

Erhebung und Diversität der Käferfauna in Waldbeständen des Inntals bei Innsbruck

Masterarbeit

Marius Rösel

zur Erlangung des akademischen Grades eines M.Sc. an der
Naturwissenschaftlichen Fakultät der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Institut für Ökologie

Betreuung:

Priv.-Doz. Dr. Julia Seeber

(Universität Innsbruck; Institut für Ökologie)

Co-Betreuung:

Mag. Dipl. Andreas Eckelt

(Tiroler Landesmuseum; Sammlung und Forschungszentrum)

Innsbruck, 21. 09. 2023

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt durch meine eigenhändige Unterschrift, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Stellen, die wörtlich oder inhaltlich den angegebenen Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Ich erkläre mich mit der Archivierung der vorliegenden Masterarbeit einverstanden

Innsbruck, am 21. 09. 2023

Danksagung

Besonderer Dank gilt Mag. Dipl. Andreas Eckelt für seine tatkräftige Unterstützung. Dank seiner Erfahrung, Ratschläge und Einschätzung konnte diese Masterarbeit realisiert werden. Vor allem das Einlernen in die Bestimmungsarbeit und die Unterstützung bei angewandten Forschungstätigkeiten (Präparation, Bestimmungsliteratur, Versuchsaufbau, Überprüfung vorbestimmter Arten) war von großer Bedeutung. Zudem inspirierte sein Wirken diese Arbeit grundlegend.

Ich danke Priv.-Doz. Dr. Julia Seeber für ihre angenehme und unkomplizierte Art. Ihre Betreuung ermöglichte diese Masterarbeit am Institut für Ökologie an der Universität Innsbruck. Ebenso möchte ich Florian Schlick-Steiner für die Bereitstellung eines Binokulars danken.

Der Abteilung der Naturwissenschaftlichen Sammlung des Tiroler Landesmuseums möchte ich für die Bereitstellung von Arbeitsplatz, den Zugang zur Vergleichssammlung und der herzlichen Aufnahme danken. Namentlich möchte ich dabei Peter Huemer, Manfred Kahlen, Manfred Lederwasch und Benjamin Wiesmair erwähnen.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei all meinen Freunden, meiner WG und meiner Familie für die Begleitung während der Erstellung der Masterarbeit herzlichst bedanken. Ein besonderer Dank geht an die Kathl für die Unterstützung bei der Statistik! Danke Klaus für die Unterstützung bei der Formatierung und dem Entwurf einer Abbildung. Danke Nadine fürs Durchlesen meiner Texte und dein konstruktives Feedback.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	3
Abstract	6
Zusammenfassung	7
1. Einleitung	8
1.1 Die Auswirkungen der Holznutzung auf die Wälder in Mitteleuropa	8
1.2 Segregativer und integrativer Waldnaturschutz	8
1.3 Xylobionte Käferarten als Bioindikatoren.....	10
1.4 Zur Situation der Wälder im Inntal.....	10
1.5 Motivation und Zielsetzung dieser Arbeit	11
2. Material und Methoden	13
2.1 Auswahlkriterien der Waldflächen.....	13
2.2 Beschreibung des Wuchsgebiets und deren Waldgesellschaften.....	13
2.2.1 Die Kiefernwaldgesellschaft <i>Erico-Pinetum</i>	14
2.2.2 Buchenwaldgesellschaften	14
2.3 Untersuchungsgebiete	15
2.3.1 Kiefernwald Zirl intensiv (KI IN)	16
2.3.2 Kiefernwald Zirl extensiv (KI EX)	17
2.3.3 Buchenwald Kranebitten intensiv (BU IN)	18
2.3.4 Buchenwald Kranebitten extensiv (BU EX)	19
2.4 Versuchsaufbau.....	20
2.4.1 Kreuzfensterfalle	22
2.4.2 Barber-Falle	22
2.5 Totholzaufnahmen	24
2.6 Ermittlung der Kronenbedeckung	24
2.7 Insektenauswertung.....	24
2.8 Determination der Käferarten.....	25
2.9 Faunistische und ökologische Bewertung der Käferarten.....	25
2.10 Datenanalyse.....	28
2.10.1 Deskriptive Datenanalyse	29
2.10.2 Diversitätsparameter und Ähnlichkeitsanalyse	29
3. Ergebnisse.....	30
3.1 Totholzaufnahmen	30

3.2 Kronenüberschirmung	32
3.3 Beschreibung der Käferfauna.....	32
3.3.1 Quantitative Auswertung der Käferfauna.....	33
3.3.2 Ökologische Amplitude der Käferfauna.....	35
3.3.3 Körpergrößen der xylobionten Käferfauna.....	39
3.3.4 Ergebnisse der Rote Liste Arten	41
3.4 Ergebnisse der Diversitätsparameter und Ähnlichkeitsanalyse	41
3.4.1 Alpha Diversität	41
3.4.2 Beta-Diversität.....	43
3.4.3 Ähnlichkeitsanalyse mit NMDS.....	44
4. Diskussion	46
4.1 Diskussion der Methodik.....	46
4.2 Beurteilung der Käferfauna der Waldstandorte.....	47
4.2.1 Extensiver Buchenwaldstandort.....	47
4.2.2 Intensiver Buchenwaldstandort	48
4.2.3 Extensiver Kiefernwaldstandort	49
4.2.4 Intensiver Kiefernwaldstandort.....	49
4.3 Auswirkungen der Waldgesellschaft auf die Käferfauna.....	50
4.4 Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die Käferfauna.....	51
4.5 Beeinflussung der Fallenmethodik auf die Käferfauna	52
4.6 Beurteilung der Waldstandorte und Untersuchungseinheiten durch xylobionte Käfer als Bioindikator.....	54
4.7 Vergleich der extensiven Walstandorte mit Datenbank-Einträgen des Sammlungs- und Forschungszentrums Tirol.....	55
5. Fazit.....	57
Literaturverzeichnis	59
Abbildungsverzeichnis	65
Tabellenverzeichnis	67
Anhang.....	68

Abstract

With the ongoing biodiversity crises, the perspective of forests is changing, leading to an increasing demand on the evaluation of the natural state of forests. In this study, the wood-inhabiting beetle fauna was used to verify the prevailing forest conditions in the Inn valley near Innsbruck. Two forest communities (beech mixed forest and pine forest) with different management intensities (extensive and intensive) were investigated. Window flight traps and pitfall traps in dead wood were used to catch the beetle fauna in the four forest sites. Deadwood structure and the degree of crown closure were elevated. The effects of the forest community, the management intensity and the capture method on the respectively beetle fauna were elaborated. The practicality of the first time described method of pitfall traps in dead wood is tested.

In total 1244 individuals, 223 species and 47 families were determined. The extensively managed beech forest stand clearly had the largest beetle fauna. This was followed by the intensively managed beech forest site before the extensively managed pine forest and its intensively managed counterpart. Beech forest stands, extensively managed forest areas and window flight traps showed a more diverse beetle fauna than pine forest stands, intensively managed areas, and pitfall traps in dead wood. Species communities differed the most between the two forest communities and showed the highest overlaps in the two management types. The composition of the beetle fauna in the xerothermic, extensively managed pine forest showed a different pattern compared to the other three forest sites.

The results of this study should not be overemphasized as missing replicates represent a major deficit. Nevertheless, the forest community, the management intensity and the capture method strongly influenced the species composition of the prevailing beetle fauna. A comprehensive project is essential to obtain more precise statements about these influences. This study showed some problems of pitfall traps in dead wood, which can be solved through practical measures. Thus, pitfall traps in dead wood in combination with flight window traps are suitable to capture wood-inhabiting organisms for further faunistic investigations. In contrast to common manual capture methods like sieves, hand catch and light traps, flight window traps and pitfall traps in dead wood enable more objective and comparable surveys.

Zusammenfassung

Mit der anhaltenden Biodiversitätskrise ändert sich die Perspektive auf Wälder, was zu einer zunehmenden Nachfrage nach der Bewertung des natürlichen Zustands dieser Landschaft führt. In dieser Studie wurde die holzbewohnende Käferfauna verwendet, um die vorherrschenden Waldbedingungen im Inntal nahe Innsbruck zu überprüfen. Zwei Waldgemeinschaften (Buchenmischwald und Kiefernwald) mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten (extensiv und intensiv) wurden untersucht. Fensterflugfallen und Bodenfallen in Totholz wurden verwendet, um die Käferfauna in den vier Waldstandorten zu erfassen. Die Totholzstruktur und der Kronenschlussgrad wurden als ökologische Parameter erhoben. Die Auswirkungen der Waldgemeinschaft, der Bewirtschaftungsintensität und der Fangmethode auf die jeweilige Käferfauna wurden untersucht. Die Praktikabilität der erstmals beschriebenen Methode der Bodenfallen in Totholz wurde getestet.

Insgesamt wurden 1244 Individuen, 223 Arten und 47 Familien bestimmt. Der extensiv bewirtschaftete Buchenwald wies deutlich die größte Käferfauna auf. Danach folgte der intensiv bewirtschaftete Buchenwaldstandort vor dem extensiv bewirtschafteten Kiefernwald und seinem intensiv bewirtschafteten Pendant. Buchenwaldstandorte, extensiv bewirtschaftete Waldgebiete und Fensterflugfallen zeigten eine vielfältigere Käferfauna als Kiefernwaldstandorte, intensiv bewirtschaftete Waldflächen und Bodenfallen in Totholz. Die Artenzusammensetzung der Käferfauna im xerothermen, extensiv bewirtschafteten Kiefernwald zeigte ein abweichendes Muster im Vergleich zu den anderen drei Waldstandorten.

Die Ergebnisse dieser Studie sollten nicht überinterpretiert werden, da das Fehlen von Replikaten eine große Limitation darstellen. Dennoch beeinflussten die Waldgemeinschaft, die Intensität der Bewirtschaftung und die Fangmethode die Artenzusammensetzung der vorherrschenden Käferfauna stark. Eine umfassende, aufbauende Studie ist erforderlich, um genauere Aussagen über diese Einflüsse zu erhalten. Diese Studie zeigte einige Probleme von Bodenfallen in Totholz auf, die durch praktische Maßnahmen gelöst werden können. Bodenfallen in Totholz in Kombination mit Flugfensterfallen eignen sich daher zur Erfassung holzbewohnender Organismen für weitere faunistische Untersuchungen. Im Gegensatz zu gängigen manuellen Fangmethoden wie Sieben, Handfang und Lichtfallen ermöglichen Flugfensterfallen und Bodenfallen in Totholz objektivere und vergleichbarere Untersuchungen.

1. Einleitung

1.1 Die Auswirkungen der Holznutzung auf die Wälder in Mitteleuropa

Holz ist ein sehr bedeutender Rohstoff für den Menschen. Schon in der Steinzeit war Holz als Energielieferant und Material für Werkzeuge von großer Bedeutung. Mit Beginn der Sesshaftigkeit und der aufkommenden Landwirtschaft wurden erste Waldflächen gerodet (Küster 1998, S. 68–77). In Mitteleuropa stieg der Nutzungsdruck der Menschen auf die Wälder mit wachsender Bevölkerung und fortschreitenden Technologien. Holz wurde in zunehmenden Mengen als Baurohstoff und Energieträger benötigt (Elling et al. 2007, S. 20). Schon im Mittelalter wurden aufgrund des hohen Holzbedarfs große Anteile an Primärwäldern zerstört und zu forst- und landwirtschaftlich genutzten Flächen umgewandelt (Götttert 2018, S. 80). Auslöser waren neben dem steigenden Bevölkerungswachstum vor allem das Aufkommen von Bergwerken, Salinen, Papiermühlen und Glasereien. Die starke Nachfrage nach dem Rohstoff führte zu degradierten und übernutzten Wäldern. Die Industrialisierung führte zu einer verstärkten Umwandlung von extensiv genutzten Wäldern zu intensiv bewirtschaftete Forstflächen (Küster 1998, 155-160; 185-195). Mit der aufkommenden Bodenreinertragslehre wurden Waldgebiete großflächig abgeholzt und durch Saat und Pflanzung reiner Nadelholzbestände ersetzt (Elling et al. 2007, S. 22–24). Im Fokus standen wirtschaftliche und logistische Aspekte, wobei die Gewinnung von Holz optimiert und durch technische Fortschritte rationalisiert wurde. Integrative Waldbewirtschaftungsformen wie Hute-, Nieder- und Mittelwälder sowie Plenterwälder wurden zunehmend durch Altersklassenwälder ersetzt. Die Forstwirtschaft ist seither geprägt von gleichaltrigen Monokulturen, großflächigen Bewirtschaftungsverfahren sowie ansteigenden Erschließungsgraden. Letzte primäre Waldgebiete wurden zu bewirtschafteten Forsten umgewandelt. Die Wälder in Mitteleuropa charakterisieren sich durch ein geringes Totholzvorkommen, eine geringe Strukturvielfalt und wenige Altbäume.

1.2 Segregativer und integrativer Waldnaturschutz

Schon frühzeitig versuchte man den oben beschriebenen Prozess der Intensivierung der Waldbewirtschaftung und der damit einhergehenden Degradierung des Waldes entgegenzuwirken. Bereits im Mittelalter entstand die Idee einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung (Elling et al. 2007, S. 22). Das Werk „*Sylvicultura oeconomica*“ (1713) von Hans Carl von Carlowitz gilt als erstes Prinzip einer nachhaltigen Forstwirtschaft (Küster 1998, S. 185). Diese anfänglichen

nachhaltigen Aspekte sind aus wirtschaftlichen Interessen entstanden (Elling et al. 2007, S. 24). Die gezielte Protektion natürlicher Strukturen folgte zwei Jahrhunderte später. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden Einzelbäume als Naturdenkmäler geschützt und in der Zeit des Nationalsozialismus wurden flächige Schutzgebiete etabliert. Seit den 1970er Jahre wurden in Deutschland und Österreich Nationalparks eingerichtet. Mit diesen Gebietskulissen können die anthropogen überformten Wälder in einen naturnahen Zustand zurückverwandelt werden (Scherzinger 1996, S. 330–335). Neben diesem segregativen Konzept des Naturschutzes haben sich zuletzt auch integrative Bewirtschaftungskonzepte etabliert. Infolge des 'Waldsterbens' in den 1980er Jahren und den zunehmenden Schäden durch Extremwetterereignisse hat sich bei einigen Forstpraktikern im deutschsprachigen Raum der Fokus verändert. Ertragsorientierte, betriebswirtschaftliche Konzepte werden durch nachhaltigere, widerstandsfähigere und resilientere Waldbewirtschaftungsmodelle ersetzt (Bauhus et al. 2021, S. 127–131). Eine bedeutende Herausforderung in der aktuellen Forstbewirtschaftung besteht darin, Fichtenmonokulturen in naturnahe Mischwälder umzuwandeln. Der ökologische Waldbau orientiert sich dabei an natürlichen Prozessen und der potenziell vorkommenden Vegetation.

Mit der aufkommenden Biodiversitätskrise wird der Wald von der Öffentlichkeit als Refugium zahlreicher bedrohter Tier- und Pflanzenarten wahrgenommen. Aufgrund des hohen Konflikts zwischen wirtschaftlichen Interessen und naturschutzfachlichen Belangen des Waldes wurden verschiedene räumliche und wirtschaftliche Konzepte erarbeitet. Neben der Ausweisung von großflächigen Schutzgebieten wie Nationalparks, Biosphärenparks, Naturparks und Natura-2000-Gebieten sollen integrative waldbauliche sowie gezielte Maßnahmen zu Lebensraum und Arten die Diversität der Wälder fördern. So erhalten Naturschutzkonzepte zunehmend Bedeutung in der Forstwirtschaft. Neben der Ausweisung von Naturwaldreservaten dient das bewusste Nichtnutzen von Biotop- und Altbäumen der biologischen Vielfalt. Durch die Ausweisung von Trittsteinen (Flächen mit besonderer Struktur- und Habitatvielfalt) können großflächige Schutzgebiete verbunden werden (Enzenhofer und Schrank 2019, S. 23–26).

1.3 Xylobionte Käferarten als Bioindikatoren

Totholz, Alt- und Biotopbäume gelten als „Hotspots“ der Biodiversität im Wald (Enzenhofer und Schrank 2019, 8, 15-16). Eine bewährte Praxis in der Beurteilung der vorkommenden Alt- und Totholzlebensräumen in Wäldern stellt die faunistische Determination holzbewohnender (xylobionter) Käferarten dar (Holzinger et al. 2014). „Als Totholzkäfer werden Arten aufgefasst, die in ihrem Auftreten in Wäldern und anderen Gehölzbeständen streng an kränkelnde, absterbende und abgestorbene Holzstrukturen gebunden sind ([.]). Neben Spezies, die sich direkt von Holz- und Rindenmaterial ernähren, gehören zu diesen xylobionten Vertretern zahlreiche Pilzfresser, die sich in den Fruchtkörpern von Holzpilzen oder im von Pilzmycel durchzogenen Holz entwickeln. Des Weiteren werden räuberische Holzbewohner, Baumsaftfresser und an Totholz gebundene Abfallfresser dieser ökologischen Gruppe zugerechnet“ (Bense 2001). Entscheidende Faktoren der Zusammensetzung der Holzkäferfauna eines Gebietes sind Standort, Biotoptradition, Baumarten und Strukturvielfalt (Bußler und Loy 2004).

Abhängig von den Anteilen der ökologischen Gruppen holzbewohnender Käferarten können Rückschlüsse auf das Vorhandensein von Totholzsubstraten im Wald gezogen werden, was wiederum Aussagen über die Naturnähe ermöglicht. Totholzkäferarten, die besonders hohe Anforderungen an die Qualität, Quantität und Kontinuität von Totholzsubstraten stellen, werden als Urwaldreliktarten bezeichnet und gelten als Schlüsselarten im Waldnaturschutz (Eckelt et al. 2017; Müller et al. 2005).

1.4 Zur Situation der Wälder im Inntal

Das Landschaftsbild im Tiroler Inntal hat sich im letzten Jahrhundert aufgrund verschiedener Faktoren stark verändert. Die hohe Besiedlungsdichte, die Intensivierung der Landwirtschaft sowie die stete Verdichtung des Verkehrsnetzes haben zu einem drastischen Schwund der Flusslebensräume im Tal geführt (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz 2000, S. 17). Zahlreiche Waldflächen, insbesondere die nur noch reliktär vorkommenden Auwälder, wurden gerodet und anderen Landnutzungsformen überführt. Darüber hinaus weist die intensive Waldbewirtschaftung im Tiroler Inntal eine lange Tradition auf. Bereits im 14. Jahrhundert wurden die Wälder systematisch gerodet, um den hohen Holzbedarf der Saline in Hall zu decken (Brandstätter et al. 2015). Eine weitere Zäsur der Wälder bildete der Ausbau zahlreicher Bergwerke, allen voran der Erzbergbau in Schwaz benötigte immense Holzmengen (Mernik 2006, S. 181–182). Ein Großteil der Waldgebiete, darunter auch große Teile des

Höttinger Waldes, wurde zugunsten der Haller Saline unter Bann gelegt (Hye 1974, S. 140). Der Zustand der Wälder Tirols im 18. und 19. Jahrhundert war katastrophal. Kriege, Bevölkerungsarmut und landwirtschaftlicher Misswirtschaft übten enormen Nutzungsdruck auf die verbliebenen Waldgebiete aus (Feichter 1995, S. 9–13).

Erst durch die Ablösung der Servitute und mit zunehmender Forstaufsicht konnten sich die Wälder erholen. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts steigt der Holzvorrat in den Wäldern Tirols kontinuierlich an. Ein wichtiges Naturschutzgebiet ist der Naturpark Karwendel, dessen südlicher Teil sich bis zu den Waldgebieten des nördlichen Inntals erstreckt. Die Käferfauna des Karwendels wurde umfassend von Manfred Kahlen untersucht und in zwei Werken veröffentlicht (Kahlen 1995, 1997). Vor allem das Werk „Die Holz und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete“ ist von großer Bedeutung für die Beurteilung der nordseitig gelegenen Wälder des Inntals.

1.5 Motivation und Zielsetzung dieser Arbeit

Die vorliegende Studie untersucht die Käferfauna in vier talnah gelegenen Waldstandorten des Inntals. Im Fokus stehen dabei die Auswirkungen von forstwirtschaftlichen Strukturen auf die vorkommende Käferfauna. Diese wird durch die vorliegende Waldgesellschaft und die Bewirtschaftungsweise maßgeblich charakterisiert. Kiefern- und Buchenmischwälder sind die landschaftsprägenden Waldgesellschaften des Inntals in der montanen Höhenstufe. Die Wälder dieser Höhenlage wurden früher großflächig genutzt, in jüngster Vergangenheit unterschieden sich die Bewirtschaftungsweisen kleinräumig jedoch stark. Aufgrund des hohen zeitlichen Aufwands bei der Artdetermination der Käferfauna wurde die Anzahl auf vier Waldstandorte begrenzt. So wurde in dieser Studie die Käferfauna in zwei Buchenwaldstandorten und zwei Kiefernwaldstandorten erfasst. Dabei wurde jeweils ein Standort mit intensiver Bewirtschaftung und ein Standort mit extensiver Bewirtschaftung untersucht. Die Besonderheit dieser Arbeit liegt in der Gegenüberstellung der Käferfauna zweier Waldgesellschaften und zweier Bewirtschaftungsweisen. Dabei soll zum einen der Unterschied zwischen den beiden landschaftsprägenden Waldgesellschaften des Inntals herausgearbeitet werden. Zum anderen sollen die Auswirkungen der jüngsten Bewirtschaftungsweise auf die Käferfauna aufgezeigt werden. Dies wurde durch den Vergleich des jeweilig erfassten Artenspektrums, insbesondere der xylobionten Käferfauna, und der Berücksichtigung vorgefundener waldökologischer Strukturen (Totholzverfügbarkeit, Lichtangebot) umgesetzt.

Kiefernwälder sind in Europa bislang wenig taxonomisch untersucht. Aus diesem Grund wurde diese Waldgesellschaft bewusst ausgewählt, um einen faunistischen Beitrag zu diesem bislang gering erforschten Lebensraum zu leisten.

Eine weitere Motivation dieser Studie bildete die Idee von Andreas Eckelt mit der direkten Installation von Barber-Fallen in liegendes Totholz. Diese Methodik wird in dieser Studie erstmals beschrieben und auf ihre Praktikabilität überprüft. Zudem wird das Artenspektrum der Barber-Fallen mit der bewährten Erfassungsmethodik mittels Kreuzfensterfallen verglichen. Diese Studie beschreibt, neben dem Beitrag zu Daten über die Käferfauna in Tirol, einen möglichen methodischen Versuchsaufbau für weitere faunistische Untersuchungen von holzbewohnenden Organismen in Wäldern. Dabei werden folgende Forschungsfragen bearbeitet:

- Gibt es Zusammenhänge oder Auffälligkeiten der erfassten Käferfauna mit den vorgefundenen Walstrukturen?
- Gibt es Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den untersuchten Waldgesellschaften?
- Unterscheidet sich die Käferfauna in Hinblick auf die Bewirtschaftungsintensität des Waldstandorts?
- Gibt es Unterschiede in der Artzusammensetzung der verwendeten Fallen?
- Ist die Verwendung von Barber-Fallen im liegenden Totholz ein praktikables Mittel zur Erfassung holzbewohnender Käferarten?

2. Material und Methoden

2.1 Auswahlkriterien der Waldflächen

Die Gebietskulisse des Naturparks Karwendel bildete den Grundstein bei der Auswahl der Waldflächen. Ein weiteres Kriterium war eine gute Erreichbarkeit der Standorte, was den Fokus auf das Inntal lenkte. Zudem sollten die Waldstandorte in der tiefmontanen Stufe liegen, da neben der leichten Zugänglichkeit ein größeres Artenspektrum an Käfern zu erwarten ist. Es wurden gezielt totholzreiche Flächen mit hoher Substratvielfalt ausgewählt, um möglichst viele xylobionte Käferarten zu erfassen. Die Bewirtschaftungsintensität der Waldflächen bildete eine zusätzliche Komponente. Um den Arbeitsaufwand auf einem realisierbaren Level zu halten, wurde die Anzahl auf vier Standorte begrenzt. So sollten zwei Waldgesellschaften mit jeweils einem intensiv und einem extensiv bewirtschafteten Waldgebiet untersucht werden.

Eine grundlegende Voraussetzung für die Auswahl der Waldflächen waren die topographischen, biologischen und klimatischen Rahmenbedingungen. So sollte die Höhe, die Exposition und die Hangneigung der jeweiligen Waldstandorte möglichst wenig abweichen. Die Flächen der Waldgesellschaften sollten zudem vergleichbare botanische Strukturen aufweisen.

Die Waldstandorte wurden gemeinsam mit dem ehemaligen Geschäftsführer des Naturparks Karwendel Mag. Hermann Sonntag ausgewählt.

2.2 Beschreibung des Wuchsgebiets und dessen Waldgesellschaften

Das mittlere Inntal liegt im Wuchsgebiet 2.1 (Nördliche Zwischenalpen-Westteil). Dieses Wuchsgebiet weist ein Übergangsklima vom subkontinentalen trockenen Innenalpenbereich zu den kühl-humiden Randalpen auf. Es kommt daher zu einer hygrischen Zweiteilung: der humide Teil (Jahresniederschläge über 1000 mm bis 1850 mm in der Hochalpenzone) umfasst die Gebiete nördlich des Inntals, das Lechtal und das Unterinntal ab Schwaz. Der aride Teil (Jahresniederschläge 800 – 900 mm) wird vom mittleren Inntal bis Mötz/Nassereith gebildet. Aufgrund dieser hygrischen Zweiteilung kommt es zu sehr starken Schwankungen der Niederschlagsmengen und der Wasserbilanz. Die Niederschläge fallen meist während der Sommermonate. Die Wintermonate sind gekennzeichnet durch eine ausgeprägte, aber nicht sehr lange kalte Jahreszeit mit mäßigen Niederschlägen. In den Sommermonaten kommt es zu häufigen Gewitterereignissen. Eine klimatische Besonderheit stellt das Inntal mit dem Föhn als prägendes

Wetterereignis. Dieser führt vor allem im Frühjahr und Herbst zu plötzlich auftretenden Temperaturschwankungen und starker Austrocknung. Insbesondere das Umfeld der Martinswand kann sich aufgrund der geschützten Lage sehr stark erwärmen, was auf den sonnigen Steilhängen der Kalk- und Dolomitifelsen zu xerothermen Extremstandorten führt. Die jährliche Mitteltemperatur im Innsbrucker Raum liegt bei 8,5 °C (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung 2019b, S. 9).

Die Leitgesellschaft der submontanen bis montanen Höhenstufe des Wuchsgebiets 2.1 sind Fichten-, Tannen- und Buchenwälder. Durch den anthropogenen Einfluss sind diese häufig zu Fichten-Ersatzgesellschaften umgewandelt. Die Wälder und das Landschaftsbild des mittleren bis oberen Inntals werden auf der südlichen Seite in dieser Höhenstufe von Schneeheide-Kiefernwäldern und Buchenmischwäldern geprägt (Kilian et al. 1994, S. 21).

2.2.1 Die Kiefernwaldgesellschaft *Erico-Pinetum*

Die Standorte des *Erico-Pinetums* werden durch ihre sonnseitige Lage, extrem flachgründige Böden, steile Hänge und ihrer Geologie (Kalk- bzw. Dolomit) charakterisiert. Auf diesen xerothermen Trockenstandorten kommt die Kiefer mit ihrer heliophilen Begleitvegetation meist in Reinbeständen vor (Hölzel 1996, S. 30). Die Bodenentwicklung verbleibt aufgrund der Feinerdearmut und der zahlreichen Abtragungsprozessen in einem relativ unreifen Stadium (Hölzel 1996, S. 34–36). Dies führt zu einem sehr geringem Wuchspotenzial der Bäume mit geringen Durchmessern und Höhen. Der Unterwuchs der alpinen Hangkieferwälder ist sehr artenreich und regional variabel (Ringler 2015, S. 476). *Erica carnea*, *Polygala chamaebuxus*, *Buphthalmum salicifolium*, *Epipactis atrorubens* und *Aquilegia atrata* sind klassische Kennarten im *Erico-Pinetum* (Hölzel 1996, S. 54).

2.2.2 Buchenwaldgesellschaften

Die Buche nimmt aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften einen sehr großen Herrschaftsbereich ein. Auch im Wuchsgebiet 2.1 dominieren Buchenwälder die submontane bis hochmontane Höhenstufe. Große Bereiche des nördlichen Inntals werden in der tiefmontanen Höhenstufe auf warmen, gut durchlüfteten Karbonatstandorten von Buchenmischwäldern begleitet. Einzig auf Extremstandorten ist die Buche nicht mehr konkurrenzfähig. Submontane bzw. tiefmontane Buchenwälder werden vereinzelt von Nadelhölzern begleitet. Charakteristisch ist die Beimischung thermophiler Laubbaumarten und Gehölzen. In der mittelmontanen und hochmontanen Höhenstufe nimmt die Dominanz der Buche ab und es kommt zu

Nadelholz-Buchenmischwäldern oder Bergmischwäldern. Der begleitende Unterwuchs der Buchenwälder variiert je nach Höhenstufe, Basensättigung, Wasserverfügbarkeit und Lichtangebot stark (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung 2019a, S. 4–6). So kommen im Inntal einige Buchenwaldgesellschaften vor.

2.3 Untersuchungsgebiete

Die vier untersuchten Waldflächen liegen im mittleren Inntal (Abbildung 1).



Abbildung 1: Untersuchte Waldstandorte des mittleren Inntals (Quelle: TIRIS)

Die Flächen der Waldgesellschaft *Erico-Pinetum* liegen in der Marktgemeinde Zirl. Die intensiv bewirtschaftete Fläche liegt westlich des Bahnhofs Hochzirl, die extensiv bewirtschaftete Fläche liegt im Nordosten des Kalkwerks „Plattner und Co.“ bei Zirl. Die Standorte der Buchenwaldgesellschaft liegen im Ortsteil Kranebitten der Stadt Innsbruck. Die intensiv bewirtschaftete Fläche liegt östlich des Kerschbuchhofs in der Nähe des Stangensteigs. Die extensive Waldfläche liegt im Nordwesten des Kerschbuchhofs. Die vier Untersuchungsflächen erstrecken sich zwischen 806 m ü. NN. bis 988 m ü. NN. und liegen somit in der tiefmontanen bis mittelmontanen Höhenstufe (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung 2019b).

Koordinaten und Abkürzungen der untersuchten Waldstandorte:

- Kiefernwald Zirl intensiv: KI IN; Koordinaten: 47.27960°N 11.24679°O 874m ü. NN.
- Kiefernwald Zirl extensiv: KI EX; Koordinaten: 47.27276°N 11.26231°O 806m ü. NN.
- Buchenwald Kranebitten intensiv: BU IN; Koordinaten: 47.27352°N 11.33498°O 908m ü. NN.
- Buchenwald Kranebitten extensiv: BU EX; Koordinaten: 47.27506°N 11.33087°O 988m ü. NN.

2.3.1 Kiefernwald Zirl intensiv (KI IN)



Abbildung 2: Waldstandort Kiefernwald intensiv; eigene Aufnahme

Das Bestandsbild des Standorts KI IN wird von Kiefern in der Optimalphase geprägt. Auf der Fläche gibt es zahlreiche Zeichen der Bewirtschaftung und nur sehr wenig Totholzaufkommen. Das Zentrum der Untersuchungsfläche ist eine kleine Freifläche, die durch ein Windwurfereignis entstanden ist. Das Relief charakterisiert sich durch steile Hangneigung (ca. 50%) und leichte rinnenförmige Gräben (Abbildung 2).

Der Waldstandort KI IN ist im Tiroler Rauminformationssystem mit der Kennziffer BU2c ausgewiesen. Demnach wäre KI IN ein Buchenwald-Standort. Die vor Ort aufgefundenen Strukturen zeigen ein anderes Bild auf. Die bestandsbildende Baumart ist die Weißkiefer, vereinzelt ist Fichte beigemischt, zudem kommen zwei Bergahorn-Individuen vor. Auch die vorgefundenen Unterwuchsarten mit *Erica carnea*, *Pteryngium aquilinum*, *Crataegus monogyna*, *Berberis vulgaris*, *Cotoneaster sp.*, *Juglans regia*, *Polygala chamaebuxus* und *Rosa canina* sprechen für *Erico-Pinetum* als Waldgesellschaft (Vgl. Punkt 2.2.1). Der Standort ist als mäßig trocken und karbonatisch beschrieben, der Bodentyp ist ein Mull-Rendzina. Dieser charakterisiert sich durch eine geringmächtige Humus-Auflage, einen geringmächtigen Mineralboden (Ah-Horizont), einen Mischhorizont des Mineralbodens und des Ausgangsgesteins (Ah-Cv-Horizont) und dem

Ausgangsgestein (Cv-Horizont). Es handelt sich hierbei um geringwüchsige Bestände, die im Alter 100 bei Vollbestockung 263 Vfm/ha aufweisen. Eine wahrscheinliche Erklärung für die Diskrepanz in der ausgewiesenen Waldgesellschaft und den vorgefundenen Strukturen liegt in der Bewirtschaftung und Nutzung des Menschen. Es ist anzunehmen, dass in diesem Bereich Waldweide und intensive Nutzungen zu dem vorzufindenden Waldbild geführt hat. Weitere Möglichkeiten sind Waldbrände oder eine fehlerhafte Standortmodellierung. Diese kann durch eine falsche geologische Kartierung oder durch die kartographische Darstellung der räumlichen Information bedingt sein.

2.3.2 Kiefernwald Zirl extensiv (KI EX)



Abbildung 3: Waldstandort Kiefernwald extensiv; eigene Aufnahme

Das Bestandsbild des Standorts KI EX wird von geringwüchsigen, knorrigen Weißkiefern geprägt, die eine geringe Vitalität aufweisen. So kommen auch zahlreiche abgestorbene Kiefern in Form von stehendem und liegendem Totholz auf der Fläche vor. Das Zentrum der Untersuchungsfläche bildet eine kleine Freifläche, die durch abgestorbene und umgefallene Kiefern bedingt ist (Abbildung. 3). Das Relief dieses Standorts wird durch eine sehr hohe Hangneigung und felszersetzten Passagen geprägt. Dies lässt auf sehr hohe Erosionsdynamiken schließen.

Der Waldstandort KI EX ist im Tiroler Rauminformationssystem mit der Kennziffer KI2c ausgewiesen. Dieser Standort ist als mäßig trocken und carbonatisch beschrieben. Der vorkommende

Bodentyp Moder-Rendzina ähnelt dem unter Punkt 2.3.1 beschriebenen Boden stark. Einzig die Humus-Auflage ist beim Moder-Rendzina etwas mächtiger ausgeprägt. Es handelt sich ebenfalls um geringwüchsige Bestände, die im Alter 100 bei Vollbestockung 277 Vfm/ha aufweisen. (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung 2019b). Die von der Forstplanung angegebene Waldgesellschaft *Erico-Pinetum* deckt sich mit den Strukturen vor Ort. Neben der bestandsbildenden Weißkiefer kommen vereinzelt Fichten in der Oberschicht vor. Die Strauchschicht wird von *Juniperus communis*, *Amelanchier ovalis*, *Berberis vulgaris*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna* und *Juglans regia* gebildet. Die Krautschicht wird durch *Erica carnea* und *Pteridium aquilinum* dominiert.

Es wurden keine Spuren von Waldbewirtschaftung in der jüngeren Vergangenheit vorgefunden.

2.3.3 Buchenwald Kranebitten intensiv (BU IN)



Abbildung 4: Waldstandort Buchenwald intensiv; eigene Aufnahme

Das Waldbild des Standorts BU IN wird überwiegend von Fichten (50%), Kiefern (30%) und Buchen (20%) in der Optimalphase geprägt. Auffällig ist der hohe Anteil an abgestorbenen, stehenden Kiefern. Eine kleine Teilfläche bildet eine Buchendickung. Das Zentrum des Untersuchungsgebiets liegt bei einem abgebrochenen Buchenzwiesel am Rande einer Seiltrasse (Abbildung 4).

Der Waldstandort BU IN ist im Tiroler Rauminformationssystem mit der Kennziffer BU3g ausgewiesen. Diese Standorte gelten als mäßig frisch und basengesättigt. Der Bodentyp ist eine Kalklehm-Rendzina. Diese charakterisiert sich durch einen tieferen Oberbodenhorizont (Ah- Horizont) sowie einem Mischhorizont im Unterboden (Bv-Cv-Horizont) ehe das Ausgangsgestein (Cv-Horizont) ansteht. Es handelt sich hierbei um wüchsige Bestände, die im Alter 100 bei Vollbestockung 357 Vfm/ha aufweisen. (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung 2019b).

Die ausgewiesene potenzielle natürliche Waldgesellschaft ist die Buchenwaldgesellschaft *Mercuriali-Fagetum*. Die vorgefundene Baumartenverteilung weist deutlich zu hohe Nadelholzanteile auf. Der Unterwuchs war geprägt von Gräsern, *Rubus*-Arten und Buchenverjüngung und wurde von *Salvia glutinosa* begleitet.

2.3.4 Buchenwald Kranebitten extensiv (BU EX)



Abbildung 5: Waldstandort Buchenwald extensiv; eigene Aufnahme

Dieser Waldstandort liegt im Übergang zur mittelmontanen Höhenstufe. Das Waldbild des Standorts BU EX wird überwiegend von Fichten (60%), Kiefern (20%) und Buchen (20%) in der Optimalphase geprägt. Besonders auffällig ist der sehr hohe Anteil an Totholz aller vorkommenden Baumarten in liegender und stehender Form. Vereinzelt sind verkohlte Stämme zu sehen, die Zeugen eines vergangenen Waldbrands aus dem Jahr 2014 sind. Diese Fläche ist sehr steil

und felsdurchsetzt mit einer hohen Erosionsdynamik. Einige Bäume wiesen Beschädigungen durch Steinschlag auf. Zentrum der Fläche bildet ein stehender abgebrochener Buchenstamm (Abbildung 5).

Diese Fläche ist mit der gleichen Kennziffer wie der Standort BU IN im Tiroler Rauminformationssystem kartiert. Für Standorteigenschaften siehe Punkt 2.3.3. Auch die Unterwuchsarten sind sehr ähnlich, einzig *Vincetoxicum hirundinaria* kommt als weitere Gefäßpflanze vor. Auch an diesem Waldstandort sind die Nadelholzanteile deutlich zu hoch, um der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft zu entsprechen. Es wurden keinerlei Spuren von Waldbewirtschaftung in den letzten Jahren aufgefunden.

2.4 Versuchsaufbau

In jedem Waldstandort kamen zwei Fallentypen zum Einsatz. Eine Kreuzfensterfalle (KFF) bildete das Zentrum der ein Hektar großen, quadratisch angeordneten Untersuchungsgebiete. Zudem wurden fünf Barber-Fallen (BF) in liegendes Totholz installiert (Abbildung 6). Ziel der Fallen war eine möglichst gute Erfassung der vorkommenden Käferfauna. Die Kreuzfensterfallen wurden gezielt an besonders lichten Waldstrukturen angebracht. Die Barber-Fallen wurden in sämtliche vorzufindende Totholzsubstrate installiert. Kreuzfensterfallen sind ein unselektives, quantitatives Verfahren, während die Verwendung von Barber-Fallen eine selektive und qualitative Methode zur Erfassung der Käferfauna ermöglicht. Innerhalb der Untersuchungsfläche wurde die Totholzmenge sowie der Überschirmungsgrad aufgenommen.

Die Fallen wurden vom 12.04.2022 - 14.04.2022 aufgebaut und am 05.09.2022 abgebaut. Die vorgesehene Expositionszeit zwischen den Entleerungen der Fallen wurde auf zwei bis drei Wochen festgelegt. Beim Standort BU EX wurden aufgrund des vielseitigen Totholzaufkommens 13 Barber-Fallen installiert. Insgesamt wurden 4 Kreuzfensterfallen und 28 Barber-Fallen platziert. Die Idee der direkten Installation der Barber-Fallen ins liegende Totholz stammte von Andreas Eckelt und wurde auf seine Anregung in dieser Studie untersucht.

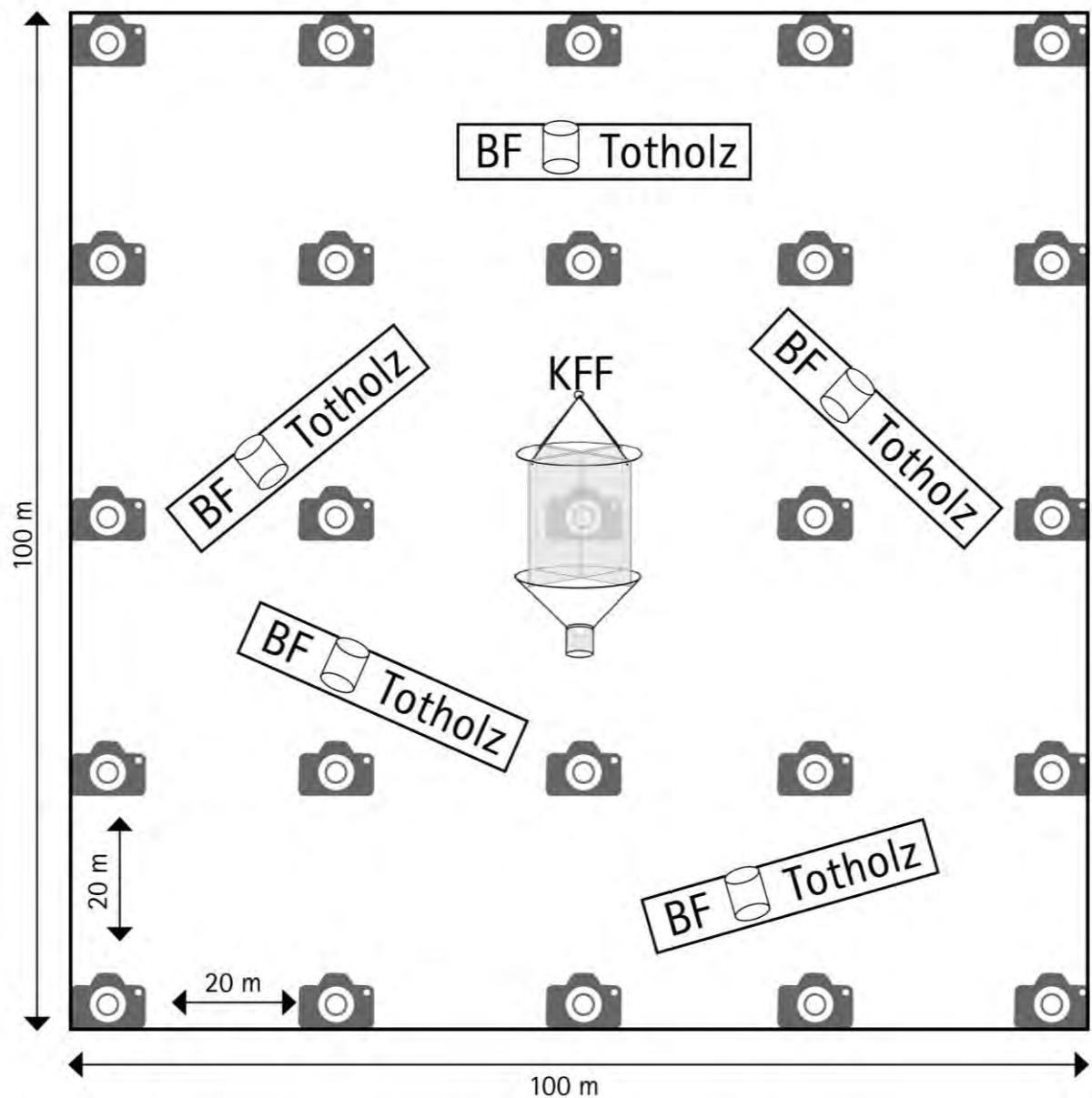


Abbildung 6: Schematische Darstellung des Experimentdesigns; Das Zentrum der 1 Hektar großen, quadratischen Untersuchungsfläche bildete die Kreuzfensterfalle (KFF). In deren Umkreis wurden fünf Barber-Fallen (BF) in liegendes Totholz eingebracht. Innerhalb des Quadrats wurde die Totholzmenge und die Kronenüberschirmung (mit Kamera dargestellt) aufgenommen. In jedem Waldstandort wurde stehendes und liegendes Totholz sowie 25 Kronenraumphotos aufgenommen; eigene Abbildung

2.4.1 Kreuzfensterfalle

Kreuzfensterfallen sind eine gängige Methodik zur Erfassung flugfähiger Arthropoden. Sie sind seit Jahren bewährtes Mittel und Standardinstrument. Dieses unselektive Verfahren schafft einen guten Überblick über die Insektenvielfalt des untersuchten Lebensraums. Der Eklektor besteht aus zwei über Kreuz zusammengesteckten Plexiglasscheiben (60 cm x 40 cm), die auf der Oberseite eine Abdeckung als Regenschutz und unten einen Trichter besitzen, an dessen Ende eine Flasche als Sammelbehälter befestigt ist (Abbildung 7). Käfer, die gegen die Scheibe fliegen, zeigen eine für sie typische Fluchtreaktion, bei der sie sich fallen lassen. Über den Trichter gelangen die herunterfallenden Insekten in die Flasche. Als Konservierungsflüssigkeit wurde gesättigte NaCl-Lösung (> 300 g Salz/Liter) mit einem Detergens zur Verminderung der Oberflächenspannung verwendet (Bail, Johannes, Georg



Abbildung 7: Kreuzfensterfalle; eigene Aufnahme

2007). Die Kreuzfensterfallen wurden an besonders lichten Orten platziert, um somit möglichst viele flugfähige Arthropoden zu erfassen. Zudem wurden jeweils ein roter sowie ein gelber Klebebandstreifen (Länge 10 cm) auf einer Plexiglasscheibe angebracht, um blütenbesuchende Käferarten zusätzlich visuell anzulocken.

2.4.2 Barber-Falle

Barber-Fallen zählen zu den am häufigsten verwendeten Erfassungsmethoden von Arthropoden. Mit dieser Methode werden epigäische Invertebraten, wie Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen und Ameisen erfasst. Sie eignet sich als selektive Komponente zur Erfassung vorkommender Insekten eines bestimmten Habitats (Leather 2005).

Barber-Fallen bestehen aus einem ebenerdig eingebrachten Gefäß, welches mit einer Konservierungsflüssigkeit gefüllt ist. Ein Deckel schützt das Fangbehältnis vor organischem Material und Regenwasser. Die Barber-Fallen wurden in liegendes Totholz installiert. Mit Akkubohrer und Forstnerbohrer-Aufsatz wurden Lö-



Abbildung 8: Barber-Falle; eigene Aufnahme

cher gebohrt, in die Urinbecher als Fangbehältnis gesteckt wurden (Abbildung 8.). Über jede Barber-Falle wurde stammaufwärts eine Kerbe eingearbeitet, um die Urinbecher vor Stammabfluss und somit vor möglichen Überlaufen zu bewahren. Die Barber-Fallen sollten alle vorkommenden Totholzsubstrate der Waldstandorte abdecken. Aus diesem Grund wurden im Standort „Bergmischwald extensiv“ insgesamt 13 Barber-Fallen installiert. Bei den installierten Barber-Fallen wurden insgesamt sechs Totholzsubstrate unterschieden. Diese ergaben sich aus den Baumarten Buche (Bu), Fichte (Fi) und Kiefer (Ki) sowie dem Totholzstadium alt und frisch. Ziel der installierten Barber-Fallen war eine repräsentative Abdeckung der vorzufindenden Totholzsubstrate. Dadurch kommt es zwischen den vier untersuchten Waldstandorten zu erheblichen Unterschieden. Die höchste Substratvielfalt wies der Standort BU EX gefolgt vom Standort BU IN auf. Die Standorte des *Erico-Pinetums* waren in ihrer Substratvielfalt auf die Baumart Kiefer beschränkt (Tabelle 3).

Tabelle 1: Anzahl installierter Fallen nach Waldstandort und Totholzsubstrat

Standort / Totholzsubstrat	Buche alt	Buche frisch	Fichte alt	Fichte frisch	Kiefer alt	Kiefer frisch
BU EX	2	2	2	4	1	2
BU IN	2	0	1	1	1	0
KI EX	0	0	0	0	3	2
KI IN	0	0	0	0	5	0
Summe	4	2	3	5	10	4

2.5 Totholzaufnahmen

Für jeden Standort wurde die Totholzmenge innerhalb der ein Hektar großen quadratischen Untersuchungsfläche aufgenommen. Es wurde stehendes, liegendes, frisches und altes Totholz unterschieden sowie die Baumart vermerkt. Mittels Messkluppe und Maßband wurden Länge und Durchmesser des Holzstücks aufgenommen. Holzstücke mit einem Durchmesser über 20 cm wurden kreuzweise gekloppt. Die Länge wurde bis zur Grenze des Derbholzes (7 cm) aufgenommen. Für stehendes Totholz wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD) gemessen und die Höhe bis zur Derbholzgrenze geschätzt. Zusätzlich wurde bei jedem aufgenommenen Holzstück die Festigkeit erfasst. Diese wurden in Festigkeitsklassen gegliedert, die sich aus der Eindringtiefe eines Messers in den Holzkörper bestimmen lassen (Robin und Brang 2009).

Im Gelände wurde jedes erfasste Totholz im Aufnahmeprotokoll nach Robin und Brang 2009 aufgeschrieben. Das Volumen des aufgenommenen Holzkörpers wurde nach der Formel von Denzin und den jeweiligen baumartspezifischen Formzahlen berechnet (Sperrer 2009). Die Totholzstücke der Barber-Fallen wurden nach Baumart und Stadium gegliedert. Hierbei wurde lediglich zwischen frischem Totholz (bis ca. 1 Jahr) und altem Totholz unterschieden.

2.6 Ermittlung der Kronenbedeckung

Als weiterer ökologischer Parameter wurde der Kronenschlussgrad an den Waldstandorten erhoben. Dafür wurde alle 20 m innerhalb der Untersuchungsfläche ein Kronenraumphoto aufgenommen (Abbildung 6). Fotografiert wurde mit einem Smartphone (Modell Samsung Galaxy S10) mit Weitwinkel. Bei den Aufnahmen wurde das Smartphone stets im gleichen Winkel (parallel zur Stammachse) und auf der gleichen Höhe positioniert. Pro Fläche wurden 25 Aufnahmen getätigt. Die prozentuale Kronenüberschirmung wurde mit dem Bildbearbeitungsprogramm ImageJ ermittelt.

2.7 Insektenauswertung

Die installierten Fallen wurden alle zwei bis drei Wochen ausgeleert. Relevante Informationen zum Standort und Zeitraum wurden auf einem Etikett vermerkt und dem Inhalt der entleerten Gefäße beigelegt. Die erfassten Insekten wurden aus der Kochsalzlösung in Ethanol überführt und gekühlt gelagert. Im ersten Arbeitsschritt wurden sie auf Ordnungsebene bestimmt und

vorsortiert. Käfer wurden von den anderen Insektenordnungen separiert aufbewahrt. Für die Vorsortierung wurde das Mikroskop WILD 3B der Firma Heerbrugg verwendet.

2.8 Determination der Käferarten

Die Determination der Käferarten erfolgte nach der Standardliteratur von Freude, Harde & Lohse – „Die Käfer Mitteleuropas“. *Cerambycidae* wurden mithilfe der Literatur von Ulrich Bense – „Longhorn Beetles“ bestimmt, für *Curculionidae* wurde das Werk von Hassler und Rheinheimer – „Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs“ verwendet

Die vorsortierten Käfer wurden zunächst auf Familienebene und anschließend auf Artniveau bestimmt. Für jede vorkommende Art wurde ein Präparat angelegt. Große Käfer wurden genadelt, kleinere Arten wurden auf ein Plättchen aufgeklebt. Bei schwer zu bestimmenden Arten wurde, wenn erforderlich, zusätzlich ein Genitalpräparat angefertigt. Ein Großteil der Artdetermination erfolgte im Sammlungs- und Forschungszentrum Hall in Tirol. Schwer bestimmbare Arten wurden mit Exemplaren aus der Vergleichssammlung abgeglichen. Zweifelsfälle wurden Andreas Eckelt und Manfred Kahlen zur Überprüfung und Verifizierung vorgelegt. Die Taxonomie der bestimmten Käferarten wurden in Excel digitalisiert und den entsprechenden Leerungen und Waldstandorten zugeordnet. Die Käferfamilien *Staphylinidae* und *Ptilidae* sowie die Gattung *Meligethes* der Familie *Nitidulidae* wurden aufgrund des hohen Bestimmungsaufwands nicht auf Artniveau determiniert.

2.9 Faunistische und ökologische Bewertung der Käferarten

Die Artenliste der bestimmten Käfer wurde mit ökologischen Informationen erweitert. Als Grundlage diente eine Excel-Liste von Andreas Eckelt. Diese Liste xylobionter Käferarten war mit Angaben über die ökologische Gilde, dem Biotopvorkommen, der Ernährungsweise, dem Lebensraum sowie der Substratgilde der jeweiligen Käferarten versehen (Tabelle 2).

In der ökologischen Gilde wird zwischen obligatorisch und fakultativ gebundenen Totholzarten differenziert. Als obligat xylobionte Käfer (ox) sind Arten definiert, welche an Holz bzw. Holzteilen jeglicher Zustandsform, ob lebend, absterbend oder abgestorben gebunden sind. Weitere Lebensräume für diese Käfer bilden holzverwertende Pilze sowie die unterschiedlichen Holz-Zerfallsstadien die neben Exkretionsstoffe (z.B. Saftfluss) verschiedenste holz-anatomische Strukturen aufweisen (Fäule, Wassergehalt) (Speight 1989; Schmidl und Bußler 2004; Keith 2008). Des Weiteren werden hier auch räuberische und parasitische holzbewohnende

Käferarten dieser ökologischen Gruppe zugerechnet. Die Einstufung wird dabei über die Ökologie der Larven getroffen. Die Adultstadien (Käfer) können auch eine nicht xylobionte (saproxylich/lignicole) Lebensweise besitzen. Zur umfassenden Darstellung dieser ökologischen Gruppe werden hier auch fakultativ xylobionte Käferarten (fx) mit aufgenommen. Diese entsprechen den oben genannten Kriterien und sind zwar primär, jedoch nicht ausschließlich, auf die zuvor genannten Strukturen für ihre Reproduktion angewiesen.

Tabelle 2: Biotopvorkommen, Ernährungsweisen und Substratgilden von Käfern

Biotopvorkommen	
e	eurytop (in vielen verschiedenartigen Biotopen)
st	stenotop (nur in bestimmten, einander gleichartigen Biotopen)
Ernährungsweise	
cop	coprophag (von Kot ernährend) Unter „sonstiges“ zusammengefasst
nec	necrophag (von Ass ernährend) Unter „sonstiges“ zusammengefasst
ph	phytophag (von Pflanzen ernährend)
sap	saprophag (von verwesenden oder faulenden organischen Substanzen ernährend) Unter „sonstiges“ zusammengefasst
sxyl	saproxylophag (von verwesendem oder faulendem Holz ernährend)
xmyc	xylomycetophag (von Holz- und Pilzstoffen ernährend)
xyl	xylophag (von Holz ernährend)
zoo	zoophag (von Tieren ernährend)
Substratgilden nach Schmidl&Bußler 2004	
f-Arten	Frischholzbesiedler: vivixylophage und zoophage Besiedler lebender Holzpartien, die Belegung des Substrats erfolgt abhängig von der Holzfeuchte – bis ungefähr ein Jahr nach Absterben des Gehölzes
a-Arten	Altholzbesiedler (a-Arten): saproxylophage und zoophage Besiedler von seit längerer Zeit abgestorbenem Holz (Altholz, Moderholz, Holzhumus).
m-Arten	Mulmhöhlenbesiedler: xylodetritophage und zoophage Besiedler von zu Mulm zersetztem Holzmaterial im Inneren noch fester Holzstrukturen (Mulmhöhlen, Kernfäulen, in anbrüchigen und abgestorbenen Bäume).
p-Arten	Holzpilzbesiedler: mycetophage Besiedler von verpilzten Holzteilen oder ausschließlich auf Holz wachsenden Pilzfruchtkörpern
s-Arten	xylobionte Sonderbiologien: succiphage, necrophage, coprophage, saprophage, nidicole, pollenophage, etc. Besiedler von Holzstrukturen Baumsaftfresser, Kommensalen, Schmarotzer, Chitin-, Leichen und Kotfresser in Nestern und Brutgängen anderer holzbesiedelnder Insekten, etc.), Baumphytotelmen-Besiedler u.a.

Für einen besseren Überblick bei der Auswertung wurden coprophage, nekrophage und saprophage Arten aufgrund der geringen Anzahl zu der Klasse „Sonstiges“ zusammengeführt.

Neben diesen ökologischen Parametern wird die Körpergröße der Käfer als Indikator für Biomasse verwendet. Diese soll in Kontext zum vorkommenden Totholzsubstrat gesetzt werden, weshalb ausschließlich xylobionte Käferarten analysiert wurden. Die Körpergrößen der Käfer wurden der Liste nach Eckelt entnommen. Als Grundlage der ökologischen Informationen diente neben der Liste nach Eckelt der Koch-Katalog über die Ökologie der Käfer Mitteleuropas (Koch 1995). Diese wurde für alle nicht xylobionten Arten angewendet.

Als weitere Bewertungsgrundlage diente die Rote Liste gefährdeter Käfer Bayerns (Schmidl et al. 2003). Diese wurde aus Ermangelung einer zeitgemäßen Roten Liste für Österreich verwendet. Darin enthalten sind alle Käferarten, die in Bayern von erfahrenen Entomologen in unterschiedliche Kategorien als gefährdet eingestuft wurden (Tabelle 3). In der Auswertung dieser Studie wurden ausschließlich xylobionte Käferarten berücksichtigt. Zudem wurden Arten der Kategorien G, V und D aufgrund der geringen Aussagekraft des Gefährdungsstatus ebenfalls nicht verwendet.

Tabelle 3: Übersicht der Kategorien der Rote Liste gefährdeter Käfer Bayerns

Kategorie	Bezeichnung
0	Ausgestorben oder verschollen
1	Vom Aussterben bedroht
2	Stark gefährdet
3	Gefährdet
G	Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt
R	Extrem seltene Art und Arten mit geografischen Restriktionen
V	Arten der Vorwarnliste
D	Daten defizitär

2.10 Datenanalyse

Die Datenauswertung erfolgt für die vier Waldstandorte (BU EX, BU IN, KI EX und KI IN) und für die folgenden, gebildeten Untersuchungseinheiten (Tabelle 4).

Tabelle 4: Beschreibung der gebildeten Untersuchungseinheiten

Untersuchungseinheit [Parameter]	Zusammensetzung
Kreuzfensterfalle (KFF) [Fallenmethodik]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der Kreuzfensterfallen der vier Waldstandorte (BU EX KFF, BU IN KFF, KI EX KFF, KI IN KFF)
Barber-Falle (BF) [Fallenmethodik]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der Barber-Fallen der vier Waldstandorte (BU EX BF, BU IN BF, KI EX BF, KI IN BF)
Buchenwald (BU) [Waldgesellschaft]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der beiden Buchenwaldstandorte (BU EX KFF, BU EX BF, BU IN KFF, BU IN BF)
Kiefernwald (KI) [Waldgesellschaft]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der beiden Kieferwaldstandorte (KI EX KFF, KI EX BF, KI IN KFF, KI IN BF)
Extensiv (EX) [Bewirtschaftungsart]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der beiden extensiv bewirtschafteten Waldstandorte (BU EX KFF, BU EX BF, KI EX KFF, KI EX BF)
Intensiv (IN) [Bewirtschaftungsart]	Gesamte Käferfauna aller Entleerungen der beiden intensiv bewirtschafteten Waldstandorte (BU IN KFF, BU IN BF, KI IN KFF, KI IN BF)

Diese Untersuchungseinheiten wurden gebildet um die Auswirkungen der Fallenmethodik, der Bewirtschaftungsart und der Waldgesellschaft auf die Käferfauna hervorzuheben. Die abweichende Anzahl (13 statt fünf) an installierten Barber-Fallen des Waldstandorts BU IN stellte eine Problematik in der Vergleichbarkeit zwischen den Standorten bzw. Untersuchungseinheiten dar. Um ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen den Waldstandorten zu erhalten, wurden für den Waldstandort BU EX folgende fünf Fallen per Zufallsgenerator ausgewählt: BU EX B3; BU EX B8; BU EX B9; BU EX B11 und BU EX B12.

2.10.1 Deskriptive Datenanalyse

Die deskriptive Datenanalyse erfolgte mit Microsoft Excel Version 16.0. Das erfasste Totholz sowie die ermittelte Überschirmung der vier Waldstandorte wurde analysiert. Zudem wurde die Anzahl an Käferfamilien, -arten und -individuen und die Körpergröße der xylobionten Käferarten der vorliegenden Waldstandorte, Untersuchungseinheiten und Totholzsubstrate beschrieben. Für Letztere wurden für eine bessere Vergleichbarkeit Mittelwerte gebildet. In einem weiteren Schritt wurde deren ökologische Amplitude untersucht. Hierfür wurde die Gildenzugehörigkeit, das Biotopvorkommen, die Ernährungsweise, die Zugehörigkeit zur Substratgilde sowie die erfasste Biomasse in Betracht gezogen.

2.10.2 Diversitätsparameter und Ähnlichkeitsanalyse

Die analytische Datenauswertung erfolgte mit dem Statistikprogramm R Version 4.3.0 (R Core Team 2023). Es wurden für ökologische Untersuchungen bewährte Diversitätsparameter angewendet. Mit der Alpha-Diversität wurden die Unterschiede innerhalb einer Lebensgemeinschaft beschrieben. Der verwendete Shannon-Index berücksichtigte dabei neben der Artenanzahl auch deren relative Häufigkeit (Gorelick 2006). Je höher die Werte des Shannon-Index, desto größer war die Alphadiversität der untersuchten Einheit (Ortiz-Burgos 2016). Mit der Beta-Diversität wurden die Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzung zwischen zwei Lebensgemeinschaften beschrieben (Whittaker 1972). Der verwendete Sørensen-Index ist ein bewährter Index, der die Ähnlichkeit zwischen zwei Untersuchungseinheiten ausdrückt. Ein Wert von 1 zeigt eine perfekte Übereinstimmung an, während ein Wert von 0 eine vollständige Unterschiedlichkeit bedeutet. Neben diesen Diversitätsparametern wurde noch eine Ähnlichkeitsstrukturanalyse durchgeführt. Dies erfolgte mit einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS). Mit dieser statistischen Methode werden Ähnlichkeiten und Unterschiede von Untersuchungseinheiten räumlich in Form von Punkten in einem Koordinatensystem

dargestellt. Die Distanz zwischen zwei Punkten spiegelt die Ähnlichkeit bzw. Unterschiedlichkeit zweier Gemeinschaften dar. Je näher, desto ähnlicher und je weiter entfernt, desto unterschiedlicher sind diese. Dabei wird lediglich auf die Monotonie geachtet und keine tatsächlichen Distanzen abgebildet (Shepard 1962; Kruskal 1964).

3. Ergebnisse

3.1 Totholzaufnahmen

Die aufgefundenen Totholzstrukturen der vier Waldstandorte waren sehr verschieden. So gab es große Unterschiede im Substrat, in den Durchmesserklassen und in der vorgefundenen Menge des Totholzes. Die Kiefernstandorte wiesen geringere Totholz mengen und weniger Substratvielfalt als die Buchenstandorte auf. Die intensiv bewirtschafteten Flächen hatten geringere Totholz mengen als deren extensiv bewirtschaftetes Pendant.

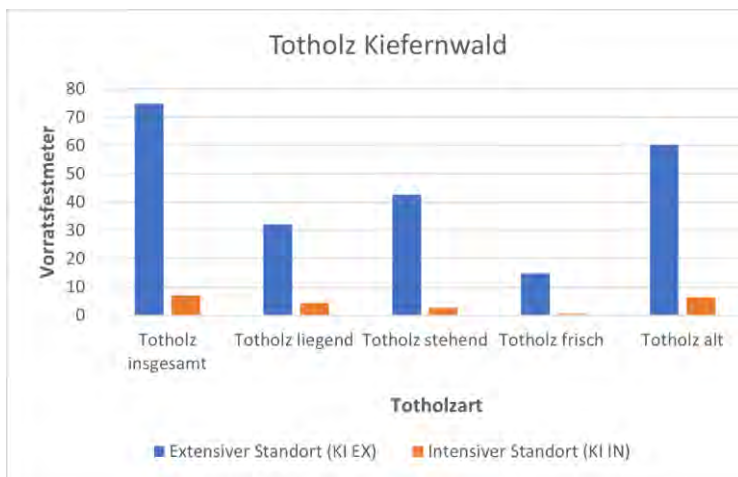


Abbildung 9: Totholzvorkommen der beiden Kiefernwaldstandorte

einen hohen Totholzwert auf. Hierbei waren rund 30 Vfm liegendes und knapp 45 fm stehendes Totholz. Rund 15 Vfm waren frisches Totholz (Abbildung 9). Auf diesen beiden Standorten wurde nur Kieferntotholz aufgefunden.

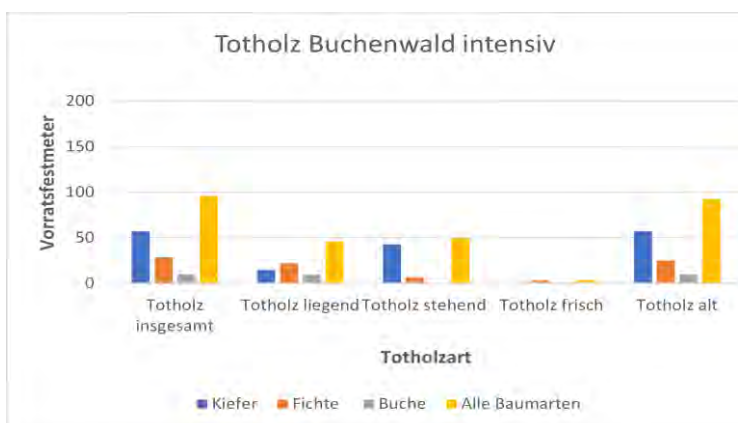


Abbildung 10: Totholzvorkommen im intensiven Buchenwaldstandort

Totholz an (43 Vfm). Bei der Fichte überwog liegendes Totholz (22 Vfm), Buchentotholz kam ausschließlich in liegender Form vor. Frisches Totholz machte nur einen sehr geringen Anteil aus (3 Vfm an Fichte) (Abbildung 10).

Der Standort KI IN hatte mit rund 7 Vorratsfestmetern (Vfm) das mit Abstand geringste Totholz-vorkommen. Davon waren rund 4,5 Vfm liegendes Totholz und rund 2,5 Vfm stehendes Totholz. Nur 0,5 Vfm zählten zum frischen Totholz (Abbildung 9). Der Standort KI EX wies mit rund 75 Vfm

Der Standort BU IN hatte mit 95 Vfm ebenfalls hohe Totholzwerte. Davon waren rund 45 Vfm liegendes und rund 50 Vfm stehendes Totholz. Bei den Baumarten überwog die Kiefer mit 57 Vfm, gefolgt von Fichte mit 29 Vfm und Buche mit 10 Vfm. Der Großteil des Kieferntotholzes fiel als stehendes

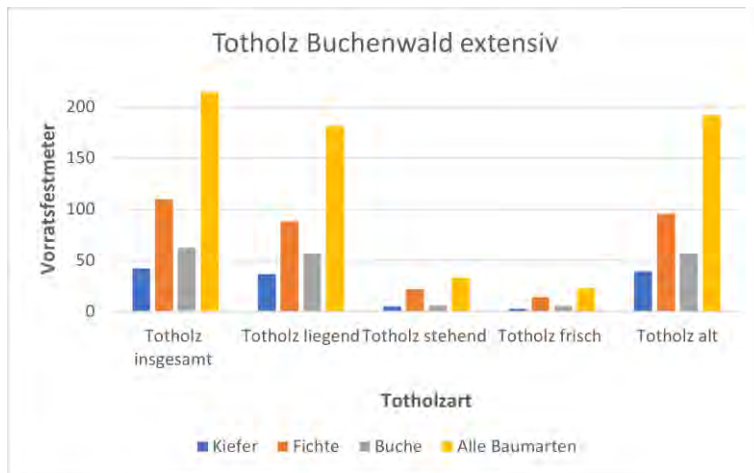


Abbildung 11: Totholzvorkommen im extensiven Buchenwaldstandort

Der Standort BU EX hatte mit 214 Vfm einen sehr hohen Totholzvorrat und verglichen mit den anderen Standorten mit Abstand das höchste Totholzaufkommen. Bei den Baumarten dominierte Fichte mit 137 Vfm, gefolgt von Buche mit 78 Vfm und Kiefer mit 53 Vfm. Bei allen Baumarten überwog der Anteil an liegendem und altem Totholz deutlich. Einzig die Baumart Fichte wies mit 27 Vfm einen etwas höheren Anteil an stehendem Totholz auf. Buche und Kiefer hatten hier mit 8 Vfm und 7 Vfm nur geringe Werte. Rund 10% des Totholzvorrats waren frisches Totholz, wobei die Baumart Fichte mit knapp 14 Vfm wieder den größten Anteil vor der Buche mit rund 5 Vfm und der Kiefer mit 3 Vfm stellte (Abbildung 11).

Das aufgenommene Totholz unterschied sich in der Verteilung der Durchmesserklassen stark zwischen den Standorten. Der Waldstandort KI IN wies überwiegend Totholz in der schwächsten Durchmesserklasse auf (Klasse 2). Der Waldstandort KI EX hatte sehr viele Totholzstücke

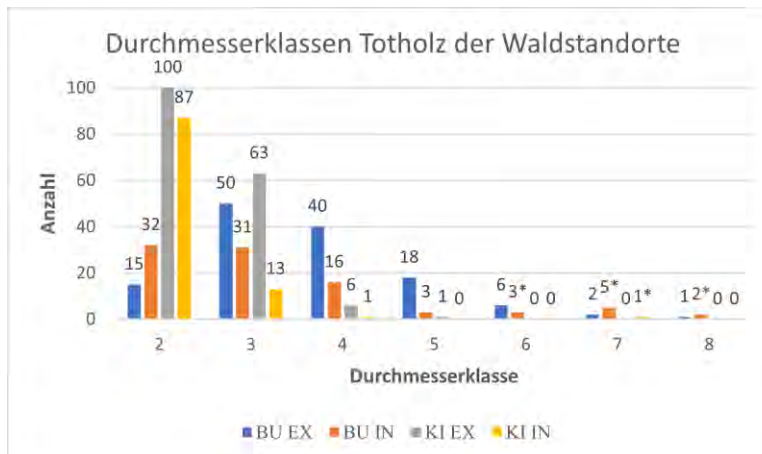


Abbildung 12: Durchmesserklassen des erfassten Totholzes nach Waldstandort. Baumstümpfe sind durch ein * gekennzeichnet. Die Zahlen über den Balken stehen für die Anzahl an aufgenommenen Totholzstücken dieser Durchmesserklasse. Definition der Durchmesserklassen: 2: 11-20 cm; 3: 21-30 cm; 4: 31-40 cm; 5: 41-50 cm; 6: 51-60 cm; 7: 61-70 cm; 8: 71-80 cm

in den Durchmesserklassen 2 und 3 und nur wenige in der Klasse 4. Die Buchenwälder wiesen in den geringen Durchmesserklassen weniger Totholzstücke auf. Dafür wurden bei diesen Waldstandorten Totholzstücke in den hohen Durchmesser-

klassen aufgefunden. Vor allem der Standort BU EX dominierte in den höheren Durchmesser-

klassen und wies einige starke Totholzstücke auf. Beim Standort BU IN kamen ab der 6. Durchmesserklasse lediglich Baumstümpfe als Vertreter vor (Abbildung 12).

3.2 Kronenüberschirmung

Die Kronenüberschirmung der Waldstandorte wies geringe Unterschiede auf. Der Kronenschlussgrad war bei den Flächen mit intensiver Bewirtschaftung höher als bei den Flächen mit extensiver Bewirtschaftung. Der höchste Kronenschlussgrad kam im Buchenwald mit intensiver Bewirtschaftung vor. Hier lag der Wert bei 72%. Die anderen Waldstandorte hatten vergleichbare Kronenschlussgrade. Der Kiefernwald mit intensiver Bewirtschaftung hatte mit 58% den nächsthöheren Wert, gefolgt vom Buchenwald und Kiefernwald mit extensiver Bewirtschaftung (53% bzw. 51%).

3.3 Beschreibung der Käferfauna

Die vorliegende Studie berücksichtigte ausschließlich Käfer auf Artniveau und umfasste insgesamt 1244 Individuen, die sich aus 223 Arten und 47 Familien zusammensetzten. Diese bildeten die Grundlage für die folgenden Vergleiche. Um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen Waldstandorten oder Untersuchungseinheiten zu gewährleisten,

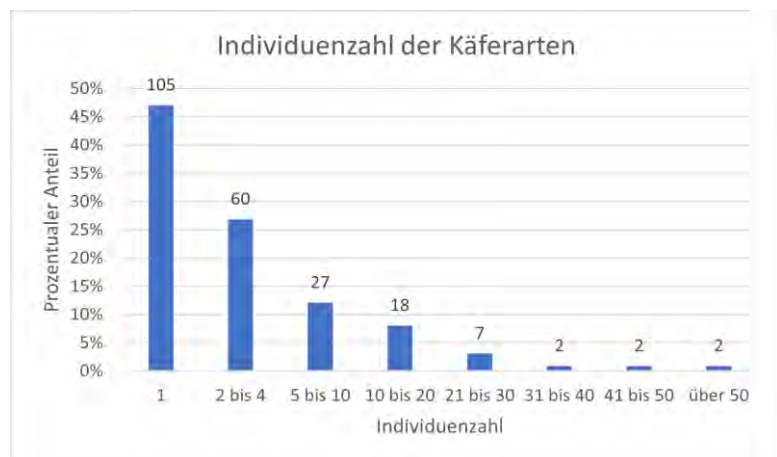


Abbildung 13: Prozentualer Anteil der Arten nach Individuenzahl. Die Zahl über dem blauen Balken zeigt an, wie viele verschiedene Käferarten im jeweiligen Zahlenbereich nach Individuenzahl vorkommen.

wurde die Analyse der Barber-Fallen des Waldstandorts BU EX teilweise auf die fünf zufällig ausgewählten Barber-Fallen eingeschränkt (Punkt 2.9). Während diese Einschränkung bei der taxonomischen Auswertung (Punkt 3.3.1) häufig sinnvoll war, wurden bei der Analyse der ökologischen Amplitude (3.3.2) alle 13 Barber-Fallen von diesem Standort einbezogen. Der Großteil der Käferarten wies eine geringe Anzahl an Individuen auf. Knapp die Hälfte aller Arten wurde nur einmal erfasst, bei rund einem Viertel der 223 Käferarten wurden zwei bis vier Individuen gefangen. Mit steigender Individuenzahl nahm die Anzahl an Arten rapide ab. (Abbildung 13). Mit Abstand am häufigsten wurde die Art *Ptilinus pectinicornis* der Familie *Ptinidae* mit 157 Individuen nachgewiesen.

3.3.1 Quantitative Auswertung der Käferfauna

Die erfasste Käferfauna wurde nach Waldstandorten, Erfassungsmethodik, Bewirtschaftungsart und Waldgesellschaft analysiert. Dabei wurde die Individuen-, Arten- und Familienanzahl verglichen. Letztere wurde der Vollständigkeit halber präsentiert, bei der Beschreibung der Ergebnisse wird jedoch nicht weiter auf die Familienanzahl eingegangen.

Der Buchenwaldstandort mit extensiver Bewirtschaftung besaß die höchste Käfervielfalt, ge-

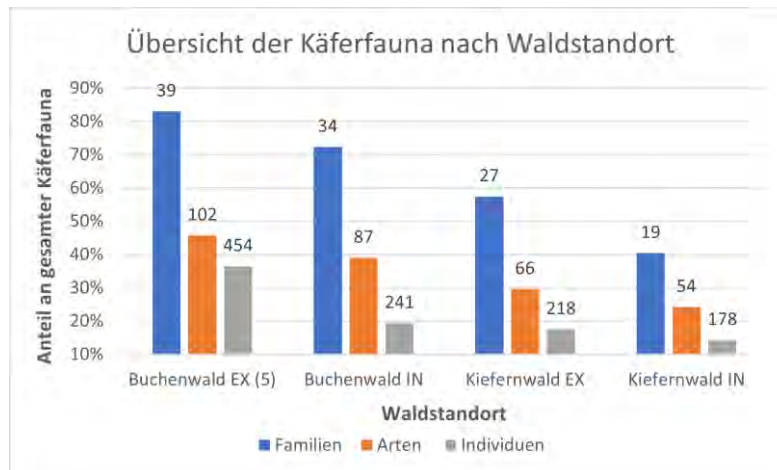


Abbildung 14: Familien, Arten und Individuen- Anteile der Käferfauna der Waldstandorte; Die (5) bezeichnet, dass die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen des jeweiligen Waldstandorts.

folgt vom Buchenwaldstandort mit intensiver Bewirtschaftung. Der Kiefernwaldstandort mit extensiver Bewirtschaftung wies eine höhere Biodiversität als der Kiefernwaldstandort mit intensiver Bewirtschaftung auf. Besonders auffällig war die deutlich höhere Individuenzahl im extensiven Buchenwaldstandort im Vergleich zu den anderen Waldstandorten (Abbildung 14).

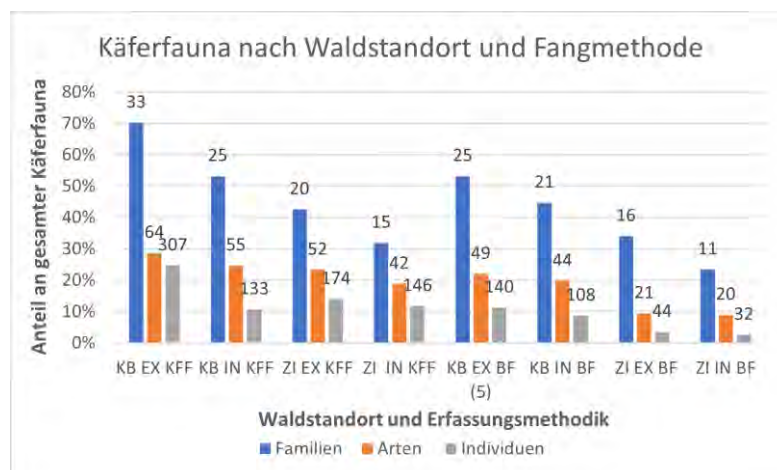


Abbildung 15: Familien, Arten und Individuen- Anteile der Käferfauna nach Waldstandort und Erfassungsmethodik; Die (5) bezeichnet, die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen der jeweiligen Erfassungsmethodik des Waldstandorts

Bei der Analyse der Käferfauna in den Waldstandorten auf Basis der Fangmethodik ergab sich ein deutliches Bild. Die Kreuzfensterfallen erfassten in allen Waldstandorten eine höhere Diversität und Quantität an Käfern im Vergleich zu den fünf Barber-Fallen (Abbildung 15).

Die besonders hohe Individuenzahl des extensiven Buchenstandorts wurde durch die hohen Fangzahlen der Kreuzfensterfalle bedingt. Die Diversität war nur etwas höher als durch die fünf ausgewählten Barber-Fallen erfasste Käferfauna. Der intensive Buchenwaldstandort wies sowohl in der Quantität als auch in der Diversität geringe Unterschiede zwischen den beiden Erfassungsmethoden auf. Die Kreuzfensterfalle wies dabei etwas höhere Werte als die Barber-Fallen auf. Bei den Kiefernwaldstandorten zeigte sich hier ein deutlicher Unterschied: Die durch Kreuzfensterfallen erfasste Käferfauna des extensiven und intensiven Waldstandorts überwog sowohl quantitativ als auch hinsichtlich ihrer Diversität deutlich den durch Barber-Fallen erfassten Artengefügen (Abbildung 15).

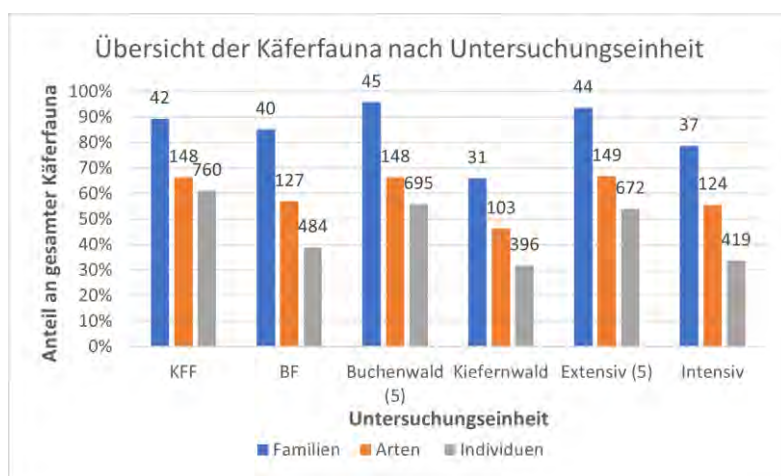


Abbildung 16: Familien-, Arten- und Individuen-Anteile der Käferfauna der jeweiligen Untersuchungseinheit; Die (5) bezeichnet, dass für diese Untersuchungseinheiten die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen der jeweiligen Untersuchungseinheit.

Vergleicht man die Käferfauna der gebildeten Untersuchungseinheiten fielen Parallelen auf. Vor allem die Individuenzahl war innerhalb der gebildeten Einheiten sehr unterschiedlich. So wurden durch Kreuzfensterfallen, in Buchenwäldern und in den extensiven Waldstandorten deutlich mehr Käferindividuen als durch Barber-Fallen, in Kiefernwäldern und in intensiven Waldstandorten erfasst. Betrachtete

man die Arten- bzw. Familienvielfalt, zeigte sich bei der Bewirtschaftungsart und bei der Waldgesellschaft das gleiche Bild wie bei der Individuenzahl. Der Vergleich der Fallenmethodik hingegen offenbarte, dass Barber-Fallen ähnlich viele Familien und Arten wie Kreuzfensterfallen erfassten (Abbildung 16).

Die Käferfauna nach Totholzsubstrat wurde aufgrund der ungleichen Anzahl an Barber-Fallen gemittelt. Die größte Anzahl und Vielfalt an Käfern pro Barber-Falle wies das Substrat „Buche alt“ auf. Anschließend folgten die Substrate „Kiefer frisch“ und „Fichte frisch“. Eine etwas

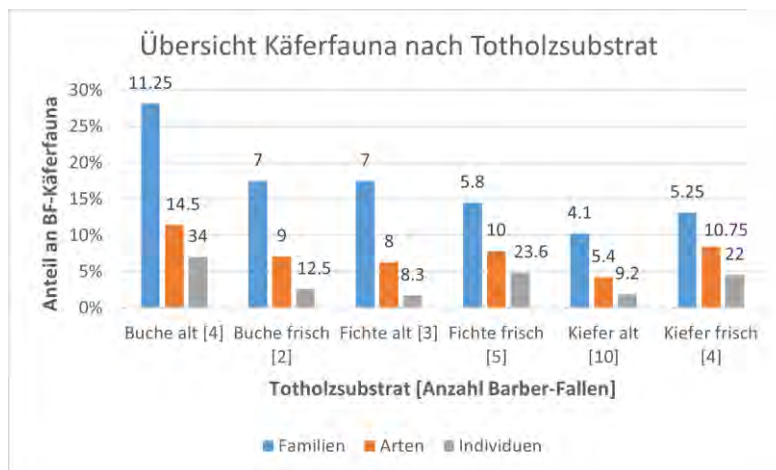


Abbildung 17: Familien-, Arten- und Individuen-Anteile der Käferfauna nach Totholzsubstrat. Die Zahlen über den Balken stehen für die gemittelte Anzahl der erfassten Familien, Arten oder Individuen des jeweiligen Totholzsubstrats.

3.3.2 Ökologische Amplitude der Käferfauna

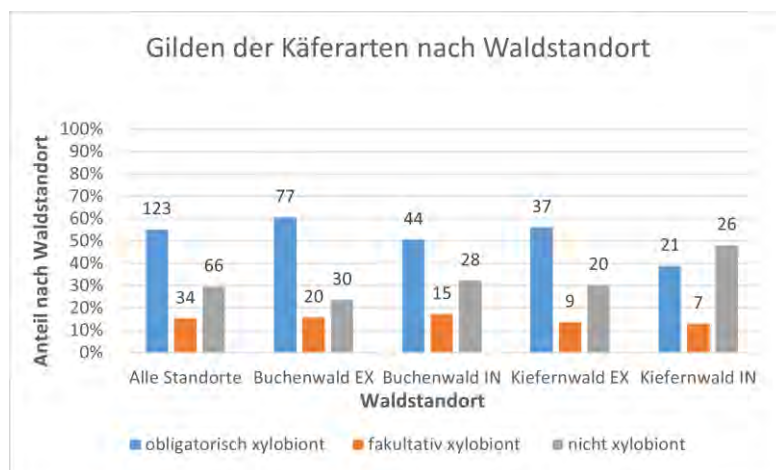


Abbildung 19: Gildenzugehörigkeit der Käferarten nach Waldstandorte. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten der Gilde des jeweiligen Waldstandorts

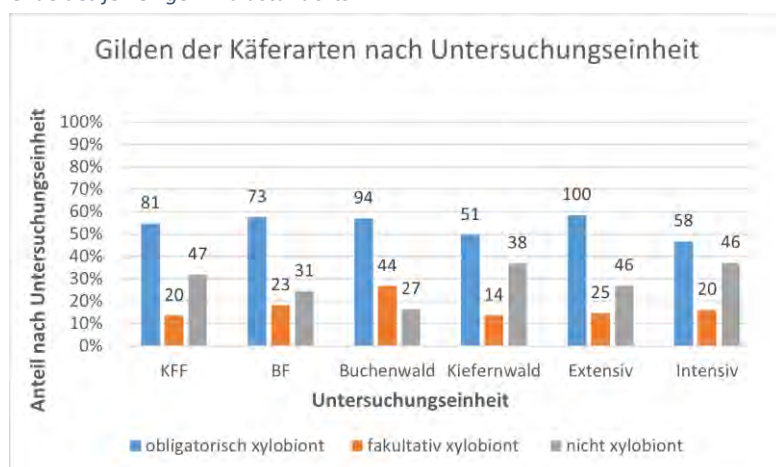


Abbildung 18: Gildenzugehörigkeit der Käferarten nach Untersuchungseinheit; Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten der Gilde des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit

geringere Artenvielfalt, jedoch deutlich weniger Individuen wurden durchschnittlich für die Substrate „Buche frisch“ und „Fichte alt“ nachgewiesen. Das Substrat „Kiefer alt“ zeigte mit Abstand die geringste Vielfalt (Abbildung 17).

Die erfasste Käferfauna wurde bezüglich ihrer ökologischen Amplitude untersucht. Dabei wurde die Gildenzugehörigkeit, die Biotopbindung, die Ernährungsweise und die Zugehörigkeit zu xylobionten Substratgilden analysiert. Diese wurden nach Waldstandorten und Untersuchungseinheit dargestellt.

Die vorliegende Studie zeigte, dass bei der insgesamt erfassten Käferfauna xylobionte Arten überwiegen. Der Großteil der holzbewohnenden und gut die Hälfte der insgesamt erfassten Käferfauna gehörte der obligatorisch xylobionten Gilde an. Fakultativ xylobionte Arten machten nur etwas über zehn

Prozent der Käferfauna aus. Der extensive Buchenwaldstandort wies etwas höhere Anteile an xylobionten Arten auf als die Standorte BU IN und KI EX. Der intensive Kiefernwaldstandort hatte mit Abstand den höchsten Anteil an nicht xylobionten Arten aufzuweisen (Abbildung 19).

Die Buchenwaldstandorte zeigten deutlich höhere Anteile an xylobionten Arten auf als die Kiefernwaldstandorte. Eine ähnliche Tendenz war bei der Bewirtschaftungsweise zu beobachten, wobei die extensiv bewirtschafteten Standorte höhere Anteile an xylobionten Käferarten aufwiesen. Die ökologischen Gilden der Artzusammensetzung nach Fallenmethodik zeigte nur geringe Unterschiede auf. Das durch Barber-Fallen erfasste Artengefüge wies etwas höhere Anteile an obligatorisch und fakultativ xylobionten Arten auf. Bei den Kreuzfensterfallen lag der Anteil der nicht xylobionten Arten etwas höher (Abbildung 18).

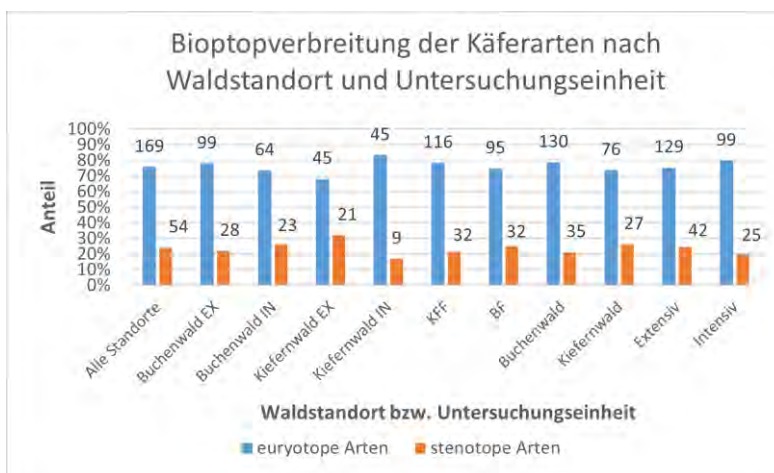


Abbildung 20: Biotopverbreitung der Käferarten nach Waldstandorte und Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Biotopverbreitung des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit.

In Bezug auf die Biotopbindung der erfassten Arten überwogen eurytope Arten, wobei bei den Untersuchungseinheiten extensive Standorte, Barber-Fallen und Kiefernwälder etwas höhere Anteile an stenotopen Arten als ihr jeweiliges Pendant aufwiesen. Bei den Waldstandorten zeigte der extensive Kiefernstandort den höchsten Anteil stenotoper Käferarten, gefolgt vom intensiven und extensiven Buchenwaldstandort.

Der intensive Kiefernwaldstandort wies deutlich die geringsten Werte auf (Abbildung 20).

Die Ernährungsweise der erfassten Käferfauna wurde über alle Standorte hinweg von zoophagen Arten dominiert, während phytophage, xylomycetophage sowie xylophage Arten die gleichen Anteile ausmachten. Saproxylophage Arten bildeten zusammen mit sonstig sich ernährenden Arten das Schusslicht. Bei der detaillierten Analyse der Ernährungsweise fielen zahlreiche Muster auf (Abbildung 21 und Abbildung 22).

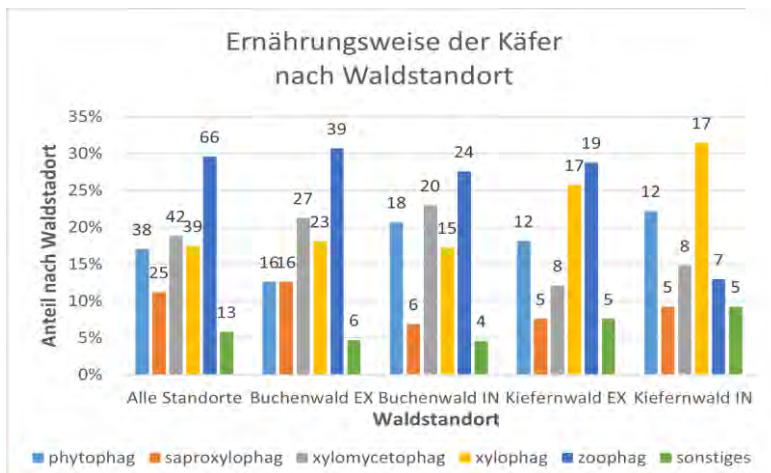


Abbildung 21: Ernährungsweise der Käferarten nach Waldstandort. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Ernährungsweise des jeweiligen Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen nur bis 35%.

- Phytophage Arten überwogen bei den intensiven Standorten und machten geringere Anteile bei den extensiven Standorten aus. Die Anteile bei Kreuzfensterfallen und bei Kiefernwaldstandorten waren höher als die bei Barber-Fallen und Buchenwaldstandorten.

- Saproxylophage Arten waren häufiger in den Buchenstandorten und extensiven Bewirtschaftungsformen vertreten. Ebenso war der Anteil bei Barber-Fallen höher als bei Kreuzfensterfallen. Während bei der Buchenwaldgesellschaft deutliche Unterschiede auftraten, unterschieden sich der extensive und intensive Standort der Kiefernwaldgesellschaft kaum.

- Xylomycetophage Arten wiesen deutlich höhere Anteile beim Buchenwald als beim Kiefernwald auf.

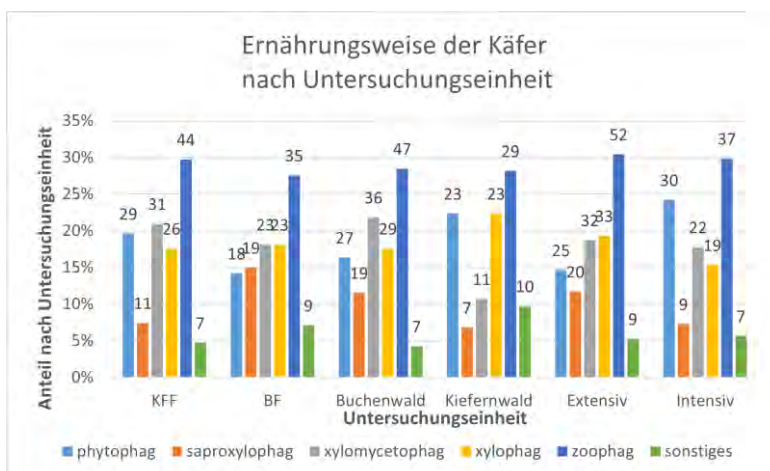


Abbildung 22: Ernährungsweise der Käferarten nach Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Ernährungsweise des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen nur bis 35%.

- Xylophage Arten hatten höhere Anteile in der Kiefernwaldgesellschaft und in den extensiven Standorten. Insgesamt wichen die Anteile in den Waldstandorten und Untersuchungseinheiten nur geringfügig ab.

- Zoophage Arten waren über alle Waldstandorte (außer KI IN) und Untersuchungseinheiten zu gleichen Anteilen vertreten.

- Sonstige Ernährungsweisen waren bei den Kiefernwäldern etwas höher vertreten als bei Buchenwäldern. Dieses Muster zeigte sich auch bei der Erfassungsmethodik, wobei Barber-Fallen etwas höhere Werte als Kreuzfensterfallen aufwiesen.

Die Substratgilden der Käferarten wurden über alle Standorte hinweg von Altholzbesiedlern und nicht xylobionten Arten (rund 30%) dominiert. Im Gegensatz dazu kamen Mulmhöhlenbesiedler und Arten mit xylobionten Sonderbiologien zu sehr geringen Anteilen oder gar nicht vor (Abbildung 23). Frischholzbesiedler und Holzpilzbesiedler machten jeweils rund 20% des Artenspektrums aus. Bei der Analyse der verschiedenen Substratgilden nach Waldstandort und Untersuchungseinheit fielen folgende Muster auf (Abbildung 23 und Abbildung 24):

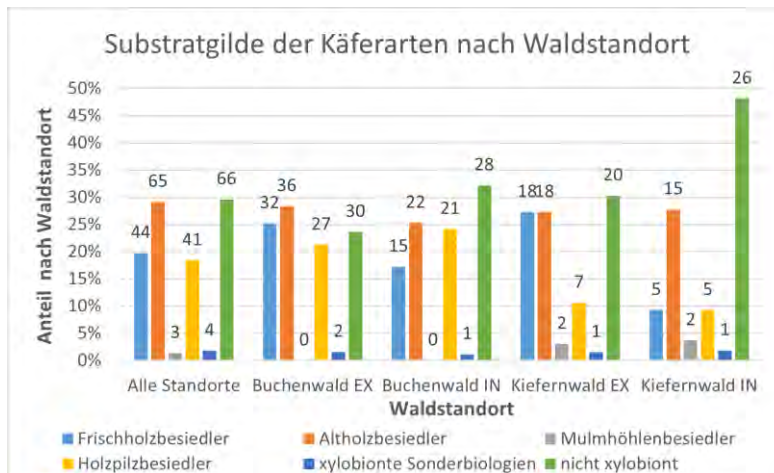


Abbildung 23: Substratgildenanteile der Käferarten nach Waldstandort. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Substratgilde des jeweiligen Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen bis 40%.

- Frischholzbesiedler waren bei den extensiven Standorten häufiger vertreten als bei den intensiven Standorten. Bei den Waldgesellschaften wies diese Substratgruppe gleiche Anteile auf. Kreuzfensterfallen erfassten etwas höhere Anteile an Frischholzbesiedlern als Barber-Fallen.

- Altholzbesiedler waren in allen Waldstandorten und Untersuchungseinheiten zu gleichen Anteilen vertreten (um 27%). Einzig bei der Erfassungsmethodik zeigte diese Substratgilde deutliche Unterschiede: So lag der Anteil bei den Barber-Fallen etwa um die Hälfte über den Anteil bei den Kreuzfensterfallen.

- Mulmhöhlenbesiedler wurden nur in den Kieferstandorten nachgewiesen und machten einen äußerst geringen Anteil aus (ca. 1%).

- Holzpilzbesiedler wiesen deutlich höhere Anteile in den Buchenwaldstandorten (22%) als in den Kiefernwaldstandorten (10%) auf. Zwischen den Bewirtschaftungsarten und Erfassungsmethoden ließen sich keine Unterschiede in dieser Substratgilde feststellen.

- Arten mit xylobionten Sonderbiologien kamen in allen Waldstandorten und Untersuchungseinheiten zu sehr geringen Anteilen vor (1-2%).

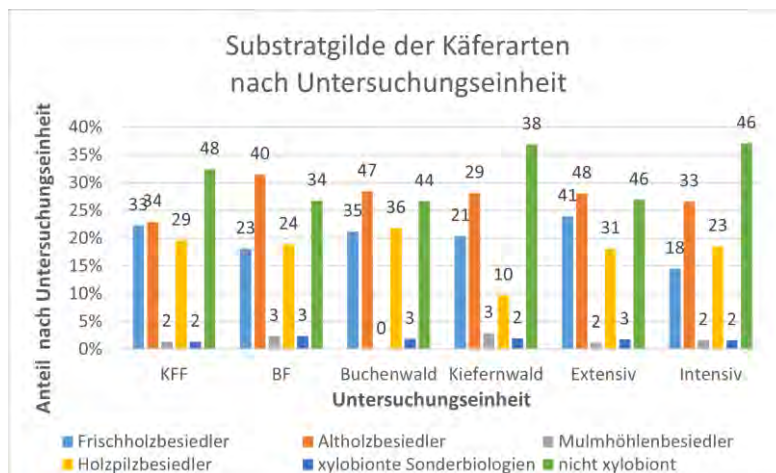


Abbildung 24: Substratgildenanteile der Käferarten nach Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Substratgilde des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit eines Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen bis 40%.

- Nicht xylobionte Arten zeigten vielseitige Unterschiede in ihren Anteilen auf. So gab es höhere Anteile dieser Substratgilde in den Kiefernstandorten (36%), in den intensiv bewirtschafteten Flächen (36%) und auch bei der Erfassung durch Kreuzfensterfallen (32%). Bei Barber-Fallen, Buchenwäldern und extensiven Flächen hingegen lagen die Anteile nicht xylobionter Arten bei rund 27%. Besonders hoch war der Anteil dieser Substratgilde beim Waldstandort KI IN mit rund 48% Anteilen des Artenspektrums.

3.3.3 Körpergrößen der xylobionten Käferfauna

Die Größenverteilung der erfassten, xylobionten Käferfauna wurde untersucht. Hierfür wurde die gesamte addierte Körpergröße sowie die mittlere Körpergröße für die verschiedenen Waldstandorte, Untersuchungseinheiten und Totholzsubstrate ermittelt.

Die Untersuchungseinheit "Kreuzfensterfalle" wies den höchsten Wert an addierter Körpergröße auf und besaß somit die höchste Biomasse an xylobionten Käfern. Diese Biomasse war doppelt so hoch wie die der mit Barber-Fallen erfassten Käfer, obwohl die Anzahl der Individuen nur etwas höher war (Faktor 1,3). Auch bei der Bewirtschaftungsart und der Waldgesellschaft ließen sich klare Unterschiede feststellen. Die beiden extensiven Standorte hatten einen deutlich höheren Wert an addierter Körpergröße als die intensiven Standorte. Zudem war die Biomasse an holzbewohnenden Käfern in Buchenwäldern höher als in Kiefernwäldern. Bei den Waldstandorten hatte der extensiv bewirtschaftete Buchenstandort mit Abstand die höchste Biomasse an xylobionten Käfern. An zweiter Stelle folgte trotz der niedrigsten Individuenzahl der intensiv bewirtschaftete Kiefernwaldstandort vor den Standorten KI EX und BU IN.

Diese Unterschiede spiegelten sich auch in der mittleren Körpergröße der xylobionten Käfer wider. Der Standort KI IN wies mit einer Durchschnittsgröße von 8,5 mm die größten Käfer auf, gefolgt vom extensiven Kiefernstandort mit rund 6 mm. Die durchschnittliche Größe der xylobionten Käfer in Buchenwaldstandorten betrug rund 5 mm. Bei den Untersuchungseinheiten

zeigte sich logischerweise dasselbe Bild: Die xylobionten Käfer der Kiefernwälder und intensiv bewirtschafteten Standorte waren größer als die der Buchenwälder und extensiven Standorte. Bei der Fallenmethodik waren die durch Kreuzfensterfallen erfassten xylobionten Käfer rund 1,5-mal so groß wie die durch Barber-Fallen erfassten Individuen (6 mm bzw. 4 mm) (Abbildung 25).

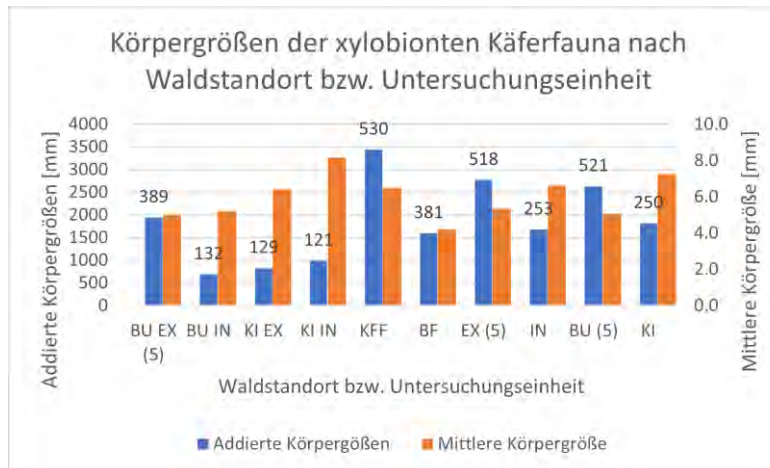


Abbildung 25: Körpergrößen der erfassten xylobionten Käferfauna nach Waldstandort und Untersuchungseinheit. Die addierten Körpergrößen ergeben sich aus der Summe der Multiplikation der erfassten xylobionten Käferindividuen mit deren Körpergröße. Sie werden als Biomasse Indikator verwendet. Die mittlere Körpergröße ergibt sich aus der Division der addierten Körpergröße mit der Anzahl an xylobionten Käferindividuen. Die Zahl über den blauen Säulen gibt die Anzahl der xylobionten Käferindividuen an. Die (5) bezeichnet, dass für diese Untersuchungseinheiten die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden

Bei der Analyse des Totholzsubstrats war die Homogenität der mittleren Körpergröße der xylobionten Käferindividuen auffällig. Diese lag bei allen Substraten bei rund 5mm, einzig das Totholzsubstrat „Fichte alt“ hatte mit rund 6mm einen etwas höheren Durchschnittswert. Im Gegensatz dazu variierte die addierte Körpergröße und somit die durchschnittlich erfasste Biomasse pro Barber-Falle in den jeweiligen Totholzsubstraten stark. Während die Substrate

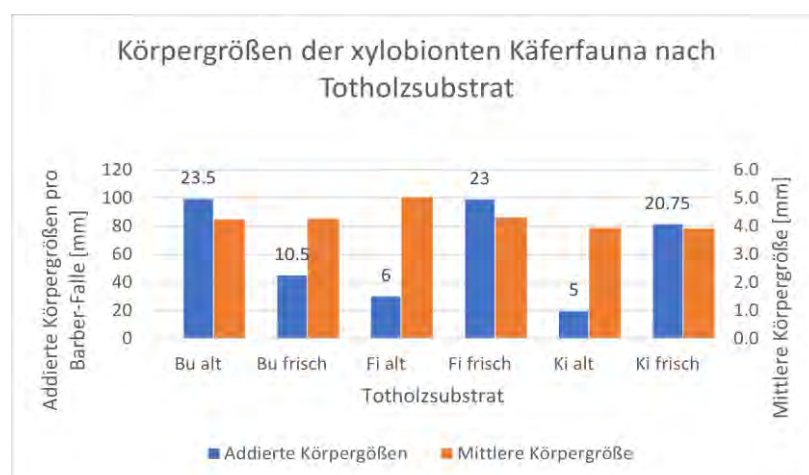


Abbildung 26: Körpergrößen der erfassten xylobionten Käferfauna nach Totholzsubstrat. Die addierten Körpergrößen ergeben sich aus der Summe der Multiplikation der erfassten xylobionten Käferindividuen mit deren Körpergröße. Sie werden als Biomasse-Indikator verwendet. Die mittlere Körpergröße ergibt sich aus der Division der addierten Körpergröße mit der Anzahl an xylobionten Käferindividuen. Die Zahl über den blauen Säulen gibt die durchschnittliche Anzahl der xylobionten Käferindividuen pro Barber-Falle an.

Kiefer alt (20 mm), Fichte alt (ca. 30 mm) und Buche frisch (etwas über 40 mm) vergleichsweise niedrige Werte aufwiesen, lagen Kiefer frisch (rund 80 mm), Fichte frisch und Buche alt (je rund 100 mm) deutlich darüber. Dies ist auf die erhöhte Anzahl der durchschnittlich erfassten Individuen zurückzuführen (Abbildung 26).

3.3.4 Ergebnisse der Rote Liste Arten

Die Anzahl der Rote Liste Arten in den Waldstandorten und Untersuchungseinheiten wurde ermittelt. Insgesamt wurden in dieser Studie 36 Rote Liste Arten nachgewiesen, wovon 29 Arten den Kategorien 1, 2 und 3 angehörten. Unter den 25 xylobionten Vertretern waren vier Arten vom Aussterben bedroht, drei Arten stark gefährdet und 18 Arten als gefährdet eingestuft.

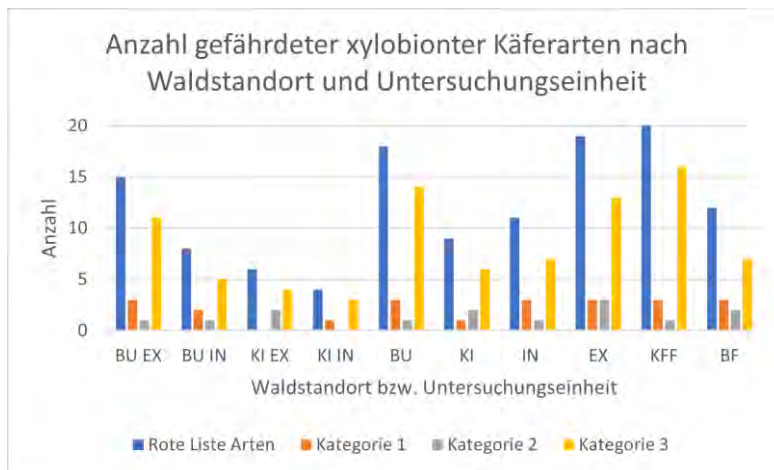


Abbildung 27:: Anzahl gefährdeter xylobionter Käferarten nach Waldstandort und Untersuchungseinheit. Die Einstufung erfolgte nach der Roten Liste gefährdeter Käferarten Bayerns (Schmidl et al. 2003). Kategorie 1: Vom Aussterben bedrohte Arten; Kategorie 2: stark gefährdete Arten; Kategorie 3: gefährdete Arten.

So wurden in Buchenwäldern (18), in den extensiven Waldstandorten (19) und durch Kreuzfensterfallen (20) deutlich mehr Rote Liste Arten erfasst. Kiefernwäldern (9), intensive Waldstandorte (11) und die Erfassungsmethodik durch Barber-Fallen (12) wiesen deutlich geringere Anzahlen auf.

3.4 Ergebnisse der Diversitätsparameter und Ähnlichkeitsanalyse

Die oben beschriebene Käferfauna wurde in einem weiteren Schritt in Bezug auf ihre Diversität, Ähnlichkeit und Sättigung mit dem Statistikprogramm R 3.3.0 untersucht.

3.4.1 Alpha Diversität

Mit der Alpha-Diversität wurde mittels Shannon-Index die Artenvielfalt für jede verwendete Falle ermittelt. Die erfassten Artengemeinschaften der Becherfallen wiesen eine geringere Alpha-Diversität als die erfasste Artengemeinschaft der Kreuzfensterfallen auf.

Der Vergleich der Becherfallen nach Waldgesellschaft zeigte einen Trend auf. Die Diversität der Artengemeinschaften der Buchenstandorte (Shannon-Werte um 2,25) war deutlich höher als bei den Kiefernwaldstandorten (Shannon-Werte um 1,5). Im Gegensatz dazu ließ sich nach der Bewirtschaftungsart kein Unterschied feststellen. Hierbei lag bei beiden Waldgesellschaften

das gleiche Muster vor, die Punkte der extensiven und intensiven Standorte wiesen vergleichbare Werte auf. Dieses Muster ließ sich bei den erfassten Artengemeinschaften der Kreuzfensterfallen nicht bestätigen. Besonders auffällig war hierbei die deutlich geringere Alpha-Diversität bei der Kreuzfensterfalle des extensiven Buchenwaldstandorts. Die drei anderen Waldstandorte BU IN, KI EX und KI IN zeigten nur geringe Unterschiede in der Alpha-Diversität bei dieser Erfassungsmethodik (Abbildung 28).

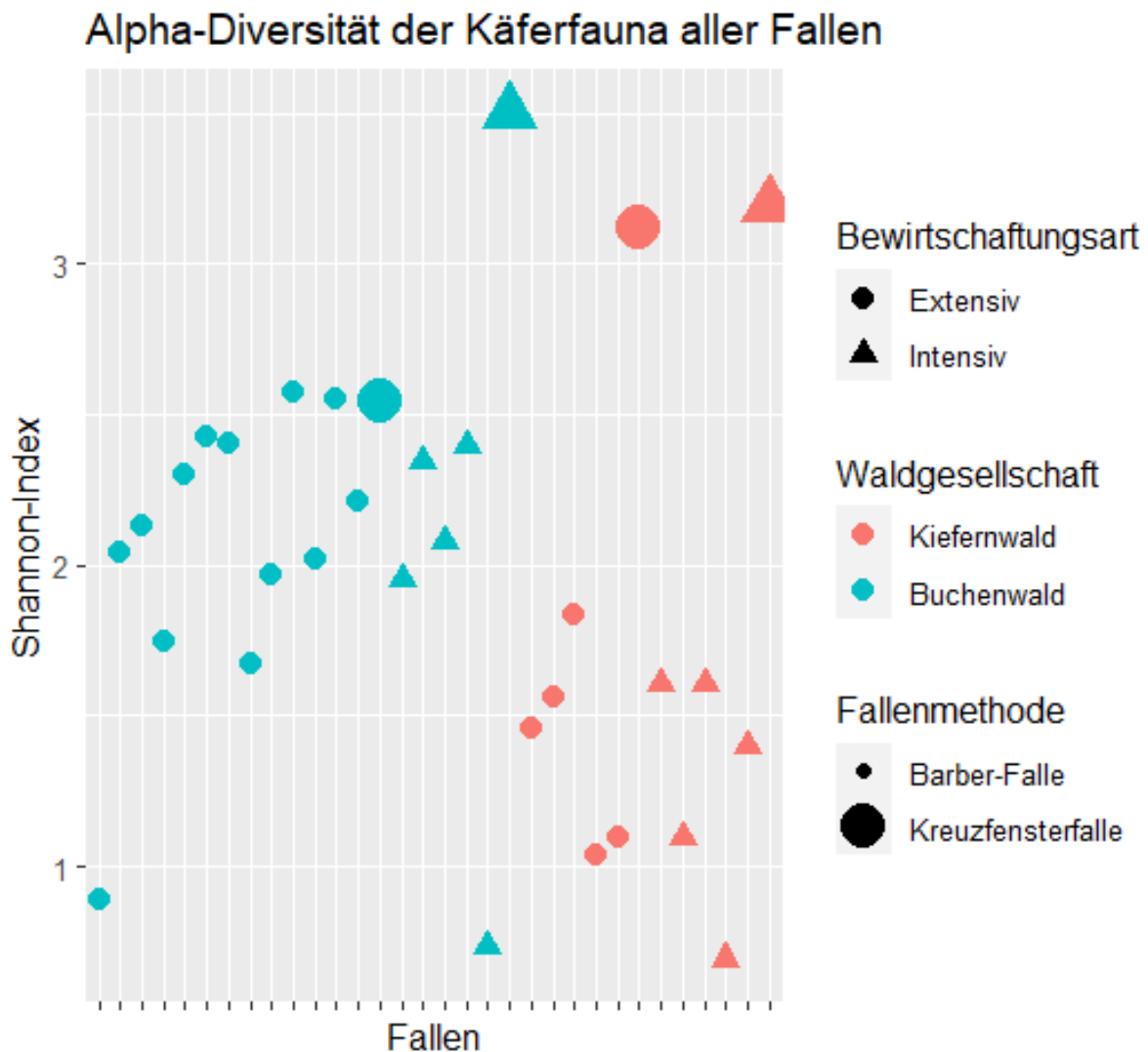


Abbildung 28: Alpha-Diversität der Käferfauna nach Fallen: Dargestellt sind sämtliche installierte Fallen nach Bewirtschaftungsart, Waldgesellschaft und Erfassungsmethodik. Diese werden durch das Symbol (Kreis = extensiv; Dreieck = Intensiv), die Farbe (rot = Kiefernwald; blau = Buchenwald) und die Größe (klein = Barber-Falle; groß = Kreuzfensterfalle) gekennzeichnet. Hinweis: Die Werte auf der Y-Achse reichen von 0,5 bis 3,6.

3.4.2 Beta-Diversität

Die Artengemeinschaften der Waldstandorte und Untersuchungseinheiten wurden mithilfe der Beta-Diversität verglichen. Die Ähnlichkeit bzw. Unterschiede der Artgemeinschaften wurden durch den Sørensen-Index quantifiziert. Der höchste Sørensen-Index-Wert (0,6) und somit die größte Ähnlichkeit in Bezug auf die Artenzusammensetzung wurde zwischen den extensiven und intensiven Waldstandorten festgestellt. Die beiden anderen Untersuchungseinheiten zeigten geringere Artüberschneidungen. Der Sørensen-Index-Wert betrug 0,37 für den Vergleich der erfassten Käferfauna zwischen Kreuzfensterfallen und Baber-Fallen und 0,33 für den Vergleich der Waldgesellschaften Buchenwald und Kiefernwald. Die Bewirtschaftungsart der Waldstandorte hatte demnach einen deutlich geringeren Einfluss auf die Käferfauna als die Fallenmethodik und die untersuchte Waldgesellschaft. Dieser Trend ließ sich bei Betrachtung der Waldstandorte bestätigen. Der Vergleich des intensiven Buchenwaldstandorts mit seinem extensiven Pendant zeigte hohe Sørensen-Index-Werte (0,48). Bei den Kiefernwaldstandorten ist die Artüberschneidung deutlich geringer, jedoch folgte der Vergleich des extensiven und intensiven Kiefernstandorts an zweiter Stelle (Sørensen -Index Wert von 0,28). Die Gegenüberstellungen von Buchenwald und Kiefernwaldstandorten zeigten die geringsten Ähnlichkeiten im Hinblick auf die Käferfauna. Hierbei konnten erneut kein eindeutiger Trend in Bezug auf die Bewirtschaftungsart festgestellt werden (Abbildung 29).

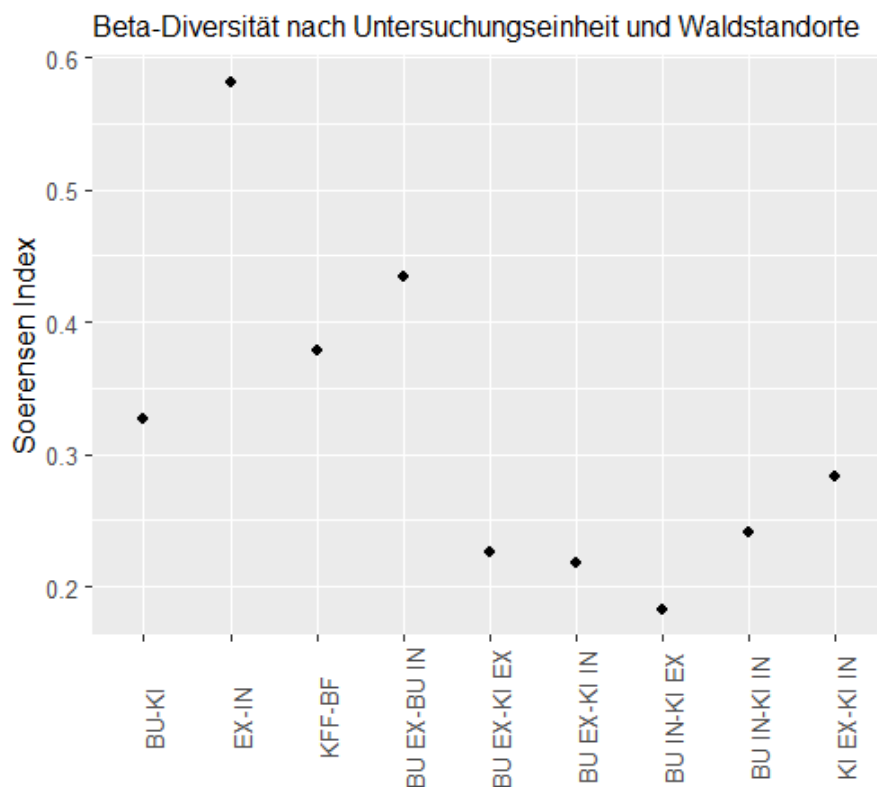


Abbildung 29: Beta-Diversität nach Untersuchungseinheit und Waldstandorte. Die Überschneidungen der Käferfauna werden mit dem Sørensen-Index quantifiziert. Je größer die Werte, desto höher sind die Artüberschneidungen der verglichenen Untersuchungseinheiten bzw. Waldstandorte. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen von 0,17 bis 0,6.

3.4.3 Ähnlichkeitsanalyse mit NMDS

Um die Ähnlichkeiten der Lebensgemeinschaften darzustellen, wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung erstellt. Als Grundlage dienten die jeweiligen Artengefüge der installierten Barber- und Kreuzfensterfallen. In jedem Waldstandort wurde ein Ausreißer auffindig gemacht. Dies sind Punkte, die in der räumlichen Anordnung im Koordinatensystem stark von den anderen Punkten abweichen. Folgende Ausreißer wurden entfernt: BU EX B12, BU IN B5, ZI EX B5 und ZI IN B4.

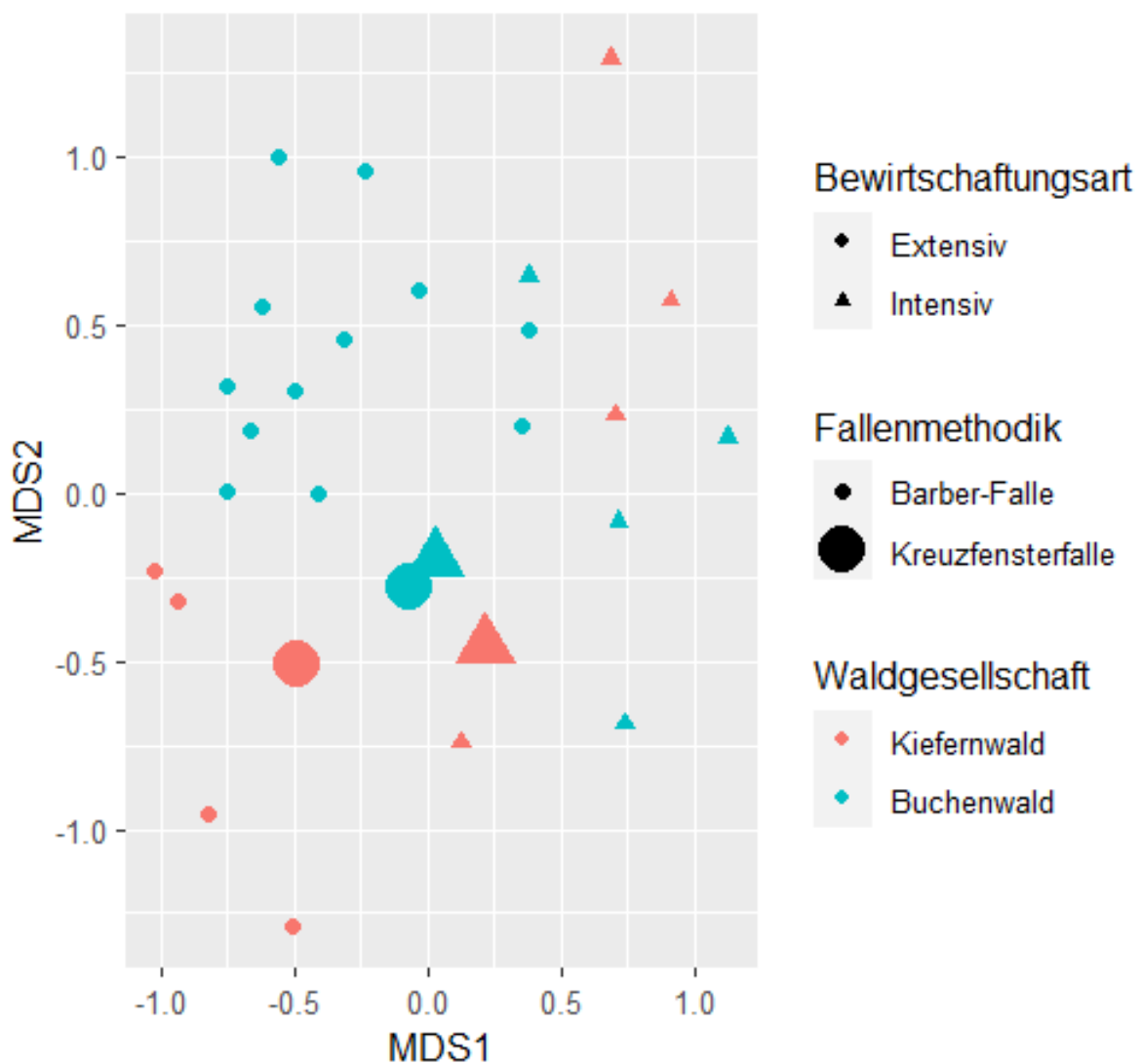


Abbildung 30: Graphik der nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) der erfassten Käferfauna nach Fallen mit $k=2$ (Stress = 0,15). Dargestellt sind sämtliche installierten Fallen nach Bewirtschaftungsart, Waldgesellschaft und Methodik. Diese werden durch das Symbol (Kreis = extensiv; Dreieck = Intensiv), die Farbe (rot = Kiefernwald; blau = Buchenwald) und die Größe (klein = Barber-Falle; groß = Kreuzfensterfalle) gekennzeichnet. Je näher zwei Punkte liegen, desto ähnlicher ist deren Artenzusammensetzung. Die Position eines Fallenpunktes spiegelt die optimale Anordnung des Artengefüges im NMDS-Raum wider.

Bei der Analyse der NMDS-Graphik (Abbildung 30) wurden räumliche Muster in den Punktwolken der Waldstandorte deutlich. Die Punkte der Barber-Fallen des extensiven Buchenstandorts befinden sich im oberen linken Bereich der Graphik, während die Punkte des intensiven Buchenstandorts eher im mittleren rechten Bereich liegen. Ähnlich verhält es sich bei den Kiefernwaldstandorten: Die Käferfauna-Punkte der Barber-Fallen des extensiven Standorts liegen im linken unteren Bereich, während die des intensiven Standorts bis auf eine Ausnahme eher im rechten oberen Bereich der Graphik liegen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die X-Achse der Graphik die Bewirtschaftungsart gut widerspiegelt (links: extensiv; rechts: intensiv). Die Y-Achse drückt den Unterschied des Arteingefüges des extensiven Kiefernstandorts (unten) von den drei anderen Waldstandorten aus (oben). Die Punkte der Arteingefüge der extensiven Waldstandorte liegen isolierter, und werden durch beide Achsen ausgedrückt, die Punkte der intensiven Standorte werden nur durch die x-Achse ausgedrückt und überlappen in der vertikalen Ebene. Die Artengemeinschaften der Barber-Fallen in den extensiv bewirtschafteten Waldstandorten sind differenzierter als in den intensiv bewirtschafteten Waldstandorten.

Bei den Kreuzfensterfallen zeigt sich eine abweichende Beobachtung: Während die Artenzusammensetzung der extensiven und intensiven Fläche bei den Buchenwaldstandorten nahezu identisch ist, weichen die Punkte der Kiefernstandorte deutlich voneinander ab. Die Abweichung ist auf der x-Achse deutlich ausgeprägt, während auf der y-Achse die Punkte des extensiven und intensiven Waldstandorts die gleichen Werte aufweisen. Tatsächlich liegen die Kiefernwaldstandorte im NMDS-Koordinatensystem sogar weiter voneinander entfernt als zu den Punkten der Buchenwaldstandorte. Das durch Kreuzfensterfallen erfasste Artenspektrum der beiden Kiefernwaldstandorte weicht im Vergleich deutlicher voneinander ab als zu dem Arteingefüge des extensiven oder intensiven Buchenwaldstandorts.

4. Diskussion

Ziel dieser Feldstudie war der Vergleich der Käferfauna in vier Waldstandorten im mittleren Inntal. Hierbei wurden die Auswirkungen der Waldbewirtschaftungsart (extensiv, intensiv), der Fallenmethodik (Kreuzfensterfalle, Barber-Falle) und der Waldgesellschaft (Buchenwald, Kiefernwald) auf die erfasste Käferfauna untersucht. Die Methodik der direkt ins Totholz installierten Barber-Fallen wurde in dieser Arbeit erstmals dokumentiert.

4.1 Diskussion der Methodik

Eine erhebliche methodische Schwäche dieser Studie bestand in der fehlenden Anzahl an Replikaten der untersuchten Waldstandorte. Aufgrund dieser Einschränkung sollte die statistische Auswertung lediglich als Trend und nicht als gesicherte Aussage betrachtet werden. Ebenso ist bei der Auswertung der Totholzsubstrate zu beachten, dass die ungleichmäßige Anzahl der Barber-Fallen pro Totholzsubstrat potenziell Verzerrungen in den Ergebnissen verursachen kann. Auch die Aufnahme der ökologischen Parameter ist kritisch zu beurteilen. So wurde die unmittelbare Umgebung der Fallen untersucht. Die Ausbreitungsmöglichkeiten vieler Käferarten ist jedoch deutlich höher als 100m. Zahlreiche Studien haben das Flugverhalten von *Scolytidae*n (Borkenkäfer) untersucht und Flugstrecken von mehreren Hundert Metern bis einigen Kilometern nachgewiesen (Evenden et al. 2014; Jones et al. 2019; Zurr 1992). Zudem können vorzufindenden Waldstrukturen kleinräumig sehr stark variieren. Diese beschriebenen Limitationen waren aufgrund der begrenzt verfügbaren Zeitressourcen unvermeidbar.

Des Weiteren war die Durchführung der Feldarbeit teilweise fehlerhaft und wurde von Zwischenfällen beeinflusst. Zu Beginn der Ausleerung wurden aufgrund mangelnder Erfahrung einige Käferindividuen beschädigt, was eine Auswertung auf Artniveau unmöglich machte. Dies war auf nicht vollständig befüllte Gefäße zurückzuführen, wodurch insbesondere kleine Käferindividuen aufgrund der starken Erschütterung im Gelände zerbrachen. Durch starke Sommergewitter kam es bei jedem der vier Waldstandorte zu einem Bruch des Sammelbehälters der Kreuzfensterfallen, wodurch erhebliche Anteile der Käferfauna eines Entleerungszeitraums verloren gingen. Möglicherweise konnten dadurch einige Arten nicht nachgewiesen werden.

Die vorliegende Arbeit beschreibt erstmals die Installation von Barber-Fallen in Totholz. Insgesamt hat sich diese Methode als bedingt praxistauglich erwiesen. Bei der Installation traten zunächst Schwierigkeiten auf, da das Bohren einen hohen Kraftaufwand erforderte und die

Akkuleistung von 5,0 Ah nur für eine begrenzte Anzahl von Bohrlöchern ausreichte. Zudem stellte sich die Wartung der Barber-Fallen als wenig praxisfreundlich heraus. Insbesondere auf dem xerothermen, extensiven Kiefernstandort trockneten die Becherfallen innerhalb von zwei Wochen häufig aus. Diese begrenzte Expositionszeit und der damit verbundene hohe Wartungsaufwand ist für abgelegene und schwer zugängliche Untersuchungsflächen ein Ausschlusskriterium.

Die Bestimmungsarbeit der Käferfauna war sehr zeitaufwändig, gestaltete sich jedoch dank der Vergleichssammlung im Tiroler Landes- und Forschungszentrums und dem dort verfügbaren Arbeitsplatz mit professionellem Binokular problemfrei. Schwer bestimmbare Arten wurden durch die Experten Andreas Eckelt und Manfred Kahlen revidiert, spezifische Fachliteratur zu Käferfamilien war ebenso verfügbar. Es kann angenommen werden, dass die erarbeitete Artenliste nur wenige Fehler aufweist.

4.2 Beurteilung der Käferfauna der Waldstandorte

Die vorliegende Käferfauna der Waldstandorte wiesen einige Auffälligkeiten auf.

4.2.1 Extensiver Buchenwaldstandort

Im Waldstandort BU EX wiesen beide Fangmethoden die höchste Anzahl an Käferarten und -individuen auf. Allerdings zeigte die Kreuzfensterfalle im Vergleich zu den anderen Waldstandorten die geringste Alpha-Diversität nach Shannon auf (Abbildung 28). Dies kann durch das Schwärmverhalten des *Ptinidae* *Ptilinus pectinicornis* erklärt werden. Diese xylobionte Art wurde im dritten und vierten Leerungsintervall 67- bzw. 68-mal im Sammelbehälter der Kreuzfensterfalle vorgefunden. Dieses Massenaufreten hatte nicht nur Auswirkungen auf die Alpha-Diversität, sondern beeinflusste auch die Biomassewerte und die durchschnittliche Körpergröße der xylobionten Käferfauna erheblich.

Der Totholzvorrat in diesem Waldstandort war ähnlich hoch wie in Urwäldern (Kölbel 1999, S. 2). Dieser hohe Wert (214 Vfm) lässt sich durch das gezielte Aufsuchen von totholzreichen Flächen (sh. Punkt 2.1) erklären. Die Untersuchungsfläche des extensiven Buchenwaldstandorts wies im weiteren Umkreis mit Abstand am meisten Totholz auf und fiel aus diesem Grund bei der Auswahl der Waldflächen auf.

Aufgrund dieser hohen Substratvielfalt wurden anstatt der üblichen fünf Barber-Fallen insgesamt 13 Barber-Fallen installiert. Der Vergleich der Käferfauna zwischen den fünf zufällig

ausgewählten und den insgesamt 13 installierten Fallen zeigte, dass mit der zusätzlichen Fallenzahl sowohl die Individuenzahl (300 bzw. 140) als auch die Anzahl an Arten (83 bzw. 49) im ähnlichen Maß anstieg. Dies deutet darauf hin, dass das Potential der vorkommenden Käferarten mit der Einschränkung auf die fünf zufällig ausgewählten Barber-Fallen bei weitem nicht ausgeschöpft wird. Diese Maßnahme diene zwar einer besseren Vergleichbarkeit mit den anderen Waldstandorten, jedoch wurde die Diversität des extensiven Buchenwaldstandorts nicht adäquat berücksichtigt. Diese Diskrepanz spricht für Feldversuche mit einer höheren Anzahl an Barber-Fallen, um die vorkommende Käferfauna besser zu erfassen.

4.2.2 Intensiver Buchenwaldstandort

Der intensive Buchenwaldstandort wies die höchste Alpha-Diversität nach Shannon auf (Abbildung 28). Dies lässt sich durch das geringe Verhältnis an Individuen zu Arten begründen. So ergeben sich für den intensiven Buchenwaldstandort im Durchschnitt rund 2,77 Individuen pro Art, bei den beiden Kiefernwaldstandorten liegt dieses Verhältnis bei 3,3, der extensive Buchenwaldstandort hat mit 4,54 Individuen pro Art deutlich den höchsten Wert. Die vorgefundene Biomasse xylobionter Käfer war im Vergleich zu den anderen Waldstandorten am geringsten. Zwar wurden insgesamt 59 xylobionte Käferarten erfasst, jedoch waren diese nur durch 132 Individuen mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 5mm vertreten. Eine weitere Auffälligkeit in diesem Waldstandort war die geringe Anzahl erfasster Käferindividuen durch die Kreuzfensterfalle. Diese ist mit 133 Individuen im Vergleich zu den anderen Waldstandorten am geringsten. Vermutlich hat die höhere Kronenüberschirmung in diesem Waldstandort einen hemmenden Einfluss auf das Flugverhalten der Insekten (Lettenmaier et al. 2022).

Der hohe Anteil an Totholz trotz aktiver Waldbewirtschaftung ist durch zwei Faktoren zu erklären. Einerseits hatte die Flächenauswahl Auswirkungen auf das vorkommende Totholz. Die Umgebung des Kerschbuchhofs ist durch kleinräumige Waldparzellen geprägt, die von privaten Waldbesitzern bewirtschaftet werden. Je nach Altersstruktur, Interesse und Ausstattung der Eigentümer kommt es zu sehr verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten. Das Ziel dieser Arbeit lag in der Erfassung von xylobionten Käferarten, weshalb bewusst Waldstrukturen mit hohem Totholzaufkommen aufgesucht wurden. Zudem führte das flächenmäßige Kiefernsterben im Bereich des Kerschbuchhofs zu hohen Werten an stehendem Totholz.

4.2.3 Extensiver Kiefernwaldstandort

Der extensive Kiefernwaldstandort unterschied sich hinsichtlich der klimatischen Bedingungen stark von den anderen Waldstandorten. Das xerotherme Klima bedingt eine Verschiebung der Phänologie der Flora und Fauna. Dies zeigte sich in den Fangzahlen der Kreuzfensterfallen deutlich. Während bei diesem Standort 71 Käferindividuen im ersten Leerungsintervall erfasst wurden, wiesen die anderen drei Waldstandorte nur Werte zwischen 10-20 Individuen auf. Diese hohe Aktivität zu Beginn der Expositionszeit der Fallen lässt zwei Schlussfolgerungen zu. Zum einen könnten möglicherweise nicht alle Frühjahrsarten erfasst worden sein. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass die erfasste Käferanzahl bei einem früheren Projektstart deutlich höher läge.

Dennoch deutete sich mit der vorhandenen Käferfauna die Besonderheit dieses Standorts an. Der Anteil an stenotopen Arten, möglicherweise thermophile Arten, war hier am höchsten. Darüber hinaus zeigte das Ergebnis der Ähnlichkeitsanalyse (NMDS), dass das Artengefüge des extensiven Kiefernwaldstandorts sich deutlicher von den Artengefügen der anderen Waldstandorte unterscheidet (Abbildung 30). Dieses Ergebnis unterstützt die Vermutung, dass die klimatischen Besonderheiten für diese Unterschiede verantwortlich sind.

Ein weiterer Einfluss des xerothermen Klimas zeigte sich bei den Entleerungen der Barber-Fallen. In den Phasen mit hohen Temperaturen waren diese im Gegensatz zu den anderen Waldstandorten ausgetrocknet. Deshalb wurden vermutlich bei dieser Fallenmethodik am xerothermen Kiefernwaldstandort weniger Käferindividuen und -arten erfasst.

4.2.4 Intensiver Kiefernwaldstandort

Der intensive Kiefernwaldstandort hatte mit Abstand das geringste und strukturärmste Totholzaufkommen. Auch im weiteren Umfeld zeigten sich keinerlei Akkumulationen von Totholz. Dieser Waldstandort steht sinnbildlich für einen stark bewirtschafteten „aufgeräumten“ Forst. Dies spiegelte sich auch im Artengefüge nieder. Sowohl die quantitativen Merkmale (geringste Familien-, Arten-, und Individuenzahl), als auch die ökologischen Parameter (geringster Anteil an xylobionten und stenotopen Arten) unterstrichen die vorzufindende Strukturarmut und Menge des Totholzes. Paradoxerweise wies dieser Waldstandort mit Abstand die höchste durchschnittliche Körperlänge der erfassten xylobionten Käfer auf. Ebenso erstaunlich war der Wert der Biomasse, der nach dem extensiven Buchenwaldstandort am zweithöchsten war. Dieses Phänomen ist durch den hohen Anteil an Individuen der Familien *Elateridae* und *Cerambycidae*

und der hohen Anzahl xylobionter Käfer zu erklären. Obwohl die xylobionten Arten im Kiefernwald nur die Hälfte der Gesamtarten ausmachten, waren sie mit 121 von 178 Individuen überproportional vertreten. Die *Elateridaen*-Gattung *Ampedus* (15 Individuen, rund 9mm Durchschnittsgröße), aber allen voran die *Cerambycidae*-Arten (*Etorofus pubescens*: 26 Individuen mit 14 mm Körpergröße und *Anastrangalia sanguinolenta*: 10 Individuen mit 10mm Körpergröße) bedingten die hohe Biomasse und die hohe durchschnittliche Körperlänge der xylobionten Käfer in diesem Waldstandort. Mögliches Brutmaterial dieser holzbewohnenden Arten wurde nicht ausfindig gemacht. Bei diesen Familien kann jedoch von mobilen Arten mit hohem Ausbreitungspotential ausgegangen werden (Lopez et al. 2017; Grilli und Fachinetti 2017).

4.3 Auswirkungen der Waldgesellschaft auf die Käferfauna

Die Anzahl an Baumarten und die damit verbundene Totholzvielfalt trugen erheblich zur Vielfalt der holzbewohnenden Käferarten bei. Der überwiegende Teil der xylobionten Käferfauna ist auf Laub- oder Nadelbäume angewiesen, viele Arten haben sich auf Baumarten spezialisiert (Lachat et al. 2013, S. 101; Wu et al. 2008; Stokland et al. 2013, S. 85–87). Baumartenreiche Mischwaldgesellschaften weisen einen größeren Artenreichtum als Waldgesellschaften mit wenigen Baumarten auf (Bußler und Loy 2004).

In dieser Studie zeigte der Vergleich der Käferfauna der beiden Waldgesellschaften die größten Unterschiede auf. Die Käferfauna der Buchenwaldstandorte wies deutlich mehr Familien, Arten und Individuen als die Käferfauna der Kiefernwaldstandorte auf. Dieser Unterschied wurde hauptsächlich durch die erfasste Käferfauna der Barber-Fallen bedingt. Auch die ökologischen Ergebnisse zeigten große Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften in der Ernährungsweise der Käferarten, den Vertretern der jeweiligen Substratgilden und den Anteilen an xylobionten Arten auf. Die Artenzusammensetzungen des Buchen- und Kiefernwalds wiesen ebenso die größten Unterschiede auf.

Die höhere Artenzahl der Buchenwälder insbesondere der xylobionten Käfer kann durch die höhere Vielfalt an Totholzsubstraten und Mikrohabitaten erklärt werden. Diese ergeben sich durch die höhere Baumartenvielfalt, stärkeren Durchmesser und größere Strukturvielfalt (Pilzkonsolen) des Totholzes (Bußler und Loy 2004; Bouget et al. 2013; Winter und Möller 2008). Aber auch im Einzelnen betrachtet wiesen die Barber-Fallen im Buchenwalds eine höhere Vielfalt auf. Mit Ausnahme von drei Fällen hatten die Barber-Fallen der Buchenwaldstandorte eine höhere Alpha-Diversität als die der Kiefernwaldstandorte.

Dies kann einerseits durch die gelegentliche Austrocknung der Barber-Fallen im extensiven Buchenwaldstandort bedingt sein, andererseits an der Qualität und Heterogenität des Totholzes liegen (Lachat et al. 2013, S. 101; Similä et al. 2003). Es muss jedoch auch klargestellt werden, dass acht der zehn Barber-Fallen im Kiefernwald aufgrund mangelnder Alternativen in dünnes, altes Kieferntotholz installiert wurden. Dies ist wahrscheinlich der Hauptgrund für die geringere Alpha-Diversität der Barber-Fallen im Kiefernwald im Vergleich zum Buchenwald.

4.4 Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die Käferfauna

Zahlreiche Studien zeigen eine geringere Artenvielfalt und Diversität in bewirtschafteten Buchenwäldern, insbesondere bei saproxylophagen Arten, im Vergleich zu unberührten, naturnahen Buchenwäldern auf (Lassauce et al. 2011; Brunet et al. 2010; Müller et al. 2008; Gossner et al. 2013). Im Gegensatz dazu sind die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Käferfauna in Kiefernwäldern kaum erforscht. Einzig eine Studie von Similä et al. (2003) untersuchte dabei die Unterschiede der xylobionten Käferfauna in naturnah bewirtschafteten und intensiv bewirtschafteten Kiefernwäldern. Diese Studie wies eine höhere Diversität von Rindenkäfern (Familie *Scolytidae*) sowie seltenen Arten in den naturnah bewirtschafteten Waldflächen nach. Im Gegensatz dazu wurden bei saproxylophagen Arten keine Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und naturnahen Waldflächen festgestellt.

In dieser, vorliegenden Studie zeigt die Bewirtschaftungsintensität moderate Auswirkungen auf die Käferfauna. Die extensiven Standorte besaßen neben den höheren Arten- Individuen- und Familienzahlen auch einen größeren Anteil an xylobionten Käfern. Dennoch wies der Sörensen-Index der Beta-Diversität hohe Überschneidungen der Artenzusammensetzung zwischen den intensiven und extensiven Standorten nach. Die detailliertere Ähnlichkeitsanalyse mittels NMDS deckte dabei Unterschiede nach Waldgesellschaft auf. Die Buchenwaldstandorte ähnelten sich demnach deutlicher als die Kiefernwaldstandorte. Dies zeigte auch der direkte Vergleich der Beta-Diversität zwischen den extensiven und intensiven Waldstandorten der beiden Waldgesellschaften. Die Alpha-Diversität hingegen zeigte keine Unterschiede in der Vielfalt der einzelnen Fallen nach der Bewirtschaftungsintensität.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Unterschiede durch die Bewirtschaftungsart deutlich unter den Erwartungen geblieben sind. Dies scheint vor allem durch die hohe Ähnlichkeit der Buchenwaldstandorte bedingt zu sein. Ein möglicher Grund hierfür könnte in den

vorhandenen Totholzsubstraten liegen, deren Menge in beiden Waldstandorten den Schwellenwert von 30-50 m³ überschreitet. Dieser beschreibt das mögliche Vorkommen zahlreicher saproxylicher Lebensgemeinschaften und seltener holzbewohnender Käferarten. (Müller und Bütler 2010; Müller und Bussler 2008). Bei den Kiefernwäldern wies nur der extensive Standort Mengen über diesem Schwellenwert auf. Zum anderen könnte die Lage der Waldstandorte einen Einfluss haben. So sind der extensive und intensive Buchenwaldstandort nur ca. 350m Luftlinie entfernt, wogegen die beiden Kiefernwaldstandorte knapp zwei Kilometer Luftlinie entfernt liegen.

Zudem kann der geringe Unterschied nach Bewirtschaftungsart durch die historische Waldnutzung bedingt sein. Die Kontinuität von Totholzangebot (Biotoptradition) ist wichtiger für das Vorkommen totholzabhängiger Arten als die aktuell vorfindbaren Totholz mengen (Similä et al. 2003; Brin et al. 2016; Sverdrup-Thygeson et al. 2014). Durch den großen Nutzungsdruck im Inntal (Saline und Bergbau) kann davon ausgegangen werden, dass alle Waldflächen in der Vergangenheit großflächigen Rodungen und starker Waldbewirtschaftung ausgesetzt waren. Unterbrochene Biotoptraditionen führen zum Verlust von anspruchsvollen, xylobionten Käfern (Bußler und Loy 2004). Diese können sich häufig trotz passender Habitatstrukturen aufgrund fehlender Spenderflächen im Umkreis nicht wieder ansiedeln. Möglicherweise wird deshalb das erhöhte Totholzpotalential der extensiven Waldorte nicht von der xylobionten Käferfauna widerspiegelt. Der hohe Nutzungsdruck der Wälder im Inntal lässt sich auch durch das Fehlen alter, stärkerer Bäume (BHD>80cm) ableiten. Diese haben häufig besondere Habitatstrukturen, an welcher viele xylobionte Käferarten vorkommen können (Winter und Möller 2008; Larrieu und Cabanettes 2012).

4.5 Beeinflussung der Fallenmethodik auf die Käferfauna

Kreuzfensterfallen und Barber-Fallen sind bewährte Langzeit-Monitoring-Methoden von Artengemeinschaften und werden häufig für die Erfassung von Käferarten verwendet (Degasperi und Eckelt 2015; Eckelt und Kahlen 2012; Økland 1996; Mossakowski 2022). Zahlreiche Studien untersuchten die Auswirkungen verschiedener Fangmethoden auf die erfasste Käferfauna (Økland 1996; Wikars et al. 2005; Peuhu et al. 2019; Alinvi et al. 2007). Hyvärinen et al. (2006) verglichen dabei die erfassten Artengemeinschaften durch Kreuzfensterfallen (Freihängend und an Baumstamm) und Barber-Fallen in einem borealen Kiefernwald in Finnland. An Baumstamm befestigte Kreuzfensterfallen erwiesen sich als effizienteste Methodik zur

Erfassung der Käferfauna. Die Artenzusammensetzungen der Barber-Fallen unterschied sich dabei stark zu den Kreuzfensterfallen. Jedoch wurden die Barber-Fallen bei dieser Studie auch wie üblicherweise in den Boden eingebracht und nicht direkt ins Totholz installiert (Hyvärinen et al. 2006).

In der hier vorliegenden Studie lagen ebenfalls Unterschiede in der erfassten Käferfauna nach der Fallenmethodik vor. Die durch Barber-Fallen erfasste Käferfauna charakterisierte sich durch weniger Arten, Individuen und Familien sowie einer geringeren Biomasse xylobionter Käfer aufgrund durchschnittlich geringerer Körpergrößen. Die Barber-Fallen erfassten ausschließlich xylobionte Arten, wogegen in Kreuzfensterfallen rund ein Drittel der Käferfauna nicht xylobiont war. Die Artzusammensetzung der Barber-Fallen war, gemessen an der Individuenzahl, deutlich diverser als bei Kreuzfensterfallen.

Mit den Barber-Fallen können die erfassten Käferarten direkt ihren Lebensraum zugeordnet werden und somit detailliertere Aussagen über die Strukturqualität des untersuchten Totholzes getroffen werden. Jedoch zeigt diese Methode in der Praxis Grenzen auf (sh. Punkt 4.1 und 4.2.3). Bemerkenswert war die erfasste Käferfauna der Barber-Falle „BU IN B4“ im intensiven Buchenwaldstandort. Diese war in schwaches, altes Kiefernholz installiert, welches nur wenig über die Bodenoberfläche ragte. Die Artzusammensetzung war im Gegensatz zu den übrigen Fallen in diesem Totholzsubstrat besonders hoch mit einem großen Anteil an Laufkäfern. Der Verdacht liegt nahe, dass diese den Kiefernstamm als Weg benutzt haben. Die Vielfalt an Käfern ist demnach nicht durch das Totholzsubstrat bedingt, sondern eher logistischer Natur. Zum Teil wurden in Becherfallen mit hoher Biomasse (Schnecken, Ameisen, Asseln) Dominoeffekte beobachtet. So befanden sich darin häufiger saprophage Käferarten, die von dem Aas in der Barber-Falle angelockt wurden.

Insgesamt können Kreuzfensterfallen einen guten Überblick der vorkommenden Käferfauna in einem Lebensraum geben. Ins Totholz installierte Barber-Fallen ermöglichen einen genauen Einblick der vorkommenden xylobionten Käferarten des untersuchten Totholzsubstrates. Die kombinierte Anwendung beider Methoden ist eine vielversprechende Option für faunistische Erhebungen holzbewohnender Organismen. Der Vorteil dieser Methoden liegt in der objektiven Reproduzierbarkeit. Diese ist mit anderen angewandten Verfahren (Gesiebe, Handfang, Klopfschirm, Lichtfang, Zucht) zur Erfassung der Käferfauna nur bedingt möglich. Jedoch können diese gezielten Untersuchungsmethoden durch Experten zu einem erheblich größeren

Artenspektrum führen. Je größer die Anzahl verwendeter Untersuchungsmethoden in einem Lebensraum ist, desto höher wird auch die Anzahl an nachgewiesenen Arten liegen.

4.6 Beurteilung der Waldstandorte und Untersuchungseinheiten durch xylobionte Käfer als Bioindikator

Xylobionte Käferarten werden als Beurteilungsgrundlage für naturschutzfachliche Untersuchungen von Wäldern verwendet (Holzer et al. 2021; Karpiński et al. 2021). Neben der Analyse der ökologischen Ansprüche der xylobionten Käferfauna können auch wertgebende Arten als Beurteilungsgrundlage dienen. Besonders geeignet sind hierfür Rote Liste Arten und Urwaldreliktarten. Diese waldökologisch bedeutsamen Vertreter geben Auskunft über die Habitattradition, Strukturkontinuität und die aktuelle Totholzqualität und -quantität. (Bußler 2010; Holzer et al. 2021; Eckelt et al. 2017). Die Verwendung dieser Indikatorarten verringert den Bewertungsaufwand von landschaftsökologischen und naturschutzfachlichen Fragestellungen. Jedoch birgt diese reduzierte Analyse auch das Risiko von Fehleinschätzungen über die tatsächlich vorkommende Artenvielfalt und Qualität eines Lebensraums. In dieser Studie wurde neben der ökologischen Analyse der erfassten Käferfauna auch die Anzahl an Rote Liste Arten recherchiert. Die ökologische Auswertung der Käferfauna deckte sich überwiegend mit den vorgefundenen Waldstrukturen. Ein Beispiel hierfür sind die höheren Anteile an Holzpilzbesiedlern und Käferarten mit xylomycetophager Ernährungsweise in den Buchenwäldern. Dies zeigen den höheren Pilzreichtum in den Buchenwaldstandorten an. Ein weiteres Beispiel ist der geringere Anteil an Frischholzbesiedlern in den intensiv bewirtschafteten Waldstandorten. Diese wiesen auch in den Totholzaufnahmen geringe Mengen an frischem Totholz auf. Auch das marginale Totholzaufkommen im Waldstandort KI IN ließ sich durch den geringen Anteil an holzbewohnenden Arten erahnen. Einzig die hohe Biomasse und durchschnittliche Körpergröße der xylobionten Käferfauna des Standorts KI IN war nicht mit den vorgefundenen Waldstrukturen erklärbar. Mögliche Ursachen dafür sind unter Punkt 4.2.4 beschrieben.

Die Ergebnisse der Rote Liste Arten zeigen ein ähnliches Bild auf, wie die Berücksichtigung des gesamten Artengefüges. So wurde im Waldstandort BU EX mit Abstand am meisten Käferarten und Rote Liste Vertreter nachgewiesen. Danach folgen bei beiden Beurteilungsgrundlagen die Standorte BU IN, KI EX und zuletzt KI IN. Auch bei den gebildeten Untersuchungseinheiten deckt sich die Anzahl nachgewiesener Rote Liste Arten mit der Gesamtzahl der Arten.

Neben den Rote Liste Arten wurden noch drei weitere bemerkenswerte Arten herausgearbeitet. Als Beurteilungsgrundlage diente die Datenbank des Sammlungs- und Forschungszentrums Hall in Tirol sowie ein Werk von Manfred Kahlen über die xylobionte Käferfauna des Karwendels (Kahlen 1997). Zwei Arten kamen im Waldstandort BU IN vor, jeweils eine Art wurde in den Standorten BU EX und KI EX nachgewiesen. Vor allem die im xerothermen Kiefernstandort vorgekommene Art *Hadreule elongatulum* kann als faunistisches Highlight bewertet werden.

Zusammenfassend konnten mit der xylobionten Käferfauna Rückschlüsse der Strukturen der Waldstandorte bzw. Untersuchungseinheiten getätigt werden. Das Fehlen von Urwaldreliktarten (trotz bedeutender Totholzmassen) deutet auf eine intensive historische Waldnutzung hin. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass alle Waldstandorte und deren weitere Umgebung in der Vergangenheit großflächig genutzt wurden. Die reduzierte Analyse durch Rote Liste Arten deckte sich in dieser Studie mit den Anzahlen der gesamt erfassten Käferfauna in den Waldstandorten und Untersuchungseinheiten. Jedoch ermöglicht die ökologische Auswertung der gesamten Käferfauna tiefere Einblicke und detailliertere Aussagen über die vorherrschenden Strukturen.

4.7 Vergleich der extensiven Waldstandorte mit Datenbank-Einträgen des Sammlungs- und Forschungszentrums Tirol

Für eine abschließende Beurteilung der erfassten Käferfauna wurde diese mit den nachgewiesenen Käferarten der Datenbank des Tiroler Sammlungs- und Forschungszentrums verglichen. Dabei wurde das Arteninventar der extensiven Waldstandorte aufgrund der räumlichen Nähe zu den Einträgen der Datenbank verwendet. Der Vergleich basierte auf den Sørensen-Index der Betadiversität.

Die Artenzahlen der Datenbank wies deutliche Unterschiede auf. Für den xerothermen Kiefernstandort am Fuß der Martinswand liegen über 1200 Einträge aus mehreren Jahrzehnten vor. Dabei sind 334 Arten vertreten, wovon 195 xylobionte Käferarten und sogar zwei Urwaldreliktarten nachgewiesen wurden.

Für den Buchenwaldstandort liegen rund 450 Einträge aus dem Jahr 2009 vor. Damals kam es in diesem Gebiet zu einem Waldbrand, weshalb faunistische Untersuchungen angestellt wurden. Dabei wurden 142 Arten erhoben, wovon 110 Arten zu den xylobionten Vertretern zählen.

In beiden Referenzorten wurde die Käferfauna fast ausschließlich von Manfred Kahlen durch gezielte Untersuchungen von Strukturen mittels Gesiebe, Zucht, Hand- und Lichtfang erfasst.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs zeigten, dass die erfasste Käferfauna der extensiven Waldstandorte deutliche Unterschiede zu den Einträgen in der Datenbank aufwies. Insbesondere der extensive Kiefernwaldstandort zeigte nur geringe Überschneidungen zu den Datenbankeinträgen, während der extensive Buchenwaldstandort noch einige Parallelen im Artengefüge aufwies (Abbildung 31).

Dieser Vergleich sollte jedoch mit großer Vorsicht betrachtet werden. So tragen viele Faktoren zu diesem Ergebnis bei. Während die Martinswand faunistisch sehr intensiv über mehrere Jahre untersucht wurde, wurden im Buchenwald nur im Jahr des Waldbrandereignisses Nachforschungen angestellt. Auch die mathematische Logik spricht für diese großen Unterschiede bei den Überschneidungen. Während der Standort BU EX nur etwas weniger Arten als die Datenbank aufwies (127 Arten bzw. 148 Arten), hatte der Standort KI EX nur einen Bruchteil an Arten im Vergleich zur Datenbank (334 Arten vs. 66 Arten). Möglicherweise trugen auch die verglichenen Standorte zu diesem Unterschied bei. So ist denkbar, dass sich das Umfeld der Martinswand deutlicher zu dem Standort KI EX unterscheidet als die ehemalige Waldbrandfläche zum Standort BU EX.

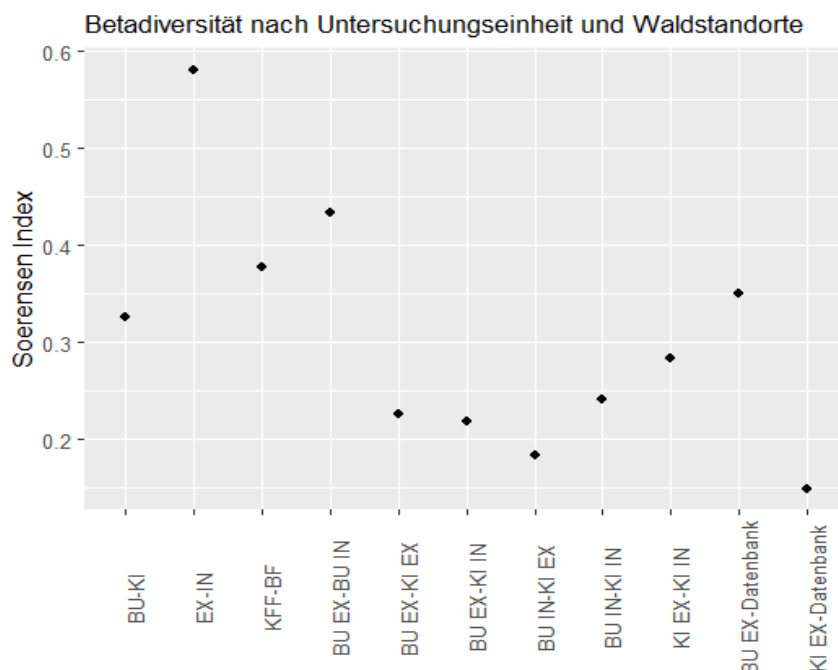


Abbildung 31: Betadiversität nach Untersuchungseinheit, Waldstandorte und Vergleich der externen Standorte mit Einträgen aus der Datenbank des Sammlung- und Forschungszentrums Hall in Tirol.

5. Fazit

Diese Arbeit verdeutlicht die Eignung xylobionter Käferarten als Bioindikator zur Beurteilung der vorherrschenden Waldstrukturen. Die vorgefundenen Waldstrukturen stimmten mit der erfassten Käferfauna überein. Dabei ermöglichte die ökologische Auswertung detaillierte Rückschlüsse über die Beschaffenheit der Waldlebensräume. Die vorliegende Artenvielfalt konnte durch die reduzierte Bewertungsmethode mittels Rote Liste Arten widergespiegelt werden.

Es wurden deutliche Unterschiede in der Artzusammensetzung bei den gebildeten Untersuchungseinheiten aufgezeigt. Die erfasste Käferfauna zeigte zwischen den beiden Vertretern der drei Untersuchungseinheiten (Waldgesellschaft, Bewirtschaftungsart und Fallenmethodik) deutliche Unterschiede in der Individuenzahl. Auch die Diversität und Ökologie der Käferfauna wies hierbei unterschiedliche Ergebnisse auf. Die beiden Waldgesellschaften Kiefernwald und Buchenwald zeigten insgesamt die größten Unterschiede hinsichtlich ihrer Käferfauna auf. Danach folgte die Erfassungsmethodik mit Barber-Fallen und Kreuzfensterfallen vor den beiden Bewirtschaftungsarten extensiv und intensiv.

Bisher wurden bei wissenschaftlichen Untersuchungen der xylobionten Käferfauna in Wäldern neben Kreuzfensterfallen häufig manuelle Sammeltechniken oder Lichtfänge angewendet (Walter et al. 2003; Eckelt und Kahlen 2012; Möller 2009). In dieser Studie wurde erstmals das direkte Installieren von Barber-Fallen in liegendes Totholz beschrieben. Diese Erfassungsmethodik hat sich jedoch als wenig praxistauglich erwiesen. Grund dafür war die Notwendigkeit von kurzen Entleerungszeiträumen, um ein mögliches Austrocknen der Fangbehältnisse zu vermeiden. Dieser hohe Wartungsaufwand kann durch das Verwenden von größeren Behältnissen beseitigt werden. Damit könnten direkt ins Totholz installierte Barber-Fallen als weitere Fangmethodik neben Kreuzfensterfallen für wissenschaftliche Erhebungen verwendet werden. Die Ergebnisse dieser Studie haben gezeigt, dass unterschiedliche Artenspektren mit den beiden Fangmethoden erfasst werden. Der Vorteil der Barber-Fallen im Vergleich zu manuellen Sammelmethode liegt in der Vergleichbarkeit der erzeugten Daten. Das Ergebnis der manuellen Sammelmethode ist stark durch die jeweilige Expertise der ausübenden Person bestimmt, direkt ins Totholz eingebrachte Barber-Fallen ermöglichen eine objektive Erfassung der vorkommenden Fauna des untersuchten Substrats.

Eine weitere Besonderheit dieser Studie liegt in der Erhebung der Käferfauna in Kiefernwäldern. Diese sind in Europa kaum erforscht. Einzig in Finnland wurde bisher eine Studie über die Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität in Kiefernwäldern auf die Käferfauna durchgeführt (Similä et al. 2003). Diese unzureichende Datengrundlage erfordert weitere Studien in Kiefernwäldern, um Aussagen über die Naturnähe von Waldbeständen anhand der xylobionten Käferfauna zu ermöglichen. In dieser Studie wiesen die Kiefernwaldstandorte ein geringes Arteninventar an Käfern auf. Jedoch können auch in dieser Waldgesellschaft faunistische Hotspots vorkommen, was durch die umtriebigen Untersuchungen von Manfred Kahlen an der Martinswand bei Zirl bewiesen wurde.

Der Fokus dieser Arbeit lag in der Erhebung der Käferfauna in vier Waldstandorten des Inntals. Dabei wurden 223 Arten nachgewiesen, wovon 29 auf der Roten Liste Bayerns geführt werden. Insgesamt wurden aus faunistischer Sicht trotz des vielversprechenden extensiven Buchenwaldstandorts wenige bedeutende Arten nachgewiesen. Dies ist durch die historische intensive Waldnutzung im Inntal zu erklären. Die unterbrochene Habitattradition und Substratkontinuität sowie fehlende Spenderflächen haben zum Verlust von anspruchsvollen, stenöken Arten geführt. Diese Studie hat jedoch gezeigt, dass die Käferfauna in den extensiv bewirtschafteten Waldflächen eine höhere Diversität aufweist. Dies sollte als Anreiz und Motivation für aktiven Naturschutz im Wald gesehen werden. Um die bestehende Käferfauna zu erhalten sind langfristige Waldnaturschutzkulissen sowie Vernetzungsprojekte zwischen den Schutzgebieten von höchster Bedeutung. Mit dem Naturpark Karwendel besteht ein kompetenter Ansprechpartner und Förderer in der Region, um gezielte Naturschutzmaßnahmen umzusetzen und die Artenvielfalt der Wälder zu schützen.

Die Ergebnisse dieser Studie sollten aufgrund der fehlenden Replikate an Standorten als Trend interpretiert werden. Um fundiertere Aussagen über die Auswirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die vorkommende Käferfauna in verschiedenen Waldgesellschaften zu ermöglichen, ist ein umfangreiches Projekt von großer Bedeutung. Barber-Fallen können hierfür in Kombination mit Kreuzfensterfallen die methodische Grundlage bilden. Des Weiteren wäre es in einer zukünftigen umfangreichen Studie von Interesse zu eruieren, inwieweit sich indikatorgebende Arten stellvertretend für die gesamte Käferfauna eignen. Dadurch könnten Aussagen über die Naturnähe und Biodiversität von Wäldern mit geringem taxonomischem Aufwand getroffen werden.

Literaturverzeichnis

Alinvi, Ola; Ball, J. P.; Danell, K.; Hjältén, J.; Pettersson, R. B. (2007): Sampling saproxylic beetle assemblages in dead wood logs: comparing window and eclector traps to traditional bark sieving and a refinement. In: *J Insect Conserv* 11 (2), S. 99–112. DOI: 10.1007/s10841-006-9012-2.

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung (2019a): Walddtypisierung Tirol. Allgemein.

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung (2019b): Walddtypisierung Tirol. Wuchsgebietsbeschreibung 2.1 Nördliche Zwischenalpen - Westteil.

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz (2000): Verbreitung, Bestandssituation und Habitatansprüche von Amphibien im mittleren Tiroler Inntal und angrenzenden Mittelgebirgsterrassen. In: *Natur in Tirol* (8).

Bail, Johannes, Georg (2007): Arborikole Lebensgemeinschaften xylobionter und phyllophager Käfer (Coleoptera) in naturnahen und anthropogen beeinflussten Donau-Auwäldern.

Bauhus, Jürgen; Dieter, Matthias; Farwig, Nina; Hafner, Annette; Kätzel, Ralf; Kleinschmit, Birgit et al. (2021): Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft. Berlin: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter <https://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/386/590>.

Bense, Ulrich (2001): Verzeichnis und Rote Liste der Totholzkäfer Baden-Württembergs.

Bouget, C.; Larrieu, L.; Nusillard, B.; Parmain, G. (2013): In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. In: *Biodivers Conserv* 22 (9), S. 2111–2130. DOI: 10.1007/s10531-013-0531-3.

Brandstätter, Klaus; Neuhauser, Georg; Anzinger, Bettina (2015): Waldnutzung und Waldentwicklung in der Grafschaft Tirol im Spätmittelalter und der Frühen Neuzeit.

Brin, Antoine; Valladares, Lionel; Ladet, Sylvie; Bouget, Christophe (2016): Effects of forest continuity on flying saproxylic beetle assemblages in small woodlots embedded in agricultural landscapes. In: *Biodivers Conserv* 25 (3), S. 587–602. DOI: 10.1007/s10531-016-1076-z.

Brunet, Jörg; Fritz, Örjan; Richnau, G. (2010): Biodiversity in European beech forests - a review with recommendations for sustainable forest management. In: *Ecological Bulletins* 53, S. 77–94.

Bußler, Heinz (2010): Hotspot-Gebiete xylobionter Uwaldreliktarten aus dem Reich der Käfer. In: *LWF-aktuell* (76).

Bußler, Heinz; Loy, Harald (2004): Xylobionte Käferarten im Hochspessart als Weiser naturnaher Strukturen. In: *LWF Wissen* (46), S. 36–42.

Degasperi, Gregor; Eckelt, Andreas (2015): Leben im hochdynamischen Ökosystem Gebirgsaue – Käferzönosen dreier FFH Lebensräume im Nationalpark Kalkalpen. In: *Acta ZooBot Austria* (152), S. 107–134.

Eckelt, Andreas; Kahlen, Manfred (2012): Die holzbewohnende Käferfauna des Nationalpark Kalkalpen in Oberösterreich (Coleoptera). In: *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* (22), S. 3–57.

Eckelt, Andreas; Müller, Jörg; Bense, Ulrich; Brustel, Hervé; Bußler, Heinz; Chittaro, Yannick et al. (2017): “Primeval forest relict beetles” of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. In: *J Insect Conserv* 22 (1), S. 15–28. DOI: 10.1007/s10841-017-0028-6.

Elling, Wolfram; Heber, Ulrich; Polle, Andrea; Beese, Friedrich (2007): Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. München: Elsevier.

Enzenhofer, Karin; Schrank, Josef (2019): ALT- UND TOTHOLZVERBUNDSYSTEME. Literaturstudie zur Scha-ung von naturschutzfachlichen Grundlagen. Im Auftrag des WWF.

Evenden, M. L.; Whitehouse, C. M.; Sykes, J. (2014): Factors influencing flight capacity of the mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). In: *Environmental entomology* 43 (1), S. 187–196. DOI: 10.1603/EN13244.

Feichter, Helmut (1995): Waldbewirtschaftung im Spannungsfeld zwischen privaten und öffentlichen Interessen: aktuelle Probleme im Spiegel der Geschichte.

Gorelick, Root (2006): Combining richness and abundance into a single diversity index using matrix analogues of Shannon's and Simpson's indices. In: *Ecography* 29 (4), S. 525–530. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2006.04601.x.

Gossner, Martin M.; Lachat, Thibault; Brunet, Jörg; Isacsson, Gunnar; Bouget, Christophe; Brustel, Hervé et al. (2013): Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. In: *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 27 (3), S. 605–614. DOI: 10.1111/cobi.12023.

Götttert, Karl-Heinz (2018): Als Europa seinen Urwald zerstörte. In: *P.M.HISTORY* (06), S. 78–83.

Grilli, Mariano Pablo; Fachinetti, Romina (2017): The Role of Sex and Mating Status in the Expansion Process of *Arhopalus rusticus* (Coleoptera: Cerambycidae)-an Exotic Cerambycid in Argentina. In: *Environmental entomology* 46 (3), S. 714–721. DOI: 10.1093/ee/nvx066.

Hölzel, Norbert (1996): Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. Zugl.: München, Univ., Forstwiss. Fak. [Freising], Diss., 1995. Laufen/ Salzach: ANL (Laufener Forschungsberichte, 3).

Holzer, Erwin; Auerhammer, Sandra; Frieß, Thomas; Zimmermann, Philipp; Holzinger, Werner (2021): Xylobionte Käfer als Biodiversitäts-Indikatoren der Wälder im Nationalpark Gesäuse (Steiermark, Österreich). (Coleoptera). In: *Koleopterologische Rundschau* 2021 (91), S. 239–278.

Holzinger, Werner; Frieß, Thomas; Holzer, Werner; Mehlmauer, Peter (2014): Xylobionte Käfer (Insecta: Coleoptera part.) in Wäldern des Biosphärenparks Wienerwald (Österreich: Niederösterreich, Wien). In: *Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches* (25).

Hye, Franz-Heinz (1974): Zur Geschichte des Höttinger Waldes, S. 139–148.

Hyvärinen, Esko; Kouki, Jari; Martikainen, Petri (2006): A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. In: *Eur. J. Entomol.* 103 (2), S. 397–407. DOI: 10.14411/eje.2006.054.

Jones, Kelsey L.; Shegelski, Victor A.; Marculis, Nathan G.; Wijerathna, Asha N.; Evenden, Maya L. (2019): Factors influencing dispersal by flight in bark beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae): from genes to landscapes. In: *Canadian Journal of Forest Research* 49 (9), S. 1024–1041. DOI: 10.1139/cjfr-2018-0304.

Kahlen, Manfred (1995): Die Käfer der Ufer und Auen des Rissbaches : (erster Beitrag zur Käferfauna des Alpenparks Karwendel). 1. Aufl.: Innsbruck: Amt d. Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz (2 : Forschung im Alpenpark Karwendel). Online verfügbar unter <https://bibsearch.uibk.ac.at/AC02143224>.

Kahlen, Manfred (1997): Die Holz- und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete : (zweiter Beitrag zur Käferfauna des Alpenparks Karwendel). 1. Aufl.: Innsbruck: Amt d. Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz (3 : Forschung im Alpenpark Karwendel). Online verfügbar unter <https://bibsearch.uibk.ac.at/AC02143069>.

Karpiński, L.; Maák, I.; Wegierek, P. (2021): The role of nature reserves in preserving saproxylic biodiversity: using longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) as bioindicators. In: *The European Zoological Journal* 88 (1), S. 487–504. DOI: 10.1080/24750263.2021.1900427.

Keith, N. A. Alexander (2008): Tree biology and saproxylic coleoptera: issues of definitions and conservation language.

Kilian, W.; Müller, F.; Starlinger, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. In: *FBVA-Berichte* (82).

Koch, Klaus (1995): Artenassoziationen in Makrohabitaten. Terrestrischer Bereich ; 2. Krefeld: Goecke & Evers (Die Käfer Mitteleuropas / Heinz Freude E, Ökologie / Klaus Koch, Bd. 6).

Kölbel, Markus (1999): Totholz in Naturwaldreservaten und Urwäldern. In: *LWF-aktuell* (18), S. 2–5.

Kruskal, J. B. (1964): Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. In: *Psychometrika* 29 (2), S. 115–129. DOI: 10.1007/BF02289694.

Küster, Hansjörg (1998): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. München: C.H. Beck.

Lachat, Thibault; Bouget, Christoph; Bütler, Rita; Müller, Jörg (2013): Totholz: Quantitative und qualitative Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt von Xylobionten. In: Daniel Kraus und Frank Krumm (Hg.): Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. Joensuu: European Forest Institute (In Focus - Managing Forest in Europe).

Larrieu, Laurent; Cabanettes, Alain (2012): Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests 1 This article is one of a selection of papers from the International

Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. In: *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8), S. 1433–1445. DOI: 10.1139/x2012-077.

Lassauce, Aurore; Paillet, Yoan; Jactel, Hervé; Bouget, Christophe (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. In: *Ecological Indicators* 11 (5), S. 1027–1039. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.02.004.

Leather, Simon (Hg.) (2005): Insect sampling in forest ecosystems. 1. publ. Malden, Mass.: Blackwell (Methods in ecology). Online verfügbar unter http://www.e-streams.com/es0808/es0808_4227.html.

Lettenmaier, Ludwig; Seibold, Sebastian; Bässler, Claus; Brandl, Roland; Gruppe, Axel; Müller, Jörg; Hagge, Jonas (2022): Beetle diversity is higher in sunny forests due to higher microclimatic heterogeneity in deadwood. In: *Oecologia* 198 (3), S. 825–834. DOI: 10.1007/s00442-022-05141-8.

Lopez, Vanessa M.; Hoddle, Mark S.; Francese, Joseph A.; Lance, David R.; Ray, Ann M. (2017): Assessing Flight Potential of the Invasive Asian Longhorned Beetle (Coleoptera: Cerambycidae) With Computerized Flight Mills. In: *Journal of economic entomology* 110 (3), S. 1070–1077. DOI: 10.1093/jee/tox046.

Mernik, Peter (2006): Holz für den Bergbau aus Tirols Wäldern nach den Bestimmungen des Codex Maximilianeus, S. 181–208.

Möller, Georg (2009): Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera - Käfer.

Mossakowski, Dietrich (2022): Ecology and Conservation of the Dutch Ground Beetle Fauna - Lessons from 66 Years of Pitfall Trapping. In: *ZK* 1118, S. 181–189. DOI: 10.3897/zookeys.1118.91192.

Müller, Jörg; Bense, Ulrich; Brustel, Hervé; Flechtner, Günther; Fowles, Adrian; Kahlen, Manfred et al. (2005): Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. Urwaldrelikt-Arten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. In: *waldoekologie online* (2).

Müller, Jörg; Bussler, Heinz (2008): Key factors and critical thresholds at stand scale for saproxylic beetles in a beech dominated forest, southern Germany. In: *revec* 10 (1), S. 81–90. DOI: 10.3406/revec.2008.1464.

Müller, Jörg; Bußler, Heinz; Kneib, Thomas (2008): Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. In: *J Insect Conserv* 12 (2), S. 107–124. DOI: 10.1007/s10841-006-9065-2.

Müller, Jörg; Bütler, Rita (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. In: *Eur J Forest Res* 129 (6), S. 981–992. DOI: 10.1007/s10342-010-0400-5.

Økland, Bjørn (1996): A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. In: *European Journal of Entomology* 93, S. 195–210.

Ortiz-Burgos, Selene (2016): Shannon-Weaver Diversity Index. In: Michael J. Kennish (Hg.): Encyclopedia of Estuaries. Dordrecht: Springer Netherlands (Encyclopedia of Earth Sciences Series), S. 572–573.

Peuhu, Elina; Thomssen, Pia-Maria; Siitonen, Juha (2019): Comparison of three trap types in sampling saproxylic beetles living in hollow urban trees. In: *J Insect Conserv* 23 (1), S. 75–87. DOI: 10.1007/s10841-018-0115-3.

R Core Team (2023): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org/>.

Ringler, Alfred (2015): Erico-Pinion braucht Natura 2000. Schneeheide-Kiefernwälder der Nordalpen, ihre Zukunft und aktuellen Probleme. In: *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* (80).

Robin, Vincent; Brang, Peter (2009): Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten.

Scherzinger, Wolfgang (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart: Ulmer (Praktischer Naturschutz).

Schmidl, Jürgen; Bußler, Heinz (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard.

Schmidl, Jürgen; Bußler, Heinz; Lorenz, Wolfgang (2003): Die Rote Liste gefährdeter Käfer Bayerns (2003) im Überblick. In: *Beiträge zum Artenschutz (Schriftreihe LfU Bayern)* 2004 (166).

Shepard, Roger N. (1962): The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. In: *Psychometrika* 27 (2), S. 125–140. DOI: 10.1007/BF02289630.

Similä, Maarit; Kouki, Jari; Martikainen, Petri (2003): Saproxylic beetles in managed and semi-natural Scots pine forests: quality of dead wood matters. In: *Forest Ecology and Management* 174 (1-3), S. 365–381. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00061-0.

Speight, Martin C. D. (1989): Les invertébrés saproxylic et leur protection. Strasbourg: Conseil de l'Europe (Sauvegarde de la nature, 42).

Sperrer, Siegfried (2009): Faustzahlen zu Einzelbaum und Bestandeskenngrößen. Lehrer- und Beraterfortbildungsplan 2009. Gmunden, 07.05.2009.

Stokland, Jøgeir N.; Siitonen, Juha; Jonsson, Bengt Gunnar (2013): Biodiversity in dead wood. Repr. Cambridge: Cambridge University Press (EBC Ecology, Biodiversity and Conservation).

Sverdrup-Thygeson, Anne; Gustafsson, Lena; Kouki, Jari (2014): Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. In: *Biodivers Conserv* 23 (3), S. 513–535. DOI: 10.1007/s10531-014-0628-3.

Walter, Thomas; Wolf, Mathias; Plattner, Markus (2003): Holzbewohnende Käfer im Naturschutzgebiet Wildenstein. DOI: 10.5169/seals-676810.

Whittaker, R. H. (1972): EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. In: *TAXON* 21 (2-3), S. 213–251. DOI: 10.2307/1218190.

Wikars, Lars-Ove; Sahlin, Erik; Ranius, Thomas (2005): A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. In: *Can Entomol* 137 (3), S. 304–324. DOI: 10.4039/N04-104.

Winter, Susanne; Möller, Georg Christian (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. In: *Forest Ecology and Management* 255 (3-4), S. 1251–1261. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.10.029.

Wu, Jie; Yu, Xiao-Dong; Zhou, Hong-Zhang (2008): The saproxylic beetle assemblage associated with different host trees in Southwest China. In: *Insect Science* 15 (3), S. 251–261. DOI: 10.1111/j.1744-7917.2008.00208.x.

Zumr, V. (1992): Dispersal of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae) in spruce woods. In: *Journal of Applied Entomology* 114 (1-5), S. 348–352. DOI: 10.1111/j.1439-0418.1992.tb01138.x.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchte Waldstandorte des mittleren Inntals (Quelle: TIRIS)	15
Abbildung 2: Waldstandort Kiefernwald intensiv; eigene Aufnahme	16
Abbildung 3: Waldstandort Kiefernwald extensiv; eigene Aufnahme	17
Abbildung 4: Waldstandort Buchenwald intensiv; eigene Aufnahme	18
Abbildung 5: Waldstandort Buchenwald extensiv; eigene Aufnahme.....	19
Abbildung 6: Schematische Darstellung des Experimentdesigns; Das Zentrum der 1 Hektar großen, quadratischen Untersuchungsfläche bildete die Kreuzfensterfalle (KFF). In deren Umkreis wurden fünf Barber-Fallen (BF) in liegendes Totholz eingebracht. Innerhalb des Quadrats wurde die Totholzmenge und die Kronenüberschirmung (mit Kamera dargestellt) aufgenommen. In jedem Waldstandort wurde stehendes und liegendes Totholz sowie 25 Kronenraumphotos aufgenommen; eigene Abbildung	21
Abbildung 7: Kreuzfensterfalle; eigene Aufnahme	22
Abbildung 8: Barber-Falle; eigene Aufnahme	23
Abbildung 9: Totholzvorkommen der beiden Kiefernwaldstandorte	30
Abbildung 10: Totholzvorkommen im intensiven Buchenwaldstandort.....	30
Abbildung 11: Totholzvorkommen im extensiven Buchenwaldstandort.....	31
Abbildung 12: Durchmesserklassen des erfassten Totholzes nach Waldstandort. Baumstümpfe sind durch ein * gekennzeichnet. Die Zahlen über den Balken stehen für die Anzahl an aufgenommenen Totholzstücken dieser Durchmesserklasse. Definition der Durchmesserklassen: 2: 11-20 cm; 3: 21-30 cm; 4: 31-40 cm; 5: 41-50 cm; 6: 51-60 cm; 7: 61- 70 cm; 8: 71-80 cm	31
Abbildung 13: Prozentualer Anteil der Arten nach Individuenzahl. Die Zahl über dem blauen Balken zeigt an, wie viele verschiedene Käferarten im jeweiligen Zahlenbereich nach Individuenzahl vorkommen.	32
Abbildung 14: Familien, Arten und Individuen- Anteile der Käferfauna der Waldstandorte; Die (5) bezeichnet, dass die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen des jeweiligen Waldstandorts. 33	
Abbildung 15: Familien, Arten und Individuen- Anteile der Käferfauna nach Waldstandort und Erfassungsmethodik; Die (5) bezeichnet, die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen der jeweiligen Erfassungsmethodik des Waldstandorts	33
Abbildung 16: Familien-, Arten- und Individuen-Anteile der Käferfauna der jeweiligen Untersuchungseinheit; Die (5) bezeichnet, dass für diese Untersuchungseinheiten die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Familie, Arten oder Individuen der jeweiligen Untersuchungseinheit.....	34
Abbildung 17: Familien-, Arten- und Individuen-Anteile der Käferfauna nach Totholzsubstrat. Die Zahlen über den Balken stehen für die gemittelte Anzahl der erfassten Familie, Arten oder Individuen des jeweiligen Totholzsubstrats.	35

Abbildung 18: Gildenzugehörigkeit der Käferarten nach Untersuchungseinheit; Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten der Gilde des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen.....	35
Abbildung 19: Gildenzugehörigkeit der Käferarten nach Waldstandorte. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten der Gilde des jeweiligen Waldstandorts	35
Abbildung 20: Biotopverbreitung der Käferarten nach Waldstandorte und Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Biotopverbreitung des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit.	36
Abbildung 21: Ernährungsweise der Käferarten nach Waldstandort. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Ernährungsweise des jeweiligen Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen nur bis 35%.....	37
Abbildung 22: Ernährungsweise der Käferarten nach Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Ernährungsweise des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen nur bis 35%.....	37
Abbildung 23: Substratgildenanteile der Käferarten nach Waldstandort. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Substratgilde des jeweiligen Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen bis 40%.	38
Abbildung 24: Substratgildenanteile der Käferarten nach Untersuchungseinheit. Die Zahlen über den Balken stehen für den absoluten Wert der erfassten Arten einer Substratgilde des jeweiligen Waldstandorts bzw. der jeweiligen Untersuchungseinheit eines Waldstandorts. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen bis 40%.	39
Abbildung 25: Körpergrößen der erfassten xylobionten Käferfauna nach Waldstandort und Untersuchungseinheit. Die addierten Körpergrößen ergeben sich aus der Summe der Multiplikation der erfassten xylobionten Käferindividuen mit deren Körpergröße. Sie werden als Biomasse Indikator verwendet. Die mittlere Körpergröße ergibt sich aus der Division der addierten Körpergröße mit der Anzahl an xylobionten Käferindividuen. Die Zahl über den blauen Säulen gibt die Anzahl der xylobionten Käferindividuen an. Die (5) bezeichnet, dass für diese Untersuchungseinheiten die fünf zufällig ausgewählten statt den 13 ursprünglichen Barber-Fallen des Standorts BU EX berücksichtigt wurden	40
Abbildung 26: Körpergrößen der erfassten xylobionten Käferfauna nach Totholzsubstrat. Die addierten Körpergrößen ergeben sich aus der Summe der Multiplikation der erfassten xylobionten Käferindividuen mit deren Körpergröße. Sie werden als Biomasse-Indikator verwendet. Die mittlere Körpergröße ergibt sich aus der Division der addierten Körpergröße mit der Anzahl an xylobionten Käferindividuen. Die Zahl über den blauen Säulen gibt die durchschnittliche Anzahl der xylobionten Käferindividuen pro Barber-Falle an.....	40
Abbildung 27:: Anzahl gefährdeter xylobionter Käferarten nach Waldstandort und Untersuchungseinheit. Die Einstufung erfolgte nach der Roten Liste gefährdeter Käferarten Bayerns (Schmidl et al. 2003). Kategorie 1: Vom Aussterben bedrohte Arten; Kategorie 2: stark gefährdete Arten; Kategorie 3: gefährdete Arten.	41
Abbildung 28: Alpha-Diversität der Käferfauna nach Fallen: Dargestellt sind sämtliche installierte Fallen nach Bewirtschaftungsart, Waldgesellschaft und Erfassungsmethodik. Diese	

werden durch das Symbol (Kreis = extensiv; Dreieck = Intensiv), die Farbe (rot = Kiefernwald; blau = Buchenwald) und die Größe (klein = Barber-Falle; groß = Kreuzfensterfalle) gekennzeichnet. Hinweis: Die Werte auf der Y-Achse reichen von 0,5 bis 3,6.....	42
Abbildung 29: Beta-Diversität nach Untersuchungseinheit und Waldstandorte. Die Überschneidungen der Käferfauna werden mit dem Sørensen-Index quantifiziert. Je größer die Werte, desto höher sind die Artüberschneidungen der verglichenen Untersuchungseinheiten bzw. Waldstandorte. Hinweis: Die Werte der Y-Achse reichen von 0,17 bis 0,6.....	43
Abbildung 30: Graphik der nicht-metrischen multidimensionale Skalierung (NMDS) der erfassten Käferfauna nach Fallen mit k=2 (Stress = 0,15). Dargestellt sind sämtliche installierte Fallen nach Bewirtschaftungsart, Waldgesellschaft und Methodik. Diese werden durch das Symbol (Kreis = extensiv; Dreieck = Intensiv), die Farbe (rot = Kiefernwald; blau = Buchenwald) und die Größe (klein = Barber-Falle; groß = Kreuzfensterfalle) gekennzeichnet. Je näher zwei Punkte liegen, desto ähnlicher ist deren Artenzusammensetzung. Die Position eines Fallenpunktes spiegelt die optimale Anordnung des Artengefüges im NMDS-Raum wider.....	44
Abbildung 31: Betadiversität nach Untersuchungseinheit, Waldstandorte und Vergleich der externen Standorte mit Einträgen aus der Datenbank des Sammlung- und Forschungszentrums Hall in Tirol.....	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anzahl installierter Fallen nach Waldstandort und Totholzsubstrat	23
Tabelle 2: Biotopvorkommen, Ernährungsweisen und Substratgilden von Käfern	26
Tabelle 3: Übersicht der Kategorien der Rote Liste gefährdeter Käfer Bayerns	27
Tabelle 4: Beschreibung der gebildeten Untersuchungseinheiten.....	28
Tabelle 5: Liste aller bestimmter Käferarten dieser Studie nach Waldstandorte	69

Anhang

In der folgenden Tabelle sind alle bestimmten Käferarten alphabetisch aufgelistet und nach Käferfamilien untergliedert. Diese enthält die Anzahl aller nachgewiesenen Individuen der vier Waldstandorte sowie den Gefährdungsstatus nach der Roten Liste Bayerns 2003. Die Tabelle gliedert sich in 7 Spalten:

1. Nr.: Laufende Nummer der Arten nach alphabetischer Reihenfolge
2. Taxon: Gibt den vollständigen wissenschaftlichen Namen samt Autorennahmen an. Zudem wird jeweils zu Beginn die Familie mit wissenschaftlichen und deutschen Namen angegeben.
3. BU EX: Anzahl der nachgewiesenen Individuen der jeweiligen Käferart im extensiven Buchenwaldstandort
4. BU IN: Anzahl der nachgewiesenen Individuen der jeweiligen Käferart im intensiven Buchenwaldstandort
5. KI EX: Anzahl der nachgewiesenen Individuen der jeweiligen Käferart im extensiven Kiefernwaldstandort
6. KI IN: Anzahl der nachgewiesenen Individuen der jeweiligen Käferart im intensiven Kiefernwaldstandort
7. RL Bayern: Gefährdung nach Rote Liste Kategorie Bayerns 2003 (Vgl. Tabelle 3 auf Seite 27)

Tabelle 5: Liste aller bestimmter Käferarten dieser Studie nach Waldstandorte

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bay- ern
	Anthribidae (Breitrüssler)					
1	<i>Anthribus nebulosus</i> Forster, 1770	0	0	1	0	
2	<i>Platyrhinus resinosus</i> (Scopoli, 1763)	3	0	0	0	3
	Biphyllidae (Pilzblattkäfer)					
3	<i>Diplocoelus fagi</i> Guérin-Ménéville, 1838	2	0	0	0	V
	Buprestidae (Prachtkäfer)					
4	<i>Anthaxia helvetica</i> Stierlin, 1868	3	3	6	1	
5	<i>Anthaxia quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	0	
6	<i>Anthaxia similis</i> Saunders, 1871	0	0	3	1	3
7	<i>Buprestis rustica</i> Linnaeus, 1758	1	0	0	0	
	Byturidae (Blütenfresser)					
8	<i>Byturus tomentosus</i> (De Geer, 1774)	1	0	0	1	
	Cantharidae (Weichkäfer)					
9	<i>Malthinus seriepunctatus</i> Kiesenwetter, 1852	0	0	1	0	
10	<i>Malthodes brevicollis</i> (Paykull, 1798)	0	1	0	0	
11	<i>Malthodes flavoguttatus</i> Kiesenwetter, 1852	1	0	0	0	G
12	<i>Rhagonycha lignosa</i> (Müller, 1764)	1	0	0	0	
	Carabidae (Laufkäfer)					
13	<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	1	3	0	0	
14	<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828	0	0	0	2	
15	<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	1	
16	<i>Carabus intricatus</i> Linnaeus, 1761	1	0	0	0	
17	<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)	1	3	0	0	V
18	<i>Ophonus puncticollis</i> (Paykull, 1798)	1	0	0	0	V
19	<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1838	2	11	0	0	
20	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	0	2	0	0	
21	<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781)	0	1	0	1	
22	<i>Tachyta nana</i> (Gyllenhal, 1810)	0	0	1	0	
	Cerambycidae (Bockkäfer)					
23	<i>Anaglyptus mysticus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
24	<i>Anastrangalia sanguinolenta</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	6	7	
25	<i>Arhopalus rusticus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	
26	<i>Callidium aeneum</i> (De Geer, 1775)	0	0	1	0	
27	<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	
28	<i>Cortodera femorata</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	1	3
29	<i>Etorofus pubescens</i> (Fabricius, 1787)	0	1	8	26	3
30	<i>Hylotrupes bajulus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bayern
31	<i>Molorchus minor</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
32	<i>Rhagium bifasciatum</i> Fabricius, 1775	0	1	0	0	
33	<i>Rhagium inquisitor</i> Linnaeus, 1758	1	0	14	0	
34	<i>Rutpela maculata</i> (Poda, 1761)	0	1	0	0	
35	<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	0	8	
36	<i>Stictoleptura maculicornis</i> (De Geer, 1775)	0	0	0	7	
37	<i>Stictoleptura rubra</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	0	2	
38	<i>Tetropium castaneum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	
Cerylonidae (Rindenkäfer)						
39	<i>Cerylon ferrugineum</i> Stephens, 1830	1	1	0	0	
40	<i>Cerylon histeroides</i> (Fabricius, 1792)	1	5	0	0	
Chrysomelidae (Blattkäfer)						
41	<i>Batophila rubi</i> (Paykull, 1799)	1	1	0	0	
42	<i>Calomicrus pinicola</i> (Duftschmid, 1825)	0	0	1	4	
43	<i>Clytra quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	3	
44	<i>Cryptocephalus aureolus</i> Suffrian, 1847	1	0	0	0	
45	<i>Cryptocephalus biguttatus</i> (Scopoli, 1763)	0	0	1	0	
46	<i>Longitarsus aeruginosus</i> (Foudras, 1860)	0	0	1	0	
47	<i>Longitarsus luridus</i> (Scopoli, 1763)	0	1	0	0	
48	<i>Luperus longicornis</i> (Fabricius, 1781)	1	0	0	2	
Ciidae (Schwammkäfer)						
49	<i>Cis boleti</i> (Scopoli, 1763)	5	0	0	0	
50	<i>Cis comptus</i> Gyllenhal, 1827	1	2	0	0	3
51	<i>Cis micans</i> (Fabricius, 1792)	1	0	0	0	
52	<i>Ennearthron cornutum</i> (Gyllenhal, 1827)	0	0	1	1	
53	<i>Hadreule elongatulum</i> (Gyllenhal, 1827)	0	0	1	0	G
54	<i>Octotemnus glabriculus</i> (Gyllenhal, 1827)	0	1	0	0	
Cleridae (Buntkäfer)						
55	<i>Opilo mollis</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	
56	<i>Thanasimus femoralis</i> (Zetterstedt, 1828)	0	0	1	0	3
57	<i>Thanasimus formicarius</i> (Linnaeus, 1758)	24	1	2	0	
58	<i>Tillus elongatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	
59	<i>Trichodes apiarius</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	
Coccinellidae (Marienkäfer)						
60	<i>Chilocorus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	1	
61	<i>Exochomus quadripustulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	2	
62	<i>Halyzia sedecimguttata</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	3
63	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	
64	<i>Scymnus abietis</i> Paykull, 1798	1	0	0	0	
Corylophidae (Faulholzkäfer)						
65	<i>Sericoderus lateral</i> (Gyllenhal, 1827)	2	1	2	0	

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bayern
	Cryptophagidae (Schimmelkäfer)					
66	<i>Antherophagus pallens</i> Fabricius, 1781	1	0	0	0	
67	<i>Atomaria alpina</i> Heer, 1841	1	1	1	0	D
68	<i>Atomaria fuscata</i> (Schönherr, 1808)	0	0	1	0	
69	<i>Atomaria lewisi</i> Reitter, 1877	1	0	0	0	
70	<i>Atomaria turgida</i> Erichson, 1846	7	1	1	0	
71	<i>Atomaria vespertina</i> Mäklin, 1853	1	0	0	0	
72	<i>Pteryngium crenatum</i> (Fabricius, 1798)	1	0	0	0	3
	Curculionidae (Rüsselkäfer)					
73	<i>Acalles camelus</i> (Fabricius, 1792)	0	1	0	0	
74	<i>Anthonomus phyllocola</i> (Herbst, 1795)	0	0	0	1	
75	<i>Brachonyx pineti</i> (Paykull, 1792)	0	0	0	1	
76	<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst, 1793)	6	1	1	0	
77	<i>Crypturgus hispidulus</i> Thomson, 1870	11	0	2	0	
78	<i>Dryocoetes autographus</i> (Ratzeburg, 1837)	5	1	0	0	
79	<i>Hylastes angustatus</i> (Herbst, 1793)	0	0	1	0	
80	<i>Hylastes attenuatus</i> Erichson, 1836	14	1	38	0	
81	<i>Hylastes brunneus</i> Erichson, 1836	2	0	1	0	
82	<i>Hylastes cunicularius</i> Erichson, 1836	18	6	1	0	
83	<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	5	0	0	0	
84	<i>Hylurgops palliatus</i> (Gyllenhal, 1813)	17	0	0	1	
85	<i>Ips typographus</i> (Linnaeus, 1758)	25	3	0	0	
86	<i>Magdalis phlegmatica</i> (Herbst, 1797)	0	0	1	0	
87	<i>Orchestes fagi</i> (Linnaeus, 1758)	8	9	0	0	
88	<i>Otiorhynchus armadillo</i> (Rossi, 1792)	1	0	0	2	
89	<i>Otiorhynchus carinatopunctatus</i> (Retzius, 1783)	0	2	0	0	
90	<i>Otiorhynchus singularis</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	1	
91	<i>Phloeosinus thujae</i> (Perris, 1855)	0	0	1	0	
92	<i>Phyllobius arborator</i> (Herbst, 1797)	1	0	0	0	
93	<i>Phyllobius maculicornis</i> Germar, 1824	0	2	0	0	
94	<i>Pissodes pini</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	
95	<i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	0	
96	<i>Pityophthorus pityographus</i> (Ratzeburg, 1837)	4	1	0	1	
97	<i>Polydrusus mollis</i> Stroem, 1768	0	1	0	0	
98	<i>Polydrusus pallidus</i> Gyllenhal, 1834	0	2	0	2	
99	<i>Polydrusus pilosus</i> Gredler, 1866	2	2	44	0	
100	<i>Polydrusus tereticollis</i> (De Geer, 1775)	0	1	0	0	
101	<i>Polygraphus poligraphus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
102	<i>Rhyncolus ater</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	
103	<i>Scolytus rugulosus</i> (Müller, 1818)	0	0	1	0	
104	<i>Simo variegatus</i> (Boheman, 1843)	3	2	0	0	0
105	<i>Taphrorychus bicolor</i> (Herbst, 1793)	7	0	0	0	

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bayern
106	<i>Trypodendron signatum</i> (Fabricius, 1787)	0	1	0	0	
107	<i>Xyleborinus saxesenii</i> (Ratzeburg, 1837)	0	2	0	0	
	Dasytidae (Wollhaarkäfer)					
108	<i>Aplocnemus impressus</i> (Marsham, 1802)	0	0	1	0	
109	<i>Danacea pallipes</i> (Panzer, 1795)	0	0	2	0	
110	<i>Dasytes obscurus</i> Gyllenhal, 1813	1	0	1	5	
111	<i>Dasytes plumbeus</i> (Müller, 1776)	0	0	0	3	
112	<i>Dasytes virens</i> (Marsham, 1802)	7	17	3	16	
	Dermeestidae (Speckkäfer)					
113	<i>Megatoma undata</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	3
	Elateridae (Schnellkäfer)					
114	<i>Agriotes pilosellus</i> (Schönherr, 1817)	0	1	0	0	
115	<i>Ampedus balteatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	7	
116	<i>Ampedus elongatulus</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	5	1
117	<i>Ampedus pomorum</i> (Herbst, 1784)	2	2	0	0	
118	<i>Ampedus sanguineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	1	
119	<i>Ampedus sanguinolentus</i> (Schränk, 1776)	1	0	0	0	
120	<i>Ampedus scrofa</i> (Germar, 1844)	2	0	0	2	
121	<i>Athous haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1801)	10	0	8	3	
122	<i>Athous subfuscus</i> (O. F. Müller, 1764)	9	13	0	2	
123	<i>Athous zebei</i> Bach, 1852	14	4	3	2	
124	<i>Cardiophorus nigerrimus</i> Erichson, 1840	1	0	2	0	3
125	<i>Cardiophorus ruficollis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	3
126	<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)	6	9	0	10	
127	<i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)	5	5	0	0	
128	<i>Melanotus villosus</i> (Fourcroy, 1785)	1	0	0	0	
129	<i>Omalisus fontisbellaquaei</i> Geoffroy, 1785	1	0	0	0	
130	<i>Prosternon tessellatum</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	6	0	
131	<i>Selatosomus aeneus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	
	Endomychidae (Stäublingskäfer)					
132	<i>Endomychus coccineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
133	<i>Mycetina cruciata</i> (Schaller, 1783)	3	1	0	0	2
134	<i>Symbiotes gibberosus</i> (Lucas, 1849)	0	0	2	0	2
	Erotylidae (Pilzkäfer)					
135	<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg, 1781)	1	0	0	0	
136	<i>Triplax rufipes</i> (Fabricius, 1787)	17	3	0	0	1
137	<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	3
	Eucnemidae (Kammkäfer)					
138	<i>Hylis olexai</i> (Palm, 1955)	12	0	0	0	3
139	<i>Microrhagus emyi</i> (Rouget, 1856)	0	0	1	0	2
140	<i>Microrhagus pygmaeus</i> (Fabricius, 1792)	20	0	0	0	3

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bay- ern
	Geotrupidae (Mistkäfer)					
141	<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)	2	29	0	3	
142	<i>Trypocopris vernalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	
	Hydrophilidae (Wasserkäfer)					
143	<i>Megasternum concinnum</i> (Marsham, 1802)	1	0	0	0	
	Lampyridae (Leuchtkäfer)					
144	<i>Lamprohiza splendidula</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	0	0	
145	<i>Lampyrus noctiluca</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0	
	Latridiidae (Moderkäfer)					
146	<i>Cartodere nodifer</i> (Westwood, 1839)	0	3	0	0	
147	<i>Corticaria elongata</i> (Gyllenhal, 1827)	0	0	1	0	
148	<i>Corticarina minuta</i> (Fabricius, 1792)	1	1	0	0	
149	<i>Dienerella vincenti</i> Johnson, 2007	1	0	0	0	
150	<i>Enicmus rugosus</i> (Herbst, 1793)	16	2	1	1	
151	<i>Latridius minutus</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	0	
	Leiodidae (Schwammkugelkäfer)					
152	<i>Agathidium badium</i> Erichson, 1845	5	0	0	0	
153	<i>Agathidium seminulum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	1	
154	<i>Amphicyllis globus</i> (Fabricius, 1792)	0	1	0	0	
155	<i>Anisotoma castanea</i> (Herbst, 1792)	1	1	0	0	
156	<i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius, 1792)	0	1	0	1	
157	<i>Apocatops nigrita</i> (Erichson, 1837)	1	2	0	0	
158	<i>Catops coracinus</i> Kellner, 1846	0	1	0	0	
159	<i>Colenis immunda</i> (Sturm, 1807)	0	1	0	0	
160	<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)	1	0	0	10	
	Lucanidae (Schröter)					
161	<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	3
	Lycidae (Rotdeckenkäfer)					
162	<i>Lopheros rubens</i> (Gyllenhal, 1817)	1	0	0	0	
163	<i>Platycis minutus</i> (Fabricius, 1787)	1	0	0	0	
	Melandryidae (Düsterkäfer)					
164	<i>Melandrya caraboides</i> (Linnaeus, 1760)	1	0	0	0	
	Monotomidae (Rindenglanzkäfer)					
165	<i>Rhizophagus bipustulatus</i> (Fabricius, 1792)	9	2	0	0	
166	<i>Rhizophagus depressus</i> (Fabricius, 1792)	6	0	1	0	
167	<i>Rhizophagus dispar</i> (Paykull, 1800)	1	0	0	0	
168	<i>Rhizophagus ferrugineus</i> (Paykull, 1800)	0	0	1	0	
169	<i>Rhizophagus parallelocolis</i> Gyllenhal, 1827	0	0	1	0	
	Mordellidae (Stachelkäfer)					
170	<i>Curtimorda maculosa</i> (Neazen, 1794)	4	0	4	0	3
171	<i>Tomoxia bucephala</i> (Costa, 1854)	2	18	0	0	

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bayern
	Mycetophagidae (Baumschwammk.)					
172	<i>Litargus connexus</i> (Geoffroy, 1785)	1	0	0	0	
173	<i>Mycetophagus atomarius</i> (Fabricius, 1787)	0	1	0	0	
174	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (Linnaeus, 1761)	10	4	0	0	
	Nitidulidae (Glanzkäfer)					
175	<i>Cyllodes ater</i> (Herbst, 1792)	1	5	0	0	3
176	<i>Epuraea binotata</i> Reitter, 1872	1	0	0	0	
177	<i>Epuraea marseuli</i> Reitter, 1872	1	0	0	1	
178	<i>Epuraea neglecta</i> (Heer, 1841)	2	1	0	0	
179	<i>Epuraea unicolor</i> (Olivier, 1790)	1	0	0	0	
180	<i>Pityophagus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	
181	<i>Pocadius adustus</i> Reitter, 1888	0	4	0	0	
	Oedemeridae (Scheinbockkäfer)					
182	<i>Chrysanthia geniculata</i> (W. Schmidt, 1846)	0	0	0	6	
183	<i>Oedemera flavipes</i> (Fabricius, 1792)	0	0	3	0	
184	<i>Oedemera pthysica</i> (Scopoli, 1763)	0	1	0	0	
	Phalacridae (Glattkäfer)					
185	<i>Olibrus bicolor</i> (Fabricius, 1792)	0	1	0	0	
	Ptinidae (Diebskäfer)					
186	<i>Cacotemnus thomsoni</i> (Kraatz, 1881)	1	0	0	0	1
187	<i>Hadrobregmus pertinax</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
188	<i>Hemicoelus costatus</i> (Aragona, 1830)	5	1	0	0	3
189	<i>Microbregma emarginatum</i> (Duftschmid, 1825)	1	0	0	0	3
190	<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	157	0	0	0	
191	<i>Ptinomorphus imperialis</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	0	
192	<i>Ptinus fur</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	
193	<i>Ptinus sexpunctatus</i> Panzer, 1789	0	0	1	0	
	Salpingidae (Scheinrüssler)					
194	<i>Salpingus planirostris</i> (Fabricius, 1787)	1	0	0	0	
195	<i>Salpingus ruficollis</i> (Linnaeus, 1761)	2	2	0	0	
	Scarabaeidae (Blatthornkäfer)					
196	<i>Aphodius convexus</i> (Erichson, 1848)	0	0	0	1	
197	<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	4	1	
198	<i>Hoplia argentea</i> (Poda, 1761)	0	0	5	6	
199	<i>Onthophagus joannae</i> Goljan, 1953	0	0	1	0	
200	<i>Onthophagus ovatus</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	4	0	
201	<i>Oxythyrea funesta</i> (Poda, 1761)	0	0	1	0	1
202	<i>Phyllopertha horticola</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	2	
203	<i>Protaetia cuprea</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	
204	<i>Serica brunnea</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
205	<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	

Nr.	Taxon	BU EX	BU IN	KI EX	KI IN	RL Bayern
	Scraptiidae (Seidenkäfer)					
206	<i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal, 1827)	0	1	0	0	
207	<i>Anaspis thoracica</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	
	Silphidae (Aaskäfer)					
208	<i>Nicrophorus vespilloides</i> Herbst, 1783	2	2	0	1	
209	<i>Phosphuga atrata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	
	Silvanidae (Raubplattkäfer)					
210	<i>Silvanus bidentatus</i> (Fabricius, 1792)	0	0	1	1	
211	<i>Uleiota planata</i> (Linnaeus, 1761)	0	1	0	0	
	Sphindidae (Staubpilzkäfer)					
212	<i>Aspidiphorus orbiculatus</i> (Gyllenhal, 1808)	1	0	0	0	
	Staphylinidae (Kürzflügler)					
213	<i>Lordithon lunulatus</i> (Linnaeus, 1760)	11	1	0	0	
214	<i>Scaphisoma obenbergeri</i> Löbl, 1963	1	0	0	0	
215	<i>Scydmorephes helvolus</i> (Schaum, 1844)	0	0	1	0	D
216	<i>Stenichnus scutellaris</i> (Müller & Kunze, 1822)	0	1	0	0	
	Tenebrionidae (Schwarzkäfer)					
217	<i>Diaperis boleti</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	
218	<i>Isomira hypocrita</i> Mulsant, 1856	0	0	1	0	
	Throscidae (Hüpfkäfer)					
219	<i>Aulonothroscus brevicollis</i> (Bonvouloir, 1859)	3	1	0	0	
	Trogossitidae (Jagdkäfer)					
220	<i>Nemosoma elongatum</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	0	
221	<i>Peltis ferruginea</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	3
	Zopheridae (Rindenkäfer)					
222	<i>Bitoma crenata</i> (Fabricius, 1775)	0	1	0	0	
223	<i>Coxelus pictus</i> (Sturm, 1807)	1	1	0	0	1