfläche (MB03) beinhaltete, gegenüber den anderen Standorten, die höchste Diversität (Shannon-Wiener-Index, Gini-Simpson-Index, effektive number of species). An diesem Standort konnten mit Vergleichsweise geringer Individuendichte hohe Artenzahlen nachgewiesen werden und die Evenness suggerierte eine gleichmäßige Verteilung der Arten. Die Diversitätsindices des Standorts im Mühlbach (MB01), zeigten ähnliche Werte wie die signifikant arten- und individuenreicheren Standorte der Schmelzwiese (SW04 & SW05). Aufgrund der geringen Evenness im Großseggenried (SW04) übersetzten sich hier die hohen Artenzahlen nicht automatisch in hohe Diversitätswerte. Auch für den ehemaligen Verbindungsgraben (SW06) lassen sich die geringen Diversitätswerte teilweise, auf eine höhere Ungleichverteilung der Arten zurückführen.

Der Vergleich der Arteninventare der einzelnen Standorte mittels (Sørensen- und Bray-Curtis-Index) zeigte, dass es Unterschiede in der Zusammensetzung gibt. Hohe Ähnlichkeiten konnten so zwischen den zur Schmelzwiese gehörenden Standorten Großseggenried (SW04) und Weidengehölzstreifen (SW05) festgestellt werden. Des Weiteren können diese Standorte, laut Clusteranalyse, mit dem ehemaligen Verbindungsgraben (SW06) zu einer Gruppe zusammengefasst werden. Eine Gemeinsamkeit dieser Standorte ist, dass ihre Wasserpegel, mit den Schwankungen des Bodenseewasserstandes signifikant korrelieren. Die Schwankungen des Mühlbachs zeigten keine signifikante Korrelation mit den Wasserständen vorhergenannter Standorte. Obwohl oberflächlich keine Verbindungen zwischen Bodensee und den Standorten SW04, SW05 und SW06 besteht, könnten die Korrelationen der Wasserpegelschwankungen dennoch ein Indiz dafür sein, dass diese Standorte unter einem gewissen Einfluss des Bodensees liegen. So könnte beispielsweise eine unterirdische Anbindung über den Grundwasserspiegel die Hydrologie der Schmelzwiese beeinflussen. Laut Aschauer und Grabher (2015) ist der Wasserstand der Schmelzwiese zeitweise vom See entkoppelt und liegt meist höher als jener des Bodensees, was auch durch die räumliche Abtrennung (Aufschüttungen für Radweg) bedingt ist, welche den Wasserabfluss behindert. Weiters vermuten sie, dass die Niederschlagsverhältnisse entscheidend für die Hydrologie der Schmelzwiese sind und der Bodensee die Schmelzwiese, landseitig des Radwegs, nur bei sehr hohen Wasserständen beeinflusst.

Das Arteninventar des Schilfgürtels in der Bodenseebucht zeigte durch hohe Unähnlichkeiten zu den anderen Standorten auf. Generell wurden hier zwar die wenigsten Arten erfasst, es konnten jedoch über 50 % seiner Arten nur an diesem Standort gefunden werden.

Zwischen den jeweils östlich bzw. westlich vom Mühlbach gelegenen Standorten MB02 und MB03 konnten ebenfalls hohe Ähnlichkeiten in ihrem Arteninventar festgestellt werden. Diese beiden Standorte grenzen direkt an den Mühlbach (MB01) an bzw. werden von diesem mit Wasser versorgt. Es konnten zwar keine hohen Übereinstimmungen zwischen diesen direkt angrenzenden Standorten mit MB01 festgestellt werden, jedoch waren diese Übereinstimmungen höher als zu den anderen Standorten, welche räumlich von Mühlbach getrennt waren. Die überflutete Auwaldfläche (MB03) und das Großseggenried (SW04) liegen zwar geographisch gesehen nahe beieinander, dennoch konnte nur qualitativ eine mittlere Ähnlichkeit in den Arteninventaren festgestellt werden.

Obwohl die einzelnen Standorte geographisch recht nahe beieinander liegen (Tab. 1), sollte nicht angenommen werden, dass diese teils geringen Entfernungen kein Hindernis in der Besiedelung der einzelnen Standorte darstellen. 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 2013, 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 Mooren (Kehl & Dettner 2007).

Die Zusammensetzung der Struktur der Artengemeinschaften kann jedoch nicht auf einen einzigen Faktor zurückgeführt werden (Bloechl et al. 2010, Rolke et al. 2018). Das Auftreten von unterschiedlichen Arten wird von verschiedenen Parametern beeinflusst. Parameter wie pH-Wert, Wasserleitfähigkeit oder gelöster Sauerstoffgehalt haben früheren Studien zufolge kaum einen Einfluss auf die Artengemeinschaft von aquatischen Coleoptera (Nilsson & Söderberg 1996, Pérez-Bilbao et al. 2014, Kaboré et al. 2016, Rolke et al. 2018). Allerdings stehen diese Aussagen im Gegensatz zu anderen Studien (Eyre et al. 1986, Bloechl et al. 2010). Bloechl et al. (2010) berichten in ihrer Studie davon, dass pH-Wert, Wasserleitfähigkeit und Wasserhärte Einfluss auf aquatische Käfer haben und beispielsweise die Ausdehnung der Vegetation nur einen geringen Einfluss auf viele dieser Arten hat. Da in den vorliegenden Untersuchungen, die pH-Werte keine signifikanten Unterschiede zeigten und beispielsweise die Leitfähigkeit von Wasser temperaturabhängig ist (Wagner 1971), aber keine signifikanten Unterschiede in den Temperaturen erfasst wurden, könnten andere Parameter als der Wasserchemismus, eine wichtigere Rolle spielen.

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. 2014). So bietet ein starker Bewuchs von Makrophyten, Lebensraum und Nahrung für zahlreiche Wirbellose (Werth et al. 2005). Die Habitatansprüche vieler Arten erfordern aquatische Vegetation für die Ei-Ablage oder als Nahrung und manche karnivoren Arten benötigen sie zur erfolgreichen Umsetzung ihrer Jagdstrategien. Davon abgesehen, stellen diese Makrophyten wichtige Versteckmöglichkeiten, gerade in Gewässertypen mit Prädatoren, wie zum Beispiel Fischen, dar (Gong et al. 2000, Bloechl et al. 2010).

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. In einem anderen Experiment wurden die Abundanz und der Artenreichtum von Wasserkäfern um bis zu 80 % im Vergleich zu Kontrollgruppen ohne Fische reduziert (Binckley & Resetarits 2005). Brodin et al. (2006) berichten, darüber hinaus davon, dass aquatische Coleoptera aktiv Habitats auswählen, welche wenige bis keine Fische beherbergen. Obwohl bisherige Studien zeigen, dass das Auftreten von Fischen einen Einfluss auf die Populationen von aquatischen Invertebraten hat, und Exemplare von *Gasterosteus aculeatus* und anderen Fischarten an einigen Standorten erfasst wurden, sollte dieser Aspekt mit Vorsicht behandelt werden, da im Rahmen der Untersuchungen weder gezielt Fischdichten noch Fischarten erhoben wurden. An Standorten an denen Fische nachgewiesen wurden, kann mit einem gewissen Grad an Einfluss auf die Abundanzen von aquatischen Invertebraten gerechnet werden. Allerdings kann nicht mit vollkommener Sicherheit behauptet werden, dass an den Standorten, an denen keine Fische erfasst wurden, auch keine Fische anwesend waren. Es wird jedoch angenommen, dass an den nicht direkt an permanente Gewässer angeschlossenen und zusätzlich trockenfallenden Standorten keine Fischpopulationen vorhanden waren. Aschauer und Grabher (2015) bestätigen, dass die Schmelzwiese seit den 1970er Jahren nicht mehr als Lebensraum für Fische geeignet ist.

Die Dauerhaftigkeit von Feuchtgebieten stellt einen zentralen Faktor in der Strukturierung aquatischer Artengemeinschaften dar (Eyre et al. 1992, 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 Habitats reduziert (Kholin & Nilsson 1998) Auf der anderen Seite kann eine, durch Austrocknung bedingte Absenz von Prädatoren wie Fischen, einen positiven Einfluss haben (Collinson 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 & Goldowitz 2005). Die Länge der Hydroperiode kann die Zusammensetzung der Käferzönosen sowohl direkt als auch indirekt in Verbindung mit anderen Umweltfaktoren beeinflussen (Fairchild et al. 2003). Laut Eyre et al. (1990) gehen kurze Hydroperioden so beispielsweise mit niedrigeren pH-Werten einher. An solchen temporären Habitats werden überwiegend Arten gefunden, welche über morphologische Anpassungen oder Verhaltensstrategien verfügen, um mit diesen Veränderungen fertig zu werden (Collinson 1995, Wood 2003). Eine Möglichkeit ist es Trockenperioden unter Steinen oder eingegraben in den feuchten Boden zu überdauern, eine andere ist es per Flug neue Gewässer aufzusuchen (Kehl & Dettner 2007). Im Untersuchungsgebiet war zu beobachten, dass alle Standorte, außer dem Mühlbach und dem Bodensee, zum Winter hin ihr Oberflächenwasser verloren. Die Winterperiode kann sowohl in der Larval- als auch in der Adultform, im Wasser als auch an Land (im

Uferschlamm, unter Moos, Steinen oder Detritus) überdauert werden und variiert von Art zu Art ([Hendrich & Balke 1995](#)).

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 2020](#)) und Produktivität ([Rollaufs et al. 2001](#)) von Makroinvertebraten in den beeinflussten Gebieten.

Die Alpha-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  $\beta$ -Diversität von Gemeinschaften von aquatischen Invertebraten gegenüber Gebieten ohne Bibereinfluss.

Die Aktivitäten des Bibers, wie das Errichten eines Damms, 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](#)).

Der Aufstaubereich des Biberdamms wurde durch eine äußerst niedrige Individuendichte charakterisiert. Die ähnlich hohen Diversitätswerte (laut Indices) entstanden dadurch, dass fast jedes zweite Individuum einer anderen Art zuzuschreiben war. Des Weiteren waren bis auf zwei Arten alle 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, welche erst gegen Herbst hin durch die Makrophytenstruktur geboten wurden. Ersterer Aspekt wird im Bodensee deutlich, so bieten Schilfgürtel strukturell gesehen umfangreiche und komplexe Lebensräume für Jungfische ([Whitfield 2017](#)).

Da die zum Mühlbach angrenzenden Flächen, durch dessen Aufstauung, bei hohem Wasserstand überschwemmt werden, schafft die Anwesenheit des Bibers, hier Habitate für aquatische Coleoptera

und Heteroptera. Die Strukturierung des Habitats sowie die Hydroperiode können sich, wie oben behandelt, positiv auf die Diversität auswirken. Die hohen Diversitätswerte dieses Standorts sind auf die gleichmäßige Verteilung der Artenabundanzen zurückzuführen. Eine Ursache für die erfasste Individuenzahl kann die Anwesenheit von Fischen als Prädatoren 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 während der ganzen Vegetationsperiode Fische an diesem Standort sind. Denn in Folge eines Austrocknungsereignisses 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 *H. 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 seminiger* 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. Des Weiteren scheint es, dass diese Art Habitate mit Prädatoren umgeht, denn besonders Eikokons und Larven erscheinen tendenziell eher in seichtem Wasser oder ephemeren Gewässern in denen andere größere Wasserkäfer fehlen ([Boyce 2004](#)).

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. 2010](#), [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. Rote Liste - Neue Arten – Fehlende Arten

In der vorliegenden Studie konnten auch 15 Arten nachgewiesen werden, welche auf mindestens einer der folgenden roten Listen in eine Gefährdungskategorie aufgenommen wurden.

Aufgrund der geografischen Lage des Gebietes im Bodenseeraum am Dreiländereck wurden für diese Arbeit Rote Listen der Staaten Österreich, Schweiz und Deutschland sowie des Bundeslandes Bayern herangezogen. Besonderes Gewicht hat wohl die Liste Bayerns, da das Untersuchungsgebiet zum einen, direkt an das Bundesland Bayern angrenzt und zum anderen, die Listen Österreichs und der Schweiz beide aus dem Jahre 1994 stammen.

Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten mit Gefährdungsstatus konnten allesamt an Standorten mit periodischer Austrocknung gefunden werden. Zwölf dieser Arten konnten dabei im Großseggenried nachgewiesen werden. Der Weidengehölzstreifen beherbergte neun, die überschwemmte Auwaldfläche sieben und der ehemalige Verbindungsgraben sechs und der vom Biber gegrabene Kanal vier gelistete Arten. Bemerkenswert sind hier die hohen Individuendichten der in Bayern in Kategorie 3 („gefährdet“) geführten Arten *Graphoderus cinereus* und *Hydrochara caraboides*. Des Weiteren wurden 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. 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 zählt (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. Dieser Käfer wurde im Zuge der Beprobungen, zum ersten Mal in Vorarlberg nachgewiesen. Boukal et al. (2008) beschreiben diese Art als acidophile Art, die verschiedenste Typen stehender Gewässer, welche zumindest teilweise Pflanzenbewuchs aufweisen, besiedelt, sie hat eine gute Flugfähigkeit und fliegt während der gesamten Vegetationsperiode (Iversen et al. 2017). Von woher aus sich *A. canaliculatus* ausgebreitet hat, kann nicht sicher gesagt werden. Eine Möglichkeit wäre, dass diese Art vom Raum Bayern her an diesen Standort migriert ist. Burmeister und Burmeister (2011) beschrieben in Bayern eine Erweiterung des Besiedlungsareals dieses Käfers in Richtung Süden. Weiters war diese Art in Österreich bisher nur aus dem Burgenland,

Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Wien bekannt ([Patzner & Schöberl 2013](#), [Schuh et al. 2015](#)).

Eine Art konnte im Rahmen dieser Studie nicht nachgewiesen werden – *Graphoderus bilineatus*. *G. bilineatus* ist ein seltener Wasserkäfer und praktisch in ganz Europa vom Aussterben bedroht, sein einziges stabiles Vorkommen in Österreich liegt am Bodensee, im Rheindelta und in der Hörbranner Schmelzwiese ([Schied & Klarica o.J.](#)). [Spitzbergen et al. \(2016\)](#) berichten auch von einem starken Rückgang seiner Populationen in Deutschland. *Graphoderus bilineatus* ist in den Anhängen II und IV der Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Richtlinie gelistet. Die letzten Funde in der Hörbranner Schmelzwiese gehen auf [Niederer & Kopf \(o.J., mündl. Mitteilung\)](#) aus dem Jahre 2014 zurück, welche in den Jahren 2013 und 2014, in Vorarlberg, gezielt potentielle Standorte der beiden FFH-Wasserkäferarten *Graphoderus bilineatus* und *Dytiscus latissimus* beprobt haben. Das Vorkommen dieser FFH-Art hat auch dazu beigetragen, dass besagtes Gebiet 2015 als Europaschutzgebiet ausgewiesen wurde ([Aschauer & Grabher 2015](#)). Zu den Habitatanforderungen von *G. bilineatus* zählen schwach bis mäßig Nährstoff führende, vegetationsreiche, bis maximal einen Meter tiefe, größere stehende Gewässer, welche möglichst permanent sind und eine dichte röhricht- und seggenreiche Vegetation aufweisen ([Cuppen et al. 2006](#)).

Ob diese Art im Untersuchungsgebiet verschwunden ist oder nur nicht erfasst wurde, kann nicht sicher gesagt werden. Bei den letzten Erhebungen im Gebiet fanden [Niederer und Kopf \(mündl. Mitteilung W. Niederer\)](#) andere hydrologische Bedingungen vor. So waren beispielsweise in der Schmelzwiese nur wenige, mit wassergefüllte, 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 *G. bilineatus* vergrößert haben und eine Erfassung dieser seltenen Art erschwert haben könnte. Aufgrund der hohen Probenintensität und der guten Fängigkeit der Reusenfallen sollte diese Vermutung allerdings nur sekundär in Betracht gezogen werden.

Eine weitere Möglichkeit für das Fehlen dieser Art besteht in der Anwesenheit von *Graphoderus cinereus*. [Knoblauch et al. \(2019\)](#) berichten in Ihrer Studie, dass *G. bilineatus* und *G. cinereus* vermutlich ähnliche Bedürfnisse in Bezug auf Habitattyp und Struktur haben. *G. bilineatus* hat eine enge ökologische Amplitude wohingegen *G. cinereus* geringere Umweltansprüche hat ([Boukal et al. 2008](#)). Weiters stellen [Knoblauch et al. \(2019\)](#) in ihrer Studie die Hypothese auf, dass es eine Überlagerung der ökologischen Nische dieser beiden Arten gibt und das *G. cinereus* möglicherweise einfach konkurrenzstärker ist und darüber hinaus auch mit veränderten Lebensraumbedingungen besser klarkommen 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 weiters wie in Aschauer & Grabher (2015) vorgeschlagen, durch eine abschnittsweise Mahd der Schilfröhrichte, eine Nährstoffakkumulation der Gewässer verhindert werden.

#### 4.4. Beifang: *Triturus cristatus*

Im Zuge der Untersuchung wurden aufgrund der gewählten Fallenmethodik (siehe Material & Methoden Teil) auch Amphibien erfasst. Erwähnenswert sind hier die Nachweise der in den Anhängen II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie gelisteten Art *Triturus cristatus*. In den Roten Listen der Amphibien Vorarlbergs (Aschauer et al. 2008) sowie Österreich (Gollmann 2007) wird der Kammolch als „stark gefährdet“ angeführt. Diese Art konnte insgesamt 35-mal vermerkt werden. Unter den erfassten Individuen waren 14 männliche, 16 weibliche sowie 5 Individuen, bei denen das Geschlecht nicht bestimmt werden konnte. Bei den Individuen, deren Geschlecht nicht identifiziert werden konnte, handelte es sich vermutlich um jüngere, nicht geschlechtsreife Tiere. Aschauer et al. (2008) beschreiben, dass auch nicht geschlechtsreife Tiere zum Gewässer wandern.

Zu den Lebensräumen dieser Art zählen unter anderem Flussauen, Feuchtwiesen und strukturreiches Grünland. Als ideale Laichgewässer kommen größere und tiefere Teiche, die zumindest teilweise besonnt sind, einen Bewuchs mit Wasserpflanzen aufweisen, zugleich aber auch genügend freien Schwimmraum bieten und frei von Fischen sind, 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 entweder im Großseggenried oder im Weidengehölzstreifen der Schmelzwiese erfasst. Welche in diesem Fall eine weitere Bedeutung im Schutz einer gefährdeten Art, erhält.

## 5. Fazit

Diese Studie zeigt, dass im Natura-2000 Gebiet "Leiblach", genauer im Gebiet der Schmelzwiese ein heterogenes Netzwerk unterschiedlichster Biotope vorherrscht. Die kleinräumige Verteilung verschiedenster Habitats und deren Eigenschaften, sorgen so für ein Gebiet, welches von Bedeutung für den Natur- und Artenschutz ist.

Gerade in Zeiten des Rückgangs von Feuchtgebieten und ihrer Diversität (z.B.: [Hu et al. 2017](#), [Roth et al. 2020](#)), in denen Landschaften übernutzt und leergeräumt 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, braucht es Informationen darüber, was eigentlich zu schützen ist. Denn, was man kennt, lässt sich besser schützen!

## 6. Literaturverzeichnis

- ASCHAUER M. & GRABHER M.** - UMG Umweltbüro Grabher (2015): Schmelzwiese Hörbranz, FFH Lebensraumtypen – Bestandsaufnahme und Bewertung. Im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung IVe – Umwelt- und Klimaschutz, 61 S.
- ASCHAUER, M., GRABHER, M., HUBER, D., LOACKER, I., TSCHISNER, CH. & AMANN, G.** (2008): Rote Liste gefährdeter Amphibien und Reptilien Vorarlbergs. *Inatura – Rote Listen* 5. 124 S.
- 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.). *667 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.
- BINCKLEY C.A., RESETARITS W.J.** (2005): Habitat selection determines abundance, richness and species composition of beetles in aquatic communities. *Biol. Lett.* 1:370-374.
- BLOECHL A., KOENEMANN S., PHILIPPI B., MELBER A.** (2010). 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), 215-225.
- 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* 703:133–147.
- BOUKAL D.S., BOUKAL M., FIKÁ EK M., HÁJEK J., KLE KA J., SKALICKÝ S., ŠŤASTNÝ J., TRÁVNÍ EK D.** (2008): Katalog vodních brouků České republiky. Catalogue of water beetles of the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriidae, 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 No. 591. Peterborough: English Nature.
- BRANCUCCI M.** (1994): Rote Liste der gefährdeten Wasserkäfer (nur Hydradeptera) der Schweiz. In: Duelli. P. (ed.). Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. — BUWAL. Bern: 60-63.
- BRAZIER R. E., PUTTOCK A., GRAHAM H. A., AUSTER R. E., DAVIES K. H., BROWN C. M.** (2020): Beaver: Nature's ecosystem engineers. *WIREs Water*, 1–29.

- BURMEISTER E.G., BURMEISTER J.** (2011): Kurze Mitteilungen. *Acilius canaliculatus* (NICOLAI, 1822) in Südbayern (Coleoptera: Dytiscidae). – *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* – 060: 90 - 91.
- BURMEISTER E.G., HESS M., MAUCH E., PETERS B., SCHUSTER G.** (2003): Rote Liste gefährdeter Wasserwanzen (Hydrocorisae, Gerromorpha) Bayerns Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 166 (2003), pp. 92-94.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H., & F. TIEDEMANN** (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 880 S.
- 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. H. M. J., 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.
- COLWELL R. K.** (2013): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. User's Guide and application.
- CORREA C. M., DA SILVA P. G., PUKER A., ABOT A. R.** (2020): Spatiotemporal patterns of taxonomic and functional  $\beta$ -diversity of dung beetles in native and introduced pastures in the Brazilian Pantanal. *Austral Ecology*.
- CULLER L. E., OHBA S, CRUMRINE P.** 2014. Predator-prey interactions of dytiscids. Pages 363–386 in D. A. Yee, editor. Ecology, systematics, and the natural history of predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). Springer, New York, New York, USA.
- CUPPEN, J., KOESE, B., SIEDSEMA H.** (2006): Distribution and habitat of *Graphoderus bilineatus* in the Netherlands (Coleoptera: Dytiscidae). – *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 24, 29- 40.
- DUDGEON D., ARTHINGTON A., GESSNER M., KAWABATA Z., KNOWLER D., LEVEQUE C., SULLIVAN C.** (2006): Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.
- eBod, Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)** (o.J.): eBod. Digitale Bodenkarte von Österreich. Internet: <https://bodenkarte.at/#/center/9.7383,47.5322/zoom/15.1> (letzter Zugriff am 19.01.2021).
- ELHACHAM E., BEN-URI L., GROZOVSKI J., BAR-ON Y. M., MILO R.** (2020): Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature* 588, 442 – 444.
- EYRE M.D., BALL S.G., FOSTER G.N.** (1986): An initial classification of the habitats of aquatic Coleoptera in north-east England. *J. Appl. Ecol.* 23, 841–852.
- 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.

- FAIRCHILD G., CRUZ J., FAULDS A., SHORT A., MATTA J.** (2003): Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 224-240.
- FAIRCHILD G.W., FAULDS A.M., MATTA J.F.** (2000): Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshw. Biol.* 44:523-534.
- FASOLA M., CANOVA L.** (1992): Feeding habits of *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* (Amphibia, Urodela) in the northern Apennines (Italy). *Italian Journal of Zoology*, 59(3), 273-280.
- Field A (2005):** Discovering statistics using SPSS: (and sex, drugs and rock 'n' roll). 2nd edition. SAGE publications.
- FOSTER G.N.** (2000): A review of the scarce and threatened Coleoptera of Great Britain. Part 3: Aquatic Coleoptera. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- FREUDE H., HARDE K.W., LOHSE G.A.** (1971): Die Käfer Mitteleuropas, Bd.3. Goecke & Evers, Krefeld.
- GOLLMANN G.** (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: ZULKA K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/2. Wien, Böhlau: 37–60.
- GONG Z., XIE P., WANG S.** (2000): Macrozoobenthos in two shallow, mesotrophic Chinese lakes with contrasting sources of primary production. *Journal of North American Benthological Society* 19, 709-724.
- GÜNTHER R.** (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena, 825 S.
- HALLMANN C.A., SORG M., JONGEJANS E., SIEPEL H., HOFLAND N., SCHWAN H., STENMANS 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, 1–21.
- HAMMER Ø., HARPER D. A., RYAN P. D.** (2001): PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electronica* 4(1): 9pp.
- HEBAUER F., BUßLER H., HECKES U., HESS M., HOFMANN G., SCHMIDL J., SKALE A.** (2003): Rote Liste gefährdeter Wasserkäfer (Coleoptera aquatica) Bayerns. – In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Schriftenreihe. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 166 (2003), 112-116.
- HENDRICH L., HAWLITSCHKE O., TOUSSAINT E.F.A., TÄNZLER R., BALKE M.** (2014): Wiederfund 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. & M. BALKE** (1995): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Schwimmkäferfauna (Coleoptera: Dytiscidae), mittels Reusenfallen, im NSG Teufelsfenn (Forst Grunewald) - Resultate des NSG MONITORING in Berlin.- *Brandenburgische Entomologische Nachrichten* 3 (1): 25-47.
- HENDRICH, L. & M. BALKE** (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.
- HENNICKE S.** (2007): Die ökologische Charakterisierung der epigäischen Kurzflüglerzönosen (Coleoptera, Staphylinidae) der Küstenüberflutungsmoore des Greifswalder Boddens Diplomarbeit Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald 217S.
- HERRMANN P., SCHWERD K.** (1983): Geologische Karte der Republik Österreich 1: 25.000. 82 Bregenz. Karte + Erläuterungen, Geologische Bundesanstalt, Wien.
- HIGLER L. W. G., VERDONSCHOT F.M.** (1989): Macroinvertebrates in the Demmerik ditches (The Netherlands): the role of environmental structure. *Hydrobiological Bulletin* 23:143–150.
- HILSENHOFF W. L.** (1987): Effectiveness of Bottle Traps for Collecting Dytiscidae (Coleoptera). *The Coleopterists Bulletin*, vol. 41, no. 4, pp. 377–380.
- HILSENHOFF W. L., Tracy B.** (1985): Techniques for Collecting Water Beetles from Lentic Habitats. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, vol. 137, no. 1, pp. 8–11.
- 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. ISSN 1863-9135.
- HOEGH-GULDBERG O., MUMBY P.J., HOOTSN 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*. Dec 14;318 (5857):1737-42.
- HOLMGREN S., ANGUS R., JIA F., CHEN Z.-N., BERGSTEN J.** (2016): Resolving the taxonomic conundrum in *Graphoderus* of the east Palearctic with a key to all species (Coleoptera, Dytiscidae). *ZooKeys* 574: 113–142.
- 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.
- IVERSEN 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. *Ecol. Evol.* 7:824-830.
- JÄCH M.A., BALKE M.** (2008): Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 419–442.

- JACKSON D.J.** (1973): The influence of flight capacity on the distribution of aquatic Coleoptera in Fife and Kinross-shire. *The entomologists's Gazette*. 24: 247-293.
- JOST L.** (2006): Entropy and diversity. *Oikos*. 113: 363-375.
- JOST L.** (2010): Effective number of Species. The New Synthesis of Diversity Indices and Similarity Measures. <http://www.loujost.com/Statistics%20and%20Physics/Diversity%20and%20Similarity/Diversity%20of%20a%20single%20community.htm> (letzter Zugriff am 07.12.2020).
- KABORÉ I, JÄCH M.A., OUÉDA A., MOOG O., GUENDA W., MELCHER A.** (2016): Dytiscidae, Noteridae and Hydrophilidae of semi-arid waterbodies in Burkina Faso: species inventory, diversity and ecological notes. *J Biodivers Environ Sci* 8(4):1–14.
- KAMP J., FRANK C., TRAUTMANN S., BUSCH M., DRÖSCHMEISTER R., FLADE M., SUDFELDT C.** (2020): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology*, 1-15.
- KEHL S., DETTNER K.** (2007): Flugfähigkeit der in Deutschland vorkommenden adephagen Wasserkafer (Coleoptera , Hydradephaga) *Entomol. 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.
- KLEČKA J., BOUKAL D. S.** (2011): Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators*, 11(2), 500-508.
- KNOBLAUCH A., GANDER A.** (2019): Distribution of a residual population of the Dytiscid *Graphoderus bilineatus* (de Geer, 1774) in the Grande Carrière Nature Reserves, Switzerland. *Alp Entomol* 3:83–91.
- KOESE B., CUPPEN J.** (2006): Sampling methods for *Graphoderus bilineatus* (Coleoptera: Dytiscidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 24: 42–47.
- KREBS, C. J.** (1999): Ecological methodology. 2. Aufl., Addison-Wesley Longman, Menlo Park California: 620pp.
- LAW A., LEVANONI O., FOSTER G., ECKE F., WILLBY N. J.** (2019): Are beavers a solution to the freshwater biodiversity crisis? *Diversity and Distributions*, 25(11), 1763-1772.
- 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.
- LISTER B.C., GARCIA A.** (2018): Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proc. Natl. Acad. Sci.* Doi.org/10.1073/pnas. 1722477115. (in press).
- LOACKER K.** (2011): Der Biber (Castor fiber) im alten Rhein: Habitateignung und Konfliktpotential. Diplomarbeit / Masterarbeit - Institut für Hydrobiologie, Gewässermanagement (IHG), BOKU-Universität für Bodenkultur, pp 114.

- LOMPE A.** (2020): Die Käfer Europas. Ein Bestimmungswerk im Internet. Begründet im September 2002. <http://www.coleo-net.de/coleo/index.htm> (letzter Zugriff am 19.01.2020).
- LUNDKVIST E., LANDIN J., MILBERG P.** (2001): Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in south-eastern 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.** (2017): Modelling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology*, 277, 72–99.
- MAGURRAN A.E., HENDERSON P.A.** (2003): Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422:714-716.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment** (2005): Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute, Washington, DC, USA.
- MITRA S., WASSMANN R., VLEK P.** (2003): Global inventory of wetlands and their role in the carbon cycle. ZEF—Discuss. Pap. Dev. Policy 64.
- MOSS B.** (2015). Mammals, freshwater reference states, and the mitigation of climate change. *Freshwater Biology*, 60(9), 1964–1976.
- MÜHLENBERG M.** (1993): Freilandökologie. - UTB für Wissenschaft. Uni-Taschenbücher; 595. 3. Aufl. - QUELLE & MEYER Verlag, Heidelberg u. Wiesbaden. 512 Seiten, 12 x 185 em, kt. ISBN: 3-494-02186-4.
- 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.
- NIEDERER W., KOPF T.** (2014) unveröffentlicht - 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. Projekt-Bericht (Zahl: IVE-116.01).
- NILSSON A.N., HOLMEN M.** (1995): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. *E.J. Brill*, Leiden.
- 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.
- 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.
- PAKULNICKA J., BUCZYNSKI P., DABKOWSKI P., BUCZYNSKA E., STEPIEN E., SYLAUER-LLUKASWESKA A., ZAWAL A.** (2016): Development of fauna of water beetles (Coleoptera) in waters bodies of a river valley - habitat factors, landscape and geomorphology. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 417:40.

- PATZNER R., Schöberl F.** (2013): Ein Beitrag zur Kenntnis des aktuellen Vorkommens aquatischer Käfer (Coleoptera) in und um Linz (Oberösterreich) – *Linzer biologische Beiträge* – 0045\_1: 893 - 903.
- 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.
- 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.
- 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). *J. Limnol.* 77, 466–482.
- 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 Conserv. Divers.*
- SÁNCHEZ-BAYO F., WYCKHUYS K.A.G.** (2019): Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biodiversity and Conservation*, 232, 8–27.
- SCHIED J., KLARICA J.** (o.J.): Teichgeflüster. Schmalbinder Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*). Amt der Vorarlberger Landesregierung– Abteilung Umweltschutz, Faltblatt.
- 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.
- SCHUH R., JÄCH M.A., SCHÖNLEITHNER W., BROJER M., HOLZER E., KAHLER M., LINK A.** (2015): Bemerkenswerte Käferfunde aus Österreich (XXI) (Coleoptera). – *Koleopterologische Rundschau* 85: 329–333.
- SEEWASSERSTAND** (2020) - Online-seite der Vorarlberger Wasserwirtschaft; <https://vowis.vorarlberg.at/seewasserstand> (letzter Zugriff am 18.01.2020).
- SHORT A. E. Z.** (2018): Systematics of aquatic beetles (Coleoptera): Current state and future directions. *Systematic Entomology*, 43, 6933– 18.
- SMIL V.** (2013): *Harvesting the Biosphere: What We Have Taken from Nature*, MIT Press, Cambridge, MA, ISBN: 9780262018562, 320 pp.
- SPITZENBERG D., SONDERMANN W., HENDRICH L., HESS M., HECKES U.** (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der wasserbewohnenden Käfer (Coleoptera aquatica) Deutschlands. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 207–246.
- SRIVASTA D.S., LAWTON J.H.** (1998): Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. *Am Nat* 152:510 – 529.

- STRAUSS G., NIEDRINGHAUS R.** (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands: Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. 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*.
- TURNER A. M., TREXLER J.C.** (1997): Sampling aquatic invertebrates from marshes: evaluating the options. *Journal of the North American Benthological Society* 16:694–709.
- UMWELTBUNDESAMT - RABITSCH W., ZULKA K.P., GÖTZL M.** (2020): Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. Reports, Bd. REP-0739. Umweltbundesamt, Wien.
- VAN BUSKIRK, J.** (2005). Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*, 86(7), 1936-1947.
- WAGNER R.** (1971): Über die Temperaturabhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von Wässern. *Vom Wasser*, 38, 27-48.
- WERNER R., AUER I.** (2001): Klima von Vorarlberg. Eine anwendungsorientierte Klimatographie. Band I: Lufttemperatur, Bodentemperatur, Wassertemperatur, Luftfeuchte, Bewölkung, Nebel. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz, 222S.
- 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.
- WETTER.COM** (2021) wetter.com GmbH, Konstanz;  
[https://www.wetter.com/wetter\\_aktuell/rueckblick/oesterreich/bregenz/ATAT30083.html?sid=11101&timeframe=1y](https://www.wetter.com/wetter_aktuell/rueckblick/oesterreich/bregenz/ATAT30083.html?sid=11101&timeframe=1y)  
 (letzter Zugriff am 18.01.2021).
- 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.
- WHILES M.R., GOLDOWITZ B.S.** (2005): Macroinvertebrate communities in central Platte river wetlands: patterns across a hydrologic gradient. *Wetlands* 25: 462-472.
- WHITFIELD A. K.** (2017): 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, 75-110.
- WIGGINS G.B., MACKAY R.J., SMITH I.M.** (1980): Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie*, Supplementum 58: 97- 206.
- WOOD P., GREENWOOD M., AGNEW M.** (2003): Pond Biodiversity and Habitat Loss in the UK. *Area*, 35(2), 206-216.

**WWF (World Wildlife Fund)- ALMOND R. E. A., GROOTEN M., PETERSON T.** (2020): Living Planet Report 2020-Bending the curve of biodiversity loss.

**ZALASIEWICZ J., WATERS C. N., WILLIAMS M., SUMMERHAYES C.** (2018): The Anthropocene as a Geological Time Unit: A Guide to the Scientific Evidence and Current Debate (Cambridge Univ. Press).

**ZAMG** (2020) Onlinesite der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik; <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimamonitoring/?station=11104&param=t&period=period-y-2019&ref=3> (letzter Zugriff am 19.01.2020).

**ZOFEL P.** (2001): Statistik verstehen. Ein Begleitbuch zur computergestützten Anwendung. Addison-Wesley Verlag, Muenchen.

**ZÖHRER R., BEISER A.** (2014): Aktualisierung des Biotopinventars Vorarlberg. Gemeinde Hörbranz. aktualisierte Fassung 2014, AVL Arge Vegetationsökologie und Landschaftsplanung im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung – Abteilung Umweltschutz (IVe), 45 S.

## 7. Danksagung

Zuerst möchte ich meinen Eltern Barbara und Kurt Buchner danken, die mich während des ganzen Studiums tatkräftig unterstützt und immer an mich geglaubt haben.

Dank geht auch an ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn, des Departments für Evolutionsbiologie der Universität Wien, der sich meiner angenommen und mir so die Möglichkeit gegeben hat, meine Masterarbeit zu diesem Thema zu bearbeiten.

Weiters gebührt Mag. Walter Niederer, Geschäftsführer des Naturschutzvereins Rheindelta und Regionsmanager der Europaschutzgebiete Bodensee und Leiblach, ein Dank, da er mir bei der Themafindung geholfen hat und mich vor Ort, in Vorarlberg, betreut hat.

Zudem möchte ich Dr. Timo Kopf der mir, ohne zu zögern Teile seiner Käfersammlung als Vergleichsmaterial bereitgestellt hat und Dr. Norbert Milasowszky, der mir bei Fragen zur Statistik zur Hilfe war, danken.

Für Unterstützung bei der Feldarbeit sei Herrn Lauritz Birkel gedankt, welcher mich des Öfteren bei der Arbeit im Gebiet begleitet hat. Kurt und Joseph "Joschi" Buchner sei zudem für die großartigen Fotos, des Gebiets und der erfassten Individuen, gedankt.

## 8. Anhang

### Abbildungsverzeichnis

Abb. A1: Erfasste Familien der Ordnung Coleoptera (Individuen) in [%].....	67
Abb. A2: Erfasste Familien der Ordnung Coleoptera (Arten) in [%].....	67
Abb. A3: Erfasste Familien der Ordnung Heteroptera (Individuen) in [%].....	68
Abb. A4: Erfasste Familien der Ordnung Heteroptera (Arten) in [%].....	68
Abb. A5: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB01.....	76
Abb. A6: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB02.....	76
Abb. A7: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB03.....	77
Abb. A8: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW04.....	77
Abb. A9: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW05.....	78
Abb. A10: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW06.....	78
Abb. A11: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort BB07.....	79
Abb. A12: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft des Gesamtstandortes.....	79

### Tabellenverzeichnis

Tab. A1: Artenliste und Gesamtabundanzen der erfassten aquatischen und semiaquatischen Coleoptera und Heteroptera.....	68
Tab. A2: Dominanztabellen der Standorte MB01 und MB02 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“.....	71
Tab. A3: Dominanztabellen der Standorte MB03 und SW04 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“.....	72
Tab. A4: Dominanztabellen der Standorte SW05 und SW06 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“.....	73
Tab. A5: Dominanztabelle des Standorts BB07 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“.....	74
Tab. A6: Dominanz und Frequenz der nachgewiesenen Arten des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“.....	75

## Erfasste Familien (Coleoptera) - Individuen

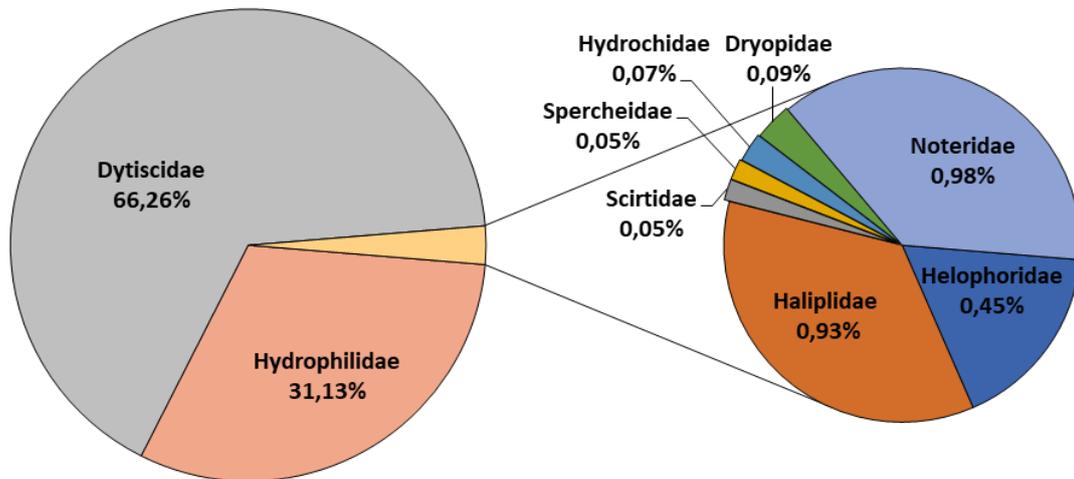


Abbildung A1: Erfasste Familien der Ordnung Coleoptera in [%]. Während der Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ von 29.04.2020 bis 24.09.2020 erfasste Individuen. n=4398.

## Erfasste Familien (Coleoptera) - Arten

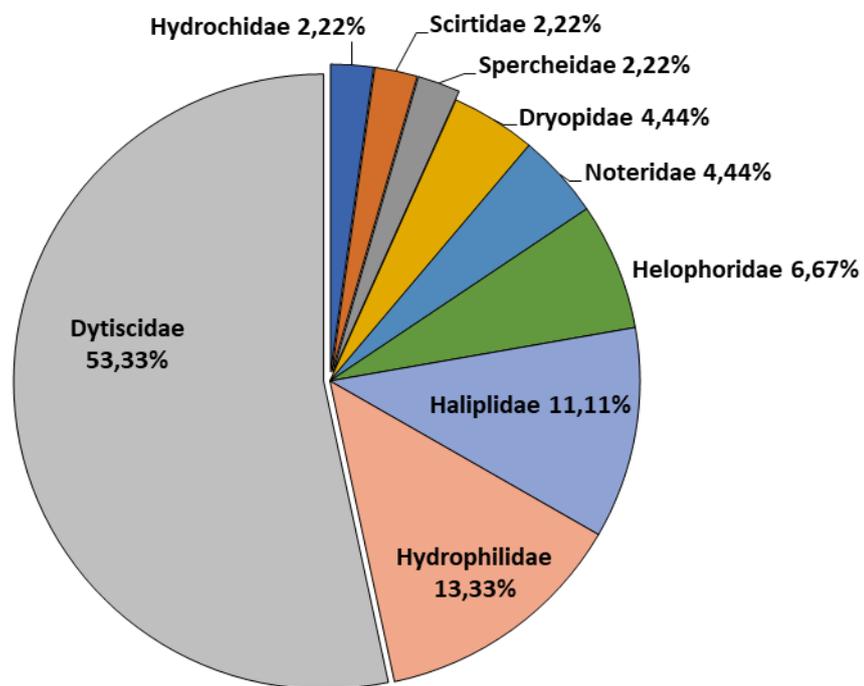


Abbildung A2: Erfasste Familien der Ordnung Coleoptera in [%]. Während der Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ von 29.04.2020 bis 24.09.2020 erfasste Arten. n=45.

## Erfasste Familien (Heteroptera) - Individuen

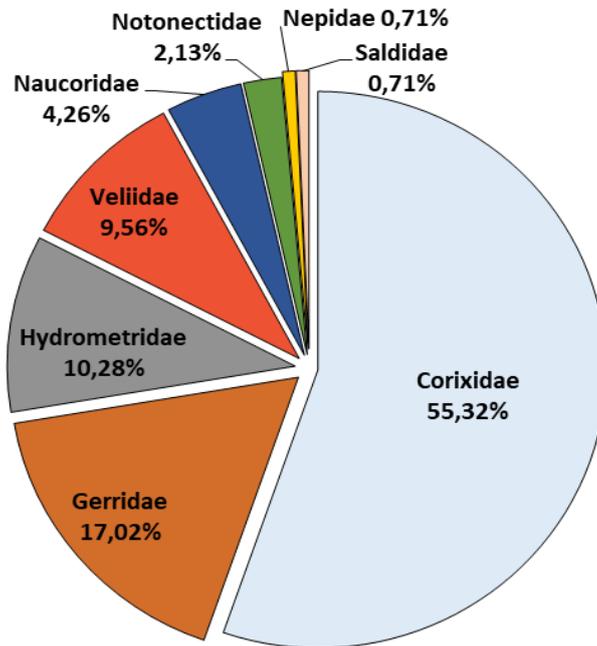


Abbildung A3: Erfasste Familien der Ordnung Heteroptera in [%]. Während der Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ von 29.04.2020 bis 24.09.2020 erfasste Individuen. n=282.

## Erfasste Familien (Heteroptera) - Arten

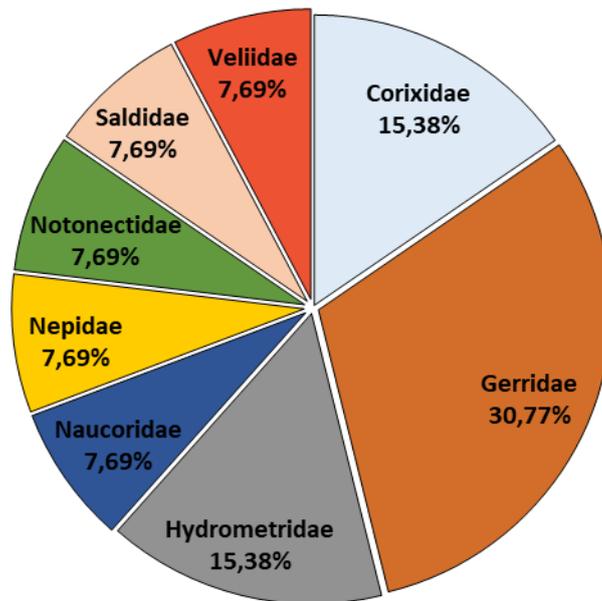


Abbildung A4: Erfasste Familien der Ordnung Heteroptera in [%]. Während der Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ von 29.04.2020 bis 24.09.2020 erfasste Arten. n=13

**Tabelle A1:** Artenliste und Gesamtabundanzen der im Naturschutzgebiet „Schmelzwiese“ im Untersuchungszeitraum 28.04. – 24.09.2020, erfassten aquatischen bzw. semiaquatischen Coleoptera und Heteroptera

<b>Coleoptera</b>		<b>Standort</b>	<b>MB01</b>	<b>MB02</b>	<b>MB03</b>	<b>SW04</b>	<b>SW05</b>	<b>SW06</b>	<b>BB07</b>	<b>Ges.</b>
<b>Familien</b>	<b>Art</b>									
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
Haliplidae	<i>Haliplus flavicollis</i>								26	26
Haliplidae	<i>Haliplus fluviatilis</i>		1			8				9
Haliplidae	<i>Haliplus heydeni</i>					2				2
Haliplidae	<i>Haliplus lineatocollis</i>		1	1						2
Haliplidae	<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
<b>Gesamt</b>			<b>27</b>	<b>126</b>	<b>143</b>	<b>2189</b>	<b>1012</b>	<b>976</b>	<b>203</b>	<b>4679</b>

*Tabelle A2:* Dominanztabellen der Standorte MB01 und MB02 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“. abs.H. = absolute Häufigkeit. rel.H. = relative Häufigkeit. Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).

<b>MB01</b>	<b>abs.H. [n]</b>	<b>rel.H. [%]</b>	<b>MB02</b>	<b>abs.H. [n]</b>	<b>rel.H. [%]</b>
<u>eudominant</u>			<u>eudominant</u>		
<i>Gerris lacustris</i>	13	48,15	<i>Hydaticus seminiger</i>	72	57,14
<i>Hydrometra stagnorum</i>	3	11,11			
			<u>dominant</u>		
<u>dominant</u>			<i>Hydrochara caraboides</i>	12	9,52
<i>Notonecta glauca</i>	2	7,41	<i>Hydrometra stagnorum</i>	7	5,56
<i>Rhantus latitans</i>	2	7,41	<i>Gerris lacustris</i>	7	5,56
<u>subdominant</u>			<u>subdominant</u>		
<i>Graptodytes granularis</i>	1	3,70	<i>Noterus crassicornis</i>	6	4,76
<i>Laccobius striatulus striatulus</i>	1	3,70	<i>Rhantus latitans</i>	5	3,97
<i>Platambus maculatus</i>	1	3,70	<i>Hygrotus decoratus</i>	3	2,38
<i>Ilybius fuliginosus</i>	1	3,70			
<i>Noterus crassicornis</i>	1	3,70	<u>rezedent</u>		
<i>Hydaticus seminiger</i>	1	3,70	<i>Platambus maculatus</i>	2	1,59
<i>Gerris argentatus</i>	1	3,70	<i>Ilybius quadriguttatus</i>	2	1,59
			<i>Graphoderus cinereus</i>	2	1,59
			<i>Haliphus lineatocollis</i>	1	0,79
			<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>	1	0,79
			<i>Haliphus fluviatilis</i>	1	0,79
			<i>Ilybius fuliginosus</i>	1	0,79
			<i>Notonecta glauca</i>	1	0,79
			<i>Hydroporus palustris</i>	1	0,79
			<i>Enochrus testaceus</i>	1	0,79
			<i>Laccophilus poecilus</i>	1	0,79
<b>Gesamt</b>	<b>27</b>			<b>126</b>	<b>100</b>

**Tabelle A3:** Dominanztabellen der Standorte MB03 und SW04 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“. abs.H. = absolute Häufigkeit. rel.H. = relative Häufigkeit. Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).

<b>MB03</b>	<b>abs.H. [n]</b>	<b>rel.H. [%]</b>	<b>SW04</b>	<b>abs.H. [n]</b>	<b>rel.H. [%]</b>
<u>eudominant</u>			<u>eudominant</u>		
<i>Hydaticus seminiger</i>	34	23,78	<i>Hydaticus seminiger</i>	782	35,71
<i>Ilybius ater</i>	19	13,29	<i>Graphoderus cinereus</i>	747	34,11
<i>Hydrochara caraboides</i>	16	11,19	<i>Ilybius ater</i>	221	10,09
<i>Gerris lacustris</i>	15	10,49			
<u>dominant</u>			<u>dominant</u>		
<i>Graphoderus cinereus</i>	12	8,39	<i>Hydrochara caraboides</i>	195	8,90
<u>subdominant</u>			<u>subdominant</u>		
<i>Microvelia reticulata</i>	7	4,90	<i>Hygrotus decoratus</i>	52	2,37
<i>Hydrometra stagnorum</i>	7	4,90			
<i>Noterus crassicornis</i>	7	4,90	<u>rezedent</u>		
<i>Hydroporus palustris</i>	5	3,50	<i>Enochrus testaceus</i>	18	0,82
<i>Dytiscus marginalis</i>	4	2,80	<i>Noterus crassicornis</i>	18	0,82
<i>Hydroporus angustatus</i>	3	2,10	<i>Laccophilus poecilus</i>	18	0,82
<i>Laccophilus poecilus</i>	3	2,10	<i>Rhantus latitans</i>	17	0,78
<u>rezedent</u>			<i>Microvelia reticulata</i>	15	0,68
<i>Laccophilus hyalinus</i>	2	1,40	<i>Hyphydrus ovatus</i>	12	0,55
<i>Platambus maculatus</i>	2	1,40	<i>Helophorus flavipes/obscurus</i>	11	0,50
<i>Haliplus lineatocollis</i>	1	0,70	<i>Haliplus fluviatilis</i>	8	0,37
<i>Chartoscirta cincta</i>	1	0,70	<i>Ilybius fuliginosus</i>	7	0,32
<i>Hydrochus elongatus</i>	1	0,70	<i>Hydroporus palustris</i>	7	0,32
<i>Notonecta glauca</i>	1	0,70	<i>Hydroporus angustatus</i>	7	0,32
<i>Enochrus testaceus</i>	1	0,70	<i>Helophorus aquaticus</i>	5	0,23
<i>Hyphydrus ovatus</i>	1	0,70	<i>Noterus clavicornis</i>	4	0,18
<i>Rhantus latitans</i>	1	0,70	<i>Coelambus impressopunctatus</i>	4	0,18
			<i>Agabus bipustulatus</i>	3	0,14
			<i>Dytiscus marginalis</i>	3	0,14
			<i>Ilybius quadriguttatus</i>	3	0,14
			<i>Hydroporus rufifrons</i>	3	0,14
			<i>Hydrometra stagnorum</i>	3	0,14
			<i>Gerris lacustris</i>	3	0,14
			<i>Haliplus heydeni</i>	2	0,09
			<i>Spercheus emarginatus</i>	2	0,09
			<i>Gerris argentatus</i>	2	0,09
			<i>Bidessus unistriatus</i>	2	0,09
			<i>Notonecta glauca</i>	2	0,09
			<i>Rhantus suturalis</i>	2	0,09
			<i>Acilius canaliculatus</i>	1	0,05
			<i>Dryops auriculatus</i>	1	0,05
			<i>Enochrus affinis</i>	1	0,05
			<i>Hygrotus inaequalis</i>	1	0,05
			<i>Chartoscirta cincta</i>	1	0,05
			<i>Cyphon variabilis</i>	1	0,05
			<i>Dryops luridus</i>	1	0,05

			<i>Haliplus ruficollis</i>	1	0,05
			<i>Nepa cinerea</i>	1	0,05
			<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>	1	0,05
			<i>Ilyocoris cimicoides</i>	1	0,05
Gesamt	143	100		2189	100

*Tabelle A4:* Dominanztabellen der Standorte SW05 und SW06 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“. abs.H. = absolute Häufigkeit. rel.H. = relative Häufigkeit. Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).

SW05	abs.H. [n]	rel.H. [%]	SW06	abs.H. [n]	rel.H. [%]
<u>eudominant</u>			<u>eudominant</u>		
<i>Hydrochara caraboides</i>	410	40,39	<i>Hydrochara caraboides</i>	712	72,95
<i>Hydaticus seminiger</i>	206	20,30			
<i>Ilybius ater</i>	124	12,22	<u>dominant</u>		
			<i>Hydaticus seminiger</i>	87	8,91
<u>dominant</u>			<i>Rhantus latitans</i>	77	7,89
<i>Hygrotus decoratus</i>	85	8,37			
<i>Graphoderus cinereus</i>	66	6,50	<u>subdominant</u>		
			<i>Ilybius ater</i>	33	3,38
<u>subdominant</u>					
<i>Rhantus latitans</i>	45	4,43	<u>rezedent</u>		
<i>Laccophilus poecilus</i>	24	2,36	<i>Graphoderus cinereus</i>	16	1,64
			<i>Hyphydrus ovatus</i>	15	1,54
<u>rezedent</u>			<i>Hygrotus decoratus</i>	8	0,82
<i>Hydroporus rufifrons</i>	13	1,28	<i>Hydroporus angustatus</i>	7	0,72
<i>Rhantus suturalis</i>	5	0,49	<i>Hydrometra stagnorum</i>	7	0,72
<i>Microvelia reticulata</i>	5	0,49	<i>Rhantus suturalis</i>	3	0,31
<i>Noterus crassicornis</i>	5	0,49	<i>Hydrochus elongatus</i>	2	0,20
<i>Hydroporus angustatus</i>	4	0,39	<i>Coelambus impressopunctatus</i>	2	0,20
<i>Bidessus unistriatus</i>	3	0,30	<i>Helophorus flavipes/obscurus</i>	2	0,20
<i>Hydroporus palustris</i>	3	0,30	<i>Berosus signaticollis</i>	1	0,10
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>	2	0,20	<i>Cercyon granarius</i>	1	0,10
<i>Agabus bipustulatus</i>	2	0,20	<i>Agabus bipustulatus</i>	1	0,10
<i>Ilybius quadriguttatus</i>	2	0,20	<i>Helophorus aquaticus</i>	1	0,10
<i>Anacaena globulus</i>	1	0,10	<i>Hydroporus rufifrons</i>	1	0,10
<i>Helophorus granularis</i>	1	0,10			
<i>Hydrometra gracilienta</i>	1	0,10			
<i>Dryops luridus</i>	1	0,10			
<i>Haliplus ruficollis</i>	1	0,10			
<i>Nepa cinerea</i>	1	0,10			
<i>Noterus clavicornis</i>	1	0,10			
<i>Ilybius fuliginosus</i>	1	0,10			
<i>Enochrus testaceus</i>	1	0,10			
<i>Hydrometra stagnorum</i>	1	0,10			
<i>Hyphydrus ovatus</i>	1	0,10			
Gesamt	1015			976	

*Tabelle A5:* Dominanztabelle des Standorts BB07 des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“. abs.H. = absolute Häufigkeit. rel.H. = relative Häufigkeit. Dominanzklassen nach Biesiadka (1980).

<b>BB07</b>	<b>abs.H. [n]</b>	<b>rel.H. [%]</b>
<u>eudominant</u>		
<i>Sigara striata</i>	155	76,35
<i>Haliplus flavicollis</i>	26	12,81
<u>subdominant</u>		
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	11	5,42
<u>rezedent</u>		
<i>Gerris odontogaster</i>	4	1,97
<i>Aquarius paludum</i>	3	1,48
<i>Micronecta scholtzi</i>	1	0,49
<i>Cyphon variabilis</i>	1	0,49
<i>Noterus crassicornis</i>	1	0,49
<i>Rhantus latitans</i>	1	0,49
Gesamt	203	

Tabella A6: Dominanz und Frequenz der nachgewiesenen Arten des Untersuchungsgebietes „Schmelzwiese“. Linke Spalte mit Dominanzklassen nach Biesiadka (1980). Erste Zeile mit Frequenzkategorien.

<b>Frequenz</b>	<b>Sehr häufig</b>	<b>Häufig</b>	<b>Nicht häufig</b>	<b>Selten</b>
<b>Dominanz</b>	<b>&gt;75%</b>	<b>50,1-75%</b>	<b>25,1-50%</b>	<b>≤25%</b>
<b>Eudominant</b> <b>&gt;10%</b>	<i>Hydaticus seminiger</i>	<i>Graphoderus cinereus</i> <i>Hydrochara caraboides</i>		
<b>Dominant</b> <b>5,01-10%</b>		<i>Ilybius ater</i>		
<b>Subdominant</b> <b>2,01-5%</b>	<i>Rhantus latitans</i>	<i>Hygrotus decoratus</i>		<i>Sigara striata</i>
<b>Rezedent</b> <b>&lt;2%</b>	<i>Hydrometra stagnorum</i> <i>Noterus crassicornis</i>	<i>Enochrus testaceus</i> <i>Gerris lacustris</i> <i>Hydroporus angustatus</i> <i>Hydroporus palustris</i> <i>Hyphydrus ovatus</i> <i>Ilybius fuliginosus</i> <i>Laccophilus poecilus</i> <i>Notonecta glauca</i>	<i>Agabus bipustulatus</i> <i>Bidessus unistriatus</i> <i>Chartoscirta cincta</i> <i>Coelambus impressopunctatus</i> <i>Liopterus haemorrhoidalis</i> <i>Cyphon variabilis</i> <i>Dryops luridus</i> <i>Dytiscus marginalis</i> <i>Gerris argentatus</i> <i>Haliplus fluviatilis</i> <i>Haliplus lineatocollis</i> <i>Haliplus ruficollis</i> <i>Helophorus aquaticus</i> <i>Helophorus flavipes/obscurus</i> <i>Hydrochus elongatus</i> <i>Hydroporus rufifrons</i> <i>Ilybius quadriguttatus</i> <i>Ilyocoris cimicoides</i> <i>Microvelia reticulata</i> <i>Nepa cinerea</i> <i>Noterus clavicornis</i> <i>Platambus maculatus</i> <i>Rhantus suturalis</i>	<i>Acilius canaliculatus</i> <i>Anacaena globulus</i> <i>Aquarius paludum</i> <i>Berosus signaticollis</i> <i>Cercyon granarius</i> <i>Dryops auriculatus</i> <i>Enochrus affinis</i> <i>Gerris odontogaster</i> <i>Graptodytes granularis</i> <i>Haliplus flavicollis</i> <i>Haliplus heydeni</i> <i>Helophorus granularis</i> <i>Hydrometra gracilenta</i> <i>Hygrotus inaequalis</i> <i>Laccobius striatulus striatulus</i> <i>Laccophilus hyalinus</i> <i>Micronecta scholtzi</i> <i>Spercheus emarginatus</i>

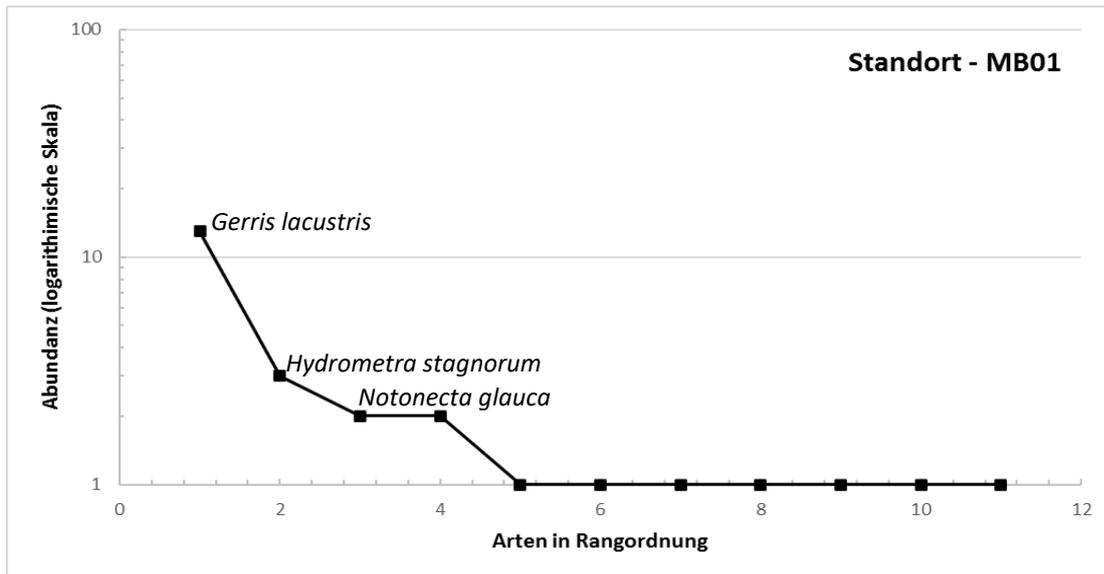


Abbildung A5: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB01 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=27). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

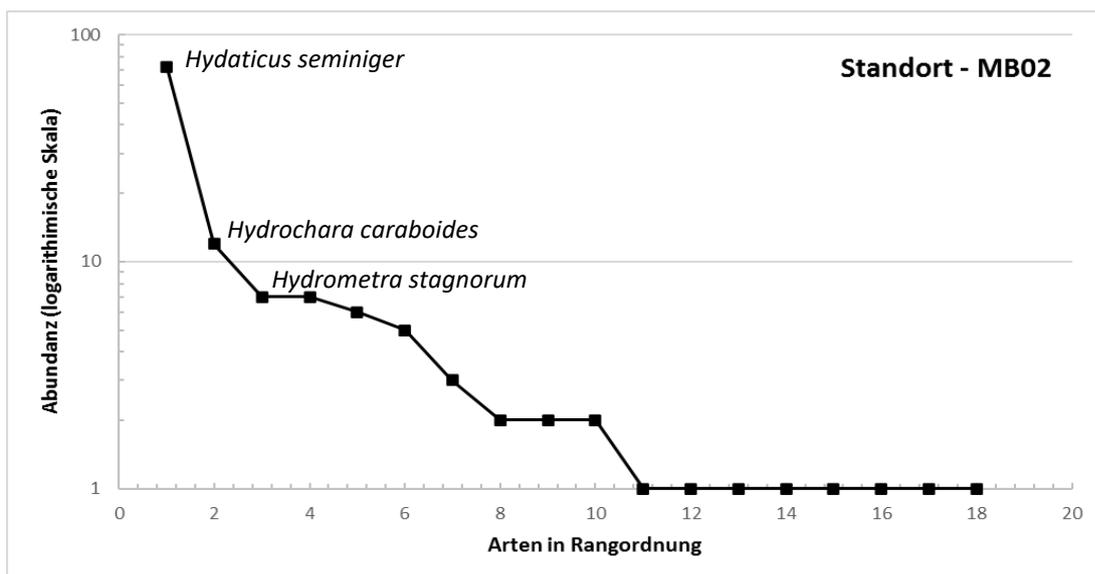


Abbildung A6: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB02 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=126). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

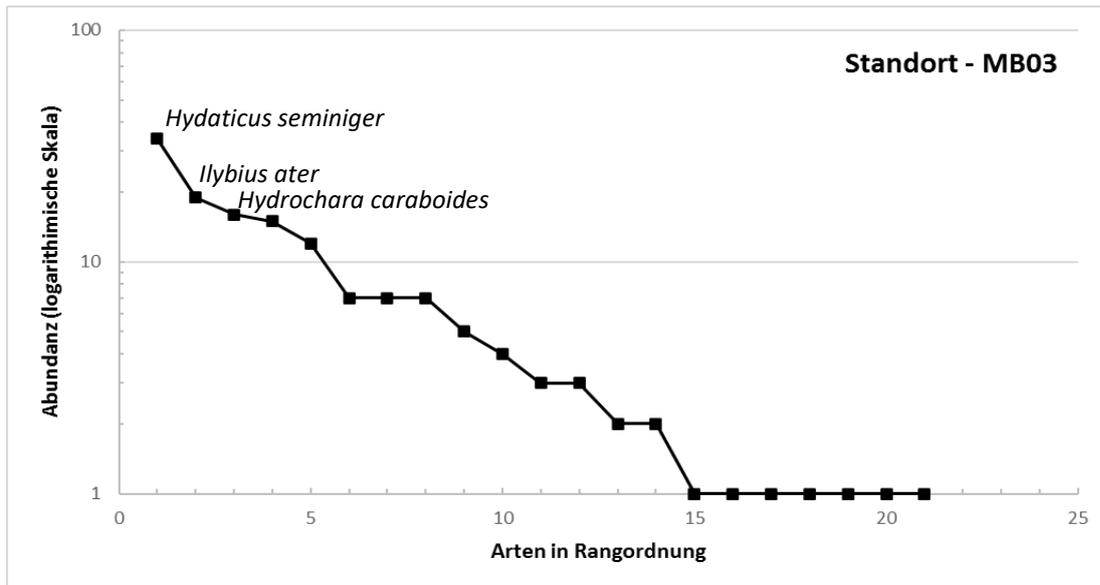


Abbildung A7: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort MB03 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=143). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

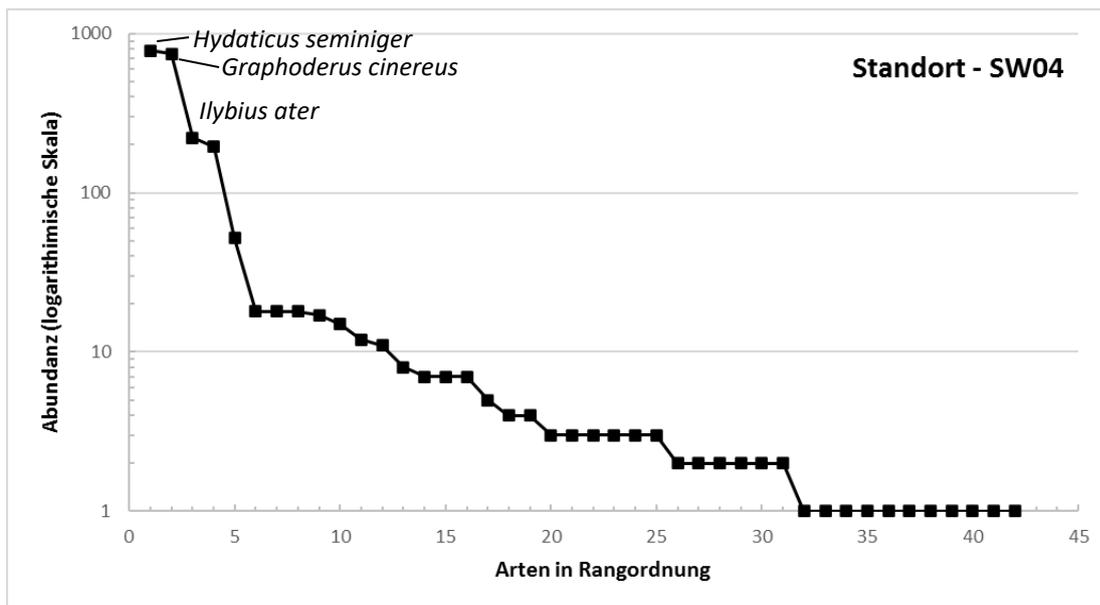


Abbildung A8: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW04 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=2189). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

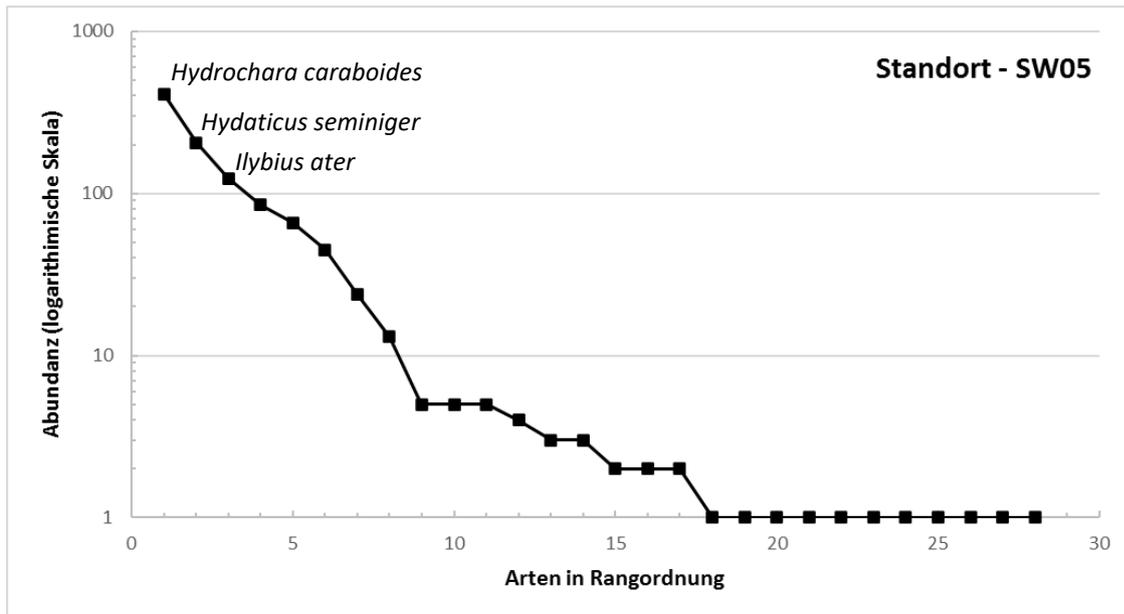


Abbildung A9: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW05 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=1015). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

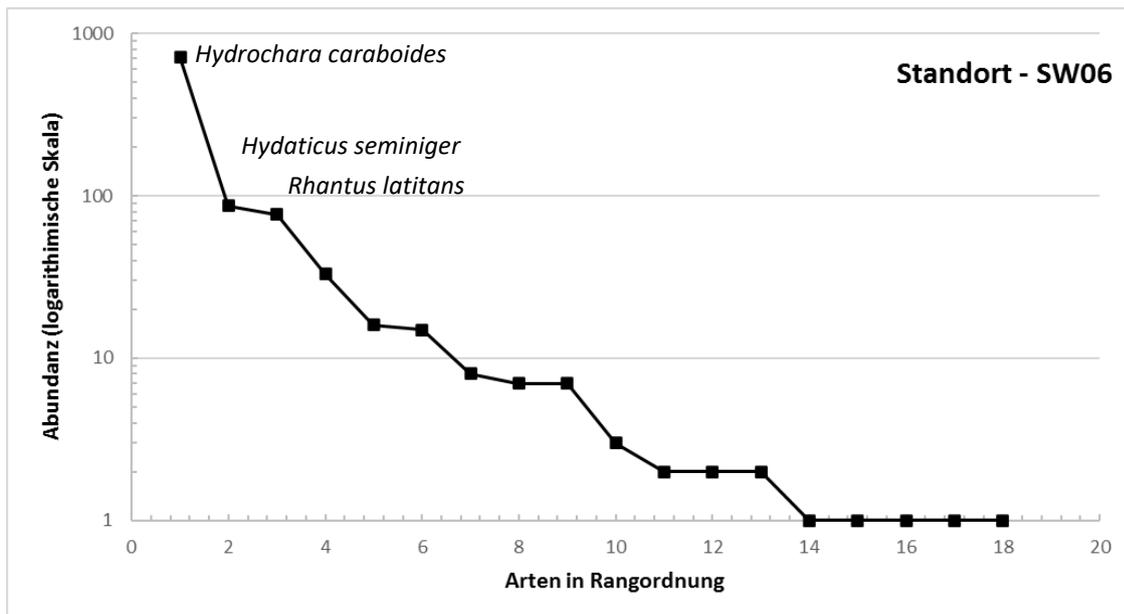


Abbildung A10: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort SW06 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=976). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

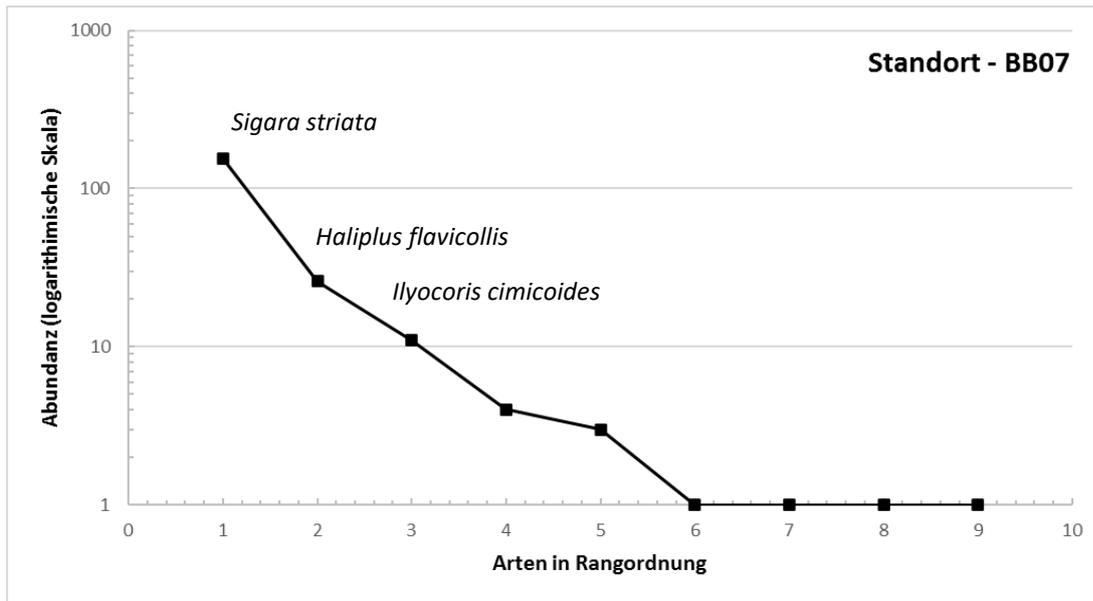


Abbildung A11: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft von Standort BB07 während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=203). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.

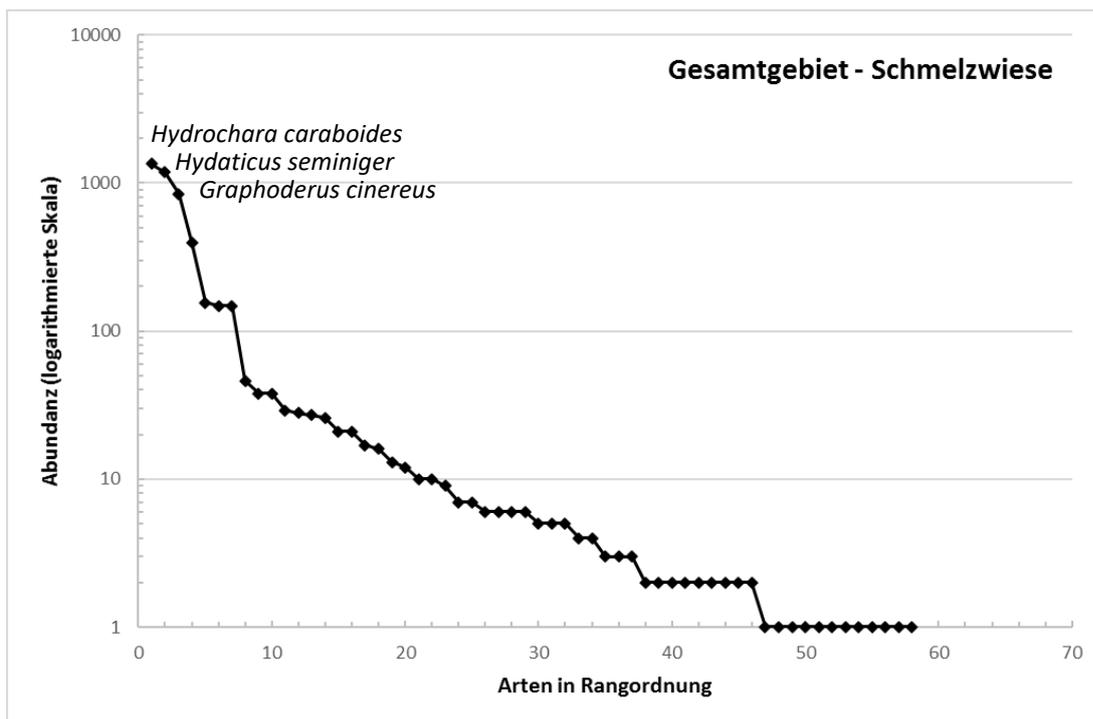


Abbildung A12: Rang-Abundanzkurve der Artengemeinschaft des Gesamtstandortes während der Untersuchungen von 28.04.2020 bis 24.09.2020 (n=4679). Die drei häufigsten Arten sind eingeblendet.