Von: Stuhlberg, Julia Anika

geboren am: 05.04.1999 in: Wolgast

wurde der Fakultät Umweltwissenschaften der Technischen Universität Dresden, Master-Studiengang "Forstwissenschaften"

**zur**

**Erlangung des akademischen Grades**

**Master of Science (M.Sc.)**

# „Einfluss auf die Strukturvielfalt und Beitrag zum Biotopverbund von Kurzumtriebsplantagen in Kulturlandschaften und an Fließgewässern in Sachsen und Brandenburg“

vorgelegt.

Tag der Einreichung: .....10.02.2023.....

Verantwortlicher Hochschullehrer: Prof. Dr. Goddert von Oheimb

Verantwortlicher Betreuer: Dr. Sebastian Dittrich

M.Sc. Michaela Hildebrand

Institut/Professur: Professur für Biodiversität und Naturschutz

Für die Ausleihe zugelassen/nicht zugelassen

Dresden, den ..... .....

Vorsitzender des Prüfungsausschusses

## Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die von mir am heutigen Tage eingereichte Masterarbeit zum Thema

„Einfluss auf die Strukturvielfalt und Beitrag zum Biotopverbund von Kurzumtriebsplantagen in Kulturlandschaften und an Fließgewässern in Sachsen und Brandenburg“

vollkommen selbständig und nur unter Benutzung der in der Arbeit angegebenen Literatur angefertigt habe.

Die Verbindung mit Betrieben, staatlichen Organen oder Einrichtungen usw. wurde nur in den in der Arbeit genannten Fällen im Einverständnis mit dem Betreuer aufgenommen.

Seebad Ahlbeck, 07.02.2023 .....

Ort und Datum

.....

Unterschrift

## Erklärung

Hiermit erteile ich der Sächsischen Landesbibliothek – Staats- und Universitätsbibliothek Dresden, Zweigbibliothek Forstwesen, das Recht, meine Masterarbeit in ihren Räumlichkeiten für jegliche Bibliotheksbenutzung - einschließlich der Präsenznutzung – bereitzustellen.

Seebad Ahlbeck, 07.02.2023 .....

Ort und Datum

.....

Unterschrift

## Abstract

In this research project, two short rotation coppices (SRC) in Colmnitz (Saxony) and Peickwitz (Brandenburg) were investigated regarding to their structural influence on cultivated landscapes and along watercourses. In the plantation as well as in the reference areas (arable land, flower strip, riparian), vegetation surveys were carried out as well as measurements of the heights in the shrub and herb layer and the degree of canopy closure using fisheye photography. The results showed that SRC contribute to structural enrichment on agricultural land and offer the potential to ecologically enhance riparian areas. Establishment and management possess a high degree of influence on phytodiversity, with light as a limiting factor. Furthermore, additional transect surveys indicated that species that can grow in more than one habitat are more likely to establish in SRC. By enriching species in the plantation and along the margins, there is the potential to contribute to biotope connectivity.

## Kurzfassung

In dieser Forschungsarbeit wurden zwei Kurzumtriebsplantagen (KUP) im sächsischen Colmnitz und brandenburgischen Peickwitz aufgesucht und hinsichtlich ihres strukturellen Einflusses in Kulturlandschaften und entlang von Fließgewässern erforscht. In der Plantage sowie auf den Referenzflächen (Acker, Blühstreifen, Ufer) erfolgten Vegetationsaufnahmen sowie Messungen der Höhen in der Strauch- und Krautschicht und des Kronenschlussgrades mittels Fisheye-Fotografie. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass KUP zur Strukturanreicherung auf Landwirtschaftsflächen beitragen und das Potenzial besitzen, Uferbereiche ökologisch aufzuwerten. Die Anlage und Bewirtschaftung besitzen einen hohen Einflussgrad auf die Ausbildung der Phytodiversität, wobei Licht als limitierender Faktor gilt. Darüber hinaus zeigten zusätzliche Transektuntersuchungen, dass Arten ohne starre Habitatbindung die Möglichkeit besitzen, sich in KUP auszubereiten. Durch die Anreicherung von Arten in KUP und entlang der Randzonen besteht das Potenzial, einen Beitrag zum Biotopverbund zu leisten.

# Inhaltsverzeichnis

**Abkürzungsverzeichnis**

**1. Einleitung 2**

**2. Stand des Wissens 5**

2.1 Kurzumtriebsplantagen 5

2.1.1 Definition 5

2.1.2 Begründung, Pflege und Ernte 6

2.2 Funktionen, Chancen und Risiken 8

**3. Methoden und Materialien 14**

3.1 Untersuchungsgebiete 14

3.1.1 Colmnitz 14

3.1.2 Peickwitz 15

3.2 Datenerhebung 16

3.2.1 Einteilung der Untersuchungsgebiete 16

3.2.2 Anlage der Aufnahmeflächen 18

3.2.3 Aufnahmeparameter vor Ort 20

3.2.3.1 Deckungsgrad 20

3.2.3.2 Messungen der Höhe und des Kronenschlussgrades 21

3.3 Weitere Parameter 22

3.3.1 Zeigerwerte nach Ellenberg 22

3.3.2 Ökologie und Rote-Liste-Bezug 23

3.3.3 Waldbindungstyp 24

3.4 Statistische Datenanalyse 25

**4. Ergebnisse 26**

4.1 Deckungsgrade und Artenzusammensetzung 26

4.2 Artenzahlen 29

4.3 Zeigerwerte 31

4.4 Ökologie und Rote-Liste-Bezug 32

4.4.1 Biotoptypen 32

4.4.2 Lebensformen 33

4.4.3 Rote-Liste-Arten 34

4.5 Biodiversitäts-Indizes 36

4.6 Sonstige Ergebnisse 39

4.6.1 Kronenschlussgrad 39

4.6.2 Höhenmessungen 39

4.7 Transektuntersuchungen 42

4.7.1 Deckungsgrad und Artenzusammensetzung 42

4.7.2 Artenzahlen 43

4.7.3 Zeigerwerte 44
4.7.4 Biotoptypen und Waldbindungstypen 44
4.7.5 Lebensformen 46
4.7.6 Rote-Liste-Arten 47
4.7.7 Biodiversitäts-Indizes 47
4.7.8 Kronenschlussgrad 47
4.7.9 Höhenmessungen 48

**5. Diskussion 49**
5.1 Fehleranalyse 49
5.2 Deckungsgrade und Artenzusammensetzung 49
5.3 Artenzahlen 56
5.4 Zeigerwerte 58
5.5 Ökologie und Rote-Liste-Bezug 59
5.5.1 Biotoptypen 59
5.5.2 Lebensformen 60
5.5.3 Rote-Liste-Arten 61
5.6 Biodiversitäts-Indizes 64
5.7 Transektuntersuchungen 65

**6. Schlussfolgerung 72**

**7. Zusammenfassung 77**

**Literaturverzeichnis 80**

**Abbildungsverzeichnis 92**

**Tabellenverzeichnis 93**

**Anhang**

## Abkürzungsverzeichnis

| | |
|---|---|
| a | Jahr |
| Abb. | Abbildung |
| Abs. | Absatz |
| AZ | Artenzahl |
| b. | bei |
| BD | Biodiversität |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz |
| BS | Blühstreifen |
| bspw. | beispielsweise |
| BT | Biotoptyp |
| bzw. | beziehungsweise |
| C | Kohlenstoff |
| ca. | circa |
| cm | Zentimeter |
| $CO_2$ | Kohlenstoffdioxid |
| DG | Deckungsgrad |
| einschl. | einschließlich |
| et al. | et alii |
| etc. | et cetera |
| ff. | fortfolgende Seite/n |
| ggf. | gegebenenfalls |
| gew. | gewichtet |
| ha | Hektar |
| i. e. S. | im engeren Sinne |
| k. A. | keine Angabe |
| k. B. | keine Bewertung |
| $km^2$ | Quadratkilometer |
| KUP | Kurzumtriebsplantage |

| | |
|---|---|
| $m^2$ | Quadratmeter |
| mm | Millimeter |
| mittl. | mittlere/r |
| n. b. | nicht bewertet |
| NN | Normalnull |
| o. Ä. | oder Ähnliches |
| o. J. | ohne Jahr |
| OLGA | „Optimierung der Landnutzung an Gewässern und auf Agrarflächen in der Region Dresden“ |
| proz. | prozentual |
| RL | Rote Liste |
| s. | siehe |
| S. | Satz |
| SF | Standardfehler |
| sog. | sogenannt/e |
| Tab. | Tabelle |
| u. Ä. | und Ähnliches |
| u.v.m. | und vielem/vieles mehr |
| usw. | und so weiter |
| Vfm | Vorratsfestmeter |
| z. B. | zum Beispiel |
| ZW | Zeigerwert |
| zzgl. | zuzüglich |
| | |
| § | Paragraf |
| % | Prozent |

# 1. Einleitung

Laut dem STATISTISCHEN BUNDESAMT (2022) umfasst Deutschland eine Gesamtbodenfläche von 357592 km$^2$. Darunter sind ca. 83 % der Bodenfläche (~ 297578 km$^2$) mit Vegetation bedeckt. Dazu gehören Sümpfe, Moore und Heiden sowie Gehölze, Wälder und Landwirtschaft. Letztere stellt mit ca. 60 % den größten Teil der Gesamtfläche, die mit Vegetation bedeckt ist, dar. In Anbetracht der Roten Liste gefährdeter Arten von Deutschland ist mehr als die Hälfte auf extensiv genutzte Standorte angewiesen (SCHUMACHER 2000: 19). Mit der zunehmenden Intensivierung und dem damit verbundenen, übermäßigen Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, dem Gebrauch von schweren Maschinen sowie dem Anbau von Agrarpflanzen in Monokulturen mussten Verluste der Biodiversität verzeichnet werden (AKHTAR-SCHUSTER & KLOOS 2019, BfN & BBSR 2011, ZINNGREBE et al. 2021). Die Wichtigkeit der Agrarwirtschaft, z. B. für die Bevölkerung, zeigen, dass der bloße Verzicht auf landwirtschaftliche Tätigkeiten keine Lösung sein kann. Vielmehr sollte die Landwirtschaft mit dem Naturschutz Hand in Hand arbeiten. In der Vision über die Zukunft von Kulturlandschaften heißt es in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt: „Die Kulturlandschaften Deutschlands weisen aufgrund der vielfältigen naturräumlichen Gegebenheiten und einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft eine hohe Arten- und Lebensraumvielfalt auf.“ (BMUB 2015: 41). Dafür sollen zum einen Anreizsysteme für nachhaltige, regionaltypische Bewirtschaftungsweisen geschaffen werden, um gefährdete Lebensräume, wie bspw. Grünland oder Hecken, zu schützen. Zum anderen wird die Bewahrung der Schönheit und Eigenart der Landschaft angestrebt. Des Weiteren heißt es, dass bis 2010 lineare und punktförmige Elemente geschaffen werden sollen, um die Vernetzung von Biotopen zu fördern. Die Fähigkeiten, einerseits das Landschaftsbild durch Baumelemente aufzuwerten und andererseits Biotope in strukturarmen Kulturlandschaften miteinander zu vernetzen, wird sog. Kurzumtriebsplantagen in vielfältigen Publikationen nachgesagt (HEILAND 2019, HILDEBRANDT & AMMERMANN 2012, JANßEN et al. 2011, PÖLTL & BERG 2016). Die folgende Forschungsarbeit hat sich zum Ziel gesetzt, das Potenzial von Energieholzplantagen hinsichtlich der Anreicherung von Biodiversität und Strukturvielfalt in Kulturlandschaften zu untersuchen. Sie erfolgte im Rahmen des Projektes OLGA. Die Abkürzung steht für die „Optimierung der Landnutzung

an Gewässern und auf Agrarflächen in der Region Dresden“ und vereint vielfältige Forschungsbereiche zu einem Verbundprojekt, welches vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der „Stadt-Land-Plus“-Förderrichtlinie gefördert wird. Untersucht werden u.a. hydrologische, forstwissenschaftliche, umweltpsychologische und ökonomische Aspekte innerhalb einer fünfjährigen Laufzeit (2020-2025, BMBF 2020). Die Motivation hinter dem Projektvorhaben ist zum einen die EU-Wasserrahmenrichtlinie umzusetzen, in dem die Wassernutzung der Fließgewässer und Auen als Verbindungsglied zwischen Stadt und Land, umweltverträglicher gestaltet werden soll (BMU 2010; STADT-LAND-PLUS 2023). Zum anderen wird eine nachhaltige Entwicklung der Region Dresden und Umland gefördert. Hierzu werden vielfältige Akteure zu einer sektorübergreifenden Zusammenarbeit aufgerufen. Eine strategische Partnerschaft von regionalen Stakeholdern wird demnach angestrebt. Mithilfe partizipativer Prozesse und gezielter Öffentlichkeitsarbeit kann sowohl das Wissen als auch die Akzeptanz für eine nachhaltige Landbewirtschaftung seitens der Bevölkerung anvisiert werden. Folglich sollen die ökonomischen sowie sozialen Unterschiede zwischen Stadt- und Landregionen ausgeglichen werden (BMBF 2022, HAHN 2022). Das kann u.a. die regionale Wertschöpfung fördern, indem der Schwerpunkt auf den Anbau und die Vermarktung von regionalen Produkten aus den Lebensmittel- und Energieholzsektor liegt (HAHN 2022). Zur Verbesserung der ökologischen Funktionen sollte die Landnutzung, insbesondere an Fließgewässern, auf einer naturnahen Weise erfolgen, um Ökosysteme aufzuwerten (BMBF 2022).

Im Rahmen der Forschungsarbeit wurden zwei Kurzumtriebsplantagen (kurz KUP) in Brandenburg und Sachsen aufgesucht, die ebenfalls an einem Fließgewässer angebaut wurden. Dabei wurde untersucht, inwieweit Agrarholzstrukturen einen Beitrag zum Erhalt bzw. zur Erhöhung der Phytodiversität in Kulturlandschaften leisten können. Für die Datenerhebung erfolgten Vegetationsaufnahmen innerhalb der KUP. Als Referenzflächen dienten Blühstreifen, Uferrandstreifen sowie Ackerflächen. Des Weiteren wurde aufgrund der Nähe zum Wald mittels Transektuntersuchungen analysiert, inwieweit sich Pflanzen entlang der Transektflächen ausbreiten und KUP somit einen Beitrag zum Biotopverbund leisten können. Eine weitere Transektuntersuchung fand in Brandenburg von einem

Bahnstreifen über die Ackerfläche bis in die KUP hinein, statt. Für die Auswertung der Vegetationsanalysen dienten folgende Forschungshypothesen:

1. Kurzumtriebsplantagen reichern ausgeräumte Kulturlandschaften mit einer höheren Strukturvielfalt an.
2. Mit Nähe zu geeigneten Biotopen können Kurzumtriebsplantagen einen Beitrag zum Biotopverbund leisten.

# 2. Stand des Wissens

## 2.1 Kurzumtriebsplantagen

### 2.1.1 Definition

In Kurzumtriebsplantagen werden die Schnellwüchsigkeit sowie Stockausschlagfähigkeit der angebauten Baumarten genutzt, um innerhalb kürzester Umtriebszeiten Holz zu generieren (ANDERS & FISCHER 2013, TRÖGER et al. 2014). Die Nutzung von Schwachholzsortimenten als Industrieholz sowie die energetische Holzverwertung in Form von Hackschnitzeln oder Holzpellets ist üblich (BÄRWOLFF et al. 2013, BECKER et al. 2014, HILDMANN et al. 2010). Angebaut werden hauptsächlich Weiden und Pappeln, da ihre Anpflanzung aufgrund der Stecklingsvermehrung kostengünstig ist (ANDERS & FISCHER 2013, BÄRWOLFF et al. 2013). Beide Baumarten besitzen zudem ein schnelles Jugendwachstum, sodass in kürzester Zeit (zwischen acht und 15 Jahren) der höchste laufende Zuwachs (Vfm/ha*a) verzeichnet werden kann (BECKER et al. 2014). Des Weiteren dienen Robinien, Birken, Erlen, Eichen und die Gemeine Esche als Gehölzbestockungen. Das Forstvermehrungsgutgesetz kann ggf. die Wahl des Pflanzmaterials beeinflussen (TRÖGER et al. 2014). Je nach Baumart, Nutzungsziel und Erntemethode werden Umtriebszeiten zwischen zwei und 20 Jahren angestrebt (PÖLTL & BERG 2016). Eine Umtriebszeit von drei bis fünf Jahren bzw. fünf bis zehn Jahren wird als „kurzer Umtrieb“ bzw. „mittlerer Umtrieb“ bezeichnet (TRÖGER et al. 2014). Dieser Aspekt setzt einen Definitionsschwerpunkt zwischen KUP und Wald. In Wäldern werden Bäume u.a. für die Holzproduktion angebaut, allerdings erfolgt die Nutzung erst am Ende ihrer höchsten bzw. maximalen Verwertbarkeit (nach ANDERS & FISCHER 2013). Da der Anbau und die Begründung von KUP meist auf landwirtschaftlichen Flächen erfolgt, werden sie nach der Novellierung des Bundeswaldgesetzes nicht als Wald, sondern als landwirtschaftliche Dauerkultur definiert (ANDERS & FISCHER 2013, TRÖGER et al. 2014). Demnach schafft der rechtliche Rahmen eine Abgrenzung. Hierbei lautet es im BWaldG § 2 Abs. 2 „Kein Wald im Sinne dieses Gesetzes sind 1. Grundflächen auf denen Baumarten mit dem Ziel baldiger Holzentnahme angepflanzt werden und deren Bestände eine Umtriebszeit von nicht länger als 20 Jahren haben (Kurzumtriebsplantagen) [...]“. Bei einer „Nicht-Nutzung“ über den genannten Grenzwert hinaus wird die KUP folglich als Wald definiert (PÖLTL & BERG 2016). Die Anlage einer KUP stellt eine weitere Differenzierung zur forstlichen

Nutzung dar, denn meist werden höhere Stammzahlen pro Hektar angebaut. Demnach benötigen die Baumarten eine hohe Dichtstandverträglichkeit (BECKER et al. 2014).

Oftmals werden KUP fälschlicherweise mit der Niederwaldbewirtschaftung gleichgesetzt. Der folgende Abschnitt soll die Gemeinsamkeiten und Unterschiede beider Bewirtschaftungsweisen verdeutlichen. Tatsächlich gelten Kurzumtriebsplantagen als „moderner Nachfahr" der Niederwälder (ANDERS & FISCHER 2013: 13). Die ersten Versuche zum Anbau von Pappel-Plantagen erfolgten Mitte der 1970er-Jahre (DAUBER et al. 2018). Die ersten Niederwälder sollen bereits zu Zeiten der Kelten und Römer entstanden sein (HELFRICH-HAU 2014). Auch damals setzte man auf die vegetative Regenerationsfähigkeit von Bäumen, um in kürzester Zeit hohe Biomasse-Mengen zu erzeugen (HELFRICH-HAU 2014, PÖLTL & BERG 2016). Die stockausschlagfähigen Baumarten wurden zufällig im Wald gefunden, bewirtschaftet und weiter genutzt (ANDERS & FISCHER 2013). Ihr Vorkommen war natürlich – im Gegensatz zur KUP, welche gezielt mit Setzstangen und Stecklingen bestockt werden und meist züchterisch optimiert sowie teilweise fremdländisch sind (ANDERS & FISCHER 2016, PÖLTL & BERG 2016: 7). Das Laubbaum- und Strauchartenspektrum in Niederwäldern ist zudem breiter. Neben Weiden, Pappeln und Erlen können u.a. – je nach Bodenverhältnissen – auch Edelkastanie, Hainbuche, Ahorn, Linde und viele weitere Baumarten eingemischt sein (DENGLER 1944, SUCHOMEL et al. 2014). Auch der zeitliche Faktor spielt bei der Unterscheidung zwischen KUP- und Niederwaldbewirtschaftung eine wichtige Rolle. In der Regel sind die Umtriebszeiten im Niederwald höher (ANDERS & FISCHER 2013, PÖLTL & BERG 2016). In HELFRICH-HAU (2014) werden Umtriebszeiten zwischen zehn und 40 Jahren angegeben. Da der Niederwald aufgrund der Schnellwüchsigkeit eher kleine Stammdurchmesser aufwies, konnten die Bäume und Sträucher einfacher von den Menschen gesägt werden (ANDERS & FISCHER 2013). Diesen Aspekt macht man sich auch in modernen Zeiten zugute, allerdings gestaltet sich die Bewirtschaftung aufgrund technologsicher Fortschritte leichter. Beide Bewirtschaftungsweisen werden durch die Kahlschlagswirtschaft betrieben (SUCHOMEL et al. 2014).

### 2.1.2 Begründung, Pflege und Ernte

Zunächst sind vor der Anpflanzung Bodenvorbereitungen auf eine Tiefe bis ca. 30 cm erforderlich (BURGER & SCHWEIER 2016, DAUBER et al. 2018). Die Bodenart bestimmt den

Zeitpunkt der Bearbeitung. DAUBER et al. (2018: 394) empfiehlt bei bindigen Böden den Beginn im Herbst, wohin gehend leichte Böden im Frühjahr bearbeitet werden sollten. Zusätzlich werden Pflanzvorbereitungen mittels Kreiselegge o.Ä., vor allem bei hohen Pflanzzahlen und geringen Abständen im Frühjahr empfohlen (BÄRWOLFF et al. 2013, CATHAIA INTERNATIONAL GMBH & CO. KG 2017). Mit Beginn der Vegetationsperiode kann zwischen März und April die Anpflanzphase beginnen (UNSELD et al. 2014). Die Begründung von KUP mit geeigneten Baumarten erfolgt meist in Streifen. Eine optimale Streifenbreite liegt bei 12 bis 18 m mit einem Pflanzabstand von 1,5 x 3 m. Die Anpflanzung von Stecklingen (sog. *bewurzelte Heister*, BÄRWOLFF et al. 2013) kann manuell oder maschinell erfolgen (BURGER 2011). Beispielsweise wird ein Hektar einer Pappel-Plantage mit 1000 bis 5000 Stecklingen bepflanzt (PÖLTL & BERG 2016). Je enger der Pflanzverband angelegt wird, desto mehr Pflanzen sind auf dem Standort vertreten und können somit höhere Wuchsleistungen aufbringen. Im Gegenzug steigen die Kosten für die Bestandsbegründung (BURGER 2011). Wichtig ist die Regulierung von Beikräutern, da meist auf Mulchfolie (auch Unkrautvlies genannt) verzichtet wird (BÄRWOLFF et al. 2013, CATHAIA INTERNATIONAL GMBH & CO. KG 2017). Oftmals arbeitet man vor der Pflanzung mit Totalherbiziden, um den Konkurrenzdruck so gering wie möglich zu halten (BURGER 2011, SCHULZ et al. 2016). Nach der Pflanzung erfolgt auf der Fläche keine weitere Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln. Düngemittel kommt u.a. aufgrund des geringen Nährstoffanspruchs von Weiden und Pappeln nicht zum Einsatz (DAUBER et al. 2018, ZACIOS & ZIMMERMANN 2016). Zudem ist ein Schutz mithilfe von Wildzäunen erforderlich, vor allem in strengen Wintern, da zunehmend mit Wildverbiss zu rechnen ist (nach BÄRWOLFF et al. 2013, DAUBER et al. 2018).

Die Ernte erfolgt im Winter vor der nächsten Vegetationsperiode (November-März) und kann sowohl motormanuell oder über größere Forsterntemaschinen, wie einer Baggerschere oder einem Harvester, durchgeführt werden (ARMSTRONG & TUBBY 2002, BÄRWOLFF et al. 2013, UNSELD et al. 2014). Aufgrund der gefrorenen Böden wird der Grad der Bodenverdichtung deutlich eingeschränkt (HEILAND 2019). Nach ARMSTRONG & TUBBY (2002) sind zwei Ernteverfahren üblich. Zum einen kann das Erntegut direkt vor Ort geschnitten und zu Hackschnitzel verarbeitet werden. Die Trocknung erfolgt als Schüttung. Das Hackgut kann zusätzlich mit einem semipermeablen Vlies vor

Niederschlägen geschützt werden (UNSELD et al. 2014). Zum anderen können die Stämme gefällt und ggf. halbiert werden, um anschließend auf einem Polter zu trocknen. Nach der natürlichen Trocknung im Sommer kann das Holz mit einem mobilen Hacker zu Hackschnitzeln verarbeitet und im Anschluss abtransportiert werden (BÄRWOLFF et al. 2013).

Bei einer Rückführung zur konventionellen, landwirtschaftlichen Flächennutzung sollten die Baumwurzeln auf der Fläche mit einer Boden- bzw. Rodungsfräse entfernt und zerschlagen werden, um den Wiederaustrieb zu verhindern. Zusätzlich sollte eine Bodenbearbeitung auf eine Tiefe von 30-40 cm erfolgen (BÄRWOLFF et al. 2013, BURGER 2011, UNSELD et al. 2014).

## 2.2 Funktionen, Chancen und Risiken

Soziale und wirtschaftliche Aspekte

Zum einen kann das Landschaftsbild, welches in Anbetracht des Standortes von KUP hauptsächlich durch landwirtschaftliche Flächen geprägt ist, durch Baumelemente aufgewertet werden (HILDEBRANDT & AMMERMANN 2012, MÜLLER-KROEHLING 2016, NEUBERT et al. 2013). Damit können sie einen wichtigen Beitrag zur Steigerung des menschlichen Wohlbefindens leisten. Zum anderen ist Holz einer der wichtigsten regenerativen Energieträger. Die Verwendung bzw. Verwertungsmöglichkeiten sind in vielerlei Hinsicht facettenreich (NEUBERT et al. 2013). „Unsere Konsumgesellschaft stellt hohe Ansprüche." (MÜLLER-KROEHLING 2016: 12), doch der hohe Bedarf an Holzprodukten kann nicht vollständig gedeckt werden. Ein höheres Aufkommen von KUP zur Regenerierung von schnellwachsendem Holz ist demnach unumgänglich, um diesen Bedarf zukünftig zu decken (HILDMANN et al. 2010, MÜLLER-KROEHLING 2016). Aufgrund der Energiewende können in Deutschland stetig neue Zuwächse im Ausbau von erneuerbaren Energien verzeichnet werden, nicht zuletzt, da die thermische Nutzung von Holz als „klimaneutral" gilt und somit auf Befürwortung seitens der Bevölkerung und Politik stoßen sollte (nach BÄRWOLFF et al. 2013, FELDWISCH 2011, STROHM et al. 2012). Trotzdem kann diese Entwicklung als „verhalten" beschrieben werden. Gründe für dieses zögerliche Handeln nennen STROHM et al. (2012: 36 ff.). Demnach ließen günstige Holzpreise aus früheren Zeiten den Anbau ineffizient erscheinen. Zudem geht die Flexibilität aus der annuellen

Landwirtschaft verloren. Die Landwirte müssen das Anbaurisiko (z. B. durch Trockenheit) vollständig, also ohne Versicherungsmöglichkeiten, über mehrere Jahre tragen. Auch gesetzliche Vorgaben, wie beispielsweise Naturschutzverordnungen, variieren je nach Bundesland und könnten Unstimmigkeiten hervorrufen. Abschließend fehlt es neben der prinzipiellen Akzeptanz von Landwirten gegenüber Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen auch an Wissen, welches durch variierende Ergebnisse der wenigen, veröffentlichten Untersuchungen weiter auseinanderdriftet.

Gewässer- und Bodenschutz – KUP entlang von Fließgewässern

Bezüglich der Bewirtschaftungsweise von KUP an Fließgewässern sind Regelungen laut dem Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) festgelegt. Nach § 27 Abs. 1 S. 1 und 2 WHG darf sich der ökologische und chemische Zustand des Gewässers nicht verschlechtern bzw. muss ein guter Zustand erhalten oder verbessert werden. Zudem wird in § 38 Abs. 1, 2 und 3 der Aufbau sowie die Funktionen (z. B. Wasserspeicherung, Verminderung von Stoffeinträgen) eines Gewässerrandstreifens beschrieben. KUP können nach FÜRSTENAU & HARZENDORF (2016) eben diese Funktionen unterstützen. Bei der Neuanlage einer KUP entlang von Ufern muss dennoch die Untere Wasserbehörde hinzugezogen werden. BÄRWOLFF et al. (2013: 3) beschreiben, dass ein spezifischer Rechtsrahmen sowie ein finanzieller Anreiz für die Anlage und Bewirtschaftung geschaffen werden müssen, um die Vorteile nicht nur theoretisch festzuhalten, sondern sie gezielt umsetzen zu können. Je nach angebauter Baumart und Alter können die hydrologischen Verhältnisse variieren. Grundsätzlich können Aspekte des Grundwasser- und Hochwasserschutz erreicht werden (ZACIOS & ZIMMERMANN 2016). Da beispielsweise Weiden und Pappeln einen hohen Wasserbedarf haben, wird die Grundwasserneubildung im Vergleich zur annuellen Ackerfläche, deutlich reduziert (ZACIOS et al. 2015: 15). In einem Auszug aus den Erwägungsgründen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (E2000/60/EG, Artikel 1 Abs. 7 Satz 1, L 327/1) heißt es: „Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.“. Neben der Energie- und Verkehrspolitik wird u.a. auch die Landwirtschaftspolitik zu einem partizipativen Dialog aufgefordert (Satz 16, L327/2), nicht zuletzt, da die größten Verunreinigungen von Gewässern durch landwirtschaftliche Stoffeinträge zu verzeichnen sind (BALZER & SCHULZ 2015, BMU 2010).

Kurzumtriebsplantagen zeigten vielerlei Vorteile bei der Anlage entlang von Gewässern bzw. als trennendes Element zwischen Ackerfläche und Gewässer, wie beispielsweise die ökologische Aufwertung von Ufern oder auch eine Verringerung der stofflichen Belastung (BÄRWOLFF et al. 2013: 3, DAUBER et al. 2018). Der Bodenabtrag durch erosive Prozesse auf landwirtschaftlichen Flächen, die u.a. mit Pflanzenschutz- oder Düngemittel belastet sind, können folglich reduziert werden (PÖLTL & BERG 2016, STROHM et al. 2012, ZACIOS et al. 2015). Vor allem bei erosionsanfälligen Kulturen (z. B. Mais) dienen sie als sog. *Pufferstreifen*. Da Bodenbearbeitungen nach der Anlage von KUP eher selten sind, fördert die längere Bodenruhe zum einen die Humusbildung und zum anderen das Wachstum der Vegetation (HILDEBRANDT & AMMERMANN 2012, JANßEN et al. 2011). Die Abtragung von (Nähr-) Stoffen durch Wind oder Wasser wird durch die veränderten Oberflächeneigenschaften innerhalb der KUP ausgebremst, abgelagert und anschließend in den Boden infiltriert bzw. vollständig recycelt. Je breiter ein KUP-Streifen angelegt wurde, desto höher ist die Deposition innerhalb der KUP bzw. desto geringer ist der Stoffeintrag in naheliegende Gewässer (BÄRWOLFF et al. 2013: 17, STROHM et al. 2012). Innerhalb der Plantage ist die Grundwassergüte im Vergleich zu Ackerflächen, aufgrund der fehlenden Düngemittel, in einem besseren Zustand (JANßEN et al. 2011).

Klima

Etwa drei Jahre nach der Begründung einer KUP können die Bäume den Wind effektiv ausbremsen. Dies hat sowohl Einfluss auf die Flugaktivität von Insekten, Pollen, Diasporen u. Ä. als auch auf die Bodenerosion und Deposition von (schädlichen) Stoffen (DAUBER et al. 2018, JANßEN et al. 2011, TRÖGER et al. 2014). Demgegenüber sind Akkumulationen von Schadstoffen entlang der Leeseite zu erwarten (DAUBER et al. 2018).

Eine Anlage von KUP auf Ackerflächen trifft hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung auf Zustimmung. Demnach sollen jährlich bis zu sechs Tonnen Kohlenstoff pro Hektar (≙ ca. 22 Tonnen $CO_2$) gespeichert werden (LASCH et al. 2010, TRÖGER et al. 2014: 23). Der meiste Kohlenstoff wird dem Boden durch die Wurzeln und die Blattstreu hinzugefügt. Letztere dienen zusätzlich als natürlicher Mulch und kühlt die Bodenoberfläche (GRIGAL & BERGUSON 1998: 373). Zudem führt ein erhöhter C-Gehalt im Boden zu positiven Effekten auf das Bodengefüge und dem Wassergehalt (STROHM et al. 2012: 11). Sollte eine

Rückwandlung der KUP zur ursprünglichen Ackerfläche geplant sein, können folglich hohe Mengen an $CO_2$ freigesetzt werden (JANßEN et al. 2011). Durch die Verminderung der Temperatur und Erhöhung der Luftfeuchtigkeit innerhalb der Plantage wird das Mikro- und Mesoklima positiv beeinflusst (TRÖGER et al. 2014: 23). Trotzdem unterliegen sie aufgrund der „Kurzlebigkeit" von KUP sowohl räumlichen als auch zeitlichen Schwankungen, die eher negative Effekte mit sich ziehen können (DAUBER et al. 2018).

Lebensraum

KUP sind noch wenig erforscht, weshalb nur einzelne Untersuchungen zur Wirkung auf die heimische Flora und Fauna bestehen (BURGER 2004, DAUBER et al. 2018). Nach MÜLLER-KROEHLING (2016: 8) können KUP in zweierlei Hinsicht dienlich sein:

1) als temporäres Habitat (Aufenthalt, Nahrungsangebot, Fortpflanzungsstätte) und

2) als verbindendes Element von zwei bzw. mehreren Habitaten, sog. *Biotopverbund* bzw. *Korridor* oder *Trittstein*, der die tägliche oder saisonale Ausbreitung bzw. Fortbewegung von Arten, vor allem in strukturarmen Landschaften, unterstützt und gleichzeitig Verinselungen von Waldflächen verringert (BÄRWOLFF et al. 2013, DAUBER et al. 2018, DROBNIK et al. 2013, MÜLLER-KROEHLING 2016). Allgemein können generalistische Arten, deren Vorkommen sich nicht auf ein einzelnes Biotop bzw. gar eine Lebensraumnische beschränkt haben, mit der Habitatfragmentierung besser umgehen als sog. *Spezialisten* (nach DROBNIK et al. 2013). Vor allem Arten, welche nach MÜLLER-KROEHLING (2016: 10) ihren Vorkommensschwerpunkt in jungen Gehölzbeständen, Übergangshabitaten sowie Säumen und Waldrändern haben, können in strukturarmen Kulturlandschaften von der Energieholzplantage profitieren. KUP entlang von Fließgewässern könnten des Weiteren auch für Auwald-Arten eine wichtige Rolle spielen. In § 21, Abs.1 BNatSchG heißt es: „Der Biotopverbund dient der dauerhaften Sicherung der Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten, Biotope und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen. Er soll auch zur Verbesserung des Zusammenhangs des Netzes ‚Natura 2000' beitragen.". Demnach muss ein räumlicher Austausch zwischen den Lebensräumen für Tier- und Pflanzenarten möglich sein, um die Biodiversität zu erhalten und zu fördern. Ein zeitlicher Rahmen wird nicht definiert (nach JEDICKE 2015: 233). Der

Biotopverbund besteht nach § 21, Abs. 3 BNatSchG aus drei Bestandteilen: Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen (z. B. Nationalparke, Naturschutzgebiete u.v.m.).

Neben der Verfügbarkeit eines Gebietes für die Wanderung, müssen die Arten über spezielle Ausbreitungsmechanismen verfügen. Diese Mechanismen können vielfältig sein und sind – mit Hinblick auf diese Forschungsarbeit – für ortsgebundene Organismen wie Pflanzen, Moose und Flechten von besonderer Bedeutung (KULL 1993: 47f, NIGGEMANN 2009). Dabei wird allgemein zwischen der abiotischen und der biotischen Ausbreitung unterschieden (MÜLLER-SCHNEIDER & LHOTSKÁ 1971). Pflanzenarten, die sich auf abiotische Weise verbreiten, sind auf Umweltfaktoren wie z. B. Wind, Wasser(-energie) oder auch die Schwerkraft angewiesen. Bei der biotischen Ausbreitung handelt es sich nach MÜLLER-SCHNEIDER & LHOTSKÁ (1971: 415) um: „Arten, deren Diasporen entweder durch eigene Kräfte oder durch Menschen oder Tiere verbreitet werden […]". Des Weiteren ist die Art der Ausbreitungseinheit (sog. *Diasporen*) ein wichtiger Einflussfaktor für den Erfolg der Ausbreitung bzw. Wanderfähigkeit sowie die Ansiedlung auf geeigneten Standorten (WILMANNS 1998: 43). Dabei können z. B. bestimmte Arten eine unterschiedlich gestaltete Diasporen-Morphologie aufweisen (sog. *Heterosporie*, MÜLLER-SCHNEIDER & LOTHSKÁ 1971). Wenn allerdings die Frucht als Ausbreitungseinheit dient, wird der Begriff der Heterokarpie verwendet (SCHOLZ 1997).

Naturschutz & Biodiversität

Auch wenn KUP im ersten Augenblick „homogen" erscheinen, so können sie trotzdem einen wichtigen Beitrag leisten. Vor allem in Anbetracht der intensiven, monotonen Landbewirtschaftung sind sie eine zu begrüßende Maßnahme hinsichtlich des Naturschutzes (HILDEBRANDT & AMMERMANN 2012). Demnach weisen sie im Vergleich zu ihrer Umgebung, eine höhere Artenvielfalt auf (MICHLER et al. 2016, PÖLTL & BERG 2016). Wie hoch der naturschutzfachliche Wert einer KUP ist, hängt maßgeblich von dem Standort, der Gestaltung (Größe, Form etc.) sowie dem Grad der (menschlichen) Beeinflussung bzw. Belastung ab (DAUBER et al. 2010, HILDEBRANDT & AMMERMANN 2012, MÜLLER-KROEHLING 2016). Im Vergleich zur annuellen Landwirtschaft besteht eine geringere Störungsintensität (z. B. Bodenruhe, geringer Pflanzenschutz- und

Düngemitteleinsatz; HENNEMANN-KREIKENBOHM o.J.). Vor allem Randstrukturen, wie unberührte Blühstreifen, können einen Beitrag zur Steigerung der Artenvielfalt leisten (BÄRWOLFF et al. 2013). Von einer Begründung auf Grünland, Mager- sowie naturnahen Feuchtstandorten sollte aus naturschutzfachlicher Sicht abgesehen werden, da durch die Umwandlung ein Verlust der bestehenden Artenvielfalt droht und gleichzeitig eine positive Treibhausgasbilanz schwer zu erreichen ist (HENNEMANN-KREIKENBOHM et al. 2015, MÜLLER-KROEHLING 2016, STROHM et al. 2012).

# 3. Methoden und Materialien

## 3.1 Untersuchungsgebiete

### 3.1.1 Colmnitz

Am 28.06., 29.06. und 03.07.2021 erfolgten die Vegetationsaufnahmen im ersten Untersuchungsgebiet in Colmnitz (bei Freital); einem Ortsteil der Gemeinde Klingenberg in Sachsen. Colmnitz gehört zum Randgebiet des norddeutschen Flachlands (GRAHMANN 1929). Da das Areal im Vergleich zu Peickwitz weniger weitläufig ist, konnten die Untersuchungen innerhalb von drei Tagen abgeschlossen werden. Die KUP gehört zum „Weidegut Colmnitz“ und wurde im Jahr 2007 vom Verein zur Förderung von Biomasse und nachwachsenden Rohstoffen Freiberg e.V. angelegt (s. Abb. 1). Im Rahmen eines Projektes wurden bzw. werden unterschiedliche Sorten der Gattungen *Salix* und *Populus* angebaut, mit dem Ziel, regionale Erfahrungen zur Energieholzgewinnung zu sammeln (WENDEL 2011). Die untersuchte Fläche ist ca. 0,8 ha groß und liegt mit einer Höhe von 420 m über NN. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt auf dem sandig-lehmigen Boden ca. 800 mm (WENDEL 2011). Die KUP wird durch einen Blühstreifen von dem daneben liegenden Feld abgegrenzt. Auf der gegenüberliegenden Seite der Plantage fließt der Wiesengrundbach, welcher in einem kleinen See im angrenzenden Erlenbruchwald mündet. Das Feld sowie das Fließgewässer werden von weiteren Ackerflächen und extensiv bewirtschaftetem Grünland begrenzt, welches u.a. als Weidefläche für Schafe dient (STOWASSERPLAN o.J.). In unmittelbarer Nähe befinden sich Erholungs- und Freizeiteinrichtungen, wie einem Spielplatz und das „Weidegut Colmnitz – dem Naturerlebnishof am Tharandter Wald“.

**Abb. 1:** Untersuchungsgebiet 1 – Kurzumtriebsplantage in Colmnitz bei Klingenberg (Foto: eigene Aufnahme)

### 3.1.2 Peickwitz

Das zweite Untersuchungsgebiet in Peickwitz bei Senftenberg befindet sich im brandenburgischen Landschaftsschutzgebiet „Elsterniederung und westliche Oberlausitzer Heide zwischen Senftenberg und Ortrand“. Die Vegetationsaufnahmen starteten am 17.06.2021. Die nächsten Erhebungen fanden, aufgrund von wetterbedingten Unterbrechungen in unregelmäßigen Intervallen am 18.06., 24.06. und 26.06.2021, statt. Der LANDWIRTSCHAFTSBETRIEB DOMIN etabliert seit 2014 Agroforstflächen und bewirtschaftet mittlerweile sieben Kurzumtriebsplantagen (KUP) auf denen sowohl Weiden als auch Erlen, Pappeln und Robinien angebaut werden (LANDWIRTSCHAFTSBETRIEB DOMIN o.J.). Eine dieser Flächen wurde im März 2015 angelegt und diente als Untersuchungsareal (s. Abb. 2). Die KUP ist ca. 0,57 ha groß und besteht aus den Gattungen *Populus* und *Alnus*, die zur Hackschnitzelherstellung angepflanzt wurden. Ihre Umtriebszeit beträgt ca. fünf bis sechs Jahre (HÜBNER et al. 2021). Ein Blühstreifen begrenzt die KUP von umliegenden Flächen. Entlang der langen Seite der KUP verläuft ein Fließgewässer („Peickwitzer Mühlengraben“) sowie ein Weg. Der Rest der KUP wird von landwirtschaftlichen Flächen, auf denen u.a. Mais und Roggen angebaut wird, umgeben. Eine Bahntrasse verläuft durch das Mais-Feld und wird begleitet von einem ca. acht Meter breiten Blühstreifen. In ca. 230 m Entfernung befindet sich ein Wald, in dem die Transektuntersuchungen durchgeführt wurden (s. Abb. 2). Der Waldrand wird durch einen Weg von der Ackerfläche und einem vertikal zulaufenden Grünstreifen getrennt.

**Abb. 2:** Untersuchungsgebiet 2 – Kurzumtriebsplantage in Peickwitz bei Senftenberg (Foto: eigene Aufnahme)

## 3.2 Datenerhebung

### 3.2.1 Einteilung der Untersuchungsgebiete

Vor der Einteilung der Flächen erfolgte eine erste Begehung beider Untersuchungsgebiete. Um möglichst repräsentative Vergleichswerte zu erhalten, wurden alle Vegetationsaufnahmen sowohl in Peickwitz als auch in Colmnitz einheitlich angelegt. Bei der Auswahl und Anlage der Flächen wurde auf gleichartige Standortbedingungen, eine geeignete Flächengröße sowie eine identische Vorgehensweise geachtet (nach FREY & LÖSCH 2010: 81). Die Aufnahmeflächen innerhalb eines Untersuchungsgebietes und Standorts wurde systematisch und nach bestem Gewissen in einem gleichen Abstand angelegt. Da sich die Untersuchungsgebiete in ihrem Aufbau stark unterschieden (z. B. Entfernung zwischen KUP und Wald), mussten andere Abstände gewählt werden. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Größe, Form und Anzahl der durchgeführten Vegetationsaufnahmen. In Peickwitz wurde eine zusätzliche Transektuntersuchung durchgeführt, sodass in Colmnitz insgesamt 26 und in Peickwitz 31 Vegetationsaufnahmen stattfanden. Für die Ergebnisanalyse und Beschreibung erfolgte eine Zusammenfassung der Biotope in Kürzel (s. Tab. 1, Bezeichnung) und eine Kennzeichnung der Untersuchungsgebiete mit der Kennziffer _1 für Colmnitz und _2 für Peickwitz.

Insgesamt wurden fünf Vegetationsaufnahmen innerhalb der KUP angelegt. An beiden Untersuchungsgebieten wurden die Flächen waagerecht zum Verlauf sowie mittig der KUP ausgerichtet, um Randeffekte zu vermeiden. Beide Untersuchungsgebiete wiesen innerhalb der KUP sowie entlang des Fließgewässers Messstationen und weitere Instrumente zu unterschiedlichen Forschungszwecken auf. Die Aufnahmeflächen wurden in Reichweite, allerdings mit angemessenem Abstand, angelegt. KUP_2 ist in zwei Bereiche, entsprechend den angebauten Baumarten, eingeteilt. Dafür wurden drei Flächen im Pappel-Areal und zwei Flächen im Erlen-Areal angelegt. Die Position der fünf Aufnahmeflächen in KUP_1 wurden gleichermaßen durchgeführt. Dabei wurden drei Flächen im Pappel-Pflanzgebiet und zwei Flächen im Weiden-Areal angelegt. Sowohl die Aufnahme als auch die Orientierung im Gelände wurden im Vergleich zur KUP_2 aufgrund des dichten Pflanzenstands deutlich erschwert.

Der BS grenzte beide KUP von der Ackerfläche ab und war maximal drei Meter breit, sodass die Anlage parallel zum Verlauf der KUP erfolgte, damit die Aufnahmefläche nicht in die Plantage bzw. auf das Feld hineinreichte. In Peickwitz entsprach der Abstand zwischen den fünf Aufnahmeflächen ca. 85 und in Colmnitz ca. 30 Meter.

Die Anlage der Vegetationsflächen auf dem Feld entsprach der Ausrichtung der Aufnahmebereiche innerhalb der KUP. Für Feld_2 wurden die Flächen in einem 100-Meter-Abstand angelegt. Feld_1 war im Vergleich kleiner, sodass der Abstand zwischen den Aufnahmeflächen nur 40 m betraf.

Da bereits eine Seite der KUP durch Vegetationsaufnahmen am BS abgedeckt wurde, konzentrierte sich eine weitere Aufnahmesession entlang des Gewässerufers auf der gegenüberliegenden Seite. Das Ufer_1 lag zwischen der KUP und einer Grünlandfläche. Ufer_2 lag ebenfalls an der KUP, wurde jedoch auf der anderen Seite von einem Weg begrenzt. Es erfolgten sechs Vegetationsaufnahmen. Dabei wurden in Colmnitz drei Aufnahmen auf einer Seite und drei auf der gegenüberliegenden Seite des Ufers angelegt. In Peickwitz musste die Flächenaufteilung aufgrund von Mäharbeiten auf vier-zu-zwei angepasst werden, wobei die vier Aufnahmen entlang der KUP-Seite verliefen.

Das W-K-T_2 verlief vom Wald über einen Grünstreifen hinein in die KUP. Eine Fläche wurde direkt im Wald angelegt. In einem Abstand von ca. zehn Metern wurde am Waldrand eine weitere Vegetationsaufnahme durchgeführt. Aufgrund der weiten

Entfernung zwischen KUP und Wald (ca. 230 m nach Schrittmaß) konnte nicht mit gleichen Abständen zwischen den Flächen gearbeitet werden. Stattdessen wurde die dritte Aufnahme in einem Abstand von 115 m aufgenommen. Der Grünstreifen wurde von einer Ackerfläche sowie dem Gewässerrandstreifen begrenzt. Die vierte Aufnahme erfolgte auf dem KUP-Blühstreifen und die fünfte konnte erneut in einem Abstand von 10 m in der KUP angelegt werden. Das B-K-T startete am BS der Bahntrasse. Die Transektlinie verlief mit zwei weiteren Aufnahmen über das anliegende Feld. Die restlichen beiden Aufnahmen erfolgten am angrenzenden BS sowie innerhalb der KUP. Der Abstand zwischen den Flächen betrug 7,50 m. Da die Bahntrasse regelmäßig von Zügen befahren wurde, musste ein Sicherheitsabstand von ca. zehn Metern eingeplant werden. In Colmnitz lag der zu untersuchende Wald für das W-K-T_1 direkt an der KUP. Auf der gegenüberliegenden Seite mündete der Wiesengrundbach in einem Teich. Beide Areale wurden von einem Gehweg getrennt. Im Wald wurden zwei, am Wald- bzw. Wegrand wurde eine, auf der gegenüberliegenden Seite des Weges (KUP-Rand) wurde eine sowie in der KUP eine weitere Vegetationsaufnahmen durchgeführt werden. Auf dem Gehweg wurden keinerlei Aufnahmen angelegt. Aufgrund der geringen Breite des Waldes erfolgte die Transekt-Anlage in einem Abstand von fünf Metern zwischen den Transekten.

**Tab. 1**: Standorte und Größe der Vegetationsaufnahmen [in $m^2$] in den Untersuchungsgebieten Colmnitz und Peickwitz

| Biotop bzw. Standort | Bezeichnung | Größe der Aufnahmefläche | Form der Aufnahmefläche | Colmnitz | Peickwitz |
|---|---|---|---|---|---|
| Kurzumtriebsplantage | KUP | 2 x 8 m = 16 $m^2$ | Rechteck | 5 | 5 |
| Blühstreifen | BS | 2 x 8 m = 16 $m^2$ | Rechteck | 5 | 5 |
| Landwirtschaftsfläche | Feld | 2 x 8 m = 16 $m^2$ | Rechteck | 5 | 5 |
| Gewässerufer | Ufer | 2 x 8 m = 16 $m^2$ | Rechteck | 6 | 6 |
| Transektuntersuchung Wald-KUP | W-K-T | r = 1,26 m = 5 $m^2$ | Kreis | 5 | 5 |
| Transektuntersuchung Bahn-KUP | B-K-T | r = 0,97 m = 3 $m^2$ | Kreis | - | 5 |
| | | | Summe der Aufnahmeflächen | = 26 | = 31 |

### 3.2.2 Anlage der Aufnahmeflächen

Die Flächengröße für die Vegetationsaufnahmen in der KUP, auf dem BS, dem Feld sowie entlang des Ufers wurde für Peickwitz und Colmnitz auf 16 $m^2$ (2 x 8 m) festgelegt. Abbildung 3 zeigt eine Aufnahmefläche am Beispiel des Felds_2. Zwei Maßbänder

grenzten eine lange und eine kurze Seite ein. Mit vier Heringen wurden die Eckpunkte abgesteckt. Ein Zollstock verhalf dabei zu vergewissern, ob das zu bestimmende Individuum innerhalb der Aufnahmefläche wächst oder ausscheidet. Auf der Grenze liegende Arten wurden in die Vegetationsaufnahme integriert.

Für die Transektuntersuchungen wurde zunächst mithilfe eines Maßbandes eine gerade Transektlinie ausgelegt. Das Maßband wurde mit einem Hering im Boden befestigt. Die Transektlinie enthielt insgesamt fünf kreisförmige Vegetationsaufnahme-Punkte mit einem Radius von 1,26 m. Somit entsprach die Größe der Erhebungsfläche fünf Quadratmeter. Auf dem B-K-T entsprach der Radius 0,97 m, also drei Quadratmeter (s. Abb. 4, Tab. 1). Die Mittelpunkte der Kreisflächen lagen auf dem Maßband. Mit einem Zollstock wurde waagerecht zur Transektlinie in einem 90°-Winkel der Radius auf dem Mittelpunkt abgegrenzt. Dasselbe wurde in einem 45°-Winkel mit einem weiteren Maßband wiederholt. Beim Bestimmen der Pflanzenart wurde zunächst mit einer Kreisbewegung des Zollstocks vergewissert, ob das Individuum im Aufnahmebereich wächst. Der Zollstock bewegte sich dabei um einen festgelegten Mittelpunkt und mit einheitlichem Radius im Uhrzeigersinn.

**Abb. 3:** Beispiel einer Aufnahmefläche auf dem Peickwitzer Feld (Foto: eigene Aufnahme)

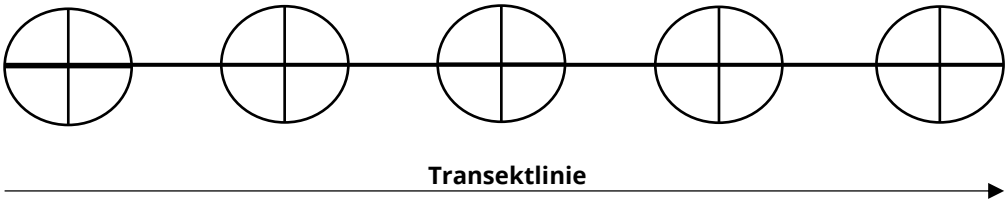



**Abb. 4:** Skizzenhafte Darstellung der Transekt-Anlage (Kreis) entlang der Transektlinie (Pfeil), eigene Darstellung

### 3.2.3 Aufnahmeparameter vor Ort

Die Aufnahmetechnik richtete sich zum Teil nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964), wobei alle Arten einer Aufnahmeflächen bzw. des zu untersuchenden Pflanzbestandes aufgezählt und folglich in ihrer Artmächtigkeit geschätzt werden. Der Anteil der Bedeckung erfolgte in Prozent (s. Kap. 3.2.3.1). Mithilfe der Aufnahmen sollen Rückschlüsse auf die Umwelt ermöglichen (FREY & LÖSCH 2010). Nachdem die Fläche abgesteckt wurde, erfolgte die Artbestimmung und Schätzung von spezifischen Parametern. Zunächst musste die Vegetation in Bestandsschichten eingeteilt werden. Beginnend mit der Baum- und Strauchschicht, der Krautschicht sowie die Moos- und Flechtenschicht. Die Baumschicht wurde in die erste und zweite Baumschicht (B1 und B2) untergliedert, wobei die erste Schicht Individuen vertritt, deren Krone vor- und (mit-) herrschend im Bestand wächst. Zu der B2-Schicht werden unterständige Bäume gezählt. Die Strauchschicht erfasst Pflanzen mit einer Größe zwischen einem und drei Metern. In die Krautschicht werden die übrigen Arten eingeteilt. Moose und Flechten werden in eine eigene Kategorie eingeordnet.

#### 3.2.3.1 Deckungsgrad

Vor der Artbestimmung erfolgte die Schätzung des *Deckungsgrads* pro Schicht. Dieser Parameter beinhaltet die Gesamtheit aller Pflanzenarten innerhalb einer Schicht und fasst (schätzungsweise) deren Deckung auf der Aufnahmefläche zusammen. Hierbei werden ausschließlich oberirdische Pflanzenteile betrachtet (PERATONER & PÖTSCH 2015). Die Angabe erfolgt in Prozent (%). Ist eine Fläche beispielsweise durch krautige Pflanzen vollständig bedeckt, so entspricht der Deckungsgrad demnach 100 %. Diese Untersuchung orientierte sich an der projektiven Deckung, bei der überlappende Pflanzenteile nicht einzeln gezählt und berücksichtigt werden. Der prozentuale Wert übersteigt deshalb nicht 100 % (FREY & LÖSCH 2010, PERATONER & PÖTSCH 2015).

Anschließend erfolgte die Artbestimmung mittels umfangreicher Literatur (EGGENBERG & MÖHL 2013, FLEISCHHAUER et al. 2017, KAINZ & MARBACH 2002, ROTHMALER et al. 2011). Für jede Art in jeder Bestandsschicht erfolgte anschließend die Angabe des Deckungsgrades, wobei die Vorgehensweise nach BRAUN-BLANQUET (1964) modifiziert wurde. Demnach wurden Einzelvorkommen ein DG von 0,1 % bei einem Individuum bzw. 0,5 % bei einigen wenigen Individuen gewählt. Die anschließende Schätzung erfolgte bis 10 % in 1%-Schritten. Ab 10 % Deckung wurde mit 5 % fortgefahren. Die Ermittlung des Deckungsgrades erfolgte bei bestem Gewissem auf subjektiver Einschätzung.

#### 3.2.3.2 Messungen der Höhe und des Kronenschlussgrades

Für jede Aufnahmefläche wurden stichprobenartig die Höhen der Kraut- und Strauchschicht gemessen. Hierbei wurden jeweils zwei bis vier Individuen pro Schicht zufällig ausgesucht, mithilfe eines Zollstocks vermessen und anschließend notiert.

Im Anschluss wurde das Kronendach an den Aufnahmeflächen innerhalb der KUP sowie im Wald in der Fisheye-Perspektive fotografiert. Hierzu diente die App „Fisheye Lens Pro“ (WOMBATICA SOFTWARE, 2014 veröffentlicht, Version 2.0.2), die allerdings nicht für wissenschaftliche Untersuchungen entwickelt wurde. Die Fotografien erfolgten auf jedem KUP-Standort sowie auch auf den KUP- und Wald-Aufnahmeflächen der Transekte. Die Kamera wurde auf einem Meter Höhe über der Oberfläche festgehalten und senkrecht gen Himmel geneigt. Dabei wurde das Format 1:1 und eine Linsen-Funktion gewählt, die allerdings keine Beschreibung durch die Entwickler enthält. Die anschließende Analyse jedes Bildes erfolgte über die „Gap Light Analysis Mobile App“ (kurz: GLAMA application, TICHÝ, 2019 veröffentlicht, Version 1.3), welche vom Institut für Botanik und Zoologie der tschechischen Masaryk-Universität entwickelt wurde. Untersucht wurde die „Öffnung des Kronendachs“ bzw. „Kronenschlussgrad“ (engl. *Canopy Openness* bzw. *Canopy Closure*) in %. Letzteres wird von dem Entwickler wie folgt erklärt: Es wird der Anteil der Hemisphäre berechnet, der von Elementen überdacht bzw. bedeckt wird. Die Berechnung erfolgt über die gewichtete Summe aus den Flächenanteilen zwischen den schwarzen und allen Pixeln innerhalb des Bildsegments (TICHÝ 2019). Hierbei könnten die Fotografien und die daraus abzuleitende Parameter vom Himmel, der Stellung der Wolken sowie des Kameraobjektivs beeinflusst werden (ANDERSON 1964). Des Weiteren transformiert der

„Canopy Cover Index“ das abgebildete Kronendach aus der hemisphärischen Projektion in eine senkrechte Position. Durch die weitere Modifizierung reagiert der Analyseparameter weniger empfindlich gegenüber ungleichmäßigen Lücken in Horizontnähe (sog. „Modified Canopy Cover Index“, TICHÝ 2019).

## 3.3 Weitere Parameter

### 3.3.1 Zeigerwerte nach Ellenberg

Pflanzen besitzen die Fähigkeit allein durch ihr Wachstum Informationen über ihre Umwelt zu offenbaren (WAMELINK et al. 2002). Die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) fassen diese Eigenschaften für Gefäßpflanzen in Mitteleuropa zu einem Klassifikationsregister zusammen und weisen somit dem ökologischen Verhalten von Pflanzen einen metrischen Wert zu (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Diese Werte basieren auf Feldbeobachtungen (ROMMELFANGER & KÖHLER 2005). Die Ökologie wird in sechs bzw. sieben Kategorien unterteilt: Lichtzahl (L), Temperaturzahl (T), Kontinentalitätszahl (K), Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff- bzw. Nährstoffzahl (N) und Salzzahl (S) mit zusätzlicher Beschreibung der Schwermetallresistenz. Zur Beschreibung der ökologischen Standortsverhältnisse unter Freilandbedingungen wird jeder Pflanzenart ein Zeigerwert zwischen 1 und 9 zugewiesen (EWALD 2003). Die Feuchtezahl zur Charakterisierung der Bodenfeuchtigkeit enthält Ziffernwerte zwischen 1 bis 12 sowie zwei weitere Sonderzeichen. Der Salzfaktor enthält Zeigerwerte von 0 bis 9, wird aber hauptsächlich mit 0 (= nicht salzertragend) oder 1 (= salzertragend) gewertet (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Ein niedriger Wert definiert das Minimum (z. B. Tiefschattenpflanze, Kältezeiger usw.) bzw. der höchste Wert das Maximum (z. B. Volllichtpflanze, extremer Wärmezeiger usw.) einer Faktorzahl. Da für die Moose keine Beschreibung der Stickstoff- und Salzzahl nach ELLENBERG gegeben ist, wurde eine weitere Publikation von SIMMEL et al. (2021) zur Ergänzung der Stickstoffzahl herangezogen.

Für die anschließende Berechnungen erfolgte der Analyse-Schwerpunkt auf die Kraut- und Moosschicht. Zunächst wurden die *ungewichteten Zeigerwerte* für jede Aufnahmefläche berechnet. Dies entspricht dem Mittelwert des Zeigerwertes für jede Zeigerklasse. Demnach wurden alle Zeigerwerte jeder Art pro Zeigerzahl aufsummiert und durch die Anzahl aller Arten mit einem Zeigerwert innerhalb der Zeigerzahl dividiert.

Anschließend erfolgte die Berechnung der *gewichteten Zeigerwerte*, indem die Zeigerwerte pro Art und Zeigerzahl mit dem Deckungsgrad der jeweiligen Art gewichtet und anschließend gemittelt wurde (SCHUME 1998). Sonderzeichen erhielten keinen Zahlenwert und wurden somit in den Berechnungen außen vorgelassen. Ähnliches gilt für Arten, für die in der jeweiligen Zeigerklasse kein Zeigerwert definiert wurde.

### 3.3.2 Ökologie und Rote-Liste-Bezug

In RIECKEN (2014: 2) ist folgende Definition des Begriffs *Biotoptyp* zu finden: „Abstrahierter Typus aus der Gesamtheit gleichartiger Biotope. Ein Biotoptyp bietet mit seinen ökologischen Bedingungen weit gehend einheitliche, von anderen Typen verschiedene Voraussetzungen für Lebensgemeinschaften. Die Typisierung schließt abiotische (z.B. Feuchte, Nährstoffgehalt) und biotische Merkmale (Vorkommen bestimmter Vegetationstypen und -strukturen, Pflanzengesellschaften, Tierarten) ein. Die Mehrzahl der Typen Mitteleuropas wird in ihrer konkreten Ausprägung zudem durch die herrschenden anthropogenen Nutzungen (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Verkehr usw.) und Beeinträchtigungen (Schadstoffe, Eutrophierung, Freizeitnutzung usw.) geprägt.“ (aus RIECKEN et al. 1994: 14). Jeder Art wurde eine *Biotoptypgruppe* nach LfULG (2013: 307) zugeordnet und statistisch ausgewertet. Dafür dienten neun Hauptbiotoptypen: (A) Äcker, Gärten, Weinberge; (F) Fließ- und Standgewässer, einschl. Röhrichte; (G) feuchte bis frische Grünländer; (H) Hoch- und Zwischenmoore; (N) Niedermoore, einschl. Nasswiesen; (R) Ruderalfluren, (S) Säume, Hecken, Steinrücken; (T) Mager- und Trockenbiotope, einschließlich Felsfluren; (W) Wälder, Feldgehölze. Die Berechnungen erfolgte über die Artenzahl pro Aufnahmefläche. Für bestimmte Arten sowie Moose und Flechten, für die kein BT hinterlegt wurde, erfolgte eine Einordnung in die Kategorie *keine Angabe* (k. A.). Der Biotoptyp (BT) der jeweiligen Art wurde mit dem Faktor 1 (~ eine Art) berechnet, wenn der Art ausschließlich ein BT zugeordnet wurde. Falls für eine Art zwei BT oder gar drei BT hinterlegt waren, wurde mit dem Faktor 0,5 (~ zwei BT) bzw. 0,33 (~ drei BT) pro BT gerechnet. Anschließend wurde für jede Aufnahmefläche der prozentuale, mittlere Anteil der BT, gemessen an der Artenzahl pro Aufnahmefläche, berechnet und statistisch ausgewertet.

Der dänische Botaniker Christian Christiansen Raunkiær entwarf ein System, welches

Pflanzen entsprechend der Lage ihrer Überwinterungsorgane zur Erdoberfläche in *Lebensformen* einteilt (MICHLER et al. 2016: 63). Als Publikation diente hierbei ELLENBERG & LEUSCHNER (2010). Dabei wurden acht Kategorien unterschieden: (A) Hydrophyt; (C) krautiger Chamaephyt; (G) Geophyt; (H) Hemikryptophyt; (N) Nanophanerophyt; (P) Phanerophyt; (T) Therophyt; (Z) holziger Chamaephyt. Arten, für die keine Beschreibung der Lebensform hinterlegt war, wurden in die Kategorie *keine Angabe* (k. A.) eingeordnet. Das Verfahren für die Berechnung der mittleren, prozentualen Artanteile der Lebensform wurde ebenso wie die Berechnung des BT durchgeführt.

Für Bewertung der Gefährdungssituation der Arten in Colmnitz und Peickwitz wurden die Rote-Listen und Gesamtartenlisten für Deutschland zu Rate gezogen. Dazu dienten folgende Publikationen: Farn- und Blütenpflanzen (METZING et al. 2018), Moose (CASPARI et al. 2018) und Flechten (WIRTH et al. 2011). Es erfolgte für jede Art die Zuordnung des Rote-Liste-Status (z. B. etablierte Indigene und Archäobiota) sowie der Rote-Liste-Kategorie (z. B. ungefährdet). Anschließend wurde der mittl., prozentuale Artanteil des RL-Status und der RL-Kategorie berechnet.

### 3.3.3 Waldbindungstyp

Die Analyse der Waldbindungstypen erfolgte für die separaten Analysen der Transektuntersuchungen. Als Publikation diente hierbei die „Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands“ von SCHMIDT et al. (2011), wobei die Arten entlang des Transekts bezüglich ihrer Waldbindung eingeordnet wurden, um Rückschlüsse auf die Einwanderung von Arten aus dem Wald ziehen zu können. Zunächst musste für beide Untersuchungsgebiete ein Bezugsraum festgelegt werden, der in der Publikation durch die drei Naturräume Norddeutsches Tiefland, Hügel- und Bergland sowie Alpen erfolgt. Sowohl Peickwitz als auch Colmnitz wurden dem Norddeutschen Tiefland zugeordnet. Für die Eingliederung Colmnitz‘ diente die Publikation GRAHMANN (1929). Anschließend erfolgte wird für jeden Bezugsraum eine Einordnung zu einem Waldbindungstyp:

1. **weitgehend an Wald gebunden**
   1.1 vorwiegend im geschlossenen Wald
   1.2 vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen

2. **im Wald und im Offenland**
   2.1 im Wald wie im Offenland
   2.2 auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Kategorie 1 stellt demnach den höchsten Grad der Waldbindung dar (SCHMIDT et al. 2011). Zudem erfolgte eine weitere Einordnung in den Typ „O“, wobei die jeweiligen Arten ausschließlich im Offenland vorkommen. Taxa, für die eine Einordnung nach SCHMIDT et al. (2011) ausblieb, erhielten die Kategorie *keine Angabe* (k. A.).

## 3.4 Statistische Datenanalyse

Die Dokumentation und statistische Analyse des Datensatzes erfolgte mithilfe von Excel (Version 2202) sowie der freizugänglichen Statistik-Software R (R CORE TEAM 2020, Version 4.0.3) in Kombination mit der grafischen Benutzeroberfläche RStudio (R STUDIO TEAM 2020, Version 4.0.5). Zu Beginn werden die Datensätze von Colmnitz und Peickwitz auf eine Normalverteilung geprüft. Dies erfolgte mittels Shapiro-Wilk-Test ($p$-value < 0.05). Im Falle einer Normalverteilung wird mit einer Varianzanalyse (ANOVA) bzw. bei keiner Normalverteilung mit dem Kruskal-Wallis-Test fortgefahren, um gruppenspezifische Unterschiede zu analysieren. Dabei wurden die zuvor beschriebenen Parameter statistisch ausgewertet (Mittelwert, Varianz, Standardabweichung, Standardfehler). Anschließend erfolgte die Analyse der Signifikanz mittels statistischer Tests für den mittleren Deckungsgrad, die Artenzusammensetzung, die mittl. Artenzahl, die mittl. gewichteten Zeigerwerte nach ELLENBERG, die mittl. prozentualen Artanteile des Biotoptyps und der Lebensform, die mittl. proz. Anteile einer Art der Roten-Liste-Kategorie/-Status, die mittl. Biodiversitäts-Indizes sowie für die Transektuntersuchung die mittl. proz. Artanteile des Waldbindungstyps. Für die mittl. Höhen der Strauch- und Krautschicht erfolgte ebenfalls eine statistische Auswertung. Für die statistische Berechnung der Biodiversitäts-Indizes wurde die Software PAST („PAleontological STatistics“, Version 4.03, HAMMER et al. 2001) genutzt. Dafür wurde der Datensatz nach Schichten getrennt untersucht. Als Parameter dienten der Simpson-Index *D*, der Shannon-Index *H‘* und die Evenness *E.*

# 4. Ergebnisse

Es konnte mittels Shapiro-Wilk-Test keine Normalverteilung der Datensätze beider Untersuchungsgebiete ermittelt werden. Deshalb konzentrierte sich das weitere Vorgehen auf die Analyse der Unterschiede zwischen den einzelnen Biotopen mittels Kruskal-Wallis-Test und Pairwise-Wilcoxon-Test mit Bonferroni-Adjustierung.

Die Ergebnisdarstellung für die Transektuntersuchungen wird in Kapitel 4.7 separat beschrieben.

## 4.1 Deckungsgrad und Artenzusammensetzung

Tabelle 2 zeigt die Gesamtübersicht der mittleren Deckungsgrade mit Standardfehler (mittl. DG ± SF %) pro Biotop, Schicht und Untersuchungsgebiet und Kruskal-Wallis-Test-Ergebnissen. Beide KUP wiesen in der B1-Schicht den höchsten mittl. DG in der Umgebung auf. KUP_1 bestand zu einem Teil aus sieben verschiedenen Pappel-Sorten (s. Anhang 1). Die Bestimmung der Pflanzen erfolgte auf Artebene. Eine exakte Bestimmung der Sorten konnte aufgrund fehlender Erfahrungen nicht durchgeführt werden. Die Publikation WENDEL (2011) verhalf zu mehr Klarheit. Der Anbau der Pappel-Hybriden erfolgte zweireihig. Die Aufnahme umfasste stets zwei Baumreihen, sodass maximal zwei Sorten vorkommend waren. In der ersten Aufnahme war *Populus nigra* L. eingekreuzt, sodass die Hybriden Max 1, 3 oder 4 vertreten sein könnten. In der zweiten Aufnahme wurde *Populus trichocarpa* HOOK. bestimmt, die in Sorten Hybride 275, Beaupré, Muhle Larson bzw. Larsen und/oder Androscoggin eingekreuzt ist. Im anderen Teil der KUP_1 wurden sechs Sorten aus der Korb-Weide *Salix viminalis* L. angebaut, demnach könnten die Sorten Tordis, Tora, Inger, Sven, Torhild oder Jorr vertreten sein.

In KUP_2 wurde ebenfalls die Westliche Balsam-Pappel (*P. trichocarpa*) auf drei Aufnahmeflächen bestimmt. Nach Rücksprache mit dem KUP-Besitzer THOMAS DOMIN (29. Juli 2021) handelte es sich hierbei um die Sorte Fritzi-Pauley. Auf den anderen beiden Flächen wurde die Schwarz-Erle *Alnus glutinosa* (L.) GAERTN. angebaut. Eine Mischung beider Baumarten oder mit anderen Baumarten kam nicht vor. Die B2-Schicht fehlte in Peickwitz – mit einer Ausnahme innerhalb der Schwarz-Erlen-KUP – vollständig. In KUP_1 konnte eine B2-Schicht, bestehend aus *Salix viminalis*, *Prunus padus* L. und *Sambucus nigra* L., nachgewiesen werden (s. Anhang 2). Dabei wurde ein mittl. DG von 40 % mit einem

hohen SF (± 24,5 %) analysiert. Am Ufer_1 konnten in der B1- und B2-Schicht hohe DG mit starker Variation analysiert werden. Der Bachlauf war geprägt aus einer Mischung von *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L., *A. glutinosa* sowie *Betula pendula* ROTH, *P. padus* und *S. viminalis*.

Der DG der Strauchschicht war in Colmnitz auf allen Aufnahmeflächen stark ausgebildet. Der Pairwise-Wilcoxon-Test zeigt Unterschiede zwischen dem Feld und den anderen Biotopen. Auf dem Feld_1 konnte ein mittl. DG von 99,0 % (± 1,0 % SF) analysiert werden. Dort wurde die Durchwachsene Silphie *Silphium perfoliatum* L. angebaut. Nur selten mischten sich Arten wie *Poa trivilais* L. oder *Urtica dioica* L. unter. Die Große Brennnessel kam innerhalb der Strauchschicht auch auf anderen Standorten mit einem DG von 0,1 bis 80 % vor. In Peickwitz wurden signifikante Unterschiede zwischen dem Feld_2 und BS_2 sowie KUP_2 und Feld_2 ausgewertet. Den höchsten DG der Strauchschicht mit 55,8 % (± 16,4 % SF) wies Ufer_2 auf. Hierbei waren Arten wie *Bromus inermis* L., *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX. STEUD. oder *Urtica dioica* vertreten (s. Anhang 3). Ansonsten wurden mittl. DG zwischen 0 und 43 % erreicht. In der KUP_2 kamen hauptsächlich *Acer negundo* L. sowie *Galium aparine* L. vor. Die Strauchschicht des BS_2 war ebenfalls geprägt von *A. negundo* sowie *Calamagrostis arundinacea* (L.) ROTH und *Secale cereale* L.

Für die Krautschicht konnten in beiden Untersuchungsgebieten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. KUP_1 wies einen mittl. DG von 71,0 % (± 10,4 % SF) auf. Hier wurden u.a. Arten wie *Fraxinus excelsior* L., *Geum urbanum* L., *Poa pratensis* L. oder *Urtica dioica* bestimmt. Sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz wurde der höchste DG auf dem BS und der niedrigste auf dem Feld verzeichnet. Auf dem Feld_2 wurde Silomais (*Zea mays* L.) angebaut. Roggen (*S. cereale*) wuchs in geringen DG (0,5 bis max. 5 %) auf allen Feld-Standorten. Das Spießblättrige Tännelkraut *Kickxia elatine* (L.) DUMORT. kam einmalig mit 10 % Deckung vor. Andere Pflanzen waren auf dem Feld bereits vertrocknet und konnten nicht bestimmt werden. Auf BS_2 wuchsen neben *Capsella bursa-pastoris* (L.) MEDIK., *Fallopia convolvulus* (L.) Á. LÖVE, *Lactuca serriola* L., *Matricaria chamomilla* L., und *Silene latifolia* POIR. eine Vielzahl von weiteren Pflanzenarten. Dieses Spektrum konnte ebenfalls auf BS_1 bestimmt werden. Dazu zählen u.a. *Agrostis capillaris* L., *Dactylis glomerata* L., *Galium aparine* sowie *Geum urbanum*. Feld_1 wies im Vergleich zu Feld_2 mehr Arten, wie z. B. *Fragaria vesca* L., *P. trivialis* oder *Taraxacum officinale agg.*, auf, die

meist rar bis gering deckend unter der Durchwachsenen Silphie wuchsen. Das Ufer_1 war geprägt von Grasarten wie *Phalaris arundinacea* L., *P. palustris, P. pratensis* aber auch *Geum urbanum* und *Galium aparine*. Letztere Art kam auch in Peickwitz häufig vor. Dort waren *Galeopsis tetrahit* L. und *Sorbus aucuparia* L. vertreten. Darüber hinaus mischten sich weitere Arten wie *Arrhenatherum elatius* (L.) P. BEAUV. EX. J. PRESL & C. PRESL, *Phleum pratense* L. oder *Silene latifolia* unter.

Die Moosschicht (zuzüglich Flechten) fehlte in Peickwitz ganzheitlich. In Colmnitz hingegen fehlte sie auf dem BS sowie dem Feld. Der Kruskal-Wallis-Test zeigt hochsignifikante Unterschiede (p-value = 0.0005605). In KUP_1 wuchsen *Polytrichastrum formosum* (HEDW.) G. L. SM. und *Brachythecium rutabulum* (HEDW.) BRUCH, SCHIMP. & W. GUEMBEL die zusammen einen mittl. DG von 66,0 % (± 12,0 % SF) bildeten. Letztere Moosart bedeckte auch entlang des Ufers ca. ein Drittel der Fläche. Des Weiteren wurden vereinzelt *Climacium dendroides* (HEDW.) F. WEBER & D. MOHR, *Orthotrichum rogeri* BRID. sowie *Xanthoria parietina* (L.) TH. FR. am Ufer_1 bestimmt. Eine zusammenfassende Übersicht der Artenzusammensetzungen ist im Anhang 2 und 3 zu finden.

**Tab. 2**: Mittlerer Deckungsgrad (mittl. DG) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung)

| | | **mittl. DG ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Schicht** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | Baumschicht 1 | 100,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 35,8 ± 20,4 | * |
| | Baumschicht 2 | 40,0 ± 24,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 66,7 ± 21,1 | * |
| | Strauchschicht | 28,0 ± 13,3 | 52,0 ± 16,7 | 99,0 ± 1,0 | 34,4 ± 13,4 | * |
| | Krautschicht | 71,0 ± 10,4 | 82,0 ± 13,0 | 29,1 ± 16,6 | 74,2 ± 7,0 | - |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | 66,0 ± 12,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 32,5 ± 6,7 | * |
| Peickwitz | Baumschicht 1 | 100 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| | Baumschicht 2 | 1,0 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | Strauchschicht | 19,0 ± 7,0 | 31,4 ± 12,1 | 0,0 ± 0,0 | 55,8 ± 16,4 | * |
| | Krautschicht | 74,0 ± 11,2 | 75,0 ± 7,6 | 39,0 ± 6,2 | 40,0 ± 14,3 | - |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |

## 4.2 Artenzahlen

Die Abbildungen 5 und 6 fassen alle Arten zusammen, die pro Standort in Summe auf allen fünf bzw. sechs Aufnahmestandorten bestimmt wurden. Hierbei ist in Colmnitz auffällig, dass auf fast allen Standorten eine höhere Gesamtartenzahl aufgenommen wurde als in Peickwitz. Ufer_1 und BS_2 wiesen im jeweiligen Untersuchungsgebiet die höchste Gesamtartenzahl auf. Auf Feld_2 konnten in Summe aller fünf Standorte nur drei Arten bestimmt werden. Tabelle 3 quantifiziert die Ergebnisse mit der mittleren Artenzahl (AZ) und dem Standardfehler pro Schicht. In Colmnitz wurden innerhalb der Baumschicht 1 signifikante Unterschiede zwischen der KUP, dem BS sowie dem Feld analysiert. Auch in der Moosschicht unterscheiden sich Ufer und KUP signifikant vom BS. Die höchste AZ in der Baumschicht 1 wies das Ufer mit einem Mittelwert von 1,5 Baumarten (± 0,6 % SF) auf. Gleiches gilt für die Baumschicht 2 mit durchschnittlich einer Baumart (± 0,4 % SF). Im Hinblick auf die Strauchschicht wies der BS mit 6,8 (± 1,2 % SF) Taxa, gefolgt vom Ufer, der KUP sowie dem Feld, die höchsten AZ auf. Auch innerhalb der Krautschicht wurden die meisten Arten im BS (12,6 ± 1,7 % SF) aufgenommen. Mit ca. neun Arten folgt das Ufer. Im Anschluss folgen die KUP sowie das Feld.

In Peickwitz wurden signifikante Unterschiede ausschließlich in der Baumschicht 1 zwischen der KUP, dem BS sowie dem Feld festgestellt. Hierbei kam im Mittel eine Baumart pro Aufnahmefläche vor. Auf den restlichen Flächen fehlten die erste Baumschicht vollkommen. Eine B2-Schicht wies ausschließlich die KUP mit ca. 0,2 Arten (± 0,2 % SF) auf. Die höchste AZ in der Strauchschicht wurde am Ufer bestimmt; gefolgt von dem BS und der KUP. Mit durchschnittlich 14,8 Arten (± 0,7 % SF) wies der BS die höchste AZ innerhalb der Krautschicht auf. Um die Hälfte weniger Arten wurden in der KUP aufgenommen. Anschließend folgt das Ufer. Das Feld hatte mit 2,2 Arten (± 0,2 % SF) die geringste AZ. Die Moosschicht (zzgl. Flechten) fehlte auf allen Aufnahmestandorten.

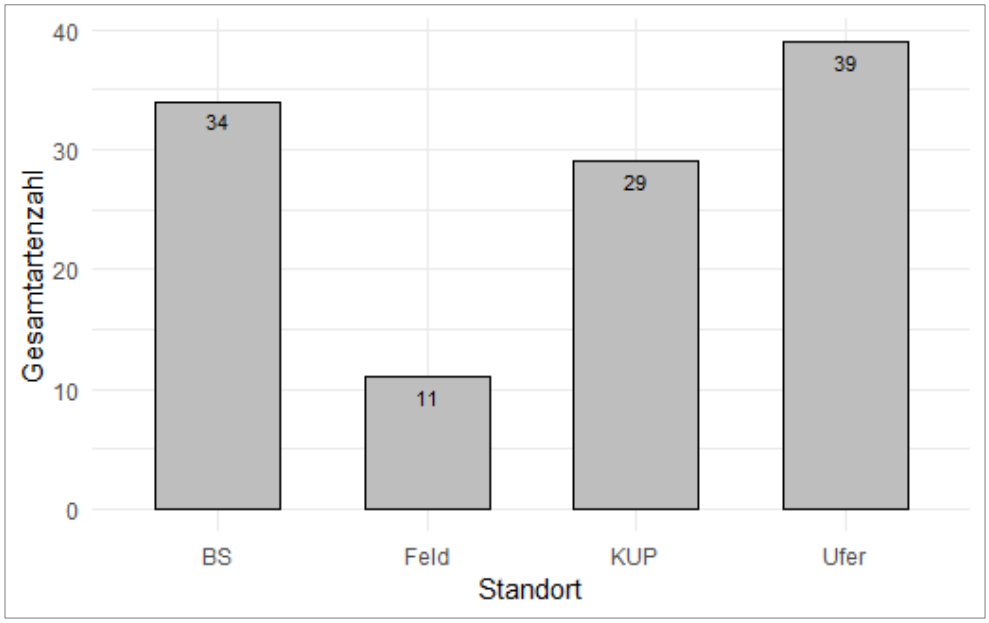



**Abb. 5:** Übersicht der Gesamtartenzahl auf den Standorten Blühstreifen (BS), Feld, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Ufer in Colmnitz

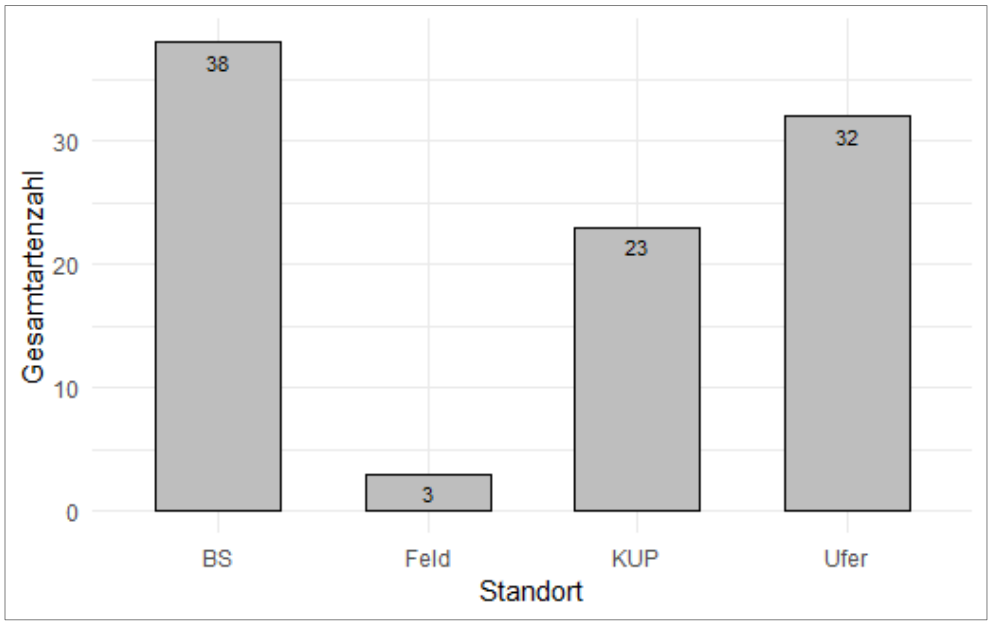



**Abb. 6:** Übersicht der Gesamtartenzahl auf den Standorten Blühstreifen (BS), Feld, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Ufer in Peickwitz

**Tab. 3:** Mittlere Artenzahl (mittl. AZ) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung)

| | | mittl. AZ ± SF [%] | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Schicht** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | Baumschicht 1 | 1,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,5 ± 0,6 | * |
| | Baumschicht 2 | 0,6 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 0,4 | * |
| | Strauchschicht | 2,4 ± 0,7 | 6,8 ± 1,2 | 2,4 ± 0,2 | 3,3 ± 0,7 | - |
| | Krautschicht | 8,6 ± 1,4 | 12,6 ± 1,7 | 4,6 ± 0,5 | 9,3 ± 1,6 | * |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | 0,7 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,8 ± 0,3 | * |
| Peickwitz | Baumschicht 1 | 1,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| | Baumschicht 2 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| | Strauchschicht | 2,4 ± 0,5 | 2,8 ± 0,7 | 0,0 ± 0,0 | 3,8 ± 0,9 | - |
| | Krautschicht | 7,4 ± 0,7 | 14,8 ± 0,7 | 2,2 ± 0,2 | 6,7 ± 1,0 | * |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |

## 4.3 Zeigerwerte

Tabelle 4 zeigt die mittl., gewichteten Zeigerwerte (ZW) pro Untersuchungsgebiet, Zeigerwert und Biotop. Fehlende ZW sowie Sonderzeichen erhielten keine Ziffer bzw. Gewichtung. In Peickwitz konnten nur bei der mittl., gew. Feuchtezahl sowie Nährstoffzahl signifikante Unterschiede analysiert werden. In Colmnitz hingegen konnte bei der Analyse der Feuchtezahl kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Im Untersuchungsgebiet 1 bewegten sich die Zeigerwerte der Lichtzahl zwischen 5 (Halbschattenpflanze) und 7 (Halblichtpflanze). Ähnliches konnte in Peickwitz festgestellt werden. Bezüglich der Temperaturzahl konnten sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz mittlere Zeigerwerte zwischen 5,0 (Mäßigwärmezeiger) und 5,9 bzw. 6,0 analysiert werden. Die Kontinentalität lässt sich in beiden Untersuchungsgebieten als ozeanisch bis subozeanisch beschreiben. Eine Ausnahme stellt die KUP_1 dar. Dort war die Kontinentalität mit 4,6 (± 0,2 % SF) als intermediär charakterisiert. Auf beiden Standorten kommen sowohl Frische- als auch Feuchtezeiger vor. Zudem sind in Colmnitz und Peickwitz mittl. Tendenzen zwischen Mäßigsäure- als auch Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger vorkommend. Auf dem BS_1, Feld_1 und Ufer_2 waren Arten vertreten, die häufiger auf stickstoffreichen Standorten wachsen. KUP_1 und Ufer_1 sowie KUP_2 weisen hauptsächlich ausgesprochene Stickstoffzeigerarten auf. Der BS_2 wies

Zeigerarten mit einem mäßigen bis häufigen Vorkommen auf stickstoffreichen Standorten auf. Feld_2 kann als stickstoffarm charakterisiert werden.

**Tab. 4:** Mittlere, gewichtete Zeigerwerte (mittl., gew. ZW) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Zeigerwert und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: m – mittlere, L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, K – Kontinentalität, F – Feuchtezahl, R – Reaktionszahl, N – Nährstoffzahl

| | | **mittl. gew. ZW ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Zeigerwert** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | mL | 5,0 ± 0,1 | 7,0 ± 0,0 | 6,0 ± 0,1 | 5,8 ± 0,2 | * |
| | mT | 5,0 ± 0,0 | 5,9 ± 1,1 | 5,5 ± 0,2 | 5,6 ± 0,1 | * |
| | mK | 4,6 ± 0,2 | 3,3 ± 0,2 | 3,9 ± 0,3 | 3,8 ± 0,2 | * |
| | mF | 4,7 ± 0,2 | 5,1 ± 1,0 | 5,6 ± 0,4 | 5,1 ± 0,1 | - |
| | mR | 7,1 ± 0,1 | 6,2 ± 0,1 | 6,2 ± 0,2 | 6,7 ± 0,1 | * |
| | mN | 7,5 ± 0,1 | 6,5 ± 1,1 | 7,4 ± 0,2 | 7,5 ± 0,1 | * |
| Peickwitz | mL | 7,0 ± 0,0 | 6,3 ± 0,3 | 7,0 ± 0,0 | 7,0 ± 0,1 | - |
| | mT | 6,0 ± 0,0 | 5,7 ± 0,2 | 6,0 ± 0,0 | 5,6 ± 0,1 | - |
| | mK | 3,0 ± 0,0 | 3,2 ± 0,2 | 2,0 ± 0,0 | 3,2 ± 0,2 | - |
| | mF | 6,0 ± 0,3 | 5,0 ± 0,1 | 4,0 ± 0,0 | 5,9 ± 0,2 | * |
| | mR | 6,0 ± 0,0 | 4,8 ± 0,7 | 7,0 ± 0,0 | 6,1 ± 0,3 | - |
| | mN | 7,9 ± 0,0 | 5,9 ± 0,7 | 3,0 ± 0,0 | 7,1 ± 0,3 | * |

## 4.4 Ökologie und Rote-Liste-Bezug

### 4.4.1 Biotoptypen

Die mittl., prozentualen Artanteile der vorkommenden Biotoptypen (BT) eines jedes Biotops werden in Tabelle 5 präsentiert. In der KUP_1 sind 43,3 % (± 3,5 % SF) der vorkommenden Pflanzenarten durch den BT (W) Wälder und Feldgehölze gekennzeichnet. Im nachfolgenden waren Arten mit rund 15 % vertreten, die charakteristisch in Säumen, Hecken sowie auf Steinrücken vorkommen. Auf dem BS_1 waren 28,6 % (± 1,3 % SF) der Arten anzutreffen, die auf feuchten bis frischen Grünländern wachsen. Derselbe BT war auch auf Feld_1 am häufigsten mit 22,3 % (± 2,8 % SF) der Arten vertreten. Zudem kamen durchschnittlich 18,0 % Waldarten sowie 10 % Ruderalarten auf dem Feld vor. Entlang des Ufers_1 wuchsen im Durschnitt rund sechs Waldarten, die ca. 40 % aller Arten innerhalb des Biotops ausmachen. Weiterhin waren circa 11 % der Arten vertreten, die auf feuchten bis frischen Grünländern wachsen.

KUP_2 wies am häufigsten Arten auf, die auf Äckern oder in Gärten vorkommen; dicht gefolgt von Ruderalarten. Des Weiteren war der BT „Wälder, Feldgehölze“ mit ca. 18,6 % (± 2,6 % SF) vertreten. Der BS_2 bestand hauptsächlich aus dem BT „Acker, Gärten,

Weinberge“; gefolgt von Ruderalarten. Zu rund 21 bzw. 20 % waren die BT „feuchte bis frische Grünländer“ bzw. „Säume, Hecken, Steinrücken“ entlang des Ufers_2 vertreten. Mit ca. zwei Arten pro Standort bzw. 18,5 % (± 2,9 % SF) kam auch der BT „Ruderalfluren“ vor.

**Tab. 5:** Mittlere, prozentuale Artanteile des Biotoptyps (mittl., proz. Artanteile des BT) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Biotoptyp und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: A – Äcker, Gärten, Weinberge; F – Fließ- und Standgewässer, einschl. Röhrichte; G – feuchte bis frische Grünländer; H – Hoch- und Zwischenmoore; N – Niedermoore, einschl. Nasswiesen; R – Ruderalfluren; S – Säume, Hecken, Steinrücken; T – Mager- und Trockenrasen, einschl. Felsfluren; W – Wälder, Feldgehölze; k. A. – keine Angabe

| | | **mittl., proz. Artanteil des BT ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Biotoptyp** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | A | 5,7 ± 1,3 | 14,5 ± 2,6 | 6,9 ± 1,3 | 2,3 ± 0,7 | * |
| | F | 4,1 ± 0,4 | 1,2 ± 0,7 | 16,6 ± 1,4 | 8,3 ± 2,4 | * |
| | G | 7,5 ± 3,6 | 28,6 ± 1,3 | 22,3 ± 2,8 | 10,7 ± 3,0 | * |
| | H | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | N | 1,3 ± 0,8 | 2,6 ± 0,8 | 0,0 ± 0,0 | 2,3 ± 0,8 | - |
| | R | 7,2 ± 1,5 | 16,6 ± 2,5 | 9,8 ± 1,3 | 8,3 ± 1,5 | * |
| | S | 13,3 ± 2,2 | 10,5 ± 2,9 | 6,9 ± 1,8 | 13,1 ± 2,6 | - |
| | T | 0,0 ± 0,0 | 1,1 ± 0,7 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| | W | 43,3 ± 3,5 | 18,8 ± 2,3 | 18,0 ± 4,6 | 40,2 ± 2,9 | * |
| | k. A. | 17,4 ± 3,2 | 5,9 ± 0,3 | 19,4 ± 2,6 | 14,3 ± 2,4 | * |
| Peickwitz | A | 24,1 ± 7,6 | 28,5 ± 4,5 | 6,7 ± 6,7 | 9,2 ± 1,3 | * |
| | F | 9,7 ± 2,6 | 1,0 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 12,2 ± 2,9 | * |
| | G | 5,8 ± 4,0 | 4,7 ± 2,9 | 0,0 ± 0,0 | 21,1 ± 4,4 | * |
| | H | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | N | 1,9 ± 1,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 2,4 ± 1,1 | - |
| | R | 20,9 ± 3,2 | 24,0 ± 2,3 | 0,0 ± 0,0 | 18,5 ± 2,9 | * |
| | S | 6,2 ± 1,0 | 10,3 ± 1,5 | 0,0 ± 0,0 | 20,1 ± 4,1 | * |
| | T | 0,0 ± 0,0 | 2,7 ± 1,7 | 0,0 ± 0,0 | 0,9 ± 0,9 | - |
| | W | 18,6 ± 2,6 | 14,2 ± 2,3 | 0,0 ± 0,0 | 15,6 ± 3,5 | * |
| | k. A. | 12,8 ± 4,4 | 14,6 ± 0,8 | 93,3 ± 6,7 | 0,0 ± 0,0 | * |

### 4.4.2 Lebensformen

In der KUP_1 kamen, gemessen an der AZ, rund 35 % Hemikryptophyten, 17 % Phanerophyten sowie 12 % Nanophanerophyten vor (s. Tab. 6). Hydrophyten sowie holzige Chamaepyhten fehlten in Colmnitz vollständig. Auf dem Feld waren ca. 53 % Hemikryptophyten, 15 % Therophyten sowie 10 % krautige Chamaephyten auf. Entlang des Ufers war die Verteilung der Lebensformen gleichmäßig. Hemikryptophyten waren auch hier mit rund 40 % vertreten und ebenso mit ca. 60 % auf dem BS.

In Peickwitz konnten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Holzige Chamaephyten fehlten vollständig. Auch hier wurden hohe, prozentuale Artanteile von

Hemikryptophyten innerhalb der KUP und entlang des Ufers bestimmt. Auf dem BS waren mit ca. 45 % Therophyten vorkommend. Entlang des Ufers kamen neben 40 % Hemikryptophyten sowie 20 % Therophyten auch ca. 17 % Geophyten vor. Hydrophyten waren u.a. mit 1,5 % und 0,6 % am Uferbereich vertreten.

**Tab. 6:** Mittlere, prozentuale Artanteile der Lebensform (mittl., proz. Artanteile des LF) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Lebensform und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: A – Hydrophyt; C – krautiger Chamaephyt; G – Geophyt; H – Hemikryptophyt; N – Nanophanerophyt; P – Phanerophyt; T – Therophyt; T – holziger Chamaephyt; k. A. – keine Angabe

| | | **mittl., proz Artanteil der LF ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Lebensform** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | A | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | C | 9,6 ± 0,5 | 0,5 ± 0,5 | 11,1 ± 2,6 | 12,7 ± 3,0 | * |
| | G | 3,0 ± 0,8 | 5,1 ± 1,7 | 0,0 ± 0,0 | 7,7 ± 1,8 | * |
| | H | 34,4 ± 4,5 | 57,0 ± 1,8 | 52,9 ± 2,9 | 38,5 ± 3,3 | * |
| | N | 12,4 ± 4,4 | 1,7 ± 1,1 | 0,0 ± 0,0 | 9,7 ± 2,0 | * |
| | P | 17,0 ± 1,6 | 2,8 ± 1,2 | 2,9 ± 2,9 | 12,9 ± 3,2 | * |
| | T | 8,7 ± 1,5 | 23,3 ± 2,8 | 16,6 ± 1,4 | 12,2 ± 3,0 | * |
| | Z | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 14,8 ± 3,1 | 9,6 ± 1,7 | 16,6 ± 1,4 | 5,2 ± 2,7 | * |
| Peickwitz | A | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,4 ± 0,9 | - |
| | C | 3,9 ± 1,0 | 0,5 ± 0,5 | 0,0 ± 0,0 | 1,8 ± 1,2 | - |
| | G | 7,6 ± 3,5 | 3,8 ± 1,3 | 0,0 ± 0,0 | 17,1 ± 1,9 | * |
| | H | 38,7 ± 3,3 | 22,3 ± 3,4 | 0,0 ± 0,0 | 38,7 ± 2,6 | * |
| | N | 1,0 ± 1,0 | 1,4 ± 1,4 | 0,0 ± 0,0 | 7,5 ± 3,1 | - |
| | P | 15,3 ± 2,1 | 7,3 ± 2,5 | 0,0 ± 0,0 | 3,1 ± 1,4 | * |
| | T | 25,2 ± 5,3 | 43,4 ± 3,6 | 6,7 ± 6,7 | 18,7 ± 1,9 | * |
| | Z | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 8,3 ± 2,2 | 21,3 ± 2,5 | 93,3 ± 6,7 | 11,7 ± 3,2 | * |

### 4.4.3 Rote-Liste-Arten

Tabelle 7 zeigt die mittl., prozentualen Anteile der Rote-Liste-Kategorien/-Status gemessen an der AZ pro Biotop. In Colmnitz wurden 65 Pflanzen- sowie Moos- und Flechtenarten der Rote-Liste-Status „etablierte Indigene und Archäobiota“ sowie die RL-Kategorie „Ungefährdet“ zugewiesen (CASPARI et al. 2018, METZING et al. 2018, WIRTH et al. 2011). Damit waren die ungefährdeten Arten auf allen Standorten zwischen 83,4 % (± 1,4 % SF) und 99,0 % (± 1,0 % SF) vertreten. Der eingekreuzten Schwarzpappel innerhalb der KUP ist die Rote-Liste-Kategorie „gefährdet“ zugeordnet. Die Kanadische Goldrute (*Solidago canandensis*) gilt in Deutschland als „Neophyt“. Es erfolgte keine Bewertung der aktuellen Bestandssituation sowie eine Einordnung in die RL-Kategorie (METZING et al.

2018). Für die Durchwachsene Silphie *Silphium perfoliatum* sowie die Westliche Balsam-Pappel *Populus trichocarpa* waren keine Angaben gelistet.

In Peickwitz wurden 78 „etablierte Indigene und Archäobiota“ bestimmt, wovon 73 Arten als „ungefährdet“ gelten. In allen Biotopen waren sie zwischen 46,7 % und 93,7 % vertreten. Die Wiesen-Glockenblume *Campanula patula* L., die Pflaume bzw. Zwetschge *Prunus domestica* L. sowie die Gewöhnliche Straußmargerite *Tanacetum corymbosum* (L.) SCH.BIP. erhielten einen Vermerk auf der Vorwarnliste. Das auf dem Feld vorkommende Spießblättrige Tännelkraut *Kickxia elatine* (L.) DUMORT. erhielt die RL-Kategorie 3 und gilt somit als „gefährdet“. Darüber hinaus wurden fünf Neophyten im Peickwitzer Untersuchungsgebiet aufgenommen, für die allerdings keine weiteren Bewertungen erfolgten. Dazu gehören der Eschen-Ahorn *Acer negundo* L., das Drüsige Weidenröschen *Epilobium ciliatum* RAF., das Feinstrahl-Berufkraut *Erigeron annuus* (L.) DESF., der Dillens Sauerklee *Oxalis dillenii* JACQ. sowie die Kanadische Goldrute. Für den Mais waren keine Angaben zu finden (METZING et al. 2018). Besonders die Strauchschicht innerhalb der KUP sowie des BS waren von dem Eschen-Ahorn geprägt.

**Tab. 7:** Mittlere, prozentuale Artanteile des Rote-Liste- Status und -Kategorie (mittl., proz. Artanteile des RL-Status u. -Kategorie) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, RL-Status u. -Kategorie sowie Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant)

| | | **mittl., proz. Artanteil des RL-Status u. -Kategorie ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **RL-Status u. -Kategorie** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| Colmnitz | indigen, ungefährdet | 96,2 ± 2,5 | 90,6 ± 1,3 | 83,4 ± 1,4 | 99,0 ± 1,0 | * |
| | indigen, gefährdet | 1,3 ± 1,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | Neophyt, nicht bewertet | 1,3 ± 1,3 | 3,4 ± 1,4 | 16,6 ± 1,4 | 1,0 ± 1,0 | * |
| | Keine Angabe | 1,3 ± 1,3 | 5,9 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| Peickwitz | indigen, ungefährdet | 73,0 ± 5,6 | 86,9 ± 1,7 | 46,7 ± 3,3 | 91,8 ± 4,2 | * |
| | indigen, Vorwarnliste | 3,8 ± 2,3 | 2,6 ± 1,7 | 0,0 ± 0,0 | 4,7 ± 2,2 | - |
| | indigen, gefährdet | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | indigen, stark gefährdet | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 6,7 ± 6,7 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | Neophyt, nicht bewertet | 16,8 ± 4,4 | 9,5 ± 3,1 | 0,0 ± 0,0 | 3,5 ± 2,2 | - |
| | Keine Angabe | 6,3 ± 2,6 | 1,0 ± 1,0 | 46,7 ± 3,3 | 4,7 ± 2,2 | * |

## 4.5 Biodiversitäts-Indizes

In Anbetracht des Simpson-Index in Colmnitz konnten innerhalb der Strauch- und Krautschicht Werte zwischen 0,4 und 0,7 ermittelt werden. Das Ufer wies als einziger Standort einen Index von 0,1 (± 0,1 % SF) für die Moosschicht auf. In Peickwitz betrug der höchste Simpson-Index in der Strauchschicht 0,4 (± 0,1 % SF) entlang des Ufers sowie 0,7 in der Krautschicht auf dem BS. Die KUP_2 wies im Vergleich den geringsten Simpson-Index auf. Den höchsten Shannon-Index innerhalb der Strauchschicht wurde in Colmnitz auf dem BS (1,2 ± 0,1 % SF) ermittelt. Mit 1,5 (± 0,2 % SF) wies das Ufer_1 den höchsten Wert in der Krautschicht auf. Anschließend folgen der BS, die KUP sowie das Feld. BS_2 und Ufer_2 wurden mit einem Index-Wert über 1,0 innerhalb der Krautschicht analysiert. Ansonsten wies die KUP_2 einen Wert von 0,5 in der Strauch- und 0,3 in der Krautschicht auf. Bezüglich der Evenness erreichte die Strauchschicht in Colmnitz einen max. Wert von 0,8 entlang des Ufers sowie den geringsten auf dem BS (0,5 ± 0,1 % SF) und dem Feld (0,5 ± 0,0 % SF). Die Krautschicht auf dem Feld_1 näherte sich am ehesten den Wert 1,0 an. Anschließend folgen das Ufer, die KUP und zuletzt der BS. Eine ähnliche Reihenfolge ist auch in Peickwitz zu erkennen, wobei der kleinste Wert auf der KUP zu finden ist. In der Strauchschicht weist die KUP_2 jedoch den höchsten Wert auf. Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die Biodiversität-Indizes pro Schicht, Biotop und Untersuchungsgebiet.

**Tab. 8:** Mittlere Biodiversitäts-Indizes (mittl. BD-Indizes) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht, BD-Indizes sowie Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung)

| **Untersuchungs-gebiet** | **Schicht** | **Biodiversität-Indizes** | **mittl. BD-Indizes ± SF [%]** KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Colmnitz | Baumschicht 1 | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,1 | * |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,2 | * |
| | | Evenness *E* | 1,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,6 ± 0,2 | * |
| | Baumschicht 2 | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| | | Evenness *E* | 0,3 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,6 ± 0,2 | * |
| | Strauchschicht | Simpson-Index *D* | 0,4 ± 0,1 | 0,6 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,1 | * |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,6 ± 0,2 | 1,2 ± 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 0,8 ± 0,2 | * |
| | | Evenness *E* | 0,6 ± 0,2 | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,0 | 0,8 ± 0,1 | - |
| | Krautschicht | Simpson-Index *D* | 0,5 ± 0,1 | 0,6 ± 0,1 | 0,6 ± 0,0 | 0,7 ± 0,1 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 1,2 ± 0,2 | 1,3 ± 0,2 | 1,1 ± 0,1 | 1,5 ± 0,2 | - |
| | | Evenness *E* | 0,4 ± 0,0 | 0,3 ± 0,0 | 0,7 ± 0,1 | 0,5 ± 0,0 | * |
| | Moosschicht zzgl. Flechten | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | - |
| | | Evenness *E* | 0,8 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,9 ± 0,1 | * |
| Peickwitz | Baumschicht 1 | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 1,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| | Baumschicht 2 | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | Strauchschicht | Simpson-Index *D* | 0,3 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,1 | * |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,7 ± 0,2 | * |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Evenness *E* | 0,8 ± 0,1 | 0,7 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,1 | * |
| Krautschicht | Simpson-Index *D* | 0,1 ± 0,0 | 0,7 ± 0,0 | 0,2 ± 0,1 | 0,6 ± 0,1 | * |
| | Shannon-Index *H'* | 0,3 ± 0,1 | 1,7 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 1,3 ± 0,2 | * |
| | Evenness *E* | 0,2 ± 0,0 | 0,4 ± 0,0 | 0,7 ± 0,1 | 0,6 ± 0,0 | * |
| Moosschicht zzgl. Flechten | Simpson-Index *D* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | Shannon-Index *H'* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |
| | Evenness *E* | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | k. B. |

## 4.6 Sonstige Ergebnisse

### 4.6.1 Kronenschlussgrad

In der folgenden Tabelle 9 wird die Analyse des Kronenschlussgrad mittels der „GLAMA application App“ dargestellt. In Anbetracht des Modif. Canopy Cover (%) wurde der geringste Kronenschlussgrad innerhalb der KUP_2 im Weiden-Areal festgestellt. Die Werte tendieren zwischen 78,87 und 80,07 % sowie im Pappel-Areal zwischen 76,27 und 80,39 %. Im Pappel- bzw. Schwarz-Erlen-Areal der KUP_2 variierten die Kronenschlussgrade zwischen 68,03 und 70,96 % bzw. 74,56 und 78,43 %.

**Tab. 9:** Kronenschlussgrad (Canopy Cover) und Modifizierter Kronenschlussgrad (Modif. Canopy Cover) in Prozent [%] pro Untersuchungsgebiet und Biotop der Aufnahmefläche

| Untersuchungsgebiet | Biotop und Beschreibung | Canopy Closure [%] | Modif. Canopy Cover [%] |
|---|---|---|---|
| Colmnitz | KUP (*P. nigra*) | 93,53 | 80,39 |
| | KUP (*P. trichocarpa*) | 91,1 | 76,27 |
| | KUP (*S. viminalis*) | 93,35 | 80,07 |
| | KUP (*S. viminalis*) | 86,69 | 66,88 |
| | KUP (*S. viminalis*) | 91,74 | 78,87 |
| Peickwitz | KUP (*P. trichocarpa*) | 87,96 | 70,96 |
| | KUP (*P. trichocarpa*) | 86,29 | 67,62 |
| | KUP (*P. trichocarpa*) | 85,82 | 68,03 |
| | KUP (*A. glutinosa*) | 89,65 | 74,56 |
| | KUP (*A. glutinosa*) | 91,84 | 78,43 |

### 4.6.2 Höhenmessungen

Tabelle 10 zeigt die statistische Auswertung der Höhenmessung. Die KUP_1 wies mit 184,2 cm den höchsten Wert der Strauchschicht auf (s. Abb. 7). Der Standardfehler war mit ± 34,0 % ebenfalls hoch. Auf dem BS_1 konnte die höchste Krautschicht ermittelt werden (s. Abb. 8). Selbes trifft auf den BS_2 zu. Anschließend folgen die KUP_1, das Ufer_1 und das Feld_1. Es konnten keine signifikanten Unterschiede analysiert werden. In Peickwitz wies das Ufer_2 mit ca. 143,1 cm den größten Höhen-Werte in der Strauchschicht auf. Zwischen KUP_2 und BS_2 bestehen leichte Unterschiede (p-value = 0.072). Die geringsten Höhen wurden auf dem Silomais-Feld gemessen. In der Krautschicht zeigte der Wilcoxon-Test dass sich das Feld_2 vom BS_2 nicht-signifikant unterscheidet (p-value = 0.076). Der BS_2 und das Ufer_2 wiesen die höchste Krautschicht auf. Die Abbildungen 7-10 veranschaulichen die Ergebnisse grafisch.

**Tab. 10:** Mittlere Höhe der Strauch- und Krautschicht in Zentimetern [cm] und mit Standardfehlern (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant)

| | | **mittl. Höhe [cm] ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Unters.-geb.** | **Schicht** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p- value** |
| Colmnitz | Strauchschicht | 184,2 ± 34,0 | 128,5 ± 4,3 | 155,0 ± 11,0 | 130,8 ± 12,2 | - |
| | Krautschicht | 49,4 ± 4,1 | 53,8 ± 4,5 | 40,0 ± 7,5 | 43,8 ± 5,3 | - |
| Peickwitz | Strauchschicht | 137,1 ± 6,2 | 126,4 ± 17,7 | 0,0 ± 0,0 | 143,1 ± 12,0 | * |
| | Krautschicht | 35,8 ± 9,0 | 56,7 ± 6,5 | 29,2 ± 5,1 | 55,4 ± 5,9 | * |

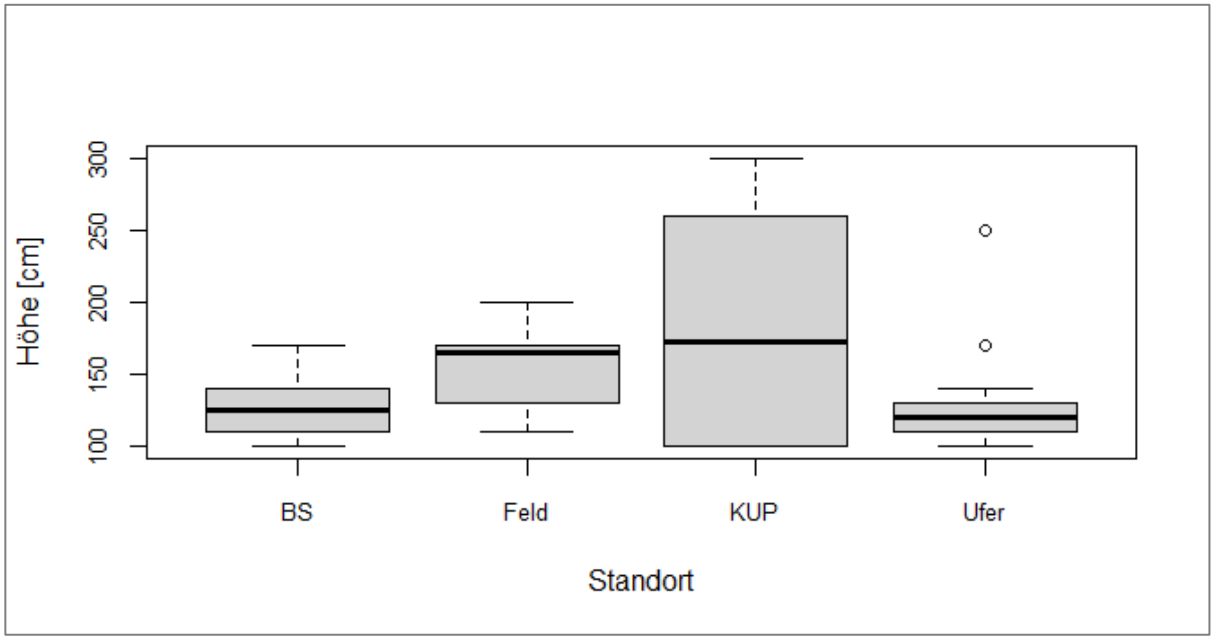



**Abb. 7:** Höhen der Strauchschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Colmnitz

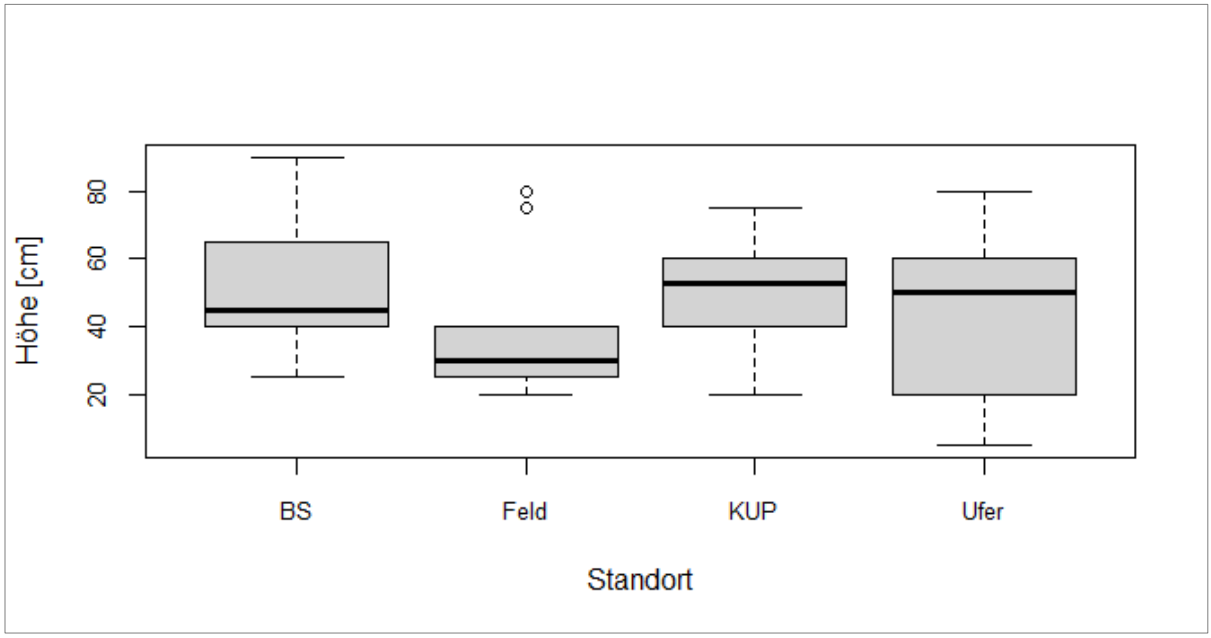



**Abb. 8:** Höhen der Krautschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Colmnitz

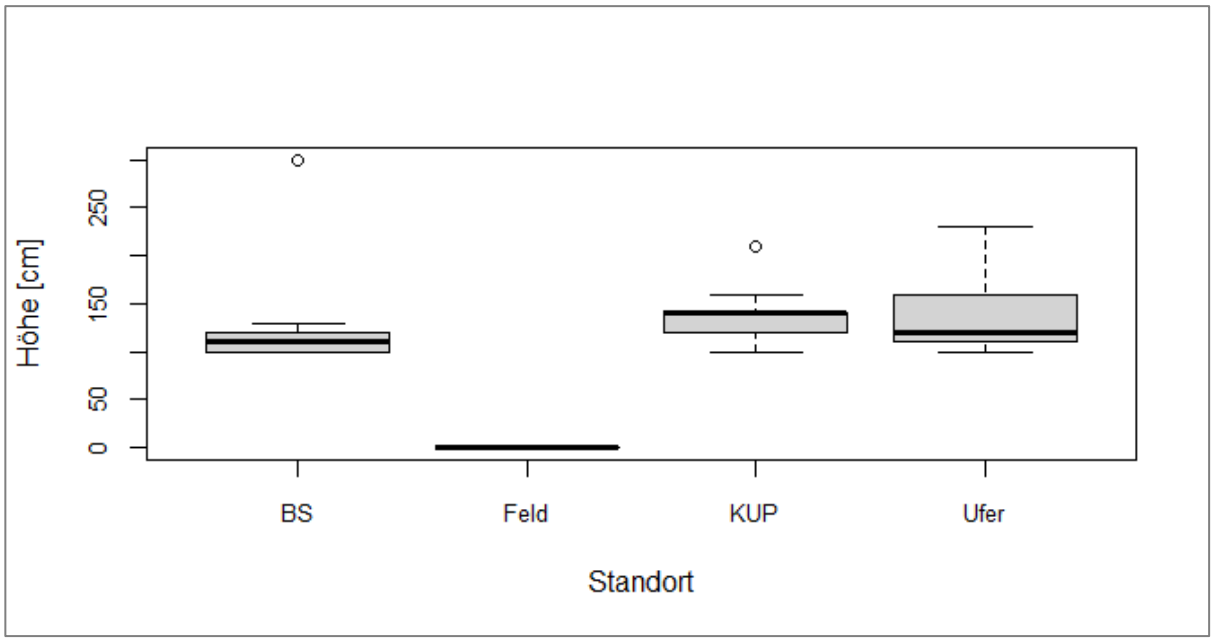



**Abb. 9:** Höhen der Strauchschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Peickwitz

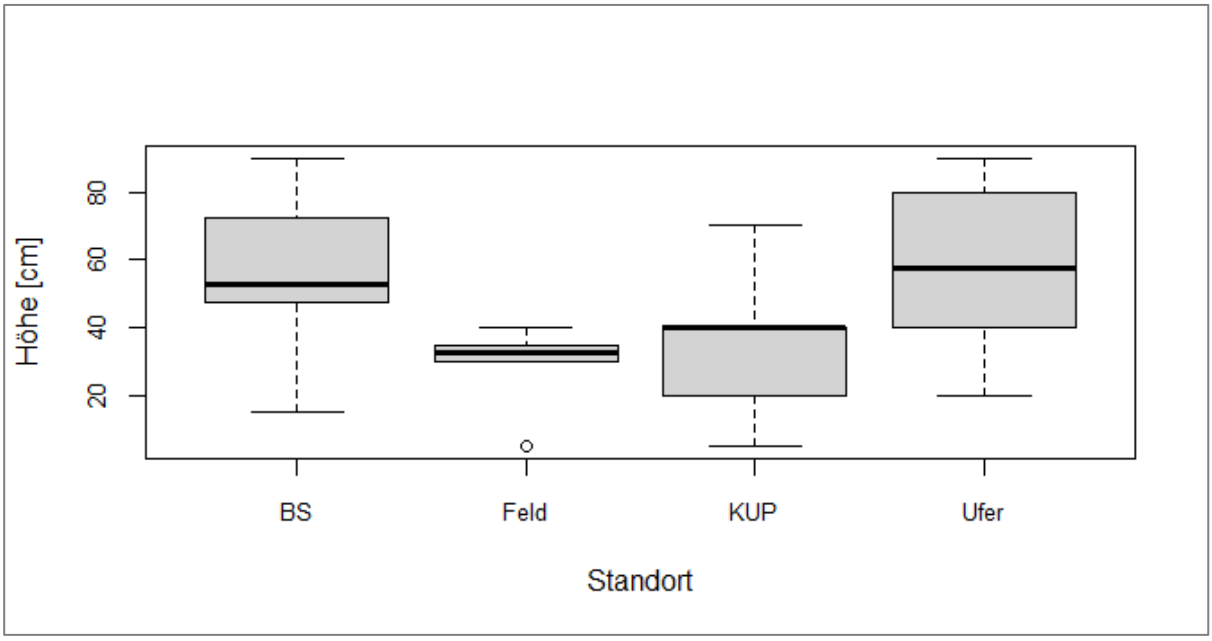



**Abb. 10:** Höhen der Krautschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Peickwitz

## 4.7 Transektuntersuchungen

Abschließend erfolgte eine separate Betrachtung der Transekte, wobei jede Aufnahmefläche einem Biotop zugeordnet wurde. Die nachfolgende Tabelle 11 zeigt die Bezeichnung bzw. den Standort jeder Aufnahmeflächen eines jeden Transekts und Untersuchungsgebiets. Die statistische Analyse erfolgte wie in den zuvor beschriebenen Kapiteln. Es wurden keine signifikanten Unterschiede ermittelt. Die Ergebnistabellen befinden sich im Anhang.

**Tab. 11:** Bezeichnung der Transektuntersuchungen und Einteilung sowie Beschreibung der Aufnahmeflächen entlang des Transekts pro Untersuchungsgebiet

| Unters.-geb. | Transekt | Beschreibung der Aufnahmefläche | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Colmnitz | W-K-T_1 | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP (*S. viminalis*) |
| Peickwitz | W-K-T_2 | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen (BS) | KUP (*A. glutinosa*) |
| Peickwitz | B-K-T | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen (BS) | KUP (*P. trichocarpa*) |

### 4.7.1 Deckungsgrad und Artenzusammensetzung

Bei genauer Betrachtung der fünf Aufnahmeflächen entlang aller Transekte konnten weder in Colmnitz noch in Peickwitz signifikante Unterschiede anhand des Kruskal-Wallis-Test analysiert werden (s. Anhang 4-7). Das W-K-T konnte in beiden Untersuchungsgebieten einen maximalen DG von 100 % in der Baumschicht 1 und teils 2, allerdings ausschließlich innerhalb der KUP, nachweisen. Der Wald verfügte nur auf Fläche Wald_2 (W-K-T_1) über eine 100%ige B2-Deckung der Art *Sambucus nigra*. Auf dem B-K-T fehlte die Baumschicht vollständig. Auffällig ist auf beiden W-K-T, dass die Strauchschicht besonders am Waldrand und KUP-Rand sehr hoch ist. In Colmnitz dominierten *Prunus padus, Rubus idaeus* sowie *Urtica dioica*, wohin gehend in Peickwitz der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum* (L.) KUHN) als einzige Art innerhalb der Strauchschicht wuchs. Auf dem B-K-T war *Phragmites australis* mit 40 % in der Strauchschicht der Bahn-Aufnahmefläche vertreten.

Die Krautschicht nahm auf dem W-K-T_1 von der ersten zur zweiten Waldfläche mit Nähe zum Waldrand zu. Der KUP-Rand wies ebenfalls einen höheren DG mit 60 % auf und nahm innerhalb der KUP wieder auf 10 % ab. Auf den Randflächen waren *Poa pratensis* und *Galium aparine* häufiger vorkommend. Letzte Art war auf jeder Transekt-Fläche vertreten.

Der Grünstreifen in Peickwitz wies den höchsten DG entlang des Transekts auf. *Chenopodium album* L., *Luzula pilosa* (L.) WILLD. und *Silene latifolia* waren hierbei mit hohen DG vertreten. Den höchsten Deckungsgrad der Krautschicht auf dem B-K-T wies der Bahn-Blühstreifen mit 100 % auf. Hierbei waren u.a. *Cirsium arvense* (L.) SCOP., *Lolium perenne* L., *Secale cereale* häufiger vertreten. Anschließend verringert sich der DG über das Feld und ist am BS erneut hoch (80 %) wobei er innerhalb der KUP wieder auf 50 % sinkt.
Die Moosschicht auf dem W-K-T_1 bestand ausschließlich aus *Brachythecium rutabulum* und war im Wald mit 60 und 70 % am höchsten und am Waldrand am geringsten.

In Colmnitz konnte keine weitere Art auf dem Transekt gefunden werden, die auch in der KUP, auf dem BS, dem Feld sowie entlang des Ufers gewachsen ist. Allerdings wuchs der Wiesen-Fuchsschwanz *Alopecurus pratensis* L. sowie das Echte Mädesüß *Filipendula ulmaria* (L.) MAXIM. nur auf dem Transekt innerhalb der Krautschicht. In Peickwitz hingegen konnten Arten bestimmt werden, die bezüglich der anderen Untersuchung (KUP, BS, Feld, Ufer) nicht vorkamen. Dazu zählen auf dem W-K-T_2 *Achillea millefolium* L., *Agrostis stolonifera* L., *Brachypodium sylvaticum* (HUDS.) P.BEAUV., *Lysimachia vulgaris* L., *Pteridium aquilinum* (L.) KUHN, *Rubus fruticosus agg., Rubus idaeus* L. sowie *Rumex obtusifolius* L. Der Eingriffelige Weißdorn *Crataegus monogyna* JACQ. war ausschließlich in der Krautschicht vertreten. Entlang des B-K-T wurden Arten wie *Apera spica-venti* (L.) P. BEAUV., *Dactylis glomerata* L., *Festuca rubra* L., *Malva sylvestris* L., *Plantago lanceolata* L., *Trifolium ochroleucon* HUDS. gefunden.

### 4.7.2 Artenzahlen

Auf dem W-K-T_2 wurden die meisten Arten innerhalb der Krautschicht auf dem BS bestimmt. Der Wald und die KUP wiesen jeweils sieben Arten sowie der Waldrand und der Grünstreifen sechs Arten auf. In Anbetracht der drei Transektuntersuchungen wurde auf dem Bahn-Blühstreifen (B-K-T) mit 15 Arten die höchste AZ ermittelt. Über das Feld nahm sie deutlich ab. Auf dem BS wurden ebenfalls neun Spezies analysiert, die sich in Richtung KUP auf fünf Arten verringerten. Der KUP-Rand in Colmnitz wies mit acht Arten die meisten Spezies auf. Die AZ im Wald (s. Anhang 8) ist gleich mit der AZ innerhalb der KUP. Dabei war auffällig, dass die AZ mit Nähe zum Waldrand bzw. KUP-Rand zunimmt bzw. abnimmt, je weiter die Aufnahmefläche vom Rand entfernt war. Innerhalb der

Moosschicht wurde entlang des W-K-T_1 auf jedem Standort eine Art ermittelt. Es konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

### 4.7.3 Zeigerwerte

Anhang 9 zeigt die Zeigerwerte entlang der Transektlinien in Peickwitz und Colmnitz. Es konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Der Wald und die KUP zeigen auf dem W-K-T_2 ähnliche Standortsverhältnisse hinsichtlich der Kontinentalität und Feuchte. Bezüglich der Lichtzahl ähnelt die KUP_1 am ehesten dem Waldrand. Die Temperaturzahl der KUP_1 ist gleich dem Grünstreifen und die Nährstoffzahl nähert sich dem Wert des BS_1 an. Auffallend war eine mittlere, gewichtete Lichtzahl mit 2,2 auf dem Grünstreifen in Peickwitz, auf dem jedoch eine Baum- und Strauchschicht vollständig fehlte.

Auf dem W-K-T_1 ähnelt das Zeigerwertspektrum innerhalb der KUP meist den anderen Transekt-Standorten. Die größte Ähnlichkeit zeigt sich zwischen der KUP und dem Wald_2. Auf dem Feld_1 des B-K-T wuchs ausschließlich *Zea mays*, für den jedoch keine Zeigerwerte nach ELLENBERG hinterlegt sind, weshalb die Aufnahme für die Analyse ausgelassen wurde. Auf Feld_2 wuchs neben dem Silomais auch *Luzula pilosa* mit einem DG von 0,5 %. Die daraus resultierenden Zeigerwerte finden aufgrund des geringen DG weniger Beachtung. Zwischen der KUP und den beiden BS bestehen hinsichtlich der Temperatur-, Feuchte- und Reaktionszahl Gemeinsamkeiten. Unterschiede lassen sich in der Licht- und Nährstoffzahl feststellen.

### 4.7.4 Biotoptypen und Waldbindungstypen

Auf dem W-K-T_1 konnten innerhalb der Waldflächen 20 bzw. 54,1 % der vorkommenden Arten dem BT „Wälder und Feldgehölze“ zugeordnet werden (s. Anhang 10). Mit zunehmender Nähe zur KUP nahm der prozentuale Artanteil des Biotoptyps ab, wohingegen Arten des BT „Äcker, Gärten, Weinberge“ zunahmen. Ruderalarten waren im Wald sowie in der KUP mit ca. 10 % vorkommend. Im Unterschied dazu wurden beide Randflächen von Grünflächen-Arten vertreten. Arten, deren Wachstum sich auf „Säume, Hecken, Steinrücken“ konzentrieren, waren entlang der Transektlinie mit zehn bis max. 18,8 % vorkommend.

Das W-K-T_2 zeigte den höchsten Anteil des Waldbiotoptyps im Wald (57,1 %), welcher

sich bis zum BS (4,6 %) verminderte und in der KUP wieder auf 16,7 % zunahm. Die KUP wies am meisten Grünland- und Ruderalarten auf. Im Wald war der Anteil des BT „Säume, Hecken, Steinrücken“ ebenfalls hoch ausgeprägt.
Der BT „Wälder, Feldgehölze“ war entlang des B-K-T stets gering. Der Höchstwert lag auf Feld_2. Wie bereits in Kap. 4.7.3 erklärt, sollte diese „Besonderheit“ eher nachrangig betrachtet werden. Die KUP wies Grünland-, Saum- und Waldarten zu jeweils 20 % auf. Acker- und Ruderalarten waren zu 10 % vertreten. Auf dem Bahn-Streifen waren, mit Ausnahme des BT „Hoch- und Zwischenmoore“, alle BT vertreten. Ruderal- und Ackerarten waren auf dem BS in höheren, prozentualen Anteilen vorkommend. Waldarten waren zu 10 % vertreten.

Die Analyse der Waldbindungstypen zeigten, dass Arten des geschlossenen Waldes entlang des W-K-T-_1 ausschließlich mit 25 % auf der zweiten Waldfläche auftraten (s. Anhang 11). Dazu gehören *Anemone nemorosa* mit einem DG von 1 % sowie *Lonicera xylosteum* mit einem DG von 25 %. In Peickwitz waren auf drei Standorten entlang des W-K-T-_2 Arten des geschlossenen Waldes vertreten. Im Wald kam *Pteridium aquilinum* (L.) KUHN mit 20 % innerhalb der Krautschicht vor. Am Waldrand war der Adlerfarn mit 95 % in der Strauchschicht vertreten. Zudem war die Wald-Zwenke *Brachypodium sylvaticum* mit 3 % vorkommend. Auch auf dem Grünstreifen konnte *Luzula pilosa*, eine Art des geschlossenen Waldes, mit einem DG von 60 % nachgewiesen werden. Auf dem BS und innerhalb der KUP fehlten Arten der Kategorie 1.1 vollständig. Auf dem B-K-T wuchsen auf einer Feldfläche *Luzula pilosa* mit einem DG von 0,5 % und auf dem BS *Tanacetum corymbosum* mit 0,1 %.
*Rubus idaeus* L., eine Art der Kategorie 1.2, kam in Colmnitz sowohl auf der zweiten Waldfläche als auch am Wald- sowie KUP-Rand vor. Die Gemeine Himbeere war ebenfalls in Peickwitz im Wald vorkommend. Am Waldrand des W-K-T_2 war die Brombeere *Rubus fruticosus agg*. mit einem DG von 10 % in der Strauchschicht vertreten. Auf dem B-K-T fehlten Arten der Waldränder und -verlichtungen.
Am häufigsten waren Arten vertreten, die sowohl im Wald als auch im Offenland (Kategorie 2.1) vorkommend sind. Auf der ersten Waldfläche wurden ausschließlich Arten dieser Kategorie bestimmt. In der KUP waren 87,5 % vertreten. Dabei wuchsen *Brachythecium rutabulum* in der Moosschicht sowie *Galium aparine* und *Urtica dioica* in der

Krautschicht auf allen fünf Aufnahmeflächen entlang des Transekts. In Peickwitz fehlte die Kategorie auf dem Grünstreifen. Die höchsten prozentualen Artanteile (42,9 %) konnte – ähnlich wie in Colmnitz – im Wald nachgewiesen werden. Mit 22,2 % folgt die KUP. *Galium aparine* wurde ebenfalls auf dem BS und innerhalb der KUP bestimmt. Einzelne Verjüngungspflanzen der Stiel-Eiche (*Quercus robur*) waren im Wald sowie am Waldrand vertreten. Auf dem B-K-T besaß die KUP die meisten Wald- und Offenlandarten. An der Bahn und in der Plantage wurde *Taraxacum officinale agg*. bestimmt. *Geranium pusillum* war auf beiden BS mit einem 0,5- bzw. 1-prozentigen DG vertreten.

Auf dem W-K-T_1 konzentrierte sich Kategorie 2.2 auf die Randbereiche. In Peickwitz konnte eine Art am Waldrand sowie eine Art in der KUP bestimmt werden. Auf dem Bahn-Transekt wurden insgesamt acht Arten mit Schwerpunkt im Offenland gefunden, wobei fünf Arten ausschließlich am Bahn-Streifen vorkamen. *Acer negundo* und *Vicia tetrasperma* wuchsen am BS und in der Plantage.

Reine Offenlandarten (Kategorie „O“) fehlten in Colmnitz. Auf dem W-K-T_2 wurde *Rumex obtusifolius* in der KUP und *Trifolium ochroleucon* auf dem Bahn-Streifen (B-K-T) bestimmt.

### 4.7.5 Lebensformen

Auf dem W-K-T_1 waren krautige Chamaephyten sowie Hemikryptophyten und Therophyten am häufigsten vertreten (s. Anhang 12). Phanerophyten fehlten im Wald, kamen jedoch am Wald- und KUP-Rand sowie innerhalb der KUP vor. Auf der zweiten Wald-Aufnahmefläche waren 12,5 % der vorkommenden Arten Geophyten. In Peickwitz sind bezüglich der Hemikryptophyten- sowie der Therophyten ähnliche Ergebnisse auf dem W-K-T_2 zu erkennen. Phaneropyhten kamen im Wald, am Waldrand sowie in der KUP vor und fehlten auf den Grün- und Blühstreifen. Auf dem B-K-T dominierten Hemikryptophyten. Ein Hydrophyt wurde auf dem Bahn-Streifen entdeckt. Therophyten kamen auf den Bahn- sowie Blühstreifen als auch innerhalb der KUP zu mind. 25 % vor. Auf Feld_1 konnte keine Lebensform ermittelt werden. Am BS sowie in der KUP waren Phanerophyten ebenfalls mit hohen prozentualen Anteilen vertreten.

### 4.7.6 Rote-Liste-Arten

In Colmnitz kamen ausschließlich indigene, ungefährdete Arten vor. Entlang des W-K-T_2 wuchsen in der KUP und auf dem BS zum größten Teil indigene Arten (s. Anhang 13). Aber auch Neophyten waren vertreten. Zum Beispiel bestand die Strauchschicht innerhalb Plantage ausschließlich aus *Erigeron annuus*. In der Krautschicht war *Oxalis dillenii* auf ein Exemplar beschränkt. Auf dem BS wuchs *Solidago canadensis* mit einem DG von 3 %. Das B-K-T wies zwei Neophyten auf. Darunter war *Acer negundo* in der Strauchschicht (BS) und in der Krautschicht (KUP) vertreten. *Erigeron annuus* wuchs ebenfalls auf dem BS. Auch *Tanacetum corymbosum*, eine Art der Vorwarnliste, war auf dem Standort vertreten. Die stark gefährdete Art *Trifolium ochroleucon* wuchs mit einem DG von 0,5 % auf dem Bahn-Streifen.

### 4.7.7 Biodiversitäts-Indizes

Auf dem W-K-T_1 erreichte in der Krautschicht die zweite Waldfläche den höchsten Shannon-Index (1,4). Wald_1 und die KUP zeigten mit 0,7 gleich hohe Artenvielfalt-Indizes. Das W-K-T_2 zeigte ähnliche Ergebnisse, wobei der Wald und der Blühstreifen einen Shannon-Index von 1,4 aufweisen. Der Wald zeigt im Vergleich dazu eine höhere Evenness. Die KUP hat auf dem W-K-T_2 in Zusammenfassung aller untersuchten KUP-Transekte mit 0,7 den höchsten Simpson-Index, jedoch die geringste Evenness mit 0,4. Der Bahn-Streifen sowie Blühstreifen auf dem B-K-T haben mit 1,6 den höchsten Shannon-Index zu verzeichnen, wobei die Evenness auf dem ersten Transekt mit 0,3 geringer ist. Zudem weist der Blühstreifen einen hohen Simpson-Index von 0,8 auf. Die Felder zeigten im Vergleich zu allen Untersuchungen den geringsten Shannon-Index auf. Feld_1 zeigte zwar eine maximale Evenness, jedoch ein Minimum des Simpson-Index (0,0). Weitere Biodiversitäts-Indizes sind in Anhang 14 vermerkt.

### 4.7.8 Kronenschlussgrad

Da W-K-T_1 durchgängig von einer Baumschicht begleitet wurde, erfolgten auf jeder Transektfläche Fisheye-Fotografien. Auffällig ist, dass der KUP-Rand zusammen mit den beiden Waldflächen die geringsten modifizierten Kronenschlussgrade aufweisen und maximal 70 % geschlossen sind. Dies trifft ebenfalls auf die Wald- und KUP-Fläche auf dem W-K-T_2 zu. Die KUP auf dem B-K-T besaß mit 33,66 % den geringsten Modif. Canopy

Cover der für beide Untersuchungsgebiete gemessen wurde. Anhang 15 gibt eine tabellarische Übersicht über die Kronenschlussgrade auf den Transektflächen.

### 4.7.9 Höhenmessungen

In den Anhängen 16-18 wird der Verlauf der mittleren Höhen von der Kraut- und Strauchschicht pro Transekt und Transektfläche grafisch dargestellt. In Colmnitz ist ein gleichmäßiger Verlauf beider Schichten erkennbar (s. Anhang 16). Den niedrigsten und höchsten Wert erreichten in der Krautschicht die KUP bzw. der Waldrand des W-K-T_1. Vor allem Wald_2 wies eine hohe Strauchschicht auf (Anhang 16). Hier zeigt sich eine Korrelation zwischen Kraut- und Strauchschicht. Auf dem W-K-T_2 sind starke Schwankungen in der Strauchschicht erkennbar, da sie im Wald_1 und auf dem Grünstreifen vollständig fehlte (s. Anhang 17). Im Gegensatz dazu wies der Waldrand maximale Höhen von ca. 140 cm und 70 cm auf. Die Krautschicht schwankte entlang des Transekts auf 40 cm, wobei die geringste Höhe im Wald und die höchste im Waldrand gemessen wurde. Auf dem B-K-T sind die höchsten Strauchschichten auf dem Bahn-Streifen und dem BS zu erkennen. Die dazwischenliegenden Felder sowie innerhalb der KUP waren keine Strauchschichten messbar. Die Höhen der Krautschicht schwankten zwischen ca. 20 und 70 cm (s. Anhang 18). Weitere Ausführungen sind aus der Tabelle in Anhang 19 zu entnehmen.

# 5. Diskussion

## 5.1 Fehleranalyse

Die persönliche Ansichtsweise, beispielsweise bei der Schätzung der Parameter, kann die Reproduktivität der erhobenen Daten stark beeinflussen – nicht zuletzt, da die Aufnahmen durch eine einzelne Person erfolgten (nach BARKMANN et al. 1964). Eine zweite Person hätte die Fehlerwahrscheinlichkeit vermutlich verringert. Vor allem das unwegsame und teils weitläufige Gelände, z. B. im Uferbereich oder innerhalb der dicht bepflanzten KUP, erschwerten die Einteilung und Anlage der Aufnahmeflächen. Die Bestimmung der Pflanzen- und Moosarten wurde mit bestem Gewissen, trotz geringer Erfahrung, durchgeführt. Demnach könnten Fehler unterlaufen sein. Bei der Bestimmung der angebauten Baumarten innerhalb der KUP kam es u.a. zu Schwierigkeiten in Anbetracht des vielfältigen Sortenspektrums. In Peickwitz konnten beide Baumarten sowie die Sorten mithilfe von Literaturrecherchen und nach Rücksprache mit dem LANDWIRTSCHAFTSBETRIEB THOMAS DOMIN (am 29. Juli 2021) eindeutig festgestellt werden. In Colmnitz gestaltete sich die Bestimmungsarbeit komplizierter, da kein Kontakt mit dem Besitzer möglich war. Ein von der Europäischen Union geförderter Bericht aus dem Jahr 2011 gibt einen Einblick in die Sortenwahl auf dem „Colmnitzer Weidegut“, die im nachfolgenden beschrieben wird (WENDEL 2011).

## 5.2 Deckungsgrade und Artenzusammensetzung

Die signifikanten Unterschiede innerhalb der Baumschicht 1 zwischen der KUP und den anderen Biotopen lassen sich schlichtweg durch das Fehlen von Bäumen an den Referenzstellen erklären. Das Verbreitungsgebiet der in KUP_1 eingekreuzten Schwarzpappel erstreckt sich über ganz Europa. Eine gute Wasserversorgung des Wuchsstandorts ist Voraussetzung für die Etablierung der Pappelart (BRANDL 2021). Für die Keimung werden Rohböden, wie z. B. Uferböschungen, benötigt. Die Nähe zum Wiesengrundbach in Colmnitz scheint deshalb nicht von negativem Einfluss zu sein. Selbes gilt für die aus Nordamerika stammende Westliche Balsam-Pappel *Populus trichocarpa*, deren Wachstum sich an Flussläufen konzentriert (SOUCH & STEPHENS 1998, WEISBERGER 2014). Die Leistungsstärke der Zuchtklone förderte den Anbau in Europa – insbesondere in Deutschland (WEISBERGER 2014). Die am Ufer_1 und KUP_1 vorkommende

Korb-Weide *Salix viminalis* gilt ebenfalls wie die zuvor beschriebenen Pappeln als Pionierart der Flussniederungen (BARTHA 2017).

Über die Nutzung der in KUP_2 angepflanzten *Alnus glutinosa* wird in der Literatur wenig berichtet. Nach BÄRWOLFF et al. (2013) werden Erlen (noch) nicht züchterisch für die Erzeugung von Energieholz optimiert, allerdings ist die Baumart aufgrund des Wurzelsystems für den Anbau entlang von Fließgewässern geeignet. Ihr Vorkommen am Ufer_1 verdeutlicht den Wuchsschwerpunkt an Standorten mit sehr guter Wasserversorgung (PIETZARKA & ROLOFF 2014). Die Baumartenwahl beider KUP ist hinsichtlich ihres Wuchsstandortes entlang eines Fließgewässers als geeignet zu beschreiben. Vor allem im Vergleich zu Ackerkulturen erscheint die Hochwasseraufnahme als besonders zweckdienlich (nach BÄRWOLFF et al. 2013).

Ufer_1 wies ein natürliches Vorkommen unterschiedlicher Baumarten auf, die aufgrund der Stammdimensionen, des gruppenweisen Wuchses sowie des Totholzaufkommens bereits länger an dem Standort bestehen. Der Bach durchläuft zu Teilen den Tharandter Wald und unterlag augenscheinlich keiner Nutzung. Das erhöhte Vorkommen von *Salix viminalis* konzentrierte sich entlang des Ufers auf der Seite der KUP. Zum einen kann das Auftreten durch den Anbau der KUP erklärt werden, wobei WENDEL (2011) erwähnt, dass bei der Anlage im Jahr 2007 die Anpflanzung der Stecklinge bis zum Bachlauf erfolgte. Die Erntemaschinen mussten aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten innerhalb der KUP wenden, sodass manch Steckling ausgelassen oder überfahren wurde. Zum anderen ist ein natürliches Vorkommen nicht ausgeschlossen. Im Allgemeinen ähnelte der Aufbau und die Zonierung des Uferbereichs in Colmnitz einer Aue (nach HERDT et al. 2007: 14). Bei genauer Betrachtung wurde aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten keine Aufnahme am Ufer, also an der Anschlusszone zum Wasserkörper, sondern an der Weichholzaue durchgeführt. Dort beginnt nach HERDT et al. (2007: 14) die Gehölzzone, die meist von Weiden geprägt ist, was den hohen Anteil von *Salix viminalis* erklären könnte. Mit steigendem Alter des Ufergehölzes wird der Bestand der Korb-Weiden zunehmend von *Alnus glutinosa* abgelöst. Hierdurch scheint sich die Vermutung zu bestätigen, dass die Ufervegetation seit längerem Zeitraum besteht und aufgrund der natürlichen Sukzession keiner Nutzung unterliegt. Zudem eignen sich *Acer platanoides, A. pseudoplatanus* und *Lonicera xylosteum* als bachbegleitende Gehölze (JANY & GEITZ 2013). Ufer_2 hingegen wies

einzelne Gehölz-Exemplare innerhalb der Strauchschicht auf. Jedoch fehlte die Baumschicht. Dabei waren *Crataegus monogyna* sowie *Euonymus europaeus* vertreten, die sich ebenfalls als Begleitarten an Fließgewässern eignen (HERDT et al. 2007, JANY & GEITZ 2013). Gehölzsäume wirken sich positiv auf die ökologischen Eigenschaften des Fließgewässers aus, vorausgesetzt sie unterliegen keiner Nutzung (BÄRWOLFF et al. 2013). Im Gegensatz zu Ufer_2 kann die Baumschicht an Ufer_1 die Wassertemperatur durch Beschattung regulieren und zu einer natürlichen Uferbefestigung mithilfe der Wurzelsysteme beitragen, was wiederum die Erosion von Feinsediment mindert (KAIL et al. 2022). Demnach kann Ufer_1 Erosionsprozesse effektiver dämpfen (nach MCBRIDE et al. 2010: 330). Des Weiteren fördert der Eintrag von organischen Materialien (z. B. Totholz, Laub) das Strukturaufkommen sowie Lebensraumvielfalt und Nahrungsquellen für Insekten (KAIL et al.: 11). Ufer_1 scheint im Vergleich zu Ufer_2 nach subjektiver Einschätzung, aufgrund des Überlassens von Sukzessionsprozessen mehr an die Naturnähe anzuknüpfen. Die direkte, lineare Anbindung der KUP_2 an den Bach könnte sich negativ auf die Gewässerstruktur auswirken. Demnach sollte zwischen KUP und Ufer ein Gewässerrandstreifen belassen werden, der keiner Nutzung unterliegt. Letzteres trifft eher auf Ufer_1 zu, wobei der gruppierte Wuchs der Baumarten ebenfalls die natürliche Fließdynamik des Bachlaufs unterstützt (nach BÄRWOLFF et al. 2013: 22).

Nach subjektiver Einschätzung des Alters der KUP sowie in Anlehnung folgender Literatur für Colmnitz (WENDEL 2011) sowie für Peickwitz (LANDWIRTSCHAFTSBETRIEB DOMIN o.J.), ist es ausgeschlossen, dass sich beide KUP zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme im Anlagejahr befanden. Dieses Ausschlusskriterium ist folgendermaßen notwendig: um unerwünschte Begleiterscheinungen durch Unkraut, wie z. B. Wuchsstockungen bei Pappeln und Weiden aufgrund von Konkurrenz, zu vermeiden, werden in eben diesem Jahr vielfältige Bemühungen unternommen, sodass der DG der Krautschicht möglichst gering bleibt (DAUBER et al. 2018: 394, NEUNER & BURGER 2015). In den nachfolgenden Jahren ist mit Sukzessionsprozessen, aufgrund günstiger Licht- und Temperatur-verhältnisse, zu rechnen (BAUM et al. 2009). Dabei können bereits vier Jahre nach der Begründung zwischen 40 und 90 % der Fläche mit Begleitvegetation bedeckt sein (BÄRWOLFF et al. 2013). Mit zunehmendem Alter und Kronenschlussgrad stagniert der steigende DG und kann sich sogar verringern (BAUM et al. 2012c, GUSTAFSSON 1987). Eine

Zu- bzw. Abnahme der DG kann zwar aufgrund der einmaligen Aufnahme vor Ort nicht bewertet werden, allerdings kann in Anbetracht des gemessenen Kronenschlussgrades davon ausgegangen werden, dass sich der DG in den nachfolgenden Jahren verringern wird, wobei Störungen durch den Ausfall von mehreren Baumindividuen oder gar der vollständigen KUP (z.B. durch Krankheiten, Ernte) nicht in diese Einschätzung einbezogen werden.

Im nachfolgenden soll die Kraut- und Moosschicht näher betrachtet werden. Im direkten Vergleich ist sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz der höchste DG der Krautschicht auf dem BS sowie der Niedrigste auf dem Feld zu verzeichnen. Im Schnitt waren innerhalb der KUP ca. dreiviertel der Krautschicht mit Pflanzen bedeckt. Diesen hohen DG bestätigte GUSTAFSSON (1987) in schwedischen Energieholzplantagen. Zudem weisen beide KUP einen hohen Standardfehler innerhalb der Krautschicht auf. Auf dieselben Gegebenheiten verweisen neben CUNNINGHAM et al. (2004) auch HEILMANN et al. (1995), wobei Untersuchungen zeigten, dass die DG auf den Aufnahmeflächen stark variierten. Dabei waren u.a. Parzellen vertreten, auf denen kaum bis gar keine Vegetation wuchs. Diese Variation konnte in beiden Untersuchungsgebieten festgestellt werden, allerdings nicht in der zuvor beschriebenen Ausprägung. In KUP_1 schwankte der DG der Krautschicht zwischen 45 und 100 % und in Peickwitz zwischen 40 und 95 %. Die Schwankungen lassen sich dadurch erklären, dass in beiden KUP mehrere Baumarten angebaut wurden, unter denen sich die Begleitvegetation unterschiedlich ausgebildet hat. Der DG unter *Alnus glutinosa* in KUP_2 wies auf beiden Aufnahmeflächen einen DG von 95 % auf. HEILMANN et al. (1995) sowie ZACIOS et al. (2012) erwähnen, dass die DG unter Balsam-Pappel stark variieren können, dabei wird von einem DG unter Muhle Larsen zwischen 5 und 75 % berichtet (HEILMANN et al. 1995: 21). Das kann sowohl in Peickwitz als auch in Colmnitz bestätigt werden. Ansonsten erwähnen GUSTAFSSON (1987) und HEILMANN et al. (1995), dass die Begleitvegetation auf den *Salix*-Flächen mit DG von teilweise 100 % wuchs. Das war auch im Weiden-Areal der KUP_1 nachweisbar. HEILMANN et al. (1995: 21) verweist demnach auf die unterschiedliche Wuchsform, Biomasse sowie Belaubung je Baumart. Das Sortenspektrum spielt hierbei keine nebensächliche Rolle. Generell wird empfohlen, solange es die Standortverhältnisse hergeben, mehrere Sorten anzubauen, um einerseits die Phytodiversität durch strukturelle Vielfalt aufgrund der

unterschiedlichen Morphologie zu erhöhen und andererseits das Risiko eines Ausfalls (z. B. durch Krankheiten) zu senken (JANßEN et al. 2011, VANBEVEREN & CEULEMANS 2019). Mit unterschiedlichen Wuchsergebnissen muss gerechnet werden, sodass z. B. Unterschiede der Blatt-Morphologie ein differenziertes Lichtregime auf dem Boden erzeugen kann. In diesem Fall bestätigen mehrere Publikationen, dass die Schattwirkung von Pappeln höher als von Weiden sein soll, weshalb der DG geringer ausfällt (DBU 2010, KROIHER et al. 2010, LÖFFLER et al. 2016). Ein solcher Zusammenhang ist nicht feststellbar gewesen. In Bezug auf den modifizierten Kronenschlussgrad wurden in KUP_1 Werte zwischen 76 und 80 %, sowohl unter *Populus* als auch unter *Salix* gemessen, wobei Fläche 4 (*Salix*) eine Auffälligkeit zeigt. Hier wurde ein Modif. Canopy Cover von ca. 66,88 % gemessen. In Zusammenhang mit dem DG der Kraut- und Moosschicht kann die zuvor beschriebene Wechselbeziehung zwischen Lichtregime und Begleitvegetation nicht bestätigt werden. Das Fehlen der B2-Schicht scheint jedoch die DG in Strauch- und Krautschicht zu fördern. Im Umkehrschluss wurden geringe DG gemessen, wenn die B2-Schicht stärker ausgebildet war. Des Weiteren wird in BAUM et al. (2012c) von einer höheren PAR-Strahlung unter Pappeln als unter gleichaltrigen Weiden berichtet. Grund für diese Abweichung ist die Stammanzahl pro Fläche. Demnach wird in der Publikation von 2012 berichtet, dass die Weiden in einem höheren Dichtstand angepflanzt wurden, sodass weniger Licht zwischen den einzelnen Exemplaren den Boden erreichte.

Bezüglich der Artenzusammensetzung finden viele Arten, die innerhalb der KUP bestimmt wurden, ebenfalls Benennung in zahlreicher Literatur. Im Gegensatz zu PÖLTL & BERG (2016) konnte unter *Populus* kein erhöhtes Vorkommen von *Dactylis glomerata, Holcus lanatus* und *Calystegia sepium* (L.) R. BR. in Colmnitz und Peickwitz festgestellt werden. In KUP_1 wurden hauptsächlich aus der Klasse der Beifuß-Gesellschaften, Pflanzen der Ordnung Glechometalia, also Nitrophytische Saum- und Verlichtungsgesellschaften, gefunden. Hierbei stellen u.a. *Galium aparine, Geum urbanum, Poa trivialis* sowie *Urtica dioica* Charakterarten der nitrophytischen Brennnessel-Giersch-Saumgesellschaften (Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae) dar (WILMANNS 1998). LÖFFLER et al. (2016: 111) weisen darauf hin, dass vor allem *Galium aparine* und *Urtica dioica* ausgesprochene Stickstoffzeiger sind, was ebenfalls durch die Zeigerwerte bestätigt werden kann. Zudem gelten beide Arten als typische Begleitvegetation unter *Salix* (BARTHA 2017: 7). Die in ROWE

et al. (2011) beschriebenen hohen DG von *Urtica dioica* konnten weder in der Strauch- noch in der Krautschicht aufgenommen werden. Der hohe DG von *Prunus padus*, innerhalb der Strauchschicht wurde ebenfalls in GUSTAFSSON (1987) erwähnt. Sie gilt als Begleitart von *Salix*-Arten. Die Gemeine Traubenkirsche bevorzugt im Flachland feuchte Böden entlang von Gewässern und Auwäldern, wobei für eine gewisse Zeit Hochwasser toleriert werden kann (SCHÜTT & LANG 2014: 6). Ein ähnliches Artenspektrum erwähnen MICHLER et al. (2016), PÖLTL & BERG (2016), WEIH et al. (2003) sowie WEIH et al. (2012c). In KUP_2 waren hauptsächlich Pflanzen der Klasse Ackerunkrautgesellschaften und verwandte Ruderalgesellschaften vertreten (BIELEFELDT et al. 2008, WILMANNS 1998). Im Schwarz-Erlen-Gebiet gelten z. B. neben *Galium aparine* auch *Cirsium arvense*, *Thlaspi arvense* sowie *Lamium purpureum* und *Myosotis arvensis* als Charakterarten der Vogel-Mieren-Klatschmohn-Gesellschaft (Stellario mediae-Papaveretum rhoeadis). Der Vegetation unter *Populus trichocarpa* konnte keine Pflanzengesellschaft zugeordnet werden.

Laut einer Umfrage unter Betreibern von KUP ist die Bereitschaft zur Anlage von randbegleitenden Strukturen aufgrund des höheren Aufwands als gering zu bewerten (NEUBERT et al. 2013: 6). Deshalb ist anerkennenswert, dass beide KUP-Besitzer Randstrukturen mit hohen DG gefördert haben. In Anbetracht der Artenzusammensetzung weisen beide BS eine Mischung aus Stauden- und Krautsaum auf, die in Peickwitz aus Ackerunkrautgesellschaften und verwandte Ruderalgesellschaften sowie in Colmnitz aus Beifuß-Gesellschaften bestehen, die ebenfalls innerhalb der KUP vorkamen. Der Übergangsbereich von BS zu KUP ähnelte in beiden Untersuchungsgebieten einer Hecke. Sonderstrukturen wie beispielsweise Totholz wurde auf dem BS_1 gefunden. Ein Wald sowie Solitärbäume wuchsen entlang der kurzen Seiten von KUP_1. Diese Strukturen sind aus naturschutzfachlichen Gründen zu begrüßen (nach HENNEMANN-KREIKENBOHM et al. 2014, DBU 2010). Vor allem *Fragaria vesca*, *Tanacetum vulgare* auf BS_1 und *Sorbus aucuparia, Campanula patula, Daucus carota* auf BS_2 sowie *Taraxacum officinale* und *Cirsium arvense* auf beiden Randstreifen fördern das Insektenaufkommen. Die DG dieser Arten sind allerdings als gering zu bewerten. Anders sieht das auf dem Feld_1 für die angebaute Durchwachsene Silphie aus, die in hohen DG in der Strauchschicht wuchs und ebenfalls eine 30-prozentige Deckung der

Krautschicht zuließ (BMEL 2022). Letzteres ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die direkte Anbindung des Feldes zum BS zurückzuführen. Die zuvor beschriebenen Maßnahmen sind in monotonen, strukturarmen Kulturlandschaften zu befürworten. Vor allem Feld_2, welches als einziger Standort nur eine Schicht mit einem mittl. DG von ca. 40 % aufwies, fungiert hierbei als Sinnbild. Nach SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019: 8) sind es die landwirtschaftlichen Aktivitäten, wie z. B. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die als Hauptverursacher des Artensterbens von bspw. Insekten gelten. Doch eben diese Klasse von Lebewesen verfügt Einfluss über die Ertragsleistung von agrarischen Ernteerträgen. Das Belassen einer blühenden Fläche fördert das Artenaufkommen, da Rückzugsgebiete und Nahrungsquellen geschaffen werden. Außerdem helfen Säume: „[...] mit ihrer linearen Struktur bei der Verbreitung von Arten, sie ermöglichen Wanderbewegungen und fördern den Artenaustausch.“ (MEWES et al. 2020: 24).

Ufer_1 wies einen hohen Grad von horizontaler und vertikaler Strukturvielfalt auf und zeigt Ähnlichkeiten mit KUP_1 hinsichtlich der signifikanten Unterschiede für die Artenzusammensetzung sowie der DG. Dies trifft auf *Brachythecium rutabulum, Geranium roberatinum* und *Urtica dioica* zu. Neben der Temperaturregulierung des Fließgewässers entlang eines Ufers wird durch die Beschattungseffekte ebenfalls die Ausbildung einer „gras-krautigen Vegetation“ vermindert (KAIL et al. 2022: 11). Dies ist zu begrüßen, da im Zuge dessen die Uferstabilität nachlässt. Ufer_1 wies durchaus Arten wie *Arrhenatherum elatius, Dactylis glomerata, Poa pratensis* auf. Die DG waren jedoch schwach ausgebildet. Das Fehlen der Baumschicht am Ufer_2 bewirkte die Ausbildung eines Röhrichts, dass durch *Phragmites australis* sowie anderen ähnlichen Gräsern und Simsen (z. B. *Bromus inermis, Juncus effusus*, *Phalaris* arundinacea) mit hohen DG dominiert wurde (nach WILMANNS 1998: 152). Nach BÄRWOLFF et al. (2013: 30) sollte die gewässerbegleitende Fläche zu mindestens 40 % mit Vegetation bedeckt sein, um ausreichend Sedimentrückhalt zu gewährleisten. Diesbezüglich besitzt *Phragmites* aufgrund eines reich verzweigten Sprossachsensystems wichtige Rückhalte-Eigenschaften. Zudem wuchs das Röhricht in den Wasserkörper hinein, was die Fließgeschwindigkeit verlangsamt und somit erosive Prozesse reduziert werden können. Andererseits kann der Wasserspiegel aufgrund des verminderten Abflusses ansteigen, was das Hochwasserrisiko erhöht (JANY & GEITZ 2013: 24).

## 5.3 Artenzahlen

Anhand der Ergebnisse lässt in sich Bezug auf die Gesamtarten eines jeden Biotops eine einfache Reihenfolge bilden. Demgemäß lässt sich die Gesamtartenzahl einer jeden Art, die innerhalb des betrachteten Biotops aufgenommen wurden – von der höchsten zur niedrigsten Gesamtartenzahl – folgend darstellen:

- Colmnitz: Ufer > BS > KUP > Feld
- Peickwitz: BS > Ufer > KUP >> Feld

Bei einfacher Betrachtung der AZ fällt auf, dass die KUP im Vergleich mit den anderen Biotopen eher im Mittelfeld bzw. hinteren Drittel einzuordnen ist. In Colmnitz waren vor allem der Uferbereich sowie BS am artenreichsten. Ähnliches ist in Peickwitz zu erkennen. In Übereinstimmung mit MICHLER et al. (2016) sowie ZACIOS et al. (2012) wurde innerhalb der KUP im Vergleich zu landwirtschaftlichen Ackerflächen eine höhere Artenvielfalt nachgewiesen. In beiden Untersuchungsgebieten wurde die geringste Gesamtartenzahl auf dem Feld ermittelt, wobei die AZ unter *Silphium perfoliatum* höher ist als unter *Zea mays*. Ähnliches bestätigen eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen, darunter BURGER (2009), SCHMIDT & GLASER (2009) sowie HEILMANN et al. (1995). Letztere verweisen neben EEA (2020) auf den Artenrückgang durch Intensivbewirtschaftung. Besonders die „Vereinheitlichung der Standorte“ bietet nur wenigen Arten einen Lebensraum (STOMMEL et al. 2019, Vorwort). Die bodenbearbeitenden Maßnahmen vor dem Anbau von Feldfrüchten beeinflussen die Ausbildung der AZ und DG der Begleitvegetation. Versuche mit Landwirten zeigten, dass sich Samenunkräuter deutlich mehr vermehrten, wenn auf das Pflügen verzichtet wurde (DIERAUER et al. 2012).

Die Ausrichtung der Vegetationsaufnahmen innerhalb der KUP erfolgte mittig, um Randeffekte zu vermeiden. BAUM et al. (2009) verweist hierbei auf solche Randeffekte. Dabei heißt es, dass je weiter die KUP von den Randbereichen entfernt ist, desto eher vermindert sich die AZ. Des Weiteren soll sich die AZ innerhalb der KUP erhöhen, je heterogener die Umgebung ist (GUSTAFSSON 1987, BAUM et al. 2009). In beiden Untersuchungsgebieten kann festgestellt werden, dass die Randzonen eine höhere Artenvielfalt besitzen. Demnach sind Artenzuwanderungen in KUP aus den BS und Uferbereichen nicht auszuschließen (nach BAUM et al. 2009). Des Weiteren spielen die

frühere Landnutzungsform der Fläche sowie die Samenvorräte im Boden eine wichtige Rolle bei der Ausbildung der AZ (BAUM et al. 2013, HEILMANN et al. 1995). Auch wenn der Boden bei der Begründung der KUP sorgfältig und v.a. tief geeggt wird, ist es unmöglich alle Samen zu entfernen. So können zumindest in den ersten Jahren nach dem Anbau bestimmte Arten auftreten (nach BURGER 2009). Eine detaillierte Betrachtung der Sachverhalte wird in Kapitel 5.7 vorgenommen.

In BAUM et al. (2009: 163) heißt es: „Kleinstrukturierte KUP erhöhen die Biodiversität.". Dieser Aspekt kann durch die vertikale Strukturvielfalt (Schichtung) der KUP_1 bestätigt werden. Trotz der gleichaltrigen Energiehölzer in der ersten Baumschicht konnte darüber hinaus eine B2-Schicht sowie Strauchschicht bestehend aus anderen Baumarten nachgewiesen werden. Eine Erhöhung der AZ ließe sich damit erklären. Weiterhin kann die Strukturvielfalt durch eine Mischung mit unterschiedlichen Hybriden angereichert werden. KUP_1 müsse demnach mehr Arten aufweisen als KUP_2. Diese Vermutung kann in Anbetracht der Gesamtartenzahl bestätigt werden. Demnach wuchsen in KUP_1 29 und in KUP_2 23 Arten. Ein Vergleich der Gesamtartenzahlen mit anderen Studien (GUSTAFSSON 1987, HEILMANN et al. 1995, PÖLTL & BERG 2016) wäre inadäquat, da sich die Versuchsaufbauten, wie z. B. die Größe des Untersuchungsgebiets und die Anzahl der Vegetationsaufnahmeflächen stark von dieser Untersuchung unterscheiden. Bezüglich der Sortenwahl in Colmnitz wurde in KUP_1 unter den Hybriden von *Populus nigra* 16 und unter *Populus trichocarpa* 15 Arten analysiert, woraufhin in KUP_2 unter der Sorte Fritzi-Pauley (*P. trichocarpa*) zwischen acht und elf Arten bestimmt wurden. Hierbei scheint ein erhöhtes Sortenspektrum ebenfalls eine erhöhte AZ zu bedingen. Dies könnte u.a. an den unterschiedlichen Wuchsleistungen der einzelnen Hybriden in Colmnitz liegen. Umgekehrt betrachtet, scheint ein einheitlicher Kronenbewuchs der Sorte Fritzi-Pauley ein vermindertes Lichtregime auf der Bodenoberfläche zu erzeugen. Eine Verringerung der AZ infolge der „Ausdunkelung" wäre zu erwarten (ARCHAUX et al. 2010, BIRMELE et al. 2015, ZACIOS et al. 2012). Die Werte des Modif. Canopy Covers zeigen allerdings einen Widerspruch. Dabei ist der Kronenschlussgrad der KUP_2 sogar geringer als der in KUP_1 gemessene Modif. Canopy Cover. Die Aussage kann deshalb nicht bestätigt werden.

## 5.4 Zeigerwerte

Die mittleren, gewichteten Zeigerwerte zeigen sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz keine signifikanten Unterschiede. Die KUP in Colmnitz ist gekennzeichnet durch Halbschattenpflanzen, die „nur ausnahmsweise im vollen Licht" vorkommen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 1). Ähnliches wurde in BIRMELE et al. (2015) beschrieben, wobei die Untersuchungen zeigten, dass sich im Laufe von vier Jahren lichtbedürftige Arten verringerten und schattentolerantere Arten zunahmen. Des Weiteren verfügt die Plantage über ein mäßiges Wärmeaufkommen. Zudem kann der Boden als mittelfeucht und leicht kalkhaltig eingestuft werden. BIRMELE et al. (2015) zeigte dieselbe Entwicklung. Auf dem Feld_1 beträgt die Feuchtezahl 5,6 (± 0,4 % SF) und bewegt sich zwischen dem Frische- und Feuchtezeiger, mit Tendenz zu mittelfeuchten Böden. Dies entspricht nach CONRAD et al. (2009) den idealen Bedingungen für die Durchwachsene Silphie, welche einen mäßigen Wasserbedarf benötigt. Der aus Nordamerika stammende Korbblütler ist jedoch nicht in die Bewertung eingeflossen, da die Zeigerwerte nach ELLENBERG fehlten. Im Gegenzug zu BAUM et al. (2009) weist der mittlere Nährstoffzeiger in der KUP_1 mit 7,5 (± 0,1 % SF) darauf hin, dass die Pflanzen auf stickstoffreichen Böden, mit Tendenz zum erhöhten Stickstoffbedarf (ausgesprochener Stickstoffzeiger), wachsen (BIRMELE et al. 2015, PÖLTL & BERG 2016). Dies zeigte sich z. B. an dem häufigen Vorkommen von *Brachythecium rutabulum* in der Moosschicht. Der stickstoffreiche Boden scheint das Vorkommen der nitrophilen Moosart zu begünstigen (nach FRAHM 2001). Darüber hinaus beschreiben DAUBER et al. (2018), dass Weiden und Pappeln zwar geringere Nährstoffansprüche besitzen, allerdings eine gute Nährstoffversorgung aufgrund der vorherigen Kultur bestehen bleibt. Damit unterscheidet sich die KUP in Colmnitz nicht signifikant von dem Feld, auf dem ebenfalls Pflanzen vorkommen, die häufiger an stickstoffreichen Standorten wachsen. Die hohen N-Werte auf dem Feld_1 bestätigen auch HEILMANN et al. (1995) sowie PÖLTL & BERG (2016). Entlang des BS_1 und Ufers_1 wuchsen ausgesprochene Stickstoffzeiger, was sich ebenfalls in der Artenzusammensetzung widerspiegelt.

Ein ähnliches Zeigerwertspektrum ist in Peickwitz zu erkennen, allerdings waren innerhalb der Plantage Halblichtpflanzen vertreten, die hauptsächlich bei vollem Licht wachsen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, KROIHER et al. 2010). Schattenverhältnisse werden nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) mit einer relativen Beleuchtungsstärke bis minimal 30 %

„ertragen“. Dies könnte zunächst dem gemessenen Canopy Closure widersprechen. In Anbetracht des Modified Canopy Covers, also der modifizierten Form des Kronenschlussgrades, können tatsächlich Lichtdurchlässigkeiten von rund 30 bis 32 % analysiert werden. Die Dominanz von *Galium aparine* v.a. in KUP_2 erklärt sich an ihrer Biologie. Die Pionierart zählt zu den Dunkelkeimern, wobei schon leicht reduzierte Lichtverhältnisse ausreichen. Vermutlich überdauern die Samen nach der KUP-Ernte für ca. sieben bis acht Jahre im Boden und beginnen bei ausreichender Bodenfeuchte zu keimen (ERNST 2003: 11). Die Arten auf dem Feld_1 weisen darauf hin, dass es sich um einen stickstoffarmen Standort handelt. Allerdings ist zu erwähnen, dass für den angebauten Mais *Zea mays*, welcher auf dem Feld die höchsten DG erreichte, keine Zeigerwerte nach ELLENBERG hinterlegt wurden, sodass das Vorkommen nicht in die Bewertung einfließen konnte. ENTRUP et al. (2011) weisen darauf hin, dass Mais den im Boden vorhandenen Stickstoff für sog. *Massenwachstum* benötigt.

## 5.5 Ökologie und Rote-Liste-Bezug

### 5.5.1 Biotoptypen

ARCHAUX et al. (2010), BAUM et al. (2009), VANBEVEREN & CEULEMANS (2019) analysierten, dass in den ersten Jahren nach der Begründung einer KUP vor allem Ruderal- und Pionierarten überwiegen. Im Laufe der Zeit und mit zunehmendem KUP-Alter kommt es zu einer Verschiebung, wobei Waldarten dominieren. Demnach werden licht- und wärmeliebende Arten, wie Grünland-, Ruderal- oder Saumarten, verdrängt (DELARZE & CIARDO 2002). Waldarten und Feldgehölze waren in Colmnitz mit ca. 45 % und in KUP_2 mit ca. 20 % vertreten. Demnach entwickelte KUP_1 eine größere Naturnähe (nach MICHLER et al. 2016: 79). Zudem war ein hoher Anteil von Acker- und Ruderalarten in KUP_2 vertreten. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch durch BAUM et al. (2013), WÖLLECKE & ELMER (2008) sowie GUSTAFSSON (1987) bereitgestellt. Eine Erklärung für die Unterschiede beider Plantagen liefert das Alter, wobei die Colmnitzer KUP zuletzt im März 2011 geerntet wurde (WENDEL 2011). Ein Wiederaustrieb ist in der darauffolgenden Vegetationsperiode erfolgt. KUP_2 wurde 2015 begründet (HÜBNER et al. 2021) und ist demnach jünger. Des Weiteren sollte erwähnt werden, dass keine Gewichtung der Biotoptypen mit den DG erfolgte. Das dominante Auftreten der Wald- und Saumart *Galium* aparine, vor allem im zweiten Untersuchungsgebiet, wird deshalb weniger in die Betrachtung einbezogen.

Darüber hinaus analysierten PÖLTL & BERG (2016), dass der Anteil ruderaler Arten steigt, wenn die KUP von Ackerflächen umgeben ist. Für Peickwitz kann dieser Sachverhalt nicht bestätigt werden, da auf Feld_2 keine Ruderalarten bestimmt wurden. Allerdings könnten ähnliche Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den anderen Biotoptypen stattfinden. Zum Beispiel war entlang des Ufers_1 ebenfalls ein hoher Waldarten-Anteil vertreten. Annehmbar wäre, dass zwischen dem Ufer und der KUP, Wanderungsprozesse stattfanden (nach BAUM et al. 2012a). Vor allem die Baumarten, die auf Ufer_1 innerhalb der Baumschicht vertreten waren, kamen als Naturverjüngung in KUP_1 vor. Demnach könnten die Waldarten einerseits über den Wiesengrundbach, der ebenfalls durch den Tharandter Wald fließt, in die KUP eingebracht wurden sein. Andererseits könnte die Nähe zum Wald einen Beitrag leisten (nach BIRMELE et. al 2015). Generell scheint die direkte Nachbarschaft von dem BS sowie dem Ufer die Biotoptypen-Ausbildung innerhalb der KUP zu beeinflussen. Die Ergebnisse der Transektuntersuchung geben einen detaillierten Einblick in den Sachverhalt (s. Kap. 5.7).

### 5.5.2 Lebensformen

In Anlehnung an HEILMANN et al. (1995) und MICHLER et al. (2016) kommen auf Ackerflächen aufgrund der jährlichen Bodenbearbeitung hauptsächlich kurzlebige Arten, also Therophyten, vor. In beiden Untersuchungsgebieten konnte dies weniger, bis gar nicht bestätigt werden. Ein deutliches Übergewicht zeigte sich hier bei den Hemikryptophyten. Vor allem *Geum urbanum* und *Taraxacum officinale* waren in Colmnitz auf fast jeder Aufnahmefläche auf dem Feld vertreten. Letzteres Vorkommen kann durch HEILMANN et al. (1995: 24) erklärt werden, wobei davon ausgegangen wird, dass die mehrjährige Pflanze aufgrund der tiefen Wurzel mehr Widerstand gegenüber mechanischer Belastung aufbringen kann. Zudem ist für die Aussaat von *Silphium perfoliatum* nur eine flache Bodenbearbeitung nötig (BIERTÜMPFEL & KLINKOWSKI 2019).

Auf dem BS_1 waren ca. ein Viertel der Arten mit kurzer Lebensdauer vertreten. In Peickwitz wurden sogar fast 50 % erreicht. Der hohe Therophyten-Anteil könnte darauf hinweisen, dass der BS_2 (regelmäßig) gemäht und/oder bei den bodenvorbreitenden Maßnahmen auf dem Maisfeld mit umgepflügt wird. Hemikryptophyten kamen mit rund 20 % vor, waren jedoch nicht so präsent wie in Colmnitz mit fast 60 %. Dies ist durch den hohen Anteil von Grünlandarten auf dem BS_1 zu erklären (MICHLER et al. 2016).

In MICHLER et al. (2016) wird erwähnt, dass aufgrund der ausbleibenden Bodenbearbeitung nach der Anlage von Energieholzplantagen mehrjährige Arten gefördert werden. Dies wird u.a. durch das zunehmende Alter unterstützt. Folglich nimmt der Kronenschlussgrad zu und es kommt zu einer verminderten Licht- und Temperaturintensität innerhalb der KUP. Einjährige Pflanzen, die aufgrund des hohen Lichtbedarfs vor allem im Anlagejahr vertreten sind, nehmen ab und werden mit steigender Tendenz durch ausdauernde Arten mit geringerem Lichtbedarf abgelöst (BAUM 2012, BAUM et al. 2009, KROIHER et al. 2010). HEILMANN et al. (1995) erzielte ähnliche Ergebnisse. Trotzdem lässt sich eine Mischung zwischen ein- und mehrjährigen Arten in beiden Untersuchungsgebieten erkennen (nach FRY & SLATER 2009: 29). Demnach waren Therophyten häufiger vertreten als erwartet, überstiegen jedoch die prozentualen Anteile der Hemikryptophyten nicht (MICHLER et al. 2016). Da pro Aufnahmefläche nur ein Fisheye-Bild gemacht wurde, konnte keine vollständige Messung des Kronenschlussgrades erfolgen. Kleinflächige Störungen, Höhenunterschiede der Bäume sowie der Übergangsbereich zwischen den Baumreihen könnten potenzielle Lichtquellen für einjährige Arten darstellen.

Des Weiteren konnte bestätigt werden, dass Geophyten eher eine nachrangige Rolle spielen, mit Ausnahme des Uferbereichs in Peickwitz (nach PÖLTL & BERG 2016: 11). Demnach sind Geophyten, Pflanzen, deren Überdauerungsorgane unter der Erdoberfläche liegen. Diese nützlichen Eigenschaften für die Uferbefestigung wurde bereits anhand der Pflanzengattung *Phragmites* erklärt.

### 5.5.3 Rote-Liste-Arten

Für die in KUP_1 eingekreuzte Pappelart *Populus nigra* wird vor allem das Begradigen und die Absenkung des Grundwasserspiegels von bzw. an Flüssen als Hauptursache für den Gefährdungsgrad innerhalb Deutschlands angesehen (nach SCHIRMER 2009: 51f.). Des Weiteren wird auch der Anbau von nicht autochthonen Pappel-Hybriden als Gefährdungsursache benannt, da sie die Schwarzpappel zunehmend ersetzen und eine genetische Vermischung befürchtet wird (AAS 2006, BRANDL 2021). Es sei nochmals darauf hinzuweisen, dass es sich in KUP_1 nicht um die reine Schwarzpappel handelt. Inwieweit KUP zur Gefährdung von Schwarzpappeln beitragen, kann nicht mit Sicherheit behauptet werden. Voraussetzung ist demnach, dass einerseits männliche Hybrid-Stecklinge

angepflanzt werden. Andererseits muss ein Mutterbaum in Verbreitungsnähe wachsen (AAS 2006). Eine Vermutung lässt nahe, dass die in Colmnitz angebauten Hybridformen bereits vor ihrem reproduktiven Alter geerntet werden, sodass eine: „[...] genetische ‚Kontamination' weiblicher Schwarzpappeln [...]" (SCHIRMER 2009: 54) nicht erfolgen kann. Weiterhin wurden in Colmnitz keinerlei Arten innerhalb der Krautschicht bestimmt, die in Deutschland einen Gefährdungsstatus besitzen. Aufgrund des naturschutzfachlichen Aspekts dieser Arbeit sollte allerdings erwähnt werden, dass das Rogers Kapuzenmoos (*Orthotrichum rogeri* BRID.), welches auf dem Stamm einer Weide entlang des Uferbereichs bestimmt wurde, zwar in Sachsen als ungefährdet gilt, jedoch dem gesetzlichen Schutz der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie unterliegt (LfULG 2008). Dem seltenen Laubmoos wird nach dem SÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE die FFH-Art 1387 zugeordnet. Die aktuelle Bestandssituation wird kurzfristig als deutlich zunehmend beschrieben. Für langfristige Trends sind die bisherigen Daten unzureichend, da das Moos seit über 100 Jahren verschollen war und erstmals 2004 wieder nachgewiesen wurde. Sachsen obliegt demnach eine besondere Erhaltungsverantwortlichkeit (LfULG o.J., LfULG 2008).

In KUP_2 wuchs auf zwei Aufnahmeflächen die Wiesen-Glockenblume, die sowohl für Deutschland als auch für Brandenburg auf der Vorwarnliste vermerkt ist (METZING et al. 2018, RISTOW et al. 2006). Im Vergleich der vorherigen Roten Liste ist eine Verschlechterung der Gefährdungskategorie aufgrund eines starken Rückgangs zu verzeichnen. Das Ausmaß der Abnahme sowie die Risikofaktoren sind unbekannt. Eine weitere Abnahme und zukünftige Einordnung in die Kategorie „gefährdet" ist wahrscheinlich (METZING et al. 2018). Am Ufer_2 wurden zwei weitere Arten der Vorwarnliste bestimmt. Die Risikoursachen für die Zwetschge sowie für die Gewöhnliche Straußmargerite sind nicht feststellbar. Selbes gilt für das Spießblättriges Tännelkraut *Kickxia elatine* auf Feld_2. Alle drei Arten wurden auf Standorten aufgenommen, die mehr oder minder durch menschliche Aktivitäten beeinflusst werden. *Prunus domestica* wuchs entlang des Ufers auf der Seite der KUP. Bei der Ernte der Plantage sollte darauf geachtet werden, dass mindestens eine Baumreihe entlang des Gewässerrandstreifens bestehen bleibt, um den ohnehin kargen Gehölzsaum zu schützen. Zum Erhalt und Schutz der gefährdeten Pflanzenarten wird neben einer Bestandsbeobachtung ebenfalls ein

regelmäßiges, weitläufiges Monitoring empfohlen (nach LUDWIG et al. 2006).
Das seltene und gefährdete Arten in KUP wenig bis gar nicht vorkommen zeigen auch andere Studien (BAUM et al. 2012b, PÖLTL & BERG 2016). In FEIT & KORN (2013: 74) heißt es: „Kurzumtriebsplantagen [...] sind nicht geeignet, um die gefährdete Ackerbegleitflora zu fördern.“. BAUM et al. (2009) begründet diesen Sachverhalt durch zu lange Rotationszeiten, welche das benötige Licht mit zunehmendem KUP-Alter für seltene Arten einschränkt (nach GUSTAFSSON 1987, VENBEVEREN & CEULEMANS 2019). Trotzdem wird ein Vorkommen von seltenen und gefährdeten Arten nicht vollständig ausgeschlossen, wie DELARZE & CIARDO (2002) zeigen. Demnach werden kurze Umtriebszeiten sowie ein geringerer Dichtstand zwischen den Baumindividuen empfohlen, um ein unterschiedliches Angebot von Licht, Wärme sowie Nährstoffen zu erhalten. Eine regelmäßige Beseitigung der dichtbewachsenden Vegetationsdecke innerhalb der KUP (z. B. durch Mahd) wird zurzeit in der Forschung diskutiert.

Neophyten sind in beiden Untersuchungsgebieten auf fast jedem Biotop vertreten. Sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz wurden keine Neophyten auf den Ackerflächen bestimmt. Vermutlich scheinen jährliche Bodenbearbeitungen sowie ein (möglicher) Einsatz von Pflanzenschutzmitteln das Wachstum der Neophyten zu regulieren. In Colmnitz zeigte die Kanadische Goldrute *Solidago canadensis* einen Vorkommensschwerpunkt auf einer Fläche im BS_1. Das vereinzelte, rare Vorkommen in KUP_1 sowie entlang des Ufers_1, Ufers_2 und BS_2 verdeutlicht, dass vor Ort kein invasives Wachstum und eine damit verbundene, negative Wirkung auf die biologische Vielfalt ersichtlich war (nach NEHRING & SKOWRONEK 2017). Trotzdem wird die Pflanze nach KLEINBAUER et al. (2010b) als naturschutzfachlich problematische Art bezeichnet. Auch wenn sich die Vorkommens-Hotspots auf Ballungsgebiete (z. B. Städte) und Verkehrsflächen beschränken, sollen vor allem ruderale Staudenfluren sowie Wiesenbrachen – auch in Hinblick auf die prognostizierten Klimabedingungen – die Ausbreitungsdynamik in Zukunft fördern, sodass mit einem stärkeren Invasionspotenzial gerechnet werden kann (KLEINBAUER et al. 2010a). Aufgrund der Lebensform (Hemikryptophyt, Geophyt) lässt sich darauf zurückschließen, dass die Art gegenüber mechanischen Belastungen (z. B. Ernte, Bodenbearbeitungen, Mäharbeiten) widerstandsfähig ist und regelmäßig wiederkehren wird.

Die Laubbaumart *Acer negundo* hat ihr natürliches Habitat in Auwäldern und Gebüschen (KLEINBAUER et al. 2010a), was das Vorkommen in KUP_2 sowie am BS_2 erklärt. Die Ruderal- und Waldart besitzt eine geringe Konkurrenzschwäche, sodass das Wachstum in Peickwitz als unbedenklich eingestuft werden kann. Auf naturnahen Standorten könnte der Eschen-Ahorn zur Gefährdung der biologischen Vielfalt beitragen (STARFINGER & KOWARIK 2003).

Das vereinzelte Vorkommen des Einjährigen Berufskraut *Erigeron annuus* und des Dillenius' Sauerklees *Oxalis dillenii* in Peickwitz lässt sich als unproblematisch bewerten. Das Fehlen von Publikationen über die Bewertung der Neophyten zeigt, dass aktuell keine invasive Einstufung vorliegt. Allgemein scheint der BS_2 das Aufkommen von gebietsfremden Arten zu begünstigen. Vermutlich fördert die Abwesenheit bzw. Seltenheit von Bewirtschaftungsmaßnahmen das Pflanzenwachstum. Selbes könnte auf das Drüsige Weidenröschen *Epilobium ciliatum* entlang des Ufers_2 zutreffen. Für die Art liegt zum gegenwärtigen Zeitpunkt kein Gefährdungsrisiko der Biodiversität durch invasives Wachstum vor. Eine Zurückdrängung durch die Hybridisierung mit heimischen *Epilobium*-Arten wird befürchtet (LAUTERBACH & NEHRING 2013). Aktuell ist der Wissensstand als unzureichend zu bewerten.

## 5.6 Biodiversitäts-Indizes

In Hinblick auf den Simpson-Index zeigt der Pairwise-Wilcoxon-Test sowohl in Colmnitz als auch in Peickwitz keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Biotopen und Schichten. Die Mittelwerte nähern sich in der Regel dem Wert 0 an, was auf eine geringe Diversität hinweist (SOMERFIELD et al. 2008). Beide KUP zeigen in der B1-Schicht die geringste Diversität (~ Simpson-Index), jedoch das höchste Maß an Gleichverteilung (~ Evenness). Auch wenn der Simpson-Index der B1-Schicht des Ufers_1 als gering zu bewerten ist, zeigt sich jedoch eine höhere Diversität im Vergleich zur KUP_1. Dies bestätigten ebenfalls die mittl. AZ. Im Vergleich beider Untersuchungsgebiete wurde ausschließlich entlang des Ufers_1 ein Simpson-Index über 0,0 analysiert. Ähnliches ist auch für die B2-Schicht zu erkennen. Sowohl der Shannon-Index als auch die Evenness verdeutlichen, dass die Arten am Ufer_1 einer Gleichverteilung nahekommen und die Diversität trotzdem als gering einzuschätzen ist.

In Anbetracht der Strauchschicht wurde die höchste Diversität und das höchste Maß der

Gleichverteilung von Arten auf dem BS_1 bestimmt. Anschließend folgen in Colmnitz das Ufer sowie die KUP. In Peickwitz wies das Ufer_2 den höchsten Shannon-Index auf, wobei im Vergleich zum Ufer_1 eine geringere Evenness und ein geringer Simpson-Index gemessen wurden.

BIRMELE et al. (2015) analysierte über vier Jahre hinweg den Shannon-Index und verglich die Entwicklung der Werte mit dem Trend der Artenzahl bzw. des Artenreichtums, wobei festgestellt wurde, dass der Shannon-Index zu Beginn ansteigt und anschließend wieder absinkt. Die Krautschicht der KUP_2 wies für beide Untersuchungsgebiete den niedrigsten Shannon-Index auf. KUP_2 ist im direkten Vergleich deutlich diverser. In der Krautschicht der sächsischen Plantage wurde ein Shannon-Index von 1,2 ermittelt. Dieser Wert nähert sich dem Shannon-Index der Publikation von BIRMELE et al. (2015) an. Der hohe Shannon-Index beider BS verdeutlicht, weshalb Randstreifen für KUP aus Sicht des Naturschutzes gefordert werden (WILHELM et al. 2015). Im Gegensatz zu GUSTAFSSON (1987: 141) konnte nicht festgestellt werden, dass die KUP eine höhere Diversität zeigt, je heterogener die Umgebung ist. Demnach müsste im Vergleich zum ersten Untersuchungsgebiet die Peickwitzer KUP einen höheren Shannon-Index aufweisen, da sowohl der BS_2 als auch das Ufer_2 höhere Shannon-Werte aufwiesen. Dies ist allerdings nicht der Fall.

Die Moosschicht wies für KUP_1 und Ufer_1 einen geringen Shannon-Index auf, wobei eine hohe Gleichverteilung der Arten, jedoch eine sehr geringe Diversität aufgrund der Dominanz von *Brachythecium rutabulum*, ermittelt werden konnte.

## 5.7 KUP als Biotopverbund – Transektuntersuchungen

KUP_2 ist eingebettet in das Landschaftsschutzgebiet „Elsterniederung und westliche Oberlausitzer Heide zwischen Senftenberg und Ortrand“, welches laut § 26, Abs. 1 BNatSchG Gebiete sind, in denen der Schutz von Natur und Landschaft rechtlich verbindend ist. In und um Colmnitz ist kein besonderer Schutzstatus hinterlegt, allerdings wird in § 21, Abs. 6 BNatSchG folgendes erwähnt: „Auf regionaler Ebene sind insbesondere in von der Landwirtschaft geprägten Landschaften zur Vernetzung von Biotopen erforderliche lineare und punktförmige Elemente, insbesondere Hecken und Feldraine sowie Trittsteinbiotope, zu erhalten und dort, wo sie nicht in ausreichendem Maße vorhanden sind, zu schaffen (Biotopvernetzung).“. Beide KUP könnten als

Verbundelemente, also sog. *Trittsteinbiotope* dienen, die nicht zwingend nebeneinander liegen müssen (JANßEN et al. 2011, JEDICKE 2015). Demnach kann es sich um keinen Biotopverbund i. e. S., sondern um eine lokale Biotopvernetzung handeln, die im Folgenden mithilfe der Ergebnisse der drei Transektuntersuchungen diskutiert werden soll. Dabei werden Vermutungen hinsichtlich der artspezifischen Ausbreitungsbiologie aufgestellt, um das Einwanderungspotenzial in die Plantage zu bewerten.

Nach BAUM et al. (2009) sowie SCHMIDT & GLASER (2009) wird die Heterogenität von Energieholzplantagen von der umgebenden Landschaft beeinflusst. Demnach ist die strukturelle Diversität umso vielfältiger, je heterogener das Umfeld ist (GUSTAFSSON 1987). Ein Blick auf die Abbildungen 1 und 2 zeigt, dass diese Aussage nicht pauschalisiert werden sollte, da Peickwitz „augenscheinlich stärker" von strukturarmem Ackerland umgeben ist, jedoch höhere AZ innerhalb der KUP-Krautschicht aufweist. Demnach lässt sich die Vermutung aufstellen, dass die Flächen entlang des Transekts eine höhere Diversität besitzen, sodass folglich mehr Arten einwandern könnten. Die AZ in Peickwitz zeigen zunächst keine gravierenden Unterschiede. In Anbetracht der Aufnahmeflächengröße stellt eine Abweichung von einer bis vier Arten doch einen Gegensatz dar. Die hohen Anteile der Biotoptypen Äcker sowie Ruderalfluren bestätigen ebenfalls den Einfluss der Umgebung. Untersuchungen der Bodensamen in KUP zeigten, dass vor allem Acker- und Ruderalarten im Boden dominieren (BAUM et al. 2013). Dies liegt zum einen an der kleinen, runden und meist leichten Form der Samen. Die Morphologie ermöglicht leichteres Eindringen in tiefere und für Bodenbearbeitungen unzugängliche Bodenschichten. Zum anderen gelten die Samen von Ackerunkräutern als langpersistent (BAUM et al. 2013: 226). Wie die Samen in den Boden bzw. in die aktuelle Vegetation gelangen, kann unterschiedliche Ursachen haben. Einerseits spielt die frühere Landnutzungsform eine interessante Rolle. Wie bereits in Kapitel 2.1.1 erwähnt, werden KUP meist auf ehemaligem Kulturland angelegt (GRIGAL & BERGUSON 1998, MICHLER et al. 2016, PÖLTL & BERG 2016). Die Samen der Arten, die in Zeiten der ackerbaulichen Landnutzung bereits auf dem Standort existierten, könnten demnach im Boden überdauert haben (BAUM et al. 2009). Andererseits könnten die Arten eingewandert sein. In Anbetracht der umgebenden Transekt-Flächen zeigen vor allem der Grün- und Blühstreifen in Peickwitz hohe, prozentuale Artanteile von Acker- und Ruderalarten. Man

könnte die Vermutung anstellen, dass die (direkte) Nachbarschaft die Einwanderung von Arten in die KUP begünstigt. In BIRMELE et al. (2015) konnte kein signifikanter Einfluss der umgebenden Flächen drei Jahre nach Begründung der KUP analysiert werden. Ähnliches beschreiben CUNNINGHAM et al. (2004), wobei bereits nach zwei Jahren die Randeffekt-Wirkung verloren ging. Bei Betrachtung der Artenzusammensetzung in Zusammenhang mit den Biotoptypen Acker und Ruderalfluren wurde auf dem W-K-T_2 keine Art im BS bzw. von Grün- zu Blühstreifen bestimmt, die ebenfalls in der KUP wuchs. Dies lässt sich auf die Unterschiede der standörtlichen Gegebenheiten erklären, wie z. B. das Alter der KUP und der damit zusammenhängende Kronenschlussgrad, was in den letzten Kapiteln bereits ausführlich erklärt wurde. Auf dem B-K-T waren die Ackerart *Vicia tetrasperma* (L.) SCHREB. sowie die Ruderalart *Acer negundo* auf dem BS sowie innerhalb der Plantage vorzufinden. Die DG beider Arten begrenzen sich auf 0,1 %. Die aus Nordamerika stammende Eschen-Art war ursprünglich auf Auwald-Standorte beschränkt, zeigt allerdings in Deutschland ein breites Vorkommensspektrum (STARFINGER & KOWARIK 2003). Aufgrund der langen Keimfähigkeit, frühen Fruktifikation und kurzen Lebensdauer ist die Baumart an dynamische Standorte angepasst. Störungen, wie u.a. das Durchwühlen des Bodens durch Wildschweine können die Samen-Etablierung begünstigen. Nach MÜLLER-KROEHLING (2016) profitieren vor allem Auwald-Arten von KUP entlang von Fließgewässern (s. Kap. 2.2). Die Ausbreitung erfolgt über den Wind, was in Hinblick auf die Windschutzwirkung von KUP die Beschränkung auf ein einzelnes Vorkommen erklären könnte (BAUMGÄRTEL 2008). Der Erfolg der sog. *Anemochorie* (Windausbreitung) hängt von unterschiedlichen Faktoren, wie z. B. der Windstärke und dem strukturellen Aufbau des Standortes und seiner Umgebung ab (FRAHM 2001). Auch die Entfernung zwischen den Flächen sollte nicht außer Acht gelassen werden. Der nächstgelegene Wuchsstandort des Eschen-Ahorns konnte entlang des Transekts mit wenigen Exemplaren (0,5 % DG) auf dem BS festgestellt werden. Inwieweit ein Mutterbaum vorhanden war, wurde nicht untersucht, weshalb diese Vermutung nicht bestätigt oder verworfen werden kann. Da die Viersamige Wicke *Vicia tetrasperma* auf dem BS mit einem DG von 20 % vorkam, ist eine Einwanderung in die Energieholzplantage nicht auszuschließen. *Vicia*-Arten besitzen eine autochore Verbreitungsweise und sind sog. *Ballochoren*. Hierbei trocknet die Zelle

aus, sodass die Samen infolge von Spannungsdruck aus dem Gewebe geschleudert werden (LHOTSKÁ 1975, MÜLLER-SCHNEIDER & LHOTSKÁ 1971).

In Colmnitz konnten drei Arten nachgewiesen werden, die den Biotoptypen Äcker und Ruderalfluren zuzuordnen sind und gleichzeitig auf mehreren Aufnahmeflächen entlang der Transektlinien anzutreffen waren. Dazu gehören *Galeopsis tetrahit*, *Geum urbanum* sowie *Urtica dioica*. Auffällig ist, dass alle zuvor genannten Arten nicht ausschließlich einem Biotoptyp angehören, sondern auch in Wäldern und/oder Säumen sowie auf Ruderalfluren bzw. Äckern vorkommen. Ein Beispiel bietet die Echte Nelkenwurz *Geum urbanum* (Biotoptypen W, A, R), die sowohl im Offenland als auch in unterschiedlichen Entwicklungsphasen von KUP wachsen kann (MICHLER et al. 2016). Für diese Art spielt das Alter der KUP keine Rolle. Andere Arten könnten hingegen in der Plantage vorkommen, wenn die aktuellen Gegebenheiten mit den artspezifischen Standortsansprüchen übereinstimmen würden. Ein Beispiel liefert *Chenopodium album*, welches auf dem Grünstreifen entlang des W-K-T_2 wuchs. Eine Einwanderung (z. B. durch *Endozoochorie*, HEINKEN et al. 2001) sowie das Vorkommen der Grünlandart in der KUP wäre in einer früheren Entwicklungsphase nicht auszuschließen; nicht zuletzt da die Keimfähigkeit des Weißen Gänsefußes auch nach langer Lagerung nicht verloren geht (MICHLER et al. 2016, WILMANNS 1998).

In BIRMELE et al. (2015) wird beschrieben, dass die AZ in KUP höher ist, je näher die Plantage am Wald liegt. Dieser Effekt geht allerdings nach drei Jahren bzw. nach zwei Jahren (CUNNINGHAM et al. 2004) nach der KUP-Anlage verloren. Dies konnte bestätigt werden. KUP_2 war im Vergleich zu KUP_1 weiter entfernt vom Wald, besaß allerdings eine höhere AZ. Wie bereits in den früheren Kapiteln erwähnt, ist auszuschließen, dass beide KUP jünger als vier Jahre sind. Die KUP in Peickwitz ist allerdings ca. drei oder vier Jahre jünger als die Colmnitzer Plantage, was eine mögliche Erklärung darstellt.

PÖLTL & BERG (2016) untersuchten, dass Waldarten in der Bodensamenbank von KUP fast vollständig fehlten. Ähnliches beschrieben BAUM et al. (2013) und erklärten, dass die Samen der Waldarten vergänglicher sind als zum Beispiel Ackerarten. Weiterhin führen die Autoren aus, dass Waldarten in der aktuellen Vegetation im Vergleich zum Samen-Anteil im Boden deutlich höher war. Dies stellt ein Indiz für die Einwanderung von

Pflanzen in Energieholzplantagen dar. In Anbetracht der Biotoptypen entlang der drei untersuchten Transekte kann eine Dominanz von Waldbiotoptypen in den Wäldern festgestellt werden. KUP_1 zeigte ebenfalls den höchsten Waldarten-Anteil. In Peickwitz hingegen überwogen Grünland- und nachfolgend Ruderalarten auf dem W-K-T_2 sowie Grünland-, Saum- und Waldarten zu gleichen Anteilen auf dem B-K-T. Der Blick auf die Waldbindungstypen quantifiziert die Ergebnisse. Dabei wird in Colmnitz sichtbar, dass nur zwei Arten des geschlossenen Waldes entlang des Transekts und ausschließlich auf der zweiten Waldfläche vorkommend waren. Dazu gehören *Anemone nemorosa* mit einem DG von 1,0 % in der Krautschicht, deren Ausbreitungsbiologie sich auf Ameisen spezialisiert hat (HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002), sowie *Lonicera xylosteum* L. mit 25,0 % in der Strauchschicht. Letztere wird ornithochor, also über Vögel verbreitet (SIMONS & BAIRLEIN 1990). Auf der Transektlinie wurde kein weiteres Vorkommen der Roten Heckenkirsche bestimmt. In Anbetracht der ersten Untersuchung konnte auf zwei Aufnahmeflächen am Ufer *L. xylosteum* mit einem DG von 2 bzw. 3 % festgestellt werden. Ob die Strauchart vom Ufer, Wald oder einem anderen Standort entstammt und sich von dort ausgebreitet hat, war nicht Teil der Untersuchung. Eine Möglichkeit könnte allerdings bestehen, nicht zuletzt, da KUP für Vögel ein geeignetes Schutz- und Nahrungshabitat bietet (nach CZALOUN 2012). Für *Prunus padus* sowie *Sambucus nigra* könnte ebenfalls die Verbreitung über Vögel stattgefunden haben.

In Peickwitz konnten auf dem W-K-T_2 mehrere Arten der Waldbindungs-Kategorie 1.1 „geschlossener Wald“ festgestellt werden. Hierbei war *Pteridium aquilinum* im Wald und am Waldrand vertreten. Dazu war *Brachypodium sylvaticum* vorkommend. Auf dem Grünstreifen (W-K-T_2) sowie auf dem Feld (B-K-T) kam *Luzula pilosa* vor, die ebenfalls der Kategorie 1.1 zuzuordnen ist. Hinsichtlich der erhöhten Lichtverfügbarkeit auf dem Standort und der spezifischen Lichtzahl (~ 2), die die Art als Tiefschatten- bis Halbschattenpflanze einordnet, ist das Vorkommen der Waldart mit einem DG von 60 % auf dem Grünstreifen auffällig. Nach HEINKEN et al. (2001) besitzen Waldpflanzen eine geringe Produktion von Diasporen, die hauptsächlich über Ameisen verbreitet werden. Entlang der Transekte konnte weder ein Ameisenhaufen in der Umgebung festgestellt noch ein weiteres Vorkommen der Art bestimmt werden. Letzteres gilt ebenfalls für *Tanacetum corybosum*, die als Einzelexemplar auf dem BS des B-K-T wuchs. Die Art wurde

ebenfalls entlang des BS_2 (s. Kap. 4.3, 5.5.3) entdeckt, sodass die Wanderung der Gewöhnlichen Straußmargerite durch den BS möglich wäre. Das artspezifische Zeigerwertspektrum stimmt mit den standörtlichen Gegebenheiten der KUP überein. Es wird deutlich, dass der Ausbreitungserfolg vom Ausbreitungsmechanismus abhängt. Wie MÜLLER-KROEHLING (2016: 10) beschreibt, besitzen Arten, die sich durch den Wind verbreiten, einen deutlichen Vorteil gegenüber Arten, die zunächst andere Biotope durchwandern müssen. Man bedenke die Unterschiede der Standortsgegebenheiten zwischen Offenland und dem Wald. Aufgrund dessen sind auf allen drei Transekten hauptsächlich Arten der Kategorie 2.1 und 2.2 vertreten. *Brachythecium rutabulum*, *Galium aparine* sowie *Urtica dioica* wuchsen auf allen Flächen entlang des W-K-T_1. Das Vorkommen der nitrophilen Moosart wird durch den stickstoffreichen Boden entlang des Transekts begünstigt (s. Tab_ Zeigerwerte, nach FRAHM 2001). Die meisten Moose verbreiten sich durch Anemochorie. In Colmnitz könnten sich die Vorteile der Windausbreitung allerdings zum Negativen wenden. Da die Transektlinie in der Mitte des Waldes bzw. der KUP angelegt wurde und zudem die Kraut- und Strauchschicht Höhen zwischen 30 und 80 bzw. 100 und 135 Zentimetern aufwiesen, könnte der Erfolg der Samenausbreitung über den Wind deutlich erschwert werden. Mit Hinblick auf die Zeit, könnte man annehmen, dass möglicherweise Diasporen per Wind in die KUP gelangen bzw. gelangt sind, wenn die KUP abgeerntet ist, da durch die fehlenden Bäume keine Barrierewirkung besteht (nach BIRMELE et al. 2015). *Galium aparine* sowie *Urtica dioica* könnten sich über *Epizoochorie* in die KUP verbreitet haben. Die Einwanderung von Arten erfolgt durch die Anhaftung speziell ausgebildeter Ausbreitungseinheiten am Körper des Agens, wobei besonders das Schalenwild als Hauptverbreiter benannt wird. Die borstigen Diasporen der Großen Brennnessel sollen im Vergleich zu den (wider-)hakenförmigen Ausbreitungseinheiten des Kletten-Labkrauts effektiver am Fell anhaften (HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002). In ROWE et al. (2011) wird erwähnt, dass *Urtica dioica* eine hohe Abundanz in KUP besitzt, allerdings in der Umgebung nicht so häufig vertreten ist. Dies kann nicht bestätigt werden. KUP_1 wies in der Strauchschicht sogar teils höhere DG auf den anderen Transektflächen auf als in der Plantage. Auf dem W-K-T_2 war die Brennnessel gar nicht vertreten und entlang des B-K-T war sie ausschließlich auf dem Bahn-Blühstreifen vorhanden. Für *Urtica dioica* stellt die *Endozoochorie* eine weitere

Verbreitungsform dar. So wurden in den Losungen von Feldhasen und Damhirschen Diasporen gefunden (HEINKEN et al. 2001). Ähnliches kann ebenfalls auf *Galeopsis tetrahit*, *Stellaria media* und *Rumex obtusifolius* zutreffen (HEINKEN et al. 2001, HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002). Bei der Zoochorie spielen die Aktionsräume von Wildtieren (*Home ranges*) eine wichtige Rolle. Dabei ist die Einwanderung der Arten nicht zwingendermaßen auf die direkte Umgebung beschränkt, sondern kann über längere Distanzen erfolgen. Hierbei können z. B. Reviergrößen von 20 ha beim Damhirsch ermöglichen, dass Pflanzen auf verschiedenen Flächen gefressen bzw. sich am Fell anhaften und nach mehreren Stunden in einem anderen Gebiet ausgeschieden bzw. abgeworfen werden (HEINKEN et al. 2001). So könnten Arten, die nur in der KUP aber nicht entlang des Transekts gefunden wurden, aus entfernten Lebensräumen eingebracht werden. Das könnte beispielsweise auf *Galium aparine, Holcus lanatus* oder *Rumex obtusifolius* (Offenlandart) entlang des W-K-T_2 und B-K-T zutreffen (HEINKEN et al. 2001, HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002). Die Zoochorie ermöglicht also über vielfältige Mechanismen, dass die Diasporen der Arten vom Wald bzw. Offenland in die KUP gelangen und sich innerhalb der Plantage weiter ausbreiten. In Anbetracht der DG der Arten innerhalb der Plantage können die Ausbreitungschancen nach DBU (2010) und HEINKEN & RAUDNITSCHKA (2002) trotzdem als gering eingeschätzt werden, da KUP eher von wirbellosen Tieren und Vögeln besiedelt werden.

Abschließend sollte die Rolle des Menschen nicht außer Acht gelassen werden. Vor allem das Durchschreiten der KUP könnte die Verbreitung fördern, indem sich die Haftorgane der Pflanzen an der Kleidung festhalten. Dieser Hergang wird als *Anthropo-Zoochorie* bezeichnet (MÜLLER-SCHNEIDER & LHOTSKÁ 1971).

# 6. Schlussfolgerung

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass die durch den Kronenschlussgrad bedingte Lichtverfügbarkeit als limitierender Faktor gilt. Demnach scheinen die Gestaltung und Bewirtschaftung von KUP als Haupteinflussfaktoren bei der Ausbildung der Vegetation zu gelten. Ein Sachverhalt zukünftiger Forschungen wäre die Auswirkungen einer naturverträglicheren Bewirtschaftung von KUP zu untersuchen. Zunächst könnte anstelle einer ganzflächigen Pflanzung von einer Baumart eine Untergliederung in Bestände stattfinden, wie es im Prinzip in beiden Untersuchungsgebieten erfolgt ist. Als Beispiel hat KUP_1 gezeigt, dass der Anbau von mehreren Baumarten und/oder Sorten empfehlenswert ist, um eine gesteigerte vertikale Strukturierung zu erreichen. Die vielseitige Baum-Morphologie könnte eine Variation der ökologischen Standortseigenschaften begünstigen, welche das Aufkommen von Pflanzenarten in Schichten fördert. Diese Möglichkeit der Gestaltung sollte in KUP_2 ebenfalls mit dem Betreiber diskutiert werden. Zudem wurden die Sorten in Colmnitz reihenweise angelegt, um die individuelle Ertragsleistung zu messen. In Zukunft sollte überlegt werden, ob die Pflanzung der Stecklinge nicht in Reihen, sondern gruppenweise oder gar unstrukturiert erfolgen könnte, um eine kleinflächige Durchmischung art- bzw. sortenspezifischer Habitusformen zu erzeugen.

Ob im Sinne des Naturschutzes der Anbau von fremdländischen Baumarten (z. B. *Populus trichocarpa*) negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt hervorruft, wurde in der Forschungsarbeit nicht direkt beleuchtet. Die Ergebnisse zeigten keine auffälligen Unterschiede. Demnach könnten Langzeitstudien erfolgen, in denen die Vegetationsentwicklung unter heimischen und fremdländischen Energiehölzern über mehrere Rotationszeiten hinweg beobachtet werden.

Die Ausprägung der horizontalen Strukturierung zeigt in beiden Untersuchungsgebieten Raum für Entwicklungsbedarf. Eine Kombination aus mehreren Umtriebszeiten innerhalb einer KUP könnte variierende Altersverhältnisse der Bäume fördern. Somit würde die Fläche Bestände aufweisen, deren Begleitvegetation unterschiedlichen, wenn auch nur kurzzeitigen Sukzessionsstadien unterliegen. Infolgedessen könnte eine schrittweise Ernte erfolgen, sodass keine Kahlschlagswirtschaft betrieben wird. Nachteilig wäre hierbei die gesteigerte, menschliche Aktivität und der damit verbundene, erhöhte Aufwand zu

bewerten. Zudem wäre der Platz für die Erntemaschinen deutlich vermindert, wobei eine Beschädigung der benachbarten Energiehölzer ein finanzielles Risiko darstellt. Im Kontrast dazu würden die in Kapitel 2.2 beschriebenen Funktionen von KUP nach der Ernte nicht verloren gehen bzw. zu einem Teil bestehen bleiben. Dies ist vor allem für Standorte entlang von Fließgewässern in Hinsicht auf die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie aber auch zum Schutz der umliegenden Flächen von ausdrücklichem Wert. Zum Beispiel würde ein vollständiger Verlust der Baumreihen infolge von Erntemaßnahmen die Pufferfunktion der Bäume und Begleitvegetation außer Kraft setzen, was den stofflichen Eintrag durch die Landwirtschaft begünstigen würde. Infolgedessen könnten die Uferbereiche in Colmnitz und Peickwitz das auftretende Hochwasser nicht vollständig ausgleichen, was die Überschwemmung der benachbarten Ackerflächen und ein damit verbundener Ausfall der Kulturen bedeuten würde.

Bei KUP_2 bzw. entlang von Ufer_2 sollte bei der Ernte darauf geachtet werden, dass ein bis zwei parallel zulaufende Baumreihen aus der KUP bestehen bleiben, um den kargen Gehölzsaum zu kompensieren. Bei einer stetigen Nicht-Nutzung der Baumreihen, könnte über Jahre hinweg eine ungestörte Sukzession stattfinden, die die Fläche mit Sonderstrukturen (z. B. Totholz, Biotopbäume) anreichern kann. Eine natürliche Strömungsdynamik, wie es an Ufer_1 zu erkennen ist, kann durch den linearen Anbau allerdings nicht erreicht werden. Im Umkehrschluss bedeutet das, dass KUP die Funktionen von Gewässerrandstreifen nicht vollumfänglich übernehmen können und somit nicht als Ersatz von natürlicher Ufervegetation dienen. Im Falle von Ufer_2 sollten die Dringlichkeit von ingenieurbiologischen Renaturierungsmaßnahmen diskutiert werden. Demnach könnte entlang des Mühlengrabens eine Pflanzung von standortstypischen Baumgattungen (z. B. *Alnus, Populus* oder *Salix*) erfolgen, wobei eine ausdifferenzierte, gruppenweise Raumstruktur beachtet werden sollte, um eine natürliche Gewässerstruktur und -dynamik zu fördern. Ob hinsichtlich der Pflege- und Erntemaßnahmen ein stimmiges Kosten-Nutzen-Verhältnis bewahrt wird ist in einem Dialog mit den KUP-Betreibern zu klären. Bei einer naturschutzfachlichen Bewertung sollte dieser Aspekt keine nachrangige Rolle spielen. Demnach ist die Erfüllung der ökologischen Funktionen von KUP an die ökonomischen Interessen gebunden. Aus diesem Grund muss ein Gleichgewicht angestrebt werden. Sollten nämlich die

naturschutzfachlichen Anforderungen die wirtschaftlichen Anreize übersteigen, würden sich weniger Landwirte dazu entschließen Energiehölzer auf Kulturflächen anzubauen. In Anbetracht der Ergebnisse wäre dies eine verfehlte Chance für die Aufwertung von Kulturflächen.

Im Vergleich zu den Blühstreifen, weisen KUP zwar eine höhere vertikale Strukturvielfalt (Schichtung, Arten pro Schicht) auf, zeigen jedoch in der Krautschicht eine geringere Artenvielfalt und Ungleichverteilung der Arten, was auf Unterschiede in der Temperatur- und Lichtverfügbarkeit zurückzuführen ist. Die Ergebnisse belegen, dass eine Anlage von Blühstreifen positiv zu bewerten ist. Im Zuge dessen sollte eine Aussaat erfolgen, um den Anteil von heimischen Blühpflanzen zu steigern, um folglich das Insektenaufkommen zu fördern. Anreizsysteme, wie z. B. Förderhilfen, werden zwingend benötigt, um die Bereitschaft der Betreiber zu maximieren. Darüber hinaus sollten die naturschutzfachlichen Vorzüge der Randbereiche ebenfalls bei der Gestaltung von KUP genutzt werden. Zur Orientierung und Abgrenzung der einzelnen Baum- bzw. Sorten-Areale könnte eine Freifläche von mehreren Baumreihen ausgelassen werden, auf der sich Pflanzen auf natürliche Art ansiedeln und ungestört entwickeln können. Insofern würde ein Korridor inmitten der Plantage verlaufen, der beide Randflächen (BS, Ufer) mit der KUP verbindet. Hierbei bedient man sich an den ökologischen Vorteilen des BS, wobei einerseits eine erhöhte Artenvielfalt und Gleichverteilung der Arten angestrebt und andererseits die Wanderung zwischen den Biotopen gefördert wird.

Zur Klärung der zweiten Forschungshypothese wurde die Artenwanderung genauer betrachtet. Auffällig war, dass entlang aller drei Transekte keine Art innerhalb der KUP gefunden wurde, die ihren absoluten Schwerpunkt in Wäldern besitzt (Kategorie 1.1, 1.2). Da ebenfalls im Wald keine bis wenige prozentuale Artanteile und DG dieser Kategorien vertreten waren, sind die Ausbreitungschancen ohnehin als geringfügig einzuschätzen. Anders sah das bei den Arten aus, die nicht an ein Habitat gebunden sind, also mit den standörtlichen Gegebenheiten sowohl des Waldes als auch des Offenlands zurechtkommen. Ihnen gebührt aufgrund dieser Generalisierung sowie der Diasporen-Biologie ein Vorteil gegenüber Waldarten.

Der Samenflug kann über weite Entfernungen erfolgen, da beide Untersuchungsgebiete durch ausgedehnte, strukturarme Umgebungen geprägt sind. Allerdings sollte in

zukünftigen Studien hinsichtlich der anemochoren Ausbreitungsmechanismen untersucht werden, inwieweit die umliegenden Biotope eine mögliche Barriere für die Windausbreitung darstellen. Demnach könnte auf dem Weg zur Plantage bereits eine Auslese stattfinden, wobei die Ausbreitungseinheiten durch die Höhen der Schichten „abgefangen“ und abgelagert werden. Die Höhe des Silphien-Feldes stellt durchaus ein Hindernis für den Samenflug dar. In Peickwitz wurde zwar zum Zeitpunkt der Aufnahmen keine Strauchschicht auf dem Mais-Feld bestimmt, doch nach erfolgtem Massenwachstum kann auch hier eine hinderliche Wirkung diskutiert werden. In diesem Sinne spielt der Zeitpunkt des Samenflugs keine nebensächliche Rolle. Zudem muss bedacht werden, dass KUP ebenfalls eine Windschutzwirkung besitzen, wobei die hohen AZ im Übergangsbereich zur Plantage ein mögliches Indiz darstellen. Der Waldrand wirkt sich sogar im Waldinneren hinderlich auf die Pflanzenausbreitung aus. Zudem würden die Windstärken durch den gestuften Aufbau nicht ausreichen, um die geringen Samenmengen weit genug aus dem Wald zu tragen.

Aufgrund der vielen Einflussfaktoren erscheint die Zoochorie als eine effektivere Ausbreitungsmöglichkeit. Das in verschiedenen Publikationen ein erhöhtes Vogelaufkommen in Plantagen nachgewiesen wurde, kann durch eine subjektive Einschätzung bestätigt werden. Demnach sind die Ausbreitungserfolge von Arten, deren Samen von Vögeln gefressen und ausgeschieden (z. B. *Sambucus nigra*) bzw. verschleppt werden (z. B. *Quercus robur*), als günstig zu beurteilen. Da in Colmnitz durch den natürlichen Uferbereich zusätzliche (Sonder-) Strukturen eingebracht wurden, könnte das erhöhte Vogelaufkommen die strukturreichere Schichtung der Colmnitzer KUP erklären. Dass weniger bis keine Wildtiere in Energieholzplantagen vertreten sind, kann nicht beurteilt werden. Trotzdem wurden exemplarisch Pflanzenarten gefunden, deren Ausbreitung sich auf Waldtiere spezialisiert hat. Vor allem in weitreichenden Kulturlandschaften, die als Nahrungshabitat genutzt werden (z. B. Mais), könnten KUP ein Rückzugsraum darstellen.

Schlussfolgernd betrachtet kann nicht mit Sicherheit behauptet werden, dass KUP zu einem einheitlichen Biotopverbund beitragen. Trotzdem scheinen sie in Hinsicht auf die Weitläufigkeit der anthropogen beeinflussten Ackerlandschaften beider Untersuchungsgebiete kleinflächige Knotenpunkte für die Anreicherung von

Pflanzenvielfalt darzustellen, wobei die besondere Rolle der Randstrukturen nochmals in den Vordergrund gestellt wird. Darüber hinaus sollte der Zeitfaktor nicht außer Acht gelassen werden. Da sich beide KUP in der ersten bzw. zweiten Rotationsphase befanden, also noch nicht lange im Landschaftskontext etabliert sind, ist in den darauffolgenden Jahren mit einer Veränderung der Vegetationsdecke sowie Diasporenbank zurechnen. Zudem sei zu überlegen, ob die Wege, die den Wald von der KUP trennen eine Barriere für die kleinflächige Ausbreitung von Pflanzen darstellen und inwiefern ein ungenutzter Korridor als Verbindungsstück zwischen den Biotopen unterstützend wirken könnte. Um also eine fundierte Aussage über den Biotopverbund treffen zu können, sollten die Wechselbeziehungen zwischen der KUP und dem Umland sowie weitere Faktoren innerhalb der Plantage, wie z. B. die Diasporenbank, über einen längeren Zeitraum beobachtet werden.

# 7. Zusammenfassung

Die Versorgung der Bevölkerung mit agrarwirtschaftlichen Erzeugnissen ist unumgänglich. Demnach ist mehr als die Hälfte der Gesamtbodenfläche in Deutschland, die mit Vegetation bedeckt ist, durch landwirtschaftliche Aktivitäten geprägt. Infolge der Expansion und Intensivierung wurde innerhalb weniger Jahrzehnte ein besorgniserregender Rückgang der floralen Biodiversität verzeichnet. Vielzählige Publikationen berichten, dass Kurzumtriebsplantagen (kurz KUP) das Potenzial besitzen strukturarme Kulturlandschaften aufzuwerten. Die Bewirtschaftungsweise findet erst seit kurzem Zeitraum Anwendung in der Praxis, wobei landwirtschaftliche Flächen mit schnellwachsenden, wiederaustriebfähigen Baumarten bestockt und nach einer Umtriebszeit von maximal 20 Jahren für die energetische Verwertung geerntet werden. Neben den wirtschaftlichen Anreizen erfüllen die Plantagen ökologische Funktionen, die besonders entlang von Fließgewässern zu begrüßen sind, da sie die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einem gewissen Umfang umsetzen können.

In dieser Forschungsarbeit wurde der Einfluss von Kurzumtriebsplantagen (KUP) in strukturarmen Kulturlandschaften und entlang von Fließgewässern untersucht und in einem naturschutzfachlichen Kontext bewertet. Als Untersuchungsgebiete dienten zwei Plantagen im sächsischen Colmnitz bei Klingenberg sowie in Peickwitz in Brandenburg, die von landwirtschaftlichen Anbauflächen umgeben und durch einen Blühstreifen sowie einen Bachlauf abgegrenzt wurden. Vor Ort erfolgten innerhalb der KUP je fünf Vegetationsaufnahmen sowie fünf bzw. sechs Aufnahmen auf dem Feld, dem Blühstreifen sowie dem Ufer, die für die anschließende Analyse als Referenzflächen dienten. Hierbei erfolgte die Einteilung nach Schichten, sodass im Anschluss die Pflanzenarten und Deckungsgrade pro Schicht und Art bestimmt werden konnten. Zusätzlich wurden Höhenmessungen in der Strauch- und Krautschicht sowie der Kronenschlussgrad mittels Fisheye-Fotografie aufgenommen. Des Weiteren wurde erforscht, inwieweit KUP zu einem einheitlichen Biotopverbund beitragen können. Dafür wurden in beiden Untersuchungsgebieten Vegetationsaufnahmen entlang einer Transektlinie durchgeführt, welche ihren Ursprung im nahegelegenen Wald besaß und über Grünland bzw. Randbereiche in die Plantage hineinverlief. In Peickwitz erfolgte eine zusätzliche Transektuntersuchung, die von einem Bahn-Blühstreifen über das Feld in die KUP verlief.

Daraufhin erfolgte eine statistische Auswertung des Datensatzes sowie die Analyse weiterer Parameter wie z. B. der Artenzusammensetzung, Rote-Liste-Vorkommen, Biodiversitäts-Indizes u.v.m. Für die Transektuntersuchungen wurden zusätzliche Recherchen zum Waldbindungstyp durchgeführt, um Ruckschlüsse auf mögliche Wanderungsbewegungen ziehen zu können.

Auf der KUP in Colmnitz wurden verschiedene Sorten der Gattungen *Populus* und *Salix* angebaut. In der Kraut- und Moosschicht dominierten Stickstoffzeiger wie *Brachythecium rutabulum*, *Geum urbanum*, *Poa pratensis, Galium aparine* oder *Urtica dioica*. Das Alter der KUP bedingt aufgrund der hohen Kronenschlussgrad einen ausgeprägten Waldarten-Anteil. Licht gilt hierbei als limitierender Faktor. Folglich lässt sich der hohe prozentuale Anteil von Ruderal- und Ackerarten in Peickwitz durch ein vermindertes Alter erklären. Unter der Baumschicht bestehend aus *Populus trichocarpa* und *Alnus glutinosa*, wurde eine ausgeprägte Dominanz von *Galium aparine* aufgenommen. Die gewichteten Zeigerwertspektren der KUP scheinen einen geeigneten Wuchsstandort auch hinsichtlich ihrer Biologie als Dunkelkeimer darzustellen. Auf dem benachbarten Mais-Feld beschränkte sich die Begleitvegetation auf Einzelexemplare, was auf tiefe Bodenbearbeitungen vor der Aussaat zurückzuführen ist. Da die bodenvorbereitenden Maßnahmen für den Anbau der Durchwachsenen Silphie auf dem Colmnitzer Acker in weniger tiefe Bodenschichten erfolgt, konnte die Krautschicht mittlere Deckungsgrade von circa 30 % erreichen. Auf beiden Feldern wurde die geringste Artenzahl analysiert. Den höchsten Shannon-Index erreichte der Uferbereich entlang des Wiesengrundbachs in Colmnitz, wohingegen der Blühstreifen in Peickwitz die höchste Artenvielfalt und Gleichverteilung der Arten zeigte. Beide Randzonen waren geprägt von Acker-, Ruderal- und Grünlandarten, wobei sich Ufer_1 durch eine vielfältigere Schichtung und standortstypischer Baum- und Pflanzenarten näher an der Naturnähe entwickelt als Ufer_2.

Die Transektuntersuchungen konnten mögliche Wanderungsprozesse aufzeigen. Arten, des geschlossenen Waldes bzw. mit Schwerpunkt auf den Wald konnten nur zu geringen Anteilen und Deckungsgraden im Wald bestimmt werden. In der KUP und entlang der Transektlinie waren sie nicht vertreten. Die Ausbreitungschancen der Waldarten wird

aufgrund der geringen Samenproduktion und abhängiger Faktoren (z. B. Windstärke) allgemein als gering bewertet. Anders sieht das für Arten aus, die nicht ausschließlich an ein Habitat gebunden sind und aufgrund ihrer Diasporen-Biologie einen Vorteil besitzen. Der Ausbreitungserfolg von anemochoren Arten ist in Hinsicht auf die Weitläufigkeit der strukturarmen Kulturlandschaften als günstig zu bewerten. Eine mögliche Barrierewirkung der umliegenden Standorte könnte aufgrund der Höhen pro Schicht diskutiert werden. Für Wildtiere und Vögel würde dies kein Hindernis darstellen bzw. ausdrücklich bevorzugt werden, sodass die Samenausbreitung via Zoochorie effektiv erscheint.

Die Untersuchungen machten deutlich, dass KUP im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Referenzflächen einen Beitrag zur Anreicherung der Strukturvielfalt leisten. Allgemein betrachtet bieten die Plantagen vielversprechende Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung von Fließgewässern in Kulturlandschaften hinsichtlich der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vor allem Uferbereiche, die keine natürliche Vegetations- und Fließdynamik aufweisen, können durchaus von den Strukturen profitieren, wobei weitere Renaturierungsmaßnahmen vor Ort diskutiert werden sollten. Der Blühstreifen kann aufgrund der hohen Artenzahlen sowie der Gleichverteilung der Arten als Sammelpunkt der Artenvielfalt in Kulturlandschaften bezeichnet werden. Im Zusammenspiel mit der KUP kann die Ausbreitung von Pflanzenarten gefördert.

# Literaturverzeichnis

Aas, G. (2006): Die Schwarzpappel (Populus nigra). Zur Biologie einer bedrohten Baumart. In: LWF Wissen (52), S. 7–12.

Akhtar-Schuster, M.; Kloos, J. (2019): Fakten zum IPBES Bericht. Biodiversität und Ökosystemleistungen in Europa und Zentralasien. 2. Auflage. Hg. v. Deutsche IPBES-Koordinierungsstelle. Bonn.

Anders, K.; Fischer, L. (Hg.) (2013): Holzwege in eine neue Landschaft? Perspektiven für holzige Biomasse aus der Sicht von Akteuren; eine kulturwissenschaftliche Studie im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes AgroForNet. Forschungsverbund AgroForNet. Oderaue: Aufland Verl. (Aufland-Lesebuch, 2).

Anderson, M. C. (1964): Studies of the Woodland Light Climate: I. The Photographic Computation of Light Conditions. In: Journal of Ecology 52 (1), S. 27–41.

Archaux, F.; Chevalier, R.; Berthelot, A. (2010): Towards practices favourable to plant diversity in hybrid poplar plantations. In: Forest Ecology and Management 259 (12), S. 2410–2417. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.03.017.

Armstrong, A.; Tubby, I. (2002): Establishment and Management of Short Rotation Coppice. Hg. v. Forest Commission. Forest Research. Edinburgh.

Balzer, F.; Schulz, D. (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Barkmann, J. J.; Doing, H.; Segal, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur Quantitativen Vegetationsanalyse. In: Acta Botanica Neerlandica (13), S. 394–419.

Bartha, D. (2017): Salix viminalis L., 1753. In: B. Stimm, A. Roloff, U. M. Lang und H. Weisberger (Hg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, S. 1–9.

Bärwolff, M.; Reinhold, G.; Fürstenau, C.; Graf, T.; Jung, L.; Vetter, A. (2013): Gewässerrandstreifen als Kurzumtriebsplantagen oder Agroforstsysteme. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (94/2013).

Baum, S.; Weih, M.; Busch, G.; Kroiher, F.; Bolte, A. (2009): The impact of Short Rotation Coppice plantations on phytodiversity. In: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hg.): Landbauforschung. vTI Agriculture and Forestry Reasearch. Unter Mitarbeit von F. Isermeyer. 59. Aufl. Hamburg (3), S. 163–170.

Baum, S. (2012): Phytodiversity in Short Rotation Coppice plantations. Dissertation. Georg-August-Universität, Göttingen. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie.

Baum, S.; Bolte, A.; Weih, M. (2012a): High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. In: Glob. Change Biol. Bioenergy 4 (6), S. 728–738. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2012.01162.x.

Baum, S.; Bolte, A.; Weih, M. (2012b): Short Rotation Coppice (SRC) Plantations Provide Additional Habitats for Vascular Plant Species in Agricultural Mosaic Landscapes. In: Bioenerg. Res. 5 (3), S. 573–583. DOI: 10.1007/s12155-012-9195-1.

Baum, S.; Weih, M.; Bolte, A. (2012c): Stand age characteristics and soil properties affect species composition of vascular plants in short rotation coppice plantations. In: BioRisk (7), S. 51–71. DOI: 10.3897/biorisk.7.2699.

Baum; S.; Weih, M.; Bolte, A. (2013): Floristic diversity in Short Rotation Coppice (SRC)plantations: Comparison between soil seed bank and recent vegetation. In: Appl Agric Forestry Res 63 (3), S. 221–228. DOI: 10.3220/LBF2013221-228.

Baumgärtel, R. (2008): Der Eschen-Ahorn (Acer negundo) am nördlichen Oberrhein. Beitrag zur naturschutzfachlichen Einschätzung eines Neophyten. Frankfurt am Main (Botanik und Naturschutz in Hessen, 21).

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.) (2016): Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen. LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Bosch Druck GmbH (79).

Becker, R.; Röhricht, C.; Ruscher, K.; Jäkel, K. (2014): Schnellwachsende Baumarten im Kurzumtrieb. Anbauempfehlungen. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Dresden.

Bielefeldt, J.; Bolte, A.; Busch, G.; Dohrenbusch, A.; Kroiher, F.; Lamersdorf, N. et al. (2008): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes. 1. Aufl. Hg. v. Naturschutzverbund Deutschland (NABU). Umweltbundesamt; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin.

Biertümpfel, A.; Klinkowski, I. (2019): Silphie-Anbauanleitung-Aussaat-2019-web. Hg. v. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) und N.L. Chrestensen Erfurter Samen- und Pflanzenzucht GmbH. Jena, Erfurt.

Birmele, J.; Kopp, G.; Brodbeck, F.; Konold, W.; Sauter, U. H. (2015): Successional changes of phytodiversity on a short rotation coppice plantation in Oberschwaben, Germany. In: Frontiers in plant science 6 (124), S. 1–8. DOI: 10.3389/fpls.2015.00124.

Brandl, J. (2021): Die Schwarzpappel. Populus nigra L. Wald. Deine Natur. Hg. v. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SDW). Bonn.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Wien.

Bundesamt für Naturschutz (BfN); Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) (Hg.) (2011): Kulturlandschaften gestalten! Zum zukünftigen Umgang mit Transformationsprozessen in der Raum- und Landschaftsplanung.

Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (Hg.) (2020): OLGA - Optimierung der Landnutzung an Gewässern und auf Agrarflächen in der Region Dresden. Unter Mitarbeit von FONA - Forschung für Nachhaltigkeit und Technische Universität Dresden. Bonn.

Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (Hg.) (2022): Stadt-Land-Plus-Projekt OLGA. Online verfügbar unter https://www.projekt-olga.de/, zuletzt geprüft am 22.05.2022 um 14:50 Uhr.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2022): Bienenfreundliche Pflanzen. Das Lexikon für Balkon, Garten und andere Pflanzorte. Berlin.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie - Auf dem Weg zu guten Gewässern. 1. Aufl. Umweltbundesamt. Berlin.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (Hg.) (2015): Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 07. November 2007. 4. Auflage (2).

Burger, F. J. (2004): Energiewälder und Ökologie. Positive Auswirkungen auf Flora, Fauna und Boden. In: LWF aktuell 48, S. 26–27.

Burger, F. J. (2009): Zur Ökologie von Energiewäldern. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege (79), S. 74–80.

Burger, F. J. (2011): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation. Technische Universität München, München.

Burger, F. J.; Schweier, J. (2016): Die Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.): Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen. LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Bosch Druck GmbH (79), S. 73–82.

Butler-Manning, D.; Bemmann, A.; Bredemeier, M.; Lamersdorf, N.; Ammer, C. (Hg.) (2015): Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas: Wiley-VCH Verlag.

Caspari, S.; Dürhammer, O.; Sauer, M.; Schmidt, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: D. Metzing, N. Hofbauer und Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.) (Hg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 70 Bände. Münster: Landwirtschaftsverlag (Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band 7: Pflanzen), S. 361–489.

Cathaia International GmbH & Co. KG (2017): Bodenvorbereitung für die Paulownia Plantage. Zu Beginn alles richtig machen. München, Holm bei Hamburg. Online verfügbar unter https://www.cathaia.com/de/kontakt, zuletzt geprüft am 26.05.2022 um 13:40 Uhr.

Conrad, M.; Biertümpfel, A.; Vetter, A. (2009): Durchwachsene Silphie (Silphium perfoliatum L.) - von der Futterpflanze zum Koferment.

Cunningham; D, M.; Bishop; D, J.; McKay; V, H. et al. (2004): ARBRE Monitoring - Ecology of short rotation coppice. Four year study involving wildlife monitoring of commercial SRC plantations planted on arable land and arable control plots. 04/961.

Czaloun, A. (2012): Nutzung von Kurzumtriebsplantagen durch Vögel - unter besonderer Berücksichtigung saisonaler Aspekte. Diplomarbeit. Universität Wien, Wien.

Dauber, J.; Baum, S.; Masur, D.; Sevke-Masur, K.; Glemnitz, M. (2018): Agrarholzanbau und Biodiversität. In: M. Veste und C. Böhm (Hg.): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 391–432.

Dauber, J.; Jones, M. B.; Stout, J. C. (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. In: GCB Bioenergy 2 (6), S. 289–309. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x.

Delarze, R.; Ciardo, F. (2002): Rote-Liste-Arten in Pappelplantagen. In: Informationsblatt Forschungsbereich Wald Birmendorf (9), S. 3–4.

Dengler, A. (1944): Der Niederwald. In: A. Dengler (Hg.): Waldbau auf auf ökologischer Grundlage. Ein Lehr- und Handbuch. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 496–507.

Dengler, A. (Hg.) (1944): Waldbau auf auf ökologischer Grundlage. Ein Lehr- und Handbuch. Berlin, Heidelberg: Springer.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hg.) (2010): Kurzumtriebsplantagen. Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der

Landwirtschaft. Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS. Unter Mitarbeit von G. Busch und N. Lamersdorf. Osnabrück.

Dierauer, H.; Clerc, M.; Meier, M. (2012): Praxisversuche. Landwirte testen die reduzierte Bodenbearbeitung. In: bioaktuell (5), S. 14–16. DOI: 10.2307/j.ctv2jhjw5h.15.

Drobnik, J.; Finck, P.; Riecken, U. (2013): Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbundes in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn (BfN-Skripten, 346).

Eggenberg, S.; Möhl, A. (2013): Flora Vegetativa : ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. 3. Aufl. Bern: Haupt Natur.

Ellenberg, H.; Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht; 203 Tabellen. Zusatzkapitel. 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer (UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie, 8104).

Ellenberg. H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 18 Bände: Scripta Geobotanica.

Entrup, N. L.; Breitschuh, T.; Meßner, H. (2011): Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe mit Maisanbau. Hg. v. Deutsches Msiskomitee e.V. (DMK). Bonn.

Ernst, V. (2003): Zur Diversität von Galium aparine L.-Herkünften. Dissertation. Universität Hohenheim, Hohenheim. Institut für Phytomedizin.

Europäisches Parlament; Europäischer Rat (22.12.2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften.

European Environment Agency (EEA) (2020): State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. 10. Aufl. Kopenhagen.

Ewald, J. (2003): The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. In: Basic and Applied Ecology 4 (6), S. 507–513.

Feit, U.; Korn, H. (2013): Treffpunkt biologische Vielfalt XII. Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 20. - 24. August 2012. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm. Bonn (BfN-Skripten).

Feldwisch, N. (2011): Umweltgerechter Anbau von Energiepflanzen. Rahmenbedingungen und Strategien für einen an Umweltaspekten ausgerichteten Anbau der für Sachsen relevanten Energiepflanzen (Schriftenreihe des LfULG, Heft 43).

Fleischhauer, S. G.; Spiegelberger, R.; Gassner, C. (2017): Blatt für Blatt. Über 800 Pflanzen nach Blattformen und Blüten einfach bestimmen. Arau, München: AT Verlag.

Frahm, J.-P. (2001): Biologie der Moose. Berlin, Bonn: Springer Spektrum.

Frey, W.; Lösch, R. (2010): Geobotanik. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Fry, D.; Slater, F. (2009): The biodiversity of short rotation willow coppice in the Welsh landscape. Cardiff University; Llysdinam Field Centre. Cardiff.

Fürstenau, C.; Harzendorf, D. (2016): KUP am Fließgewässer. Streifenförmiger Anbau schnellwachsender Bäume entlang eines Fließgewässers zur Vermeidung von

Stoffeinträgen. Endbericht. Hg. v. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL). Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.

Grahmann, R. (1929): Blatt Colmnitz. Erläuterungen zur Geologischen Karte von Sachsen im Maßstab 1 : 25000. von K. Dalmer. 7 Bände. Leipzig (Blatt Colmnitz).

Grigal, D. F.; Berguson, W. E. (1998): Soil carbon changes associated with short-rotation systems. In: Biomass and Bioenergy 14 (4), S. 371–377.

Gustafsson, L. (1987): Plant conservation aspects of energy forestry — A new type of land use in Sweden. In: Forest Ecology and Management 21 (21), S. 141–161. DOI: 10.1016/0378-1127(87)90078-8.

Hahn, A. (2022): Kommunikationsstrategie. Technische Universität Dresden; Umweltzentrum Dresden; Biomasse Schraden e.V. Dresden.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In: Palaeontologia Electronica 4 (1), S. 1–9. Online verfügbar unter http://palaeo-electronica.org/2001 1/past/issue1 01.htm.

Hampicke, U.; Böcker, R.; Konold, W. (Hg.) (2014): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Wiley-VCH Verlag; Wiley.

Heiland, S. (Hg.) (2019): Kurzumtriebsplantagen - Planung, Anlage und Bewirtschaftung. Unter Mitarbeit von A. Gyimóthy, A. Gathof und J. Schumacher. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Berlin (Klima- und Naturschutz: Hand in Hand - Ein Handbuch für Kommunen, Regionen, Klimaschutzbeauftrage, Energie-, Stadt- und Landschaftsplanungsbüros, Heft 7).

Heilmann, B.; Makeschin, F.; Rehfuess, K. E. (1995): Vegetationskundliche Untersuchungen auf einer Schnellwuchsplantage mit Pappeln und Weiden nach Ackernutzung. In: Forstw Cbl 114 (1), S. 16–29. DOI: 10.1007/BF02742208.

Heinken, T.; Hanspach, H.; Schaumann, F. (2001): Welche Rolle spielt die endozoochore Ausbreitung von Pflanzen durch wildlebende Säugetiere? Untersuchungen in zwei brandenburgischen Waldgebieten. In: Hercynia N. F. 34, S. 237–259.

Heinken, T.; Raudnitschka, D. (2002): Do Wild Ungulates Contribute to the Dispersal of Vascular Plants in Central European Forests by Epizoochory? A Case Study in NE Germany // Do Wild Ungulates Contribute to the Dispersal of Vascular Plants in Central European Forests by Epizoochory? A Case Study in NE Germany. Tragt Schalenwild durch Epizoochorie zur Ausbreitung von Gefasspflanzen in mitteleuropaischen Waldern bei? Eine Fallstudie aus Nordostdeutschland. In: Forstw Cbl 121 (4), S. 179–194. DOI: 10.1046/j.1439-0337.2002.02029.x.

Helfrich-Hau, T. (2014): Multifunktionalität von Niederwäldern in Rheinland-Pfalz: Aspekte des Naturschutzes und des Tourismus. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Freiburg im Breisgau. Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen.

Hennemann-Kreikenbohm, I.; Jennemann, L.; Kinast, P.; Peters, W.; Schöne, F. (2015): Naturverträgliche Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). Hg. v. NABU-Bundesverband und Bosch und Partner GmbH. Bundesamt für Naturschutz (BfN); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin.

Hennemann-Kreikenbohm, I.; Jennemann, L.; Peters, W. (o.J.): Naturschutzfachliche Anforderungen für Kurzumtriebsplantagen. Berlin, S. 1–7.

Hennemann-Kreikenbohm, I.; Jennemann, L.; Peters, W.; Schneider, G (2014): Maßnahmen zur naturschutzfachlichen Aufwertung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). 1. Aufl. Hg. v. Naturschutzverbund Deutschland (NABU) und Bosch und Partner GmbH. Berlin.

Herdt, T.; Friske, V.; Nickel, E.; Barz, H. P.; Hämmerle, K.; Schaber-Schoor, G. et al. (2007): Gehölze an Fließgewässern. Hg. v. Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe.

Hildebrandt, C.; Ammermann, K. (2012): Energieholzanbau auf landwirtschaftlichen Flächen. Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf Naturhaushalt, Landschaftsbild und biologische Vielfalt. Anbauanforderungen und Empfehlungen des Bundesamt für Naturschutz. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Leipzig.

Hildmann, C.; Kühning, W.; Scheurlen, K. (2010): BUND-Position: Kurzumtriebsplantagen für die Energieholzgewinnung. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. Berlin.

Hübner, R.; Zehlius-Eckert, W.; Augenstein, I. (2021): Agroforst und Landschaftsbild. - Teil 2: Expertensicht - Expertenbasierte Bewertung der visuellen Auswirkungen nach der Methode Wöbse. Technische Universität München; Innovationsgruppe Aufwerten. Freising (Loseblatt Nr. 16).

Janßen, A.; Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2011): Biodiversität in Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen im Vergleich zu anderen energetischen Biomassepfaden. Kurzstellungnahme des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Bonn.

Jany, A.; Geitz, P. (2013): Ingenieurbiologische Bauweisen an Fließgewässern, Teil 1. Leitfaden für die Praxis. Hg. v. Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH (WBW) und Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe.

Jedicke, E. (2015): Biotopverbund zwischen Soll und Haben. Bilanz und Ausblick aus bundesweiter Sicht. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (8/9), S. 233–240.

Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hg.) (2009): Landbauforschung. vTI Agriculture and Forestry Reasearch. Unter Mitarbeit von F. Isermeyer. 59. Aufl. Hamburg (3).

Jorgensen, S. V.; Fath, B. (Hg.) (2008): Encyclopedia of Ecology. Oxford: Elsevier.

Kail, J.; Palt, M.; Hund, K.; Olberg, S.; Hering, D.; Jünger, W. (2022): Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasserrahmenrichtlinie. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (Schriftenreihe des LfULG, 12).

Kainz, C.; Marbach, B. (2002): Moose, Farne und Flechten : häufige und auffällige Arten erkennen und bestimmen. München: BLV Naturführer.

Kleinbauer, I.; Dullinger, S.; Klingenstein, F.; May, R.; Nehring, S.; Essl, F. (2010a): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefässpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Umweltbundesamt. Bonn (BfN-Skripten, 275).

Kleinbauer, I.; Dullinger, S.; Klingenstein, F.; May, R.; Nehring, S.; Essl, F. (2010b): Das Ausbreitungspotenzial von Neophyten unter Klimawandel - viele Gewinner, wenige Verlierer? In: W. Rabitsch und F. Essl (Hg.): Aliens. Neobiota und Klimawandel - eine verhängnisvolle Affäre? Weitra, S. 27–43.

Kroiher, F.; Baum, S.; Bolte, A. (2010): Pflanzenvielfalt. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hg.): Kurzumtriebsplantagen. Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft. Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS. Unter Mitarbeit von G. Busch und N. Lamersdorf. Osnabrück, S. 26–31.

Kull, U. (1993): Ausbreitungsmechanismen. Hg. v. Universität Stuttgart. Online verfügbar unter https://elib.uni-stuttgart.de/bitstream/11682/2316/1/kul125.pdf, zuletzt geprüft am 15.12.2022 um 11:30 Uhr.

Landschaftsbetrieb Domin (o.J.): Domin's Hof. online, Webseite. Online verfügbar unter https://www.landwirt-domin.de, zuletzt geprüft am 17.05.2022 um 12:00 Uhr.

Lasch, P.; Kollas, C.; Rock, J.; Suckow, F. (2010): Potentials and impacts of short-rotation coppice plantation with aspen in Eastern Germany under conditions of climate change. In: Reg Environ Change 10 (2), S. 83–94. DOI: 10.1007/s10113-009-0095-7.

Lauterbach, D.; Nehring, S. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung Epilobium ciliatum – Drüsiges Weidenröschen. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn.

Lhotská, M. (1975): Beitrag zur Terminologie der Diasporologie. In: Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 10 (1), S. 105–108. Online verfügbar unter https://www.jstor.org/stable/4179844.

Löffler, B.; Schimkat, J.; Lorenz, J.; Stolzenburg, U.; Muster, C. (2016): Kurzumtriebsplantagen im Flächen- und Streifenanbau. Dresden (Schriftenreihe des LfULG, 16).

Ludwig, G.; Haupt, H.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M. (2006): Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn (BfN-Skripten, 191).

Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.) (Hg.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 70 Bände. Münster: Landwirtschaftsverlag (Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band &: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyzeten).

McBride, M.; Hession, W. C.; Rizzo, D. M. (2010): Riparian reforestation and channel change: How long does it take? In: Geomorphology 116 (3-4), S. 330–340. DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.11.014.

Metzing, D.; Garve, E.; Matzke-Hajek, G.; Adler, J.; Bleeker, W.; Breunig, T. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Trachaeophyta) Deutschlands. In: D. Metzing, N. Hofbauer und Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.) (Hg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 70 Bände. Münster: Landwirtschaftsverlag (Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band 7: Pflanzen), S. 13–358.

Metzing, D.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.) (Hg.) (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 70 Bände. Münster: Landwirtschaftsverlag (Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band 7: Pflanzen).

Mewes, M.; Strahmer, J.; Reinhardt, T.; Skowronek, S. (2020): Insektenschutz in der Kommune. Hg. v. Deutscher Städte- und Gemeindebund (DStGB) und Bundesamt für Naturschutz (BfN). Burgwedel (Dokumentation, Nr. 155).

Michler, B.; Fischer, H. S.; Burger, F. (2016): Pflanzenvielfalt in Kurzumtriebsplantagen. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.): Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen. LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Bosch Druck GmbH (79), S. 61–72.

Müller-Kroehling, S. (2016): Biodiversitätsfunktionen und -potenzial von Kurzumtriebsplantagen. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.): Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen. LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Bosch Druck GmbH (79), S. 7–12.

Müller-Schneider, P.; Lhotská, M. (1971): Zur Terminologie der Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen. In: Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 6 (4), S. 407–417. Online verfügbar unter https://www.jstor.org/stable/4179647.

Nehring, S.; Skowronek, S. (2017): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. Erste Fortschreibung 2017. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn (BfN-Skripten, 471).

Neubert, P. F.; Boll, T.; Zimmermann, K.; Bergfeld, A. (2013): Chancen und Hemmnisse von Kurzumtriebsplantagen. Online-Umfrage unter Praktikern. In: AFZ-DerWald (4), S. 4–6.

Neuner, J.; Burger, F. (2015): KUP auf Grünland - wie geht das? LWF und LfL testen Anbauvarianten schnellwachsender Baumarten auf Grünland. In: LWF aktuell (105), S. 8–10.

Niggemann, M. (2009): Modelling dispersal in plants. Dissertation. Philipps-Universität Marburg, Marburg, zuletzt geprüft am 15.12.2022 um 12:00 Uhr.

Peratoner, G.; Pötsch, E. M. (2015): Erhebungsmethoden des Pflanzenbestandes im Grünland. 20. Alpenländisches Expertenforum. Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau; Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft. Raumberg-Gumpenstein (Bericht über das 20. Alpenländische Expertenforum zum Thema Bedeutung und Funktionen des Pflanzenbestandes im Grünland).

Pietzarka, U.; Roloff, A. (2014): Alnus glutinosa (L.) Gaertn., 1790. In: B. Stimm, A. Roloff, U. M. Lang und H. Weisberger (Hg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, S. 1–16.

Pöltl, Martina; Berg, Christian (Hg.) (2016): Vegetationskundliche Untersuchung von Kurzumtriebsplantagen (KUP) bestockt Populus x canadensis im südoststeirischen Alpenvorland. Graz (Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark, 146).

R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. Version 4.0.3. Wien: R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter http://www.r-project.org/index.html.

R Studio Team (2020): RStudio: Integrated Development for R. Version 2022.7.1.554. PBC, Boston, MA. Online verfügbar unter http://www.rstudio.com/.

Rabitsch, W.; Essl, F. (Hg.) (2010b): Aliens. Neobiota und Klimawandel - eine verhängnisvolle Affäre? Weitra.

Reeg, T.; Bemmann, A.; Konold, W.; Murach, D.; Spiecker, H. (Hg.) (2009): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Weinheim: Wiley-VCH.

Riecken, U. (2014): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen. In: U. Hampicke, R. Böcker und W. Konold (Hg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Wiley-VCH Verlag; Wiley, S. 1–16.

Riecken, U.; Ries, U.; Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege und Naturschutz (41).

Ristow, M.; Kummer, V.; Rätzel, S.; Zimmermann, F. (2006): Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs (und Berlins). 15. Aufl. Landesumweltamt Brandenburg (Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 4).

Rommelfanger, E.; Köhler, W.: Verknüpfung von Standortdaten und Vegetationsmodellen über die Zeigerwerte nach Ellenberg. In: Operations Research Proceedings 2005, S. 400–407. DOI: 10.1007/3-540-27679-3_50.

Rothmaler, W.; Jäger, E. J.; Müller, F.; Ritz, C.; Welk, E.; Wesche, K. (2011): Exkursionsflora von Deutschland Gefäßpflanzen: Atlasband : mit 3000 abgebildeten Arten. 13. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum; Spektrum Akademischer Verlag.

Rowe, R. L.; Hanley, M. E.; Goulson, D.; Clarke, D. J.; Doncaster, C. P.; Taylor, G. (2011): Potential benefits of commercial willow Short Rotation Coppice (SRC) for farm-scale plant and invertebrate communities in the agri-environment. In: Biomass and Bioenergy 35 (1), S. 325–336. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.08.046.

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfULG) (Hg.) (2008): Rote Liste Moose Sachsens. Naturschutz und Landschaftspflege. 2. Aufl. Das Lebensministerium. Dresden.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (Hg.) (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens. Farn- und Samenpflanzen. Dresden.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (o.J.): Rogers Kapuzenmoos (Orthotrichum rogeri). FFH-Art 1387. Unter Mitarbeit von S. Uhlemann. Referat 62: Artenschutz. Online verfügbar unter https://www.natura2000.sachsen.de/rogers-kapuzenmoos-orthotrichum-rogeri-22499.html, zuletzt geprüft am 08.11.2022 um 12:15 Uhr.

Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K. A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. In: Biological Conservation 232, S. 8–27. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.020.

Schirmer, R. (2009): Zum Vermehrungsgut von Schwarzpappel (Populus nigra L.) und ihrer Hybridformen. In: LWF Wissen 52, S. 51–55.

Schmidt, M.; Kriebitzsch, W.-U.; Ewald, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn (BfN-Skripten, 299).

Schmidt, P. A.; Glaser, T. (2009): Kurzumtriebsplantagen aus Sicht des Naturschutzes. In: T. Reeg, A. Bemmann, W. Konold, D. Murach und H. Spiecker (Hg.): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Weinheim: Wiley-VCH, S. 161–170.

Scholz, H. (1997): Reviewed Work: Wörterbuch der Botanik. Morphologie, Anatomie, Taxonomie, Evolution. Die Termini in ihrem historischen Zusammenhang by Gerhardt Wagenitz. In: Willdenowia Bd. 27 (1/2), S. 301–306.

Schulz, V.; Gauder, M.; Seidl, F.; Nerlich, K.; Claupein, W.; Graeff-Hönninger, S. (2016): Impact of different establishment methods in terms of tillage and weed management systems on biomass production of willow grown as short rotation coppice. In: Biomass and Bioenergy 85, S. 327–334. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.12.017.

Schumacher, W. (2000): Was will der Naturschutz und was sind Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege? In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege (71), S. 19–23.

Schume, H. (1998): Kombinierte Auswertung von standortsund vegetationskundlichen Daten an den Grundrasterpunkten des Integrated Monitoring Standortes Zöbelboden. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien (Integrated Monitoring Serie).

Schütt, P.; Lang, U. M. (2014): Prunus padus LINNÉ, 1753. In: B. Stimm, A. Roloff, U. M. Lang und H. Weisberger (Hg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, S. 1–8.

Simmel, J.; Ahrens, M.; Poschlod, P. (2021): Ellenberg N values of bryophytes in Central Europe. In: Journal of Vegetation Science 32 (1). DOI: 10.1111/jvs.12957.

Simons, D.; Bairlein, F. (1990): Neue Aspekte zur zugzeitlichen Frugivorie der Gartengrasmücke (Sylvia borin). In: Journal für Ornithologie 131 (4), S. 381–401. DOI: 10.1007/BF01639815.

Somerfield, P. J.; Clarke, K. R.; Warwick, R. M. (2008): Simpson Index. In: S. V. Jorgensen und B. Fath (Hg.): Encyclopedia of Ecology. Oxford: Elsevier, S. 3252–3255.

Souch, C. A.; Stephens, W. (1998): Growth, productivity and water use in three hybrid poplar clones. In: Tree physiology 18 (12), S. 829–835. DOI: 10.1093/treephys/18.12.829.

Stadt-Land-Plus (2023, 13.01.): OLGA. Optimierung der Landnutzung an Gewässern und auf Agrarflächen in der Region Dresden. Unter Mitarbeit von A. Hahn. Dresden. Online verfügbar unter https://www.zukunftsstadt-stadtlandplus.de/olga.html, zuletzt geprüft am 13.01.2023.

Starfinger, U.; Kowarik, I. (2003): Acer negundo. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Online verfügbar unter https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/acer-negundo.html, zuletzt aktualisiert am 02.08.2011, zuletzt geprüft am 14.12.2022.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2022): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Fachserie 3 Reihe 5.1.

Stimm, B.; Roloff, A.; Lang, U. M.; Weisberger, H. (Hg.) (2014): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.

Stimm, B.; Roloff, A.; Lang, U. M.; Weisberger, H. (Hg.) (2017): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.

Stommel, C.; Becker, N.; Muchow, T. (2019): Maßnahmen- und Artensteckbriefe zur Förderung der Vielfalt typischer Arten und Lebensräume der Agrarlandschaft. Abschlussbericht zum DBU-Projekt 91017/19. Hg. v. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). Stiftung Rheinische Kulturlandschaft (SRK).

Stowasserplan GmbH & Co. KG (o.J.): Referenzprojekt. Renaturierung Wiesengrundbach und Anlage Laichgewässer. Radebeul.

Strohm, K.; Schweinle, J.; Liesebach, M.; Osterburg, B.; Rödl, A.; Baum, S. et al. (2012): Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. In: Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie (06), S. 1–90.

Suchomel, C.; Konold, W.; Helfrich, T. (2014): Niederwald. In: U. Hampicke, R. Böcker und W. Konold (Hg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Wiley-VCH Verlag; Wiley.

Thomas Domin (2021Uhr): Sortenwahl in Peickwitzer KUP. Radebeul, Peickwitz, 29.07.2021Uhr. E-Mail an Julia Anika Stuhlberg.

Tichý, L. (2019): Gap Light Analysis Mobile App (GLAMA application). Version 1.3. Brno: Dept. of Botany an Zoology Masaryk University, zuletzt geprüft am 15.11.2022.

Tröger, M.; Denner, M.; Glaser, T. (2014): Kurzumtriebsplantagen im Einklang mit dem Naturschutz. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden (7/2014).

Unseld, R.; Seidl, F.; Nahm, M.; Karopka, M.; Zürcher, A.; Möndel, A. (2014): Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsflächen in Baden-Württemberg. Eine praxisorientierte Handreichung. 4. Aufl. Hg. v. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ). Stuttgart.

Vanbeveren, S. P.P.; Ceulemans, R. (2019): Biodiversity in short-rotation coppice. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 111, S. 34–43. DOI: 10.1016/j.rser.2019.05.012.

Veste, M.; Böhm, C. (Hg.) (2018): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

Wamelink, G.W.W.; Joosten, V.; Dobben, H. F.; Berendse, F. (2002): Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. In: Journal of Vegetation Science 13 (2), S. 269–278.

Weih, M.; Karacic, A.; Munkert, H.; Verwijst, T.; Diekmann, M. (2003): Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). In: Basic and Applied Ecology 4 (2), S. 149–156. DOI: 10.1078/1439-1791-00157.

Weisberger, H. (2014): Populus trichocarpa Torr. et A. Gray ex Hook., 1852. In: B. Stimm, A. Roloff, U. M. Lang und H. Weisberger (Hg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, S. 1–16.

Wendel, U. (2011): Sortengarten am Weidegut Colmnitz. Bericht zu Ernte und Ertragsmessung März 2011. Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung: Investition in Ihre Zukunft. Freiberg.

Wilhelm, E. G.; Nych, F.; Schmidt, P. A.; Winter, S. (2015): Synergies and Conflicts between an Increasingly Widespread Cultivation of Short Rotation Coppice and Nature Conservation at the Landscape Level. In: D. Butler-Manning, A. Bemmann, M. Bredemeier, N. Lamersdorf und C. Ammer (Hg.): Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas: Wiley-VCH Verlag, S. 79–96.

Wilmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. 6. Aufl. Wiesbaden: Quelle & Meyer.

Wirth, V.; Hauck, M.; Brackel, W. von; Cezanne, R.; Bruyn, U. de; Dürhammer, O. et al. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. In: G. Ludwig und Matzke-Hajek, G. (Red.) (Hg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 70 Bände. Münster: Landwirtschaftsverlag (Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band &: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyzeten), S. 7–122.

Wöllecke, J.; Elmer, M. (2008): Entwicklung biologischer Vielfalt in einer sich verändernden Agrarlandschaft. In: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bonn (BfN-Skripten, 243), S. 35–40.

Wombatica Software (2014): Fisheye Lens Pro. Version 2.0.2. Helsinki.

Zacios, M.; Kozák, J.; Wöllhaf, S.; Zimmermann, L. (2015): Gewässer- und Bodenschutz mit KUP. Das Beispiel Kaufering zeigt: Kurzumtriebsplantagen reduzieren Stoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer und schonen gleichzeitig den Ackerboden. In: LWF aktuell (105), S. 14–19.

Zacios, M.; Niederberger, J.; Seidel, H.; Schulz, C.; Zimmermann, L.; Burger, F. (2012): Hydrologische und ökologische Aspekte bei Kurzumtriebsplantagen. Ökologisch wertvoll: KUPs liefern mehr als nur nachwachsende Energie. In: LWF aktuell (90), S. 21–23.

Zacios, M.; Zimmermann, L. (2016): Hydrologische Aspekte von Pappel-Kurzumtriebsplantagen am Beispiel Kaufering. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.): Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen. LWF Wissen - Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Bosch Druck GmbH (79), S. 13–39.

Zinngrebe, Y.; Pröbstl, F.; Büttner, N.; Marquard, E.; Nöske, N.; Timpte, M. et al. (2021): Strukturelle und inhaltliche Analyse der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „NBS Post 2020 – Konsultationsprozess zur Weiterentwicklung der NBS“ (FKZ: 3519 80 0400). Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn (BfN-Skripten, 619).

## Abbildungsverzeichnis

**Abb. 1:** Untersuchungsgebiet 1 – Kurzumtriebsplantage in Colmnitz bei Klingenberg (Foto: eigene Aufnahme) 15

**Abb. 2:** Untersuchungsgebiet 2 – Kurzumtriebsplantage in Peickwitz bei Senftenberg (Foto: eigene Aufnahme) 16

**Abb. 3:** Beispiel einer Aufnahmefläche auf dem Peickwitzer Feld (Foto: eigene Aufnahme) 19

**Abb. 4:** Skizzenhafte Darstellung der Transekt-Anlage (Kreis) entlang der Transektlinie (Pfeil), eigene Darstellung) 20

**Abb. 5:** Übersicht der Gesamtartenzahl auf den Standorten Blühstreifen (BS), Feld, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Ufer in Colmnitz 30

**Abb. 6:** Übersicht der Gesamtartenzahl auf den Standorten Blühstreifen (BS), Feld, Kurzumtriebsplantage (KUP) und Ufer in Peickwitz 30

**Abb. 7:** Höhen der Strauchschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Colmnitz 40

**Abb. 8:** Höhen der Krautschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Colmnitz 40

**Abb. 9:** Höhen der Strauchschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Peickwitz 41

**Abb. 10:** Höhen der Krautschicht in Zentimetern [cm] mit Mittelwert und Wertebereich pro Biotop in Peickwitz 41

## Tabellenverzeichnis

**Tab. 1:** Standorte und Größe der Vegetationsaufnahmen [in $m^2$] in den Untersuchungsgebieten Colmnitz und Peickwitz 18

**Tab. 2**: Mittlerer Deckungsgrad (mittl. DG) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung) 28

**Tab. 3:** Mittlere Artenzahl (mittl. AZ) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung) 31

**Tab. 4:** Mittlere, gewichtete Zeigerwerte (mittl., gew. ZW) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Zeigerwert und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: m – mittlere, L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, K – Kontinentalität, F – Feuchtezahl, R – Reaktionszahl, N – Nährstoffzahl 32

**Tab. 5:** Mittlere, prozentuale Artanteile des Biotoptyps (mittl., proz. Artanteile des BT) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Biotoptyp und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: A – Äcker, Gärten, Weinberge; F – Fließ- und Standgewässer, einschl. Röhrichte; G – feuchte bis frische Grünländer; H – Hoch- und Zwischenmoore; N – Niedermoore, einschl. Nasswiesen; R – Ruderalfluren; S – Säume, Hecken, Steinrücken; T – Mager- und Trockenrasen, einschl. Felsfluren; W – Wälder, Feldgehölze; k. A. – k keine Angabe 33

**Tab. 6:** Mittlere, prozentuale Artanteile der Lebensform (mittl., proz. Artanteile des LF) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Lebensform und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: A – Hydrophyt; C – krautiger Chamaephyt; G – Geophyt; H – Hemikryptophyt; N – Nanophanerophyt; P – Phanerophyt; T – Therophyt; T – holziger Chamaephyt; k. A. – keine Angabe 34

**Tab. 7:** Mittlere, prozentuale Artanteile des Rote-Liste- Status und -Kategorie (mittl., proz. Artanteile des RL-Status u. -Kategorie) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, RL-Status u. -Kategorie sowie Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant) 35

**Tab. 8:** Mittlere Biodiversitäts-Indizes (mittl. BD-Indizes) und Standardfehler (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht, BD-Indizes sowie Biotop

getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung) 37

**Tab. 9:** Kronenschlussgrad (Canopy Cover) und Modifizierter Kronenschlussgrad (Modif. Canopy Cover) in Prozent [%] pro Untersuchungsgebiet und Biotop der Aufnahmefläche 39

**Tab. 10:** Mittlere Höhe der Strauch- und Krautschicht in Zentimetern [cm] und mit Standardfehlern (SF) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Schicht und Biotop getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant) 40

**Tab. 11:** Bezeichnung der Transektuntersuchungen und Einteilung sowie Beschreibung der Aufnahmeflächen entlang des Transekts pro Untersuchungsgebiet 42

## Anhangsverzeichnis

**Anhang 1:** Sortenspektrum der Kurzumtriebsplantagen) ..... II

**Anhang 2:** Artenzusammensetzung in Colmnitz ..... III

**Anhang 3:** Artenzusammensetzung in Peickwitz ..... VI

**Anhang 4:** Deckungsgrade der Transektflächen ..... VIII

**Anhang 5:** Artenzusammensetzung des Wald-KUP-Transekts Colmnitz ..... IX

**Anhang 6:** Artenzusammensetzung des Wald-KUP-Transekts Peickwitz ..... X

**Anhang 7:** Artenzusammensetzung des Bahn-KUP-Transekts Peickwitz ..... XII

**Anhang 8**: Artenzahlen der Transekte ..... XIII

**Anhang 9:** Mittlere, gewichtete Zeigerwerte der Transekte ..... XIV

**Anhang 10:** Prozentualer Anteil der Biotoptypen der Transekte ..... XV

**Anhang 11:** Prozentualer Anteil der Waldbindungstypen der Transekte ..... XVI

**Anhang 12:** Prozentualer Anteil der Lebensformen der Transekte ..... XVII

**Anhang 13:** Rote-Liste-Status und -Kategorien der Transekte ..... XVIII

**Anhang 14:** Biodiversitäts-Indizes der Transekte ..... XIX

**Anhang 15:** Kronenschlussgrad auf den Transekten ..... XXI

**Anhang 16**: Verlauf der mittleren Höhen auf dem Wald-KUP-Transekt Colmnitz ..... XXII

**Anhang 17**: Verlauf der mittleren Höhen auf dem Wald-KUP-Transekt Peickwitz ..... XXIII

**Anhang 18:** Verlauf der mittleren Höhen auf dem Bahn-KUP-Transekt Peickwitz ..... XXIV

**Anhang 19:** Mittlere Höhen der Transekte ..... XXV

**Anhang 1:** Sortenspektrum der Kurzumtriebsplantagen nach Untersuchungsgebiet, Gattung und Sortenbezeichnung mit Kreuzungsart getrennt (Quelle: THOMAS DOMIN 29.Juli 2021, WENDEL 2011)

| Untersuchungsgebiet | Gattung | Sortenbezeichnung und Art |
|---|---|---|
| Colmnitz | *Populus* | Max 1, 3, 4 (*Populus maximowiczii* x *P. nigra*)<br>Hybride 275 (P. *maximowiczii* x *P. trichocarpa*)<br>Beaupré (*P. deltoides* x *P. trichocarpa*)<br>Muhle Larson (*P. trichocarpa*)<br>Androscoggin (*P. maximowiczii* x *P. trichocarpa*) |
| | *Salix* | Tordis ((*Salix viminalis* x *S. schwerinii*) x *S. viminalis*)<br>Tora (*S. schwerinii* x *S. viminalis*)<br>Inger (*S. triandra* x *S. viminalis*)<br>Sven (*S. viminalis* x (*S. viminalis* x *S. schwerinii*))<br>Torhild ((*S. viminalis* x *S. schwerinii*) x *S. viminalis*)<br>Jorr (*S. viminalis*) |
| Peickwitz | *Populus* | Fritzi-Pauley (*P. trichocarpa*) |
| | *Alnus* | *Alnus glutinosa* |

**Anhang 2:** Artenzusammensetzung in Colmnitz mit Wissenschaftlichen Artnamen, mittleren Deckungsgraden (mittl. DG) und Standardfehler (SF) in Prozent [%], getrennt nach Schicht und Biotop; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht, M – Moosschicht, F – Flechte

| | | **mittl. DG ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wissenschaftl. Name** | **Schicht** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| *Acer platanoides* L. | B2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,7 ± 1,7 | - |
| *Acer pseudoplatanus* L. | B1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,7 ± 1,7 | - |
| *Acer pseudoplatanus* L. | B2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 3,3 ± 0,1 | - |
| *Acer pseudoplatanus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Aegopodium podagraria* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Aegopodium podagraria* L. | K | 12,6 ± 11,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 13,7 ± 9,2 | * |
| *Agrostis capillaris* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 41,0 ± 13,6 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. | B1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 16,7 ± 10,3 | * |
| *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. | B2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 30,0 ± 19,1 | - |
| *Alopecurus pratensis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Anemone nemorosa* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Angelica sylvestris* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,7 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. Ex. J. Presl & C. Presl | S | 0,0 ± 0,0 | 1,8 ± 0,7 | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,3 | * |
| *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. Ex. J. Presl & C. Presl | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Betula pendula* Roth | B1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 3,3 ± 3,3 | - |
| *Betula pendula* Roth | S | 1,4 ± 1,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) Bruch, Schimp. & W. Guembel | M | 66,0 ± 12,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 30,8 ± 6,4 | * |
| *Bromus hordeaceus* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Bromus hordeaceus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0± 0,0 | - |
| *Calystegia sepium* (L.) R. Br. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Chelidonium majus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,3 | - |
| *Cirsium arvense* (L.) Scop. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Cirsium arvense* (L.) Scop. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Climacium dendroides* (Hedw.) F. Weber & D. Mohr | M | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Crataegus monogyna* Jacq. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Crepis capillaris* (L.) Wallr. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Dactylis glomerata* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 14,1 ± 6,9 | 0,2 ± 0,2 | 0,8 ± 0,8 | * |
| *Dactylis glomerata* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 2,3 ± 1,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H. P. Fuchs | K | 0,4 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Elymus caninus* (L.) L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Elymus caninus* (L.) L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Epilobium angustifolium* (L.) Holub | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Epilobium tetragonum* L. | K | 0,4 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Filipendula ulmaria* (L.) MAXIM. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,5 | - |
| *Fragaria vesca* L. | K | 0,2 ± 0,2 | 3,1 ± 3,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Fraxinus excelsior* L. | S | 12,0 ± 7,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | * |
| *Fraxinus excelsior* L. | K | 3,2 ± 1,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Galeopsis tetrahit* L. | K | 1,2 ± 1,0 | 0,5 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,7 ± 0,7 | - |
| *Galium aparine* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Galium aparine* L. | K | 1,2 ± 1,0 | 9,8 ± 3,3 | 0,2 ± 0,2 | 14,3 ± 5,6 | - |
| *Geranium robertianum* L. | K | 0,3 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 0,4 | * |
| *Geum urbanum* L. | K | 26,6 ± 9,4 | 14,0 ± 5,3 | 3,4 ± 1,1 | 17,5 ± 6,9 | - |
| *Heracleum sphondylium* L. | K | 0,4 ± 0,4 | 0,6 ± 0,6 | 9,5 ± 8,9 | 1,5 ± 1,0 | - |
| *Holcus lanatus* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 3,0 ± 3,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Holcus lanatus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Hypericum perforatum* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,6 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Lactuca serriola* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Lapsana communis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Lapsana communis* L. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Lolium perenne* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Lonicera xylosteum* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,5 | - |
| *Lysimachia nummularia* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 6,7 ± 4,0 | * |
| *Lysimachia vulgaris* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Matricaria chamomilla* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Orthotrichum rogeri* BRID. | M | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Parthenocissus quinquefolia* (L.) PLANCH. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 6,7 ± 6,7 | - |
| *Parthenocissus quinquefolia* (L.) PLANCH. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 4,2 ± 4,2 | - |
| *Phalaris arundinacea* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,7 ± 0,7 | - |
| *Phalaris arundinacea* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,3 | - |
| *Poa palustris* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 2,0 ± 0,9 | * |
| *Poa pratensis* L. | K | 15,0 ± 8,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 3,3 ± 2,1 | - |
| *Poa trivialis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,4 ± 0,9 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Poa trivialis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 11,2 ± 9,7 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Polytrichastrum formosum* (HEDW.) G.L.SM. | M | 0,5 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Populus nigra* L. | B1 | 20,0 ± 20,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Populus trichocarpa* HOOK. | B1 | 20,0 ± 20,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Prunus padus* L. | B2 | 18,0 ± 18,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 16,7 ± 16,7 | - |
| *Prunus padus* L. | S | 12,0 ± 8,7 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 2,0 ± 1,0 | - |
| *Prunus padus* L. | K | 2,4 ± 1,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,3 | - |
| *Quercus robur* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Rubus fruticosus agg.* | S | 1,4 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Rubus fruticosus agg.* | K | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Rubus idaeus* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 5,0 ± 5,0 | - |
| *Rubus idaeus* L. | K | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Rumex obtusifolius* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Rumex obtusifolius* L. | K | 0,5 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Salix viminalis* L. | B1 | 60,0 ± 24,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 30,5 ± 17,1 | * |
| *Salix viminalis* L. | B2 | 2,0 ± 2,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 15,0 ± 15,0 | - |
| *Salix viminalis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Sambucus nigra* L. | B2 | 20,0 ± 20,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Sambucus nigra* L. | S | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Sambucus nigra* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Silphium perfoliatum* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 7,4 ± 3,6 | 96,4 ± 1,8 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Silphium perfoliatum* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | - |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Solidago canadensis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 11,2 ± 11,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Solidago canadensis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 3,2 ± 3,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Stellaria graminea* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Tanacetum vulgare* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Taraxacum officinale agg.* | K | 1,0 ± 1,0 | 2,0 ± 1,5 | 2,8 ± 1,5 | 0,3 ± 0,2 | - |
| *Urtica dioica* L. | S | 1,1 ± 0,6 | 13,4 ± 8,2 | 1,0 ± 1,0 | 15,3 ± 8,6 | - |
| *Urtica dioica* L. | K | 4,2 ± 2,7 | 1,6 ± 0,9 | 0,0 ± 0,0 | 5,2 ± 1,7 | * |
| *Vicia cracca* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Vicia hirsuta* (L.) GRAY | K | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 0,5 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Vicia sepium* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Xanthoria parietina* (L.) TH. FR. | F | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |

**Anhang 3:** Artenzusammensetzung in Peickwitz mit Wissenschaftlichen Artnamen, mittleren Deckungsgraden (mittl. DG) und Standardfehler (SF) in Prozent [%], getrennt nach Schicht und Biotop; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht

| | | **mittl. DG ± SF [%]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wissenschaftl. Name** | **Schicht** | KUP | BS | Feld | Ufer | **p-value** |
| *Acer negundo* L. | S | 3,2 ± 0,8 | 3,2 ± 1,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Acer negundo* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Aegopodium podagraria* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 4,2 ± 4,2 | - |
| *Alnus glutinosa* (L.) GAERTN. | B1 | 40,0 ± 24,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Alnus glutinosa* (L.) GAERTN. | B2 | 20,0 ± 20,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Alopecurus pratensis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Anchusa arvensis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Arrhenatherum elatius* (L.) P. BEAUV. EX. J. PRESL & C. PRESL | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,2 ± 0,5 | * |
| *Arrhenatherum elatius* (L.) P. BEAUV. EX. J. PRESL & C. PRESL | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 5,8 ± 4,9 | - |
| *Artemisia vulgaris* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Artemisia vulgaris* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Berberis vulgaris* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,7 ± 1,7 | - |
| *Bromus inermis* LEYS. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 5,9 ± 4,9 | * |
| *Bromus sterilis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Calamagrostis arundinacea* (L.) ROTH | S | 0,0 ± 0,0 | 11,2 ± 11,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Campanula patula* L. | K | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) MEDIK. | K | 0,0 ± 0,0 | 3,0 ± 1,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Chelidonium majus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Chenopodium album* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 1,0 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Cirsium arvense* (L.) SCOP. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Cirsium arvense* (L.) SCOP. | K | 0,3 ± 0,1 | 0,8 ± 0,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Crataegus monogyna* JACQ. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Crepis capillaris* (L.) WALLR. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Daucus carota* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Daucus carota* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,6 ± 0,6 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Epilobium ciliatum* RAF. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Erigeron annuus* (L.) DESF. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Erigeron annuus* (L.) DESF. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Euonymus europaeus* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 2,0 ± 1,6 | - |
| *Fallopia convolvulus* (L.) Á. LÖVE | K | 0,0 ± 0,0 | 1,4 ± 0,7 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Galeopsis tetrahit* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,9 ± 1,0 | * |
| *Galium aparine* L. | S | 7,6 ± 3,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Galium aparine* L. | K | 69,0 ± 10,0 | 19,2 ± 8,0 | 0,0 ± 0,0 | 9,9 ± 8,0 | * |
| *Galium palustre* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Geranium pusillum* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Holcus lanatus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 1,4 ± 1,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,3 | - |
| *Holcus lanatus* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Holcus mollis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 16,0 ± 9,9 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Juncus effusus* L. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,7 ± 1,7 | - |
| *Kickxia elatine* (L.) DUMORT. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 2,0 ± 2,0 | 0,0 ± 0,0 | - |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Lactuca serriola* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 2,2 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Lamium album* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Lamium purpureum* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Lapsana communis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Linaria vulgaris* MILL. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Lolium perenne* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | - |
| *Lolium perenne* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Luzula pilosa* (L.) WILLD. | K | 0,0 ± 0,0 | 3,0 ± 3,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Matricaria chamomilla* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 2,6 ± 0,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Matricaria chamomilla* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Myosotis arvensis* (L.) HILL | K | 0,8 ± 0,5 | 0,3 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Oxalis dillenii* JACQ. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Papaver dubium* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Phalaris arundinacea* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Phalaris arundinacea* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 11,7 ± 9,8 | - |
| *Phleum pratense* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 7,5 ± 7,5 | - |
| *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX STEUD. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 21,7 ± 13,8 | - |
| *Poa trivialis* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Poa trivialis* L. | K | 3,1 ± 2,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | * |
| *Populus trichocarpa* HOOK. | B1 | 60,0 ± 24,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Prunus domestica* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 5,0 ± 5,0 | - |
| *Prunus domestica* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Prunus padus* L. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Quercus robur* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Ranunculus sceleratus* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Rumex crispus* L. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Sambucus nigra* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Saponaria officinalis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Secale cereale* L. | S | 0,0 ± 0,0 | 13,4 ± 5,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Secale cereale* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 1,6 ± 0,7 | 3,5 ± 0,9 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Silene latifolia* POIR. | S | 0,0 ± 0,0 | 4,0 ± 4,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Silene latifolia* POIR. | K | 0,0 ± 0,0 | 8,9 ± 6,5 | 0,0 ± 0,0 | 0,4 ± 0,3 | * |
| *Solidago canadensis* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,7 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Sorbus aucuparia* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 1,3 ± 0,8 | * |
| *Stellaria media* (L.) VILL. | K | 0,0 ± 0,0 | 3,8 ± 2,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Tanacetum corymbosum* (L.) SCH. BIP. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 4,2 ± 4,2 | - |
| *Taraxacum officinale agg.* | K | 0,4 ± 0,4 | 0,6 ± 0,6 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Thlaspi arvense* L. | K | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Trifolium campestre* SCHREB. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Urtica dioica* L. | S | 8,0 ± 6,8 | 0,2 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 5,0 ± 2,6 | - |
| *Urtica dioica* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Vicia cracca* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,8 ± 0,8 | - |
| *Vicia hirsuta* (L.) GRAY | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Vicia sativa* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,2 | - |
| *Vicia tetrasperma* (L.) SCHREB. | K | 0,0 ± 0,0 | 2,7 ± 1,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | * |
| *Viola arvensis* MURRAY | K | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| *Zea mays* L. | K | 0,0 ± 0,0 | 1,4 ± 1,4 | 34,0 ± 6,8 | 0,0 ± 0,0 | * |

**Anhang 4**: Deckungsgrade in Prozent [%] nach Transekt, Schicht und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt, B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht, M u. F – Moosschicht und Flechten

| | | **Deckungsgrad [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **Schicht** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | 100,0 | - |
| | B2 | 0,0 | 100,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | - |
| | S | 95,0 | 55,0 | 95,0 | 85,0 | 25,0 | - |
| | K | 60,0 | 15,0 | 55,0 | 60,0 | 10,0 | - |
| | M u. F | 60,0 | 70,0 | 1,0 | 10,0 | 15,0 | - |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | - |
| | B2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | S | 0,0 | 95,0 | 0,0 | 90,0 | 30,0 | - |
| | K | 40,0 | 50,0 | 100,0 | 30,0 | 70,0 | - |
| | M u. F | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | B2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | S | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | - |
| | K | 100,0 | 35,0 | 35,0 | 80,0 | 50,0 | - |
| | M u. F | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |

**Anhang 5**: Artenzusammensetzung auf dem Wald-KUP-Transekt in Colmnitz mit Wissenschaftlichen Artnamen und Deckungsgraden in Prozent [%], getrennt nach Schicht und Transektfläche; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht, M – Moosschicht, F – Flechte

| | | **Deckungsgrad [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wissenschaftl. Name** | **Schicht** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| *Alopecurus pratensis* L. | K | 0,0 | 0,0 | 15,0 | 20,0 | 0,0 | - |
| *Anemone nemorosa* L. | K | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Brachythecium rutabulum* (HEDW.) BRUCH, SCHIMP. & W. GUEMBEL | M | 60,0 | 70,0 | 1,0 | 10,0 | 15,0 | - |
| *Filipendula ulmaria* (L.) MAXIM. | S | 15,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Filipendula ulmaria* (L.) MAXIM. | K | 8,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Galeopsis tetrahit* L. | K | 0,0 | 0,0 | 5,0 | 1,0 | 1,0 | - |
| *Galium aparine* L. | K | 5,0 | 5,0 | 25,0 | 30,0 | 2,0 | - |
| *Geum urbanum* L. | K | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,1 | 9,0 | - |
| *Heracleum sphondylium* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Lonicera xylosteum* L. | S | 0,0 | 25,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Lysimachia nummularia* L. | K | 0,0 | 0,0 | 8,0 | 4,0 | 0,0 | - |
| *Poa pratensis* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| *Poa trivialis* L. | K | 45,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rubus idaeus* L. | S | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rubus idaeus* L. | K | 0,0 | 3,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| *Salix viminalis* L. | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | 100,0 | - |
| *Sambucus nigra* L. | B2 | 0,0 | 100,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | - |
| *Urtica dioica* L. | S | 80,0 | 30,0 | 60,0 | 70,0 | 25,0 | - |
| *Urtica dioica* L. | K | 0,0 | 5,0 | 2,0 | 2,0 | 0,0 | - |

**Anhang 6**: Artenzusammensetzung auf dem Wald-KUP-Transekt in Peickwitz mit Wissenschaftlichen Artnamen und Deckungsgraden in Prozent [%], getrennt nach Schicht und Transektfläche; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht

| | | **Deckungsgrad [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wissenschaftl. Name** | **Schicht** | Wald | Waldrand | Grün-streifen | Blüh-streifen | KUP | **p-value** |
| *Achillea millefolium* L. | K | 0,0 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Agrostis stolonifera* L. | K | 0,0 | 30,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Alnus glutinosa* (L.) GAERTN. | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | - |
| *Brachypodium sylvaticum* (HUDS.) P.BEAUV. | K | 0,0 | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Chenopodium album* L. | K | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Crataegus monogyna* JACQ. | K | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Erigeron annuus* (L.) DESF. | S | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 30,0 | - |
| *Fallopia convolvulus* (L.) Á. LÖVE | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | - |
| *Galium aparine* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 15,0 | 30,0 | - |
| *Geranium pusillum* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| *Holcus lanatus* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 15,0 | - |
| *Lamium purpureum* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| *Lolium perenne* L. | S | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 90,0 | 0,0 | - |
| *Lolium perenne* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 25,0 | - |
| *Luzula pilosa* (L.) WILLD. | K | 0,0 | 0,0 | 60,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Lysimachia vulgaris* L. | K | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Matricaria chamomilla* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| *Myosotis arvensis* (L.) HILL | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 7,0 | 0,0 | - |
| *Oxalis dillenii* JACQ. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | - |
| *Papaver dubium* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | - |
| *Prunus padus* L. | K | 7,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Pteridium aquilinum* (L.) KUHN | S | 0,0 | 95,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Pteridium aquilinum* (L.) KUHN | K | 20,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Quercus robur* L. | K | 1,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rubus fruticosus agg.* | K | 0,0 | 10,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rubus idaeus* L. | K | 10,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rumex obtusifolius* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | - |
| *Secale cereale* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Silene latifolia* POIR. | S | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| *Silene latifolia* POIR. | K | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Solidago canadensis* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 0,0 | - |
| *Stellaria media* (L.) VILL. | K | 0,5 | 0,0 | 3,0 | 0,0 | 0,1 | - |
| *Vicia hirsuta* (L.) GRAY | K | 0,0 | 6,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Vicia sativa* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | - |
| *Vicia tetrasperma* (L.) SCHREB. | K | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Viola arvensis* MURRAY | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |

**Anhang 7**: Artenzusammensetzung auf dem Bahn-KUP-Transekt in Peickwitz mit Wissenschaftlichen Artnamen und Deckungsgraden in Prozent [%], getrennt nach Schicht und Transektfläche; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht

| | | **Deckungsgrad [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wissenschaftl. Name** | **Schicht** | Bahn-Streifen | Feld_1 | Feld_2 | Blüh-streifen | KUP | **p-value** |
| *Acer negundo* L. | S | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | - |
| *Acer negundo* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | - |
| *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 8,0 | 0,0 | - |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. | K | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Cirsium arvense* (L.) Scop. | K | 10,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Dactylis glomerata* L. | S | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Erigeron annuus* (L.) Desf. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| *Festuca rubra* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | - |
| *Galium aparine* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 30,0 | - |
| *Geranium pusillum* L. | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| *Lactuca serriola* L. | K | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Lolium perenne* L. | K | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Luzula pilosa* (L.) Willd. | K | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Malva sylvestris* L. | K | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Matricaria chamomilla* L. | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| *Papaver dubium* L. | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. | S | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Plantago lanceolata* L. | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Rumex crispus* L. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 0,0 | - |
| *Secale cereale* L. | K | 35,0 | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 0,0 | - |
| *Silene latifolia* Poir. | K | 8,0 | 0,0 | 0,0 | 15,0 | 0,0 | - |
| *Stellaria media* (L.) Vill. | K | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Tanacetum corymbosum* (L.) Sch. Bip. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| *Taraxacum officinale agg.* | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,0 | - |
| *Trifolium ochroleucon* Huds. | K | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Urtica dioica* L. | S | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Urtica dioica* L. | K | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| *Vicia tetrasperma* (L.) Schreb. | K | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | 0,1 | - |
| *Zea mays* L. | K | 0,0 | 35,0 | 35,0 | 0,0 | 0,0 | - |

**Anhang 8**: Artenzahlen nach Transekt, Schicht und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt, B1 – Baumschicht 1, B2 – Baumschicht 2, S – Strauchschicht, K – Krautschicht, M u. F – Moosschicht und Flechten

| | | **Artenzahl** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **Schicht** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | - |
| | B2 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | - |
| | S | 2,0 | 2,0 | 3,0 | 2,0 | 1,0 | - |
| | K | 3,0 | 5,0 | 6,0 | 8,0 | 3,0 | - |
| | M u. F | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | k. B. |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | - |
| | B2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | S | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 2,0 | 1,0 | - |
| | K | 7,0 | 6,0 | 6,0 | 9,0 | 7,0 | - |
| | M u. F | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | B1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | B2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | S | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| | K | 15,0 | 1,0 | 2,0 | 9,0 | 5,0 | - |
| | M u. F | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |

**Anhang 9:** Mittlere, gewichtete Zeigerwerte (mittl., gewichtete ZW) nach Transekt, Zeigerwert (ZW) und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt, m – mittlere, L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, K – Kontinentalität, F – Feuchtezahl, R – Reaktionszahl, N - Nährstoffzahl

| | | **mittl., gewichtete ZW** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **ZW** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | mL | 5,6 | 5,2 | 6,2 | 6,2 | 4,9 | - |
| | mT | 5,4 | 5,8 | 6 | 6 | 5,2 | - |
| | mK | 4,1 | 4,8 | 3,7 | 4 | 4,8 | - |
| | mF | 5,5 | 4,2 | 5,8 | 5,4 | 4,4 | - |
| | mR | 6 | 6,5 | 6 | 6 | 6 | - |
| | mN | 7,4 | 8,0 | 7,5 | 7,6 | 7,6 | - |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | mL | 6,1 | 7,5 | 2,2 | 6,8 | 7,3 | - |
| | mT | 5 | 5,7 | 6 | 6 | 6 | - |
| | mK | 3,1 | 4,9 | 3 | 3,8 | 3 | - |
| | mF | 5,7 | 6,4 | 4,7 | 4,8 | 5,4 | - |
| | mR | 4,4 | 6 | 5,1 | 5,8 | 6,5 | - |
| | mN | 4,4 | 4,9 | 5 | 6,9 | 7 | - |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | mL | 7,9 | | 2 | 6,3 | 7 | - |
| | mT | 5,8 | | | 5,7 | 6 | - |
| | mK | 3,1 | | 3 | 4,3 | 3,8 | - |
| | mF | 5 | | 5 | 5,7 | 5,9 | - |
| | mR | 7 | | 5 | 5 | 7,2 | - |
| | mN | 7 | | 4 | 5,4 | 6,1 | - |

**Anhang 10**: Prozentualer Anteil des Biotoptyps (BT) in Prozent [%] gemessen an der Artenzahl pro Transektfläche, nach Transekt, Biotoptyp (BT) und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt; A – Äcker, Gärten, Weinberge; F – Fließ- und Standgewässer, einschließlich Röhrichte; G – feuchte bis frische Grünländer; H – Hoch- und Zwischenmoore; N – Niedermoore, einschließlich Nasswiesen; R – Ruderalfluren, S – Säume, Hecken, Steinrücken, T – Mager- und Trockenbiotope, einschließlich Felsfluren; W – Wälder, Feldgehölze; k. A. – keine Angabe

| | | **proz. Artanteil des BT [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **BT** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | A | 0,0 | 4,1 | 6,3 | 7,6 | 10,4 | - |
| | F | 40,0 | 0,0 | 0,0 | 4,6 | 6,3 | - |
| | G | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 18,2 | 12,5 | - |
| | H | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | N | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | R | 10,0 | 10,4 | 6,3 | 7,6 | 10,4 | - |
| | S | 10,0 | 18,8 | 18,8 | 13,6 | 18,8 | - |
| | T | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | W | 20,0 | 54,1 | 31,3 | 30,3 | 29,1 | - |
| | k. A. | 20,0 | 12,5 | 12,5 | 18,2 | 12,5 | - |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | A | 7,1 | 7,1 | 25,0 | 50,0 | 16,7 | - |
| | F | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | G | 0,0 | 14,3 | 0,0 | 9,1 | 33,3 | - |
| | H | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | N | 7,1 | 7,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | R | 0,0 | 14,3 | 25,0 | 22,7 | 22,2 | - |
| | S | 28,6 | 0,0 | 16,7 | 4,6 | 11,1 | - |
| | T | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | W | 57,1 | 42,9 | 16,7 | 4,6 | 16,7 | - |
| | k. A. | 0,0 | 14,3 | 16,7 | 9,1 | 0,0 | - |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | A | 23,5 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | 10,0 | - |
| | F | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | G | 17,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | - |
| | H | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | N | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | R | 23,5 | 0,0 | 0,0 | 40,0 | 10,0 | - |
| | S | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 5,0 | 20,0 | - |
| | T | 5,9 | 0,0 | 0,0 | 5,0 | 0,0 | - |
| | W | 2,9 | 0,0 | 50,0 | 10,0 | 20,0 | - |
| | k. A. | 17,7 | 100,0 | 50,0 | 20,0 | 20,0 | - |

**Anhang 11**: Prozentualer Anteil der Waldbindung-Kategorie (WB) in Prozent [%] gemessen an der Artenzahl pro Transektfläche, nach Transekt, Waldbindungskategorie (WB-Kategorie) und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt; 1.1 – geschlossener Wald, 1.2 – Waldränder und -verlichtungen, 2.1 – Wald und Offenland, 2.2 – Wald, mit Schwerpunkt im Offenland, O – Offenland, k. A. – keine Angabe

| | | **proz. Artanteil der WB-Kategorie [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **WB-Kategorie** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | 1.1 | 0,0 | 25,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | 1.2 | 0,0 | 12,5 | 12,5 | 9,1 | 0,0 | - |
| | 2.1 | 100,0 | 62,5 | 62,5 | 63,6 | 87,5 | - |
| | 2.2 | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 27,3 | 12,5 | - |
| | O | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | 1.1 | 14,3 | 28,6 | 16,7 | 0,0 | 0,0 | - |
| | 1.2 | 14,3 | 14,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | 2.1 | 42,9 | 14,3 | 0,0 | 9,1 | 22,2 | - |
| | 2.2 | 14,3 | 14,3 | 33,3 | 9,1 | 22,2 | - |
| | O | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 11,1 | - |
| | k. A. | 14,3 | 28,6 | 50,0 | 81,8 | 44,4 | - |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | 1.1 | 0,0 | 0,0 | 50,0 | 10,0 | 0,0 | - |
| | 1.2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | 2.1 | 17,6 | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 40,0 | - |
| | 2.2 | 29,4 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | 60,0 | - |
| | O | 5,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | k. A. | 47,1 | 100,0 | 50,0 | 60,0 | 0,0 | - |

**Anhang 12**: Prozentualer Anteil der Lebensform (LF) in Prozent [%] gemessen an der Artenzahl pro Transektfläche, nach Transekt, Lebensform (LF) und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt; A – Hydrophyt, C – krautiger Chamaephyt, G- Geophyt, H – Hemikryptophyt, N – Nanophanerophyt, P – Phanerophyt, T – Therophyt, Z – holziger Chamaephyt, k. A. – keine Angabe

| | | **proz. Artanteil der LF [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **LF** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | A | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | C | 30,0 | 12,5 | 12,5 | 18,2 | 25,0 | - |
| | G | 0,0 | 12,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | H | 50,0 | 25,0 | 37,5 | 27,3 | 25,0 | - |
| | N | 0,0 | 37,5 | 18,8 | 18,2 | 18,8 | - |
| | P | 0,0 | 0,0 | 6,3 | 9,1 | 6,3 | - |
| | T | 20,0 | 12,5 | 25,0 | 18,2 | 25,0 | - |
| | Z | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 9,1 | 0,0 | - |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | A | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B |
| | C | 0,0 | 7,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | G | 14,3 | 14,3 | 0,0 | 4,5 | 0,0 | - |
| | H | 14,3 | 35,7 | 16,7 | 22,7 | 44,4 | - |
| | N | 28,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | P | 28,6 | 14,3 | 0,0 | 0,0 | 11,1 | - |
| | T | 14,3 | 14,3 | 50,0 | 45,5 | 33,3 | - |
| | Z | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 0,0 | 14,3 | 33,3 | 27,3 | 11,1 | - |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | A | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | C | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | G | 8,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | H | 44,1 | 0,0 | 50,0 | 35,0 | 40,0 | - |
| | N | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | P | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 20,0 | - |
| | T | 26,5 | 0,0 | 0,0 | 25,0 | 40,0 | - |
| | Z | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | k. A. | 17,6 | 100,0 | 50,0 | 30,0 | 0,0 | - |

**Anhang 13**: Prozentualer Anteil des Rote-Liste-Status und der -Kategorie (RL.-Status /-Kategorie) in Prozent [%] gemessen an der Artenzahl pro Transektfläche, nach Transekt, Rote-Liste-Status und -Kategorie (RL.-S./K.) und Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt;, n. b. – nicht bewertet, k. A. – keine Angabe

| | | **proz. Artanteil des RL- Status /-Kategorie [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **RL-S./K.** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | indigen, ungefährdet | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | - |
| W-K-T_2 | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| | indigen, ungefährdet | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 90,9 | 77,8 | - |
| | Neophyt, n. b. | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 9,1 | 22,2 | - |
| B-K-T | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| | indigen, ungefährdet | 94,1 | 0,0 | 50,0 | 70,0 | 80,0 | - |
| | indigen, Vorwarnliste | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 10,0 | 0,0 | - |
| | indigen, gefährdet | 5,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | Neophyt, n. b. | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 20,0 | 20,0 | - |
| | k. A. | 0,0 | 100,0 | 50,0 | 0,0 | 0,0 | - |

**Anhang 14:** Biodiversitäts-Indizes (BD-Indizes) nach Transekt, Schicht, Biodiversitäts-Indizes (BD-Indizes) sowie Transektfläche getrennt; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant; k. B. = keine Bewertung)

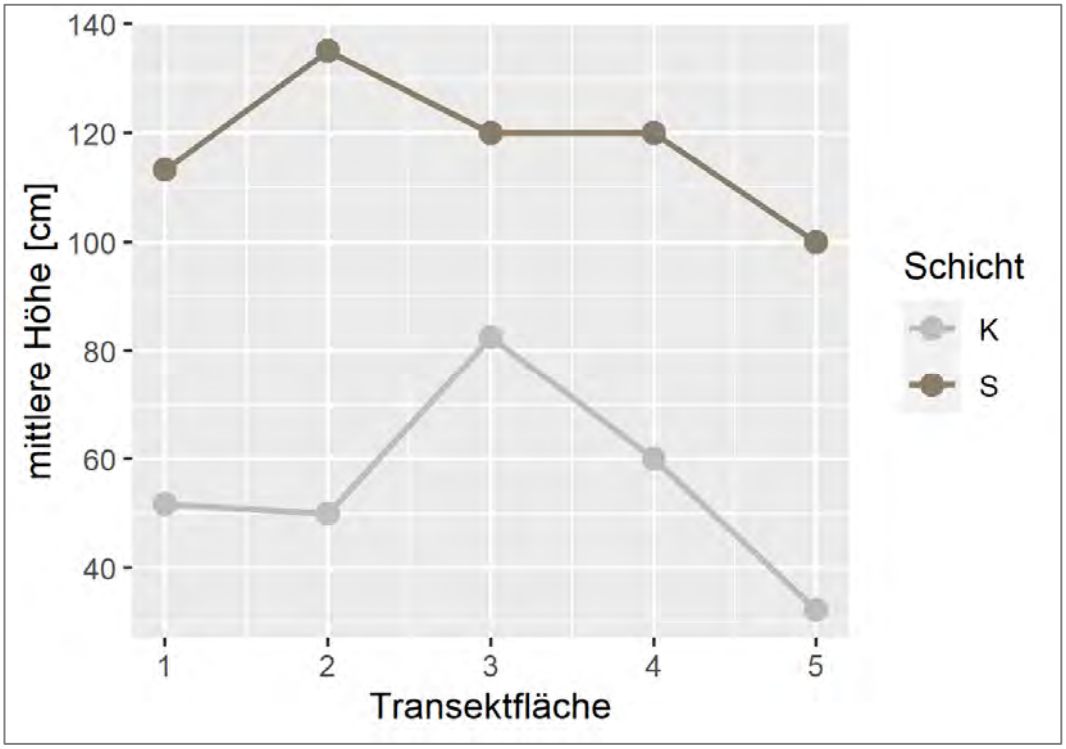
| | | | **Biodiversitäts-Indizes** | | | | | **p-** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **Schicht** | **BD-Indizes** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **value** |
| W-K-T_1 | Baumschicht 1 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | - |
| | Baumschicht 2 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | - |
| | Strauchschicht | Simpson-Index *D* | 0,3 | 0,5 | 0,5 | 0,3 | 0,0 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,4 | 0,7 | 0,9 | 0,5 | 0,0 | - |
| | | Evenness *E* | 0,8 | 1,0 | 0,8 | 0,8 | 1,0 | - |
| | Krautschicht | Simpson-Index *D* | 0,4 | 0,7 | 0,7 | 0,6 | 0,4 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,7 | 1,4 | 1,3 | 1,2 | 0,7 | - |
| | | Evenness *E* | 0,7 | 0,8 | 0,6 | 0,4 | 0,7 | - |
| | Moosschicht u. Flechten | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | k. B. |
| | | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | Blühstreifen | KUP | |
| W-K-T_2 | Baumschicht 1 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | - |
| | Baumschicht 2 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | Strauchschicht | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,5 | 1,0 | - |
| | Krautschicht | Simpson-Index *D* | 0,7 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,7 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 1,4 | 1,2 | 1,0 | 1,4 | 1,1 | - |
| | | Evenness *E* | 0,6 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,4 | - |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | Blühstreifen | KUP | |
| B-K-T | Baumschicht 1 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | Baumschicht 2 | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | Strauchschicht | Simpson-Index *D* | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - |
| | | Evenness *E* | 0,4 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | - |
| | Krautschicht | Simpson-Index *D* | 0,7 | 0,0 | 0,0 | 0,8 | 0,5 | - |
| | | Shannon-Index *H'* | 1,6 | 0,0 | 0,1 | 1,6 | 0,8 | - |
| | | Evenness *E* | 0,3 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | - |
| | Moosschicht (zzgl. Flechten) | Simpson-Index *D* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Shannon-Index *H'* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |
| | | Evenness *E* | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | k. B. |

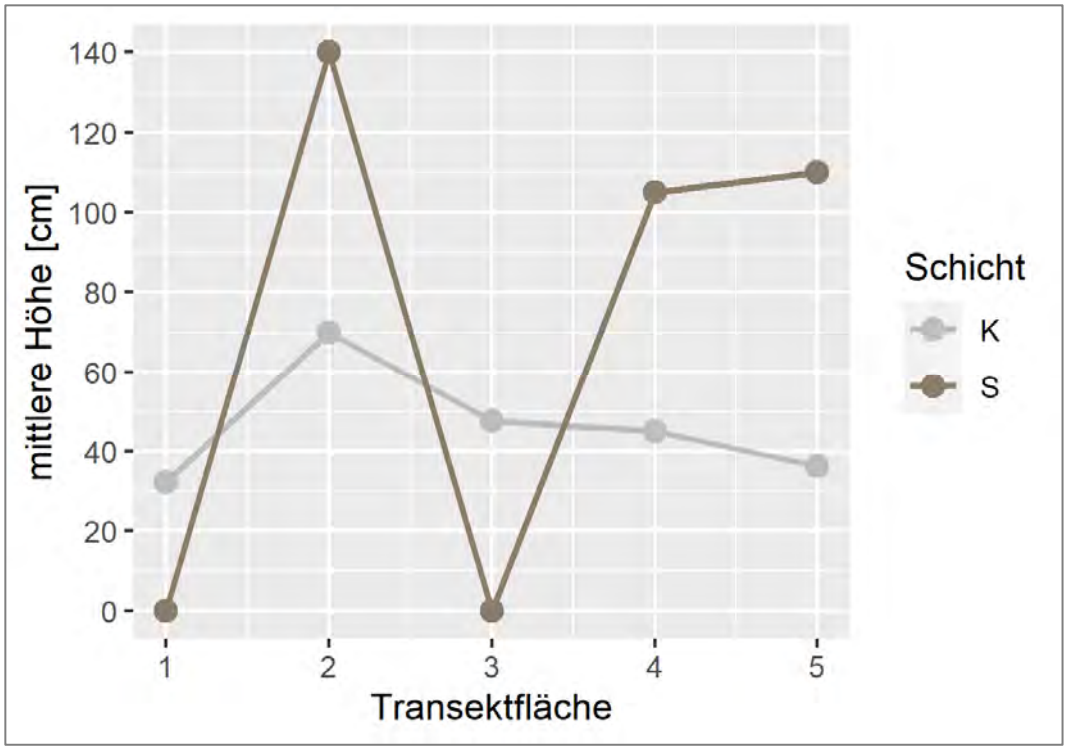
**Anhang 15**: Kronenschlussgrad (Canopy Closure) und Modifizierter Kronenschlussgrad (Modif. Canopy Cover) in Prozent [%] nach Untersuchungsgebiet, Transekt und Transektfläche getrennt; Legende: W-K-T – Wald-KUP-Transekt, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt

| **Unters.- geb.** | **Transekt und Transektfläche** | **Canopy Closure [%]** | **Modif. Canopy Cover [%]** |
|---|---|---|---|
| Colmnitz | W-K-T (Wald_1) | 84,24 | 68,74 |
| | W-K-T (Wald_2) | 80,34 | 63,32 |
| | W-K-T (Waldrand) | 93,37 | 80,6 |
| | W-K-T (KUP-Rand) | 84,18 | 66,48 |
| | W-K-T (KUP, *S. viminalis*) | 95,62 | 82,9 |
| Peickiwtz | W-K-T (Wald) | 85,15 | 69,06 |
| | W-K-T (KUP*, A. glutinosa*) | 84,92 | 67,4 |
| | B-K-T (KUP, *P. trichocarpa*) | 64,21 | 33,66 |

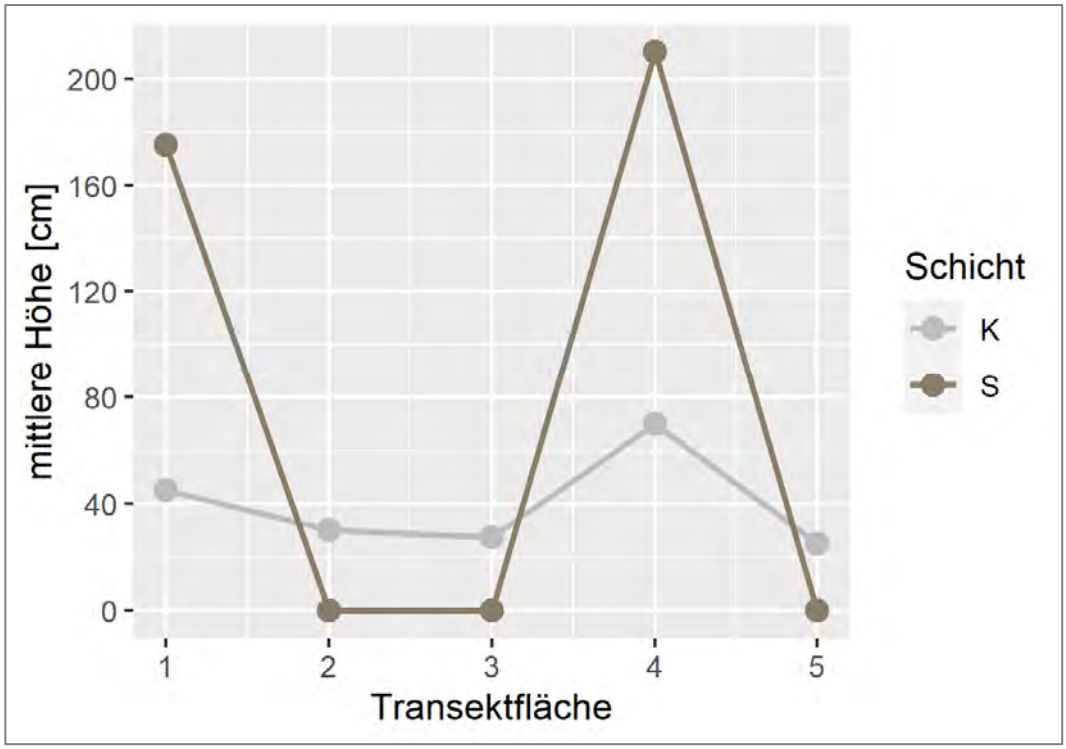
**Anhang 16:** Verlauf der mittleren Höhen in Zentimetern [cm] in der Krautschicht (hellgrau, K) und Strauchschicht (dunkelgrau, S) entlang des Wald-KUP-Transekts in Colmnitz; Legende: 1 – Wald_1, 2 – Wald_2, 3 – Waldrand, 4 – KUP-Rand, 5 – KUP



**Anhang 17:** Verlauf der mittleren Höhen in Zentimetern [cm] in der Krautschicht (hellgrau, K) und Strauchschicht (dunkelgrau, S) entlang des Wald-KUP-Transekts in Peickwitz; Legende: 1 – Wald, 2 – Waldrand, 3 – Grünstreifen, 4 – Blühstreifen, 5 – KUP



**Anhang 18:** Verlauf der mittleren Höhen in Zentimetern [cm] in der Krautschicht (hellgrau, K) und Strauchschicht (dunkelgrau, S) entlang des Bahn-KUP-Transekts in Peickwitz; Legende: 1 – Bahn-Streifen, 2 – Feld_1, 3 – Feld_2, 4 – Blühstreifen, 5 – KUP



**Anhang 19:** Mittlere Höhen in Zentimetern [cm] mit Standardfehler (SF) in Prozent [%] pro Transekt, Schicht und Transektfläche; Signifikanztest mittels Kruskal-Wallis-Test (* = signifikant, p-value < 0.05; - = nicht signifikant); Legende: W-K-T_1 – Wald-KUP-Transekt Colmnitz, W-K-T_2 – Wald-KUP-Transekt Peickwitz, B-K-T – Bahn-KUP-Transekt Peickwitz; S – Strauchschicht, K - Krautschicht

| | | **mittl. Höhe [cm] ± SF [%]** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Transekt** | **Schicht** | Wald_1 | Wald_2 | Waldrand | KUP-Rand | KUP | **p-value** |
| W-K-T_1 | S | 113,3 ± 8,8 | 135,0 ± 0,0 | 120,0 ± 0,0 | 120,0 ± 20,0 | 100,0 ± 0,0 | - |
| | K | 51,7 ± 13,6 | 50,0 ± 26,0 | 82,5 ± 12,5 | 60,0 ± 7,1 | 32,3 ± 13,0 | - |
| | | Wald | Waldrand | Grünstreifen | BS | KUP | |
| W-K-T_2 | S | 0,0 ± 0,0 | 140,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 105,0 ± 5,0 | 110,0 ± 0,0 | - |
| | K | 32,3 ± 13,0 | 70,0 ± 0,0 | 47,5 ± 12,5 | 45,0 ± 20,2 | 36,3 ± 0,0 | - |
| | | Bahn | Feld_1 | Feld_2 | BS | KUP | |
| B-K-T | S | 175,0 ± 20,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 210,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - |
| | K | 45,0 ± 0,0 | 30,0 ± 0,0 | 27,5 ± 12,5 | 70,0 ± 0,0 | 25,0 ± 15,0 | - |