

Masterarbeit

Abschätzung des ökologischen Werts von Streuobstbäumen in Bayern anhand der Relation von Durchmesser und Kronenansatz zu Spechthöhlen



Studiengang

M.Sc. Ingenieurökologie

Zeitraum

01.05.2022 - 01.11.2022

Betreuer

Dr. Christian Hof (TUM)

Prof. Dr. Volker Zahner (HSWT)

Benjamin Ungar
Matrikelnummer 03658141

Inhalt

1	Abstract	2
2	Hintergründe und Zielsetzung der Arbeit.....	4
2.1	Streuobstwiesen	4
2.1.1	Die ökologische und gesellschaftliche Bedeutung von Streuobstwiesen	4
2.1.2	Aktuelles zu Streuobstwiesen und Naturschutzpolitik	7
2.1.3	Gesetzliche Regelungen und Definitionen von Streuobstwiesen	9
2.1.4	Die Bedeutung von Hochstämmen für die Artenvielfalt.....	11
2.1.5	Gefährdung von Streuobstwiesen und -bäumen.....	13
2.2	Spechte	16
2.2.1	Wertvolle und intelligente Ökosystemingenieure	16
2.2.2	Spechte auf Bayerns Streuobstwiesen.....	19
3	Forschungsfragen und Hypothesen.....	31
4	Herangehensweise und Methodik	34
4.1	Daten.....	34
4.2	Datenanalyse	39
5	Ergebnisse	42
6	Diskussion und Fazit	64
6.1	Hypothesen.....	64
6.2	Fazit.....	73
7	Danksagung	76
8	Anhang	77
9	Literaturverzeichnis.....	82
10	Abbildungsverzeichnis.....	90
11	Eidesstattliche Erklärung zur Master's Thesis	91

1 Abstract

(english version)

Orchards are among the most species-rich habitats in Central Europe. Since the mid-1960s, however, the population has declined strongly: in Germany, the area has decreased by an estimated 80% by 2010, and Bavaria-wide by 70%. Old orchards with tall and strong fruit trees represent the last refuges for many endangered species. Their loss aggravates the situation for these already threatened species. To analyse the current state and the ecological value of orchards in Bavaria, woodpecker caves were used as a biodiversity indicator. 2.180 fruit trees were measured on 103 plots throughout Bavaria. The evaluation showed that fruit trees with a dbh (diameter at breast height) of 20 cm showed an initial increase in woodpecker cavities, and with a diameter of 55 cm the probability of woodpecker cavities reached its maximum. The first woodpecker caves showed at a crown height from 100 cm and at 310 cm the probability for a woodpecker cavity was the highest. Without the bavarian orchard pact, a functioning biotope protection of orchards would have to start with smaller and thinner trunks than previously demanded (75% of the fruit trees show a crown height of at least 160 cm and a dbh 30 cm). Only one area met these criteria. No area met the current biotope protection (75 % of the fruit trees show a crown height of at least 180 cm and a dbh 50 cm). Dbh showed a stronger correlation with woodpecker caves than crown height, making it a more important factor for biodiversity. There was also a slight correlation between orchards with woodpecker cavities and human-modified land cover within a 20 km radius.

(deutsche Version)

Streuobstwiesen zählen in Mitteleuropa zu den artenreichsten Habitaten. Seit Mitte der 1960er Jahre jedoch ging der Bestand stark zurück: In Deutschland nahm die Fläche bis 2010 um schätzungsweise 80 % ab, bayernweit um 70 %. Vor allem alte Streuobstwiesen mit hochstämmigen und starken Obstbäumen stellen für viele gefährdete Arten letzte Rückzugsräume dar. Ihr Verlust verschärft die Situation für diese ohnehin schon bedrohten Arten. Um eine Aussage über den derzeitigen Zustand und den ökologischen Wert von Streuobstbeständen in Bayern treffen zu können, wurden in dieser Arbeit Spechthöhlen als Biodiversitätsindikator herangezogen und bayernweit auf 103 Flächen 2.180 Obstbäume vermessen. Die Auswertung zeigt, dass Obstbäume ab einem BHD (Brusthöhendurchmesser) ab 20 cm einen ersten Anstieg an Spechthöhlen vorwiesen und mit 55 cm Durchmesser die höchste Wahrscheinlichkeit für Spechthöhlen bestand. Beim Kronenansatz zeigten sich erste Spechthöhlen ab 100 cm und mit 310 cm war die Wahrscheinlichkeit für eine Spechthöhle am höchsten. Ohne den Streuobstpakt müsste ein funktionierender Biotopschutz von Streuobstwiesen bereits bei einem Obstbaumanteil von 75 % mit kleineren und dünneren Stämmen beginnen als bisher gefordert (Kronenansatz 160 cm und BHD 30 cm), da nur eine der untersuchten Fläche diese beiden Kriterien erfüllte. Den heutigen Biotopschutz (Kronenansatz 180 cm und BHD 50 cm) erfüllte keine Fläche auch nur ansatzweise. Der BHD wies eine stärkere Korrelation mit Spechthöhlen auf als der Kronenansatz und ist dadurch ein wichtigerer Faktor für die Biodiversität. Es bestand zudem ein leichter Zusammenhang zwischen Streuobstwiesen mit Spechthöhlen und menschlich modifizierter Landbedeckung in einem Radius von 20 km.

2 Hintergründe und Zielsetzung der Arbeit

2.1 Streuobstwiesen

2.1.1 Die ökologische und gesellschaftliche Bedeutung von Streuobstwiesen

Streuobstwiesen sind die artenreichsten Biotope in den gemäßigten Breiten Europas, sobald sie ein gewisses Alter erreicht haben. Streuobstbestände stellen für viele, durch strukturarme Wälder und homogenisierte Agrarlandschaften verdrängte, Arten wichtige Rückzugs- und Ersatzlebensräume dar. Auf Streuobstwiesen wurden bisher über 5.000 Tier- und Pflanzenarten entdeckt, unter denen sich viele Arten befinden, die auf Roten Listen als *gefährdet* geführt werden. Dazu zählen unter anderem Säugetiere wie beispielsweise der Siebenschläfer. Auch eine große Zahl an seltenen Insekten wie etwa verschiedene Totholzkäfer, kommen auf alten Streuobstwiesen überproportional häufig vor. Aber auch Fledermaus-, Schmetterlings- und teilweise hochgradig gefährdete Vogelarten wie der der Wendehals finden sich auf Streuobstwiesen (aid Infodienst 2005; Rösler 2007; Schmidl 2017; Hintermeier 2017).

Deutlich wird der große Artenreichtum zudem an der Zusammensetzung des Unterwuchses aus Leguminosen wie Klee und vielen blühenden Kräutern wie beispielsweise Wiesensalbei oder Witwenblumen. Durch diese Vielfalt an Pflanzen mit unterschiedlichen Blühzeitpunkten gibt es Blüten, die Bestäubern über einen längeren Zeitraum, und nicht nur zur Obstblüte, als Nahrungsquelle zur Verfügung stehen (aid Infodienst 2005).

Gründe für die Artenvielfalt

Warum aber weisen Streuobstwiesen eine derartige Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten auf? Das liegt an der heterogenen und individuellen Struktur von Streuobstwiesen, welche für viele Tierarten eine entscheidende Rolle spielt. Jede Fläche besitzt eine einzigartige Lage mit sich unterscheidenden Bodeneigenschaften und verschiedenen Feuchtigkeitsniveaus. Diese bestimmen welche Pflanzenarten sich dort durchsetzen, welche wiederum an sie angepasste Tierarten anziehen. Dadurch findet man auf jeder Streuobstwiese eine individuelle Pflanzen- und Tiergemeinschaft vor (Hintermeier 2017).

Die Krautschicht dient somit als Grundstein und leistet einen großen Beitrag für die Biodiversität auf Streuobstbeständen (Unterladstetter o.J.).

Zum anderen entsteht durch die mit Bäumen versehenen Wiesen eine savannenartige Struktur, also ein vielgestaltiges Mosaik, mit verschiedensten Kleinstlebensräumen und Mikroklimata. Ein höherer Baum dient beispielsweise Vögeln als Singwarte, ein Steinhaufen stellt einen Platz zum Sonnen für Reptilien dar und Totholz bietet sich als Nahrungs- und Brutraum für Vögel und Fledermäuse an. In vielen Streuobstbeständen gibt es zudem weitere Strukturen wie beispielsweise Gräben, Trockenmauern, Reisighaufen etc., die es beim Intensiv-Obstbau nicht gibt. Außerdem kommt es durch die extensive Bewirtschaftungsweise zu geringeren Eingriffen in den Lebensraum der Tier- und Pflanzenarten. Zu guter Letzt stellen Streuobstwiesen einen Biotopverbund dar und sorgen somit für die Verbindung von Lebensräumen (aid Infodienst 2005; Zehnder und Weller 2006; Rösler 2007).

Vor allem in Süddeutschland ist die Verzahnung aus Siedlungen und offener Landschaft bezeichnend für das Landschaftsbild. Durch die vielgestaltige Zusammensetzung kleinerer Flächen und deren unterschiedlicher Nutzung ist eine hohe ökologische Vielfalt und Vernetzungsfunktion von aneinander liegenden Grundstücken gegeben. Dabei ist der ökologische Wert eines Gebietes umso höher, je größer und geschlossener die Fläche ist. Das gilt zum Beispiel für Vogelarten mit großen Revieren wie etwa Grünspechten, deren Nahrungsgebiete sich oft über mehr als 50 Hektar erstrecken. Bei kleineren Gebieten hingegen fallen ungünstige Randeffekte von Landwirtschaft und Straßen, wie beispielsweise Lärm und Nährstoffeinträge, stärker ins Gewicht. Zudem ist das Habitat-Angebot bei kleineren Flächen eingeschränkt (Rösler 2007; Hintermeier 2017).

Die Bewirtschaftung von Streuobstwiesen und Auswirkungen auf die Artenvielfalt

Bei zu intensiver Bewirtschaftung und Pflege von Streuobstwiesen kann die Artenvielfalt auf der gesamten Fläche stark in Mitleidenschaft gezogen werden. So erhöht beispielsweise eine zu häufige Düngergabe zwar die Pflanzenmasse und damit das Nahrungsangebot pflanzenfressender Tiere, jedoch führt dies auch zur Verarmung der Pflanzenvielfalt der Krautschicht (Zehnder und Weller 2006). Die Krautschicht ist jedoch

der artenreichste Teil von Streuobstwiesen, denn der Großteil der Arten auf Streuobstwiesen lebt nicht hauptsächlich von und auf Obstbäumen (Unterladstetter o.J.).

Will man die Artenvielfalt einer Wiese unterstützen, muss die sensible Balance der Krautschicht gewahrt bleiben. So führt etwa zu häufige Mahd zu einem drastischen Rückgang von Arten. Generell steht jede Art von maschineller Mahd einen gravierenden Eingriff dar, der zu direkten Verlusten von Insekten führt und kurzfristig deren Lebensraum und Nahrungsgrundlage zerstört. Auch Populationen von Amphibien verzeichnen bei gemähten Flächen deutliche Abnahmen. Eine Mahd führt außerdem zu einer schlagartigen Veränderung der Vertikalstruktur und des Kleinklimas der Krautschicht. Je nach Anzahl, Intervall und Mahdhöhe werden einige Pflanzenarten begünstigt und andere benachteiligt. Wird eine Wiese zu häufig gemäht, können dort nur noch sehr wenige Tier- und Pflanzenarten überleben (Rösler 2007; Kricke et al. 2014).

Bleibt die Mahd hingegen komplett aus, beginnt die Sukzession, also die Verbuschung und Verwaldung der Fläche. In den ersten Jahren können junge Grünlandbrachen artenreiche Lebensräume darstellen, doch mit ausbleibenden Pflegemaßnahmen und damit einhergehender Verbuschung werden viele Pflanzenarten wieder verdrängt. Wird Grünland jedoch, je nach Standort, maximal 1 - 3 mal pro Jahr gemäht und erfolgt dies zusätzlich mosaikartig, kommt das der Artenvielfalt und den Tier- und Pflanzenpopulationen sehr zu Gute. Wiesenpflanzen beispielsweise sind regelrecht auf eine Mahd angewiesen, damit ihre Samen genügend Licht bekommen und wachsen können. Wird das Schnittgut allerdings als Mulchung liegen gelassen, schadet die strohige Ober- und die faulige Unterseite den keimenden als auch bereits vorhandenen Pflanzen (Unterladstetter o.J.; Rösler 2007).

Eine rotierende Beweidung stellt eine gute Alternative zur Mahd dar, wobei sich vor allem die Beweidung durch Schafe, bezogen auf alle Organismengruppen, positiv hervortut. So sind Weideflächen blüten- und artenreicher als vergleichbare Flächen, die gemäht wurden (Luick 2002; Rösler 2007). Trittstellen und partielle Bodenverdichtungen, die als vegetationsfreie Stellen auftreten, sind weitere Elemente, die zu einem heterogenen Vegetationsmosaik beitragen und beweidete Flächen von gemähten Flächen abheben.

Die Beweidung darf jedoch nicht übermäßig stattfinden, da sonst die Gefahr einer zu hohen Trittverdichtung bzw. eines zu großen Verbisses besteht. Zudem steigt die Nährstoffanreicherung durch Dung, wodurch die Artenvielfalt abnimmt (Unterladstetter o.J.; Rösler 2007).

2.1.2 Aktuelles zu Streuobstwiesen und Naturschutzpolitik

Wie eingangs bereits erwähnt, zählen Streuobstwiesen zu den artenreichsten Lebensräumen Zentraleuropas. Der Streuobstanbau wird deshalb seit März 2021 von der UNESCO als immaterielles Kulturerbe Deutschlands geführt (Hintermeier 2017; UNESCO 2022). Seit der letzten Bestandsbestimmung im Jahr 1965 ging der Bestand von Streuobstbäumen in Bayern jedoch um etwa 70% zurück. Von ehemals 20 Mio. Streuobstbäumen gab es im Jahr 2018 nur noch etwa 5,7 Mio. Obstbäume auf Streuobstwiesen (Bayerischer Landtag 2018).

Ein ähnlich drastischer Rückgang wurde 2017 durch die „Krefelder-Studie“ bei Fluginsekten offenkundig (Hallmann et al. 2017). Durch diese und weitere derartige Erkenntnisse angetrieben, initiierte die Ökologisch-Demokratische Partei 2019 das Volksbegehren Artenvielfalt & Naturschönheit in Bayern „Rettet die Bienen“. Unterstützt wurde es von Umweltverbänden wie dem LBV, Bündnis90/Die Grünen und ökologischen Agrarverbänden. Ziel war es, nach dem Vorbild von Baden-Württemberg, den Pestizideinsatz einzuschränken sowie Dauergrünland, Landschaftsstrukturen und Streuobstbestände zum Schutz von bestäubenden Insekten und anderen wildlebenden Arten zu erhalten (Volksbegehren-Artenvielfalt 2018). Über 1,7 Millionen Bürger gaben ihre Stimme für das Volksbegehren ab, weshalb die Landesregierung den Gesetzesentwurf direkt annahm. Ein Volksentscheid war somit nicht mehr erforderlich.

Am 24. Juli 2019 verabschiedete der bayerische Landtag daraufhin zwei Gesetze: Einerseits das Gesetz zur Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes, damit das Volksbegehren umgesetzt werden konnte (Bayerische Staatskanzlei 2019a). Andererseits das sogenannte „Versöhnungsgesetz“, mit dem darauf abgezielt wurde unbeabsichtigte Härten gegenüber der Landwirtschaft zu vermeiden und zusätzlich eine größere Akzeptanz bei den Betroffenen zu erwirken (CSU 2019; Bayerische Staatskanzlei 2019b).

Im Februar 2020 ordnete die bayerische Staatsregierung vier Kriterien an, ab wann Streuobstbestände unter Biotopschutz zu stellen sind. Dabei geht es um die Baumabstände, die Baumdichte, den Stammumfang und den Kronenansatz. So müssen 75% aller Obstbäume einer Fläche sowohl einen Kronenansatz von mindestens 180 cm als auch einen Stammdurchmesser auf Brusthöhe von mindestens 50 cm vorweisen, damit diese Fläche unter Biotopschutz steht (LBV 2019b).

Dies widersprach jedoch den vorherigen Zusagen zum Volksbegehren „Rettet die Bienen“, wonach bereits Flächen mit 75% aller Bäume ab einem Kronenansatz von 1,60 m und einem Stammdurchmesser von 30 cm unter Biotopschutz gestellt werden sollten. Nachdem ein Kronenansatz mit 1,80 m bei 75% aller Bäume einer Fläche allerdings nachweislich nur bei den allerwenigsten Streuobstwiesen erfüllt wird, handelte es sich hierbei um eine deutliche Aufweichung der Forderungen des Volksbegehrens. Der gesetzlich beschlossene Biotopschutz wird somit unterlaufen (LBV 2019b). Nach Protesten der Naturschutzverbände, reichten der LBV und BN Klage beim Verfassungsgerichtshof gegen die geplante Verordnung ein (BUND; LBV 2019a; Bündnis 90/Die Grünen 2020).

Auf Initiative der Bayerischen Staatskanzlei fanden daraufhin zwei „Runde Tische“ und mehrere Arbeitsgruppentreffen unter der Leitung des Landtagspräsidenten Alois Glück statt. Teilnehmer war der Trägerkreis des Volksbegehrens. Das Ergebnis war der Bayerische Streuobstpakt vom Juli 2021, bei dem die Staatsregierung sich zum umfassenden Erhalt und zur Neuanlage von Streuobstwiesen verpflichtet. Insgesamt sollen so bis 2035 etwa 700 Millionen Euro inklusive Personalbudget dafür bereitgestellt werden. Zusätzlich zur Nachpflanzung ausgefallener Bäume soll der Bestand um weitere eine Million Streuobstbäume ausgeweitet werden. Auf Grund dieser Umstände beschlossen der BUND und der LBV ihre Klage ruhen zu lassen (LBV 2021a, 2021b; BUND 2021; STMUV 2021).

Dies stellt ohne Frage einen großen Meilenstein zum Erhalt der Streuobstwiesen dar. Unklar ist jedoch nach wie vor, ab welcher Höhe des Kronenansatzes Streuobstbäume einen ausreichenden, ökologischen Wert entwickelt haben und demnach unter

Biotopschutz fallen sollten: Ab 160 cm oder erst ab 180 cm? Oder um es anders auszudrücken: Sorgen 20 cm mehr in der Stammhöhe bzw. dem Stammdurchmesser für einen großen Unterschied der Biodiversität auf Streuobstbeständen?

Das Ziel dieser Arbeit ist es, Antworten auf diese Fragen zu finden. Aus diesem Grund wurden in ganz Bayern Streuobstwiesen (n=103) untersucht und neben dem Durchmesser und Kronenansatz auch weitere Daten von Streuobstbäumen (n=2.180) erhoben. Ein essenzieller Untersuchungsgegenstand sind dabei Spechthöhlen als Biodiversitätsindikator, wie im folgenden Kapitel näher beschrieben wird. Es soll überprüft werden, welchen Stammdurchmesser und welchen Kronenansatz Spechte bevorzugen, um darauf aufbauend Empfehlungen für den Schutz bzw. die Neupflanzung von Streuobstbäumen im Rahmen des Streuobstpaktes zur gezielten Förderung der Biodiversität abzuleiten.

2.1.3 Gesetzliche Regelungen und Definitionen von Streuobstwiesen

Definitionen für Streuobstwiesen gibt es viele, jedoch kann es für eine über Jahrhunderte hinweg entstandene Anbaukultur mit regionalen und lokalen Besonderheiten und Unterschieden auch keine genaue Definition geben (Rösler 2007). So unterscheiden sich die Definitionen zu Streuobstwiesen auch nach Bundesländern. Beispiele für die Unterscheidungen in den Begriffserklärungen sind die benötigte Flächengröße, damit eine Streuobstwiese als solche kategorisiert wird. Auch der Mindest-Kronenansatz eines gewissen Anteils der Bäume und die maximale Anzahl von Obstbäumen auf der Fläche bzw. die Pflanzdichte pro Quadratmeter oder Hektar variiert je nach Bundesland und auch nach Bundesebene (Verband der Gartenbauvereine Saarland/Rheinland-Pfalz e.V. o.J.; Thüringen - Ministerium für Umwelt 2020; Bundestag 04/2021). So zählen zu den gesetzlich geschützten Biotopen in Bayern (BayNatSchG Teil 4, Art. 23) auch

[...] „6. *extensiv genutzte Obstbaumwiesen oder -weiden aus hochstämmigen Obstbäumen mit einer Fläche ab 2.500 Quadratmetern (Streuobstbestände) mit Ausnahme von Bäumen, die weniger als 50 Meter vom nächstgelegenen Wohngebäude oder Hofgebäude entfernt sind [...].“*

„Hochstämmig“ sind laut der Kabinettsitzung vom 04.02.2020 dabei Baumbestände, bei denen mindestens 75 % der Bäume wenigstens einen Kronenansatz von 1,80 m aufweisen. Zusätzlich definiert diese neuere Verordnung zu gesetzlich geschützten Biotopen den Biototyp *Streuobstwiese* noch genauer, um Klarheit bei den Eigentümern und zuständigen Behörden zu schaffen. Demnach dürfen „extensiv genutzte“ Obstbaumbestände unter anderem pro Hektar nicht mehr als 100 Bäume aufweisen. Da sich erst nach vielen Jahren der besondere Artenreichtum dieser Lebensräume entwickelt, müssen die Wiesen ein fortgeschrittenes Bestandsalter erreicht haben. Als Indikator wird der Stammumfang der Bäume herangezogen. Über die Hälfte des Baumbestandes muss in einem Meter Höhe einen Umfang von mind. 50 Zentimeter aufweisen (Bayerische Staatsregierung 02/2020). Dadurch ist in Bayern nicht nur die Flächengröße von Streuobstwiesen für den Biotopschutz ausschlaggebend, sondern auch die Anzahl der Obstbäume, deren Kronenansatz und ihr Stammdurchmesser.

Seit März 2022 sind Streuobstwiesen auch durch das Bundesnaturschutzgesetz (§30 Abs. 2, Satz 1 Nr. 7) gesetzlich geschützt. Dabei ist der Schutz auf Bundesebene strenger als auf Landesebene, da beispielsweise auf Landesebene die Streuobstflächen kleiner sein können und kein Anteil der Bäume mehr einen gewissen Kronenansatz haben muss. In einem Rechtsgutachten der *Gregor Luisoder Umweltstiftung* heißt es dabei, dass das Landesrecht zwar abweichende Schutzvorschriften für gesetzlich geschützte Biotope erlassen darf, aber nur wenn sich daraus ein strengeres Schutzniveau als auf Bundesebene ergibt. Dies gilt jedoch nicht für bereits bestehende Gesetze von Bundesländern. Zukünftige, landesrechtliche Gesetzeskonkretisierungen müssen sich aber an dem Schutzstandard der Bundesregel orientieren (Dr. iur. Stefan Möckel 2022). Abschwächungen dieses Standards sind dann nur im Rahmen der Abweichungskompetenz nach Art. 72 Abs. 3, Nr. 2 GG möglich. Aus diesem Grund stehen in Bayern weiterhin Streuobstwiesen unter Biotopschutz, die eine Mindestflächengröße von 2.500 m² aufweisen, wie unter Teil 4, Art. 23 BayNatSchG und der Kabinettsitzung von 2020 ausgewiesen (Bayerische Staatsregierung 02/2020).

2.1.4 Die Bedeutung von Hochstämmen für die Artenvielfalt

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Mikrohabitaten nimmt mit zunehmender Dimension des Baumes zu (Vuidot et al. 2011; Regnery et al. 2013). Die Dimension des Baumes ist dabei aber nicht nur vom Alter abhängig, sondern auch von der Unterlage (Scheewe 1999; BOGL o.J.). Für den intensiven Obstanbau werden lediglich Niederstammanlagen auf schwachwüchsigen Unterlagen verwendet. So gezogene Bäume sind physiologisch nicht in der Lage zu einem kräftigen Baum heranzuwachsen. Zusätzlich werden sie aus arbeitsökonomischen

Infobox zur Stammhöhe

Als hochstämmig werden, je nach Auslegung und Interessengruppe, Obstbäume bezeichnet, die einen Kronenansatz und damit eine Stammhöhe von 160 cm bzw. 180 cm besitzen (Bayerische Staatsregierung 02/2020; BOGL o.J.; LBV 2019b). Der derzeitige Stand sieht vor, dass Altbestände mit 160 cm Stammhöhe und Neupflanzungen mit 180 cm Stammhöhe als Hochstämmen gelten (LfL o.J.a). Von einem Halbstamm spricht man bei einer Stammhöhe von 100-160 cm bzw. 120-160 cm und von einem Niedrigstamm, auch als Viertelstamm bezeichnet, bei 80-100 cm Stammhöhe (BOGL o.J.; LfL o.J.a).

Gründen in ihrer Höhe beschnitten. Weiterhin verhindern Vorgaben für den Pflanzabstand sowie die Baumstreifenbreite eine Ausbreitung der Baumkronen. Zusammen mit einem intensiven Pflanzenschutz und einer vergleichsweise kurzen Lebenszeit solcher Obsthochstämme, können sich hier keine stabilen Lebensgemeinschaften bilden. Es fehlt schlicht an Lebensraum, Nistmöglichkeiten und Zeit. Niederstamm-Kulturen können daher ökologische Funktionen und Mikrohabitate von hochstämmigen Obstbäumen nur unzureichend oder überhaupt nicht ersetzen (aid Infodienst 2005; Rösler 2007).

Hochstämmige Obstbäume hingegen, bieten mit ihren ausladenden Kronen, mächtigeren Stammdurchmessern und stärkeren Ästen eine Vielzahl potenzieller Nistplätze, wie zum Beispiel für Vögel. Zudem ermöglicht ihre Größe bessere Verankerungsmöglichkeiten für Moose, Flechten, Baumpilze und Misteln. Hinzu kommt, dass die Voraussetzungen für die Bildung von Baumhöhlen und somit weiteren Brutraum wesentlich besser sind, da hierfür

eine Minstdimension des Baumes notwendig ist (Rösler 2007). Durch Beobachtungen konnte zudem bestätigt werden, dass die Anzahl von Vogeleinflügen in Streuobstwiesen mit den größeren Pflanzabständen, der unterschiedlichen Altersstruktur und Baumhöhe, deutlich höher sind als in den eingangs erwähnten, homogenen Niedrigstamm-Zusammensetzungen (Wegener 1998).

Tabelle 1 Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von Hoch- und Niederstämmen (nach Hintermeier (2017)).

Hochstammkulturen	Niederstammkulturen
+ Hochstämme bereichern mit vielfältigen Formen und ihrer aufgelockerten Anordnung die Landschaft	+ Ernte vom Boden aus möglich, hohe Ernteleistung
+ Hochstammobstgärten schützen Hof und Dörfer vor Wind, sie binden Bauten in die Landschaft ein	+ gute Erträge schon im zweiten Jahr nach der Pflanzung
+ Wichtiger Lebensraum für Vögel und andere Tierarten dank unzähliger Lebensmöglichkeiten (Stamm, Borke, Äste, Blätter, Höhlen, Wiese) usw.	+ gleichbleibend gute Erträge
+ Schattenspender für Mensch und weidendes Vieh	+ intensive Flächennutzung
+ Hochstämme erlauben lange Produktionszeiten (50 Jahre und mehr)	+ Produktion äußerlich schöner Früchte
+ Nutzung der Kultur unter den Bäumen	- Niederstammkulturen stehen oft schematisch in der Landschaft, verschiedene Höhen fehlen
+ Oft nur geringe Pflege nötig	- wegen fehlender Höhe geringe Windschutzwirkung
+ Unzählige Obstsorten auf Hochstämmen	- Nur für wenige Vögel und andere Tierarten als Lebensraum geeignet, da der

	Stamm zu dünn ist und sich keine dicke Borke ausbilden kann
+ Früchte können genügend ausreifen, sie werden knackig, saftig und aromatisch	- Geringe Funktion als Schattenspender für Mensch und Vieh
+ Hochstämme können Einflüsse abpuffern	- Niederstämme müssen nach 15 bis 20 Jahren ersetzt werden
+ Vielfältige Kultur verringert Schadensniveau	- Keine zweite Nutzungsmöglichkeit
- Die Ernte ist zeitaufwändig	- Pflege oft sehr aufwändig
- Erträge erst ab dem zehnten Standjahr	- Sortenauswahl eingeschränkt, wenig Sorten
- Ertrag ist jährlich stark schwankend	- Erfordert mehr Fachkenntnisse, um befriedigende Geschmacksqualitäten zu erzielen
- Großer Flächenbedarf	- Niederstamm oft anfälliger für Krankheiten, daher sehr hoher Pestizideinsatz
- Produktion von makellosem Obst nicht einfach, deshalb niedrige Preise	- Monokultur mit erhöhtem Risiko für Kalamitäten

2.1.5 Gefährdung von Streuobstwiesen und -bäumen

Die ursprüngliche Entwicklung der Streuobstwiese fand im 17. Jahrhundert ihren Ursprung als die Obstproduktion an Wichtigkeit gewann und Obstbäume vermehrt in der Landschaft gepflanzt wurden (Küster 2010 // 1995). Zuvor wurden Obstbäume hauptsächlich zur Subsistenzwirtschaft in Gärten gepflanzt. Nachdem die Pflanzungen jedoch als Konsequenz der Entvölkerung durch den 30-jährigen Krieg und damaligen Epidemien verwahrlosten, wurde später durch die Staaten unter anderem die Schaffung von Baumschulen beschlossen. Die Bemühungen für die Pflanzung von Obstbäumen wurden ausgeweitet und im 18. Jahrhundert intensiviert, indem auch Priester und Lehrer den Obstanbau unterstützen sollten. Der Höchststand an Obstbäumen wurde schließlich

zwischen den beiden Weltkriegen erreicht. In dieser Zeit fand jedoch ein Umdenken in Richtung Mechanisierung und marktorientierter Obstproduktion statt. 1969 beschloss die europäische Wirtschaftsgemeinschaft die Rodung von Apfel-, Birn- und Pfirsichbäumen zu unterstützen. Streuobstwiesen waren oft nicht mehr profitabel. Allein zwischen 1970 und 1972 wurden daher in Deutschland über 17.000 Hektar Obstplantagen, davon knapp 6.400 Hektar Streuobstwiesen, gerodet. Ähnliche Rodungen fanden auch in den meisten anderen europäischen Ländern statt (Herzog 1998).

Welche Folgen diese Maßnahmen für die Streuobstbestände hatten, lässt sich aus [Tabelle 2](#) entnehmen. 1950 waren Streuobstwiesen in Deutschland noch auf einer Fläche von 1,5 Mio. Hektar verbreitet, im Jahr 2013 hingegen waren es nur noch 300.000 Hektar. Die Anzahl Streuobstbäume ging damit von 120 Mio. auf 24 Mio. zurück.

[Tabelle 2](#) Fläche und Anzahl von Streuobstbäume 1950/65 und 2013. Die Anzahl der Bäume ergibt sich aus der angenommenen mittleren Bestandsdichte von 80 Bäumen je Hektar (nach (LfL 2013))

	Fläche (ha) 1950/1965	Streuobstbäume 1950/1965	Fläche (ha) 2013	Streuobstbäume 2013
Deutschland	1,5 Mio.	120 Mio.	300.000	24 Mio.
Bayern	250.000	20 Mio.	68.750 – 77.500	5,5 – 6,2 Mio.

Innerhalb von 63 Jahren verzeichneten Streuobstwiesen damit eine deutschlandweite Bestandsabnahme von ca. 80 %. Bayernweit ist seit der letzten Bestandsaufnahme im Jahr 1965 ein Flächenrückgang von etwa 70 % zu verzeichnen (LfL 2013). Teilt man die Anzahl der verlorengegangenen Bäume durch die Anzahl der Jahre, erhält man deutschlandweit seit 1950 einen jährlichen Verlust von ca. 1,5 Mio. Streuobstbäumen, was einem jährlichen Verlust von 1,25 % entspricht. Bayernweit ergibt sich so seit 1965 ein jährlicher Verlust von ca. 300.000 Streuobstbäumen, was einem jährlichen Verlust von 1,5 % entspricht. Den bedeutendsten Anteil an Streuobst in Deutschland wies 2004 Baden-Württemberg mit etwa noch 170.000 ha und 11,4 Mio. Bäumen auf (Akademie für Natur- und Umweltschutz 2004).

Nachdem seit 1965 keine flächendeckenden Bestandsdaten mehr erhoben wurden, beruhen diese Zahlen auf überschlägigen Berechnungen und Abschätzungen (LfL 2013). Dennoch zeichnen sie ein realitätsnahes Bild. Eine ähnlich starke Abnahme führte so zum Beispiel in Rheinland-Pfalz dazu, dass das Biotop *Streuobstwiese* dort auf der roten Liste der bestandsgefährdeten Biototypen in Kategorie 2, also als stark gefährdet, eingestuft wurde (Dahlem et al. 2002).

Streuobstwiesen kommen heute fast ausschließlich in den gemäßigten Breiten Europas vor. Genaue Verbreitungsdaten sind jedoch oft nur sporadisch vorhanden, da die Länder zumeist nur statistische Daten von intensivem Obstbau erheben (Herzog 1998). Zwar geht aus einem Erfahrungsbericht hervor, dass auch eine mehrfache Kartierung zum Erhalt von Streuobstwiesen nur mäßig beiträgt und Pflegearbeiten einen wesentlich größeren Mehrwert liefern (May 2022). Eine gesonderte Erhebung dieser Biotope wäre aber dennoch sinnvoll, um belastbare und vor allem messbare Bestandsdaten zu erhalten. Nur was messbar ist, lässt sich auch einwandfrei nachvollziehen, weshalb im Streuobstpakt diverse Indikatoren zum Fortschritt der Maßnahmenumsetzung festgelegt wurden. Ein belastbarer, zahlenbasierter Nachweis könnte auch dem Verlust von Streuobstwiesen vorbeugen, indem Rodungen von Streuobstwiesen stärker auffallen würden. Denn die restlichen Streuobstbestände werden auch heute noch weiter verdrängt. Zu den wesentlichsten Treibern gehören:

1. Rodungen von Streuobstbäumen für eine maschinengerechtere Bewirtschaftung von Äckern oder Grünland
2. Fehlende Erhaltungsmaßnahmen wie Schnitt und Nachpflanzung. Dadurch überaltern die Bestände, bis diese schließlich zusammenbrechen
3. Verbuschung bis hin zur Verwaldung durch die Aufgabe der Unternutzung (Fehlende Beweidung und Mahd)
4. Siedlungserweiterungen und Straßenbau in ortsnahe Streuobstbestände, zumeist ohne (hinreichenden) Ersatz bei gleichzeitiger Rodung des Bestandes
5. Ersatz von Streuobstbeständen durch intensiv genutzte Obstkulturen

6. Erholungsdruck durch den Bau von Grillhütten, Zäunen, Rasenanlagen etc. und damit Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt durch Störungen und Trittschäden u. Ä.

Zwar werden auch neue Streuobstwiesen als Ersatzmaßnahme angelegt, diese benötigen jedoch Jahrzehnte und viel Pflege bis sie einen zerstörten Streuobstbestand ersetzen können (Dahlem et al. 2002). Tieferliegende Gründe für die Rodung von Streuobstflächen ist nach wie vor die verhältnismäßig geringe Verdienstmöglichkeit. Für eine erfolgreiche Streuobstvermarktung bedarf es hier einer verbesserten, überbetrieblichen Zusammenarbeit der Erzeuger, zusammen mit den Verarbeitern bzw. den Vermarktern. Sofern der Fokus auf dem Nutzungs- und nicht dem Naturschutzaspekt liegt, müssen landwirtschaftliche und obstbauliche Aspekte stärker miteinbezogen werden und vorhandene Ansätze sowie Fachwissen für eine effektivere Bewirtschaftung genutzt werden. Die Technik für maschinelle Ernten ist vorhanden und muss auch genutzt werden, damit auch mit Streuobstbäumen Gewinne erwirtschaftet werden können (Rösler 2007; LfL 2013).

Unabhängig der bisher genannten Gefährdungen von Streuobstwiesen, stehen aber auch Streuobstbäume selbst einer Vielzahl von Bedrohungen gegenüber. Diese reichen von fehlenden Schutz- und Pflegemaßnahmen über Nährstoffmangel bis hin zu Krankheiten und Schädlingen (Rösler 2007; Pomologen-Verein e.V. 2010; LfL 2013, 2022).

2.2 Spechte

2.2.1 Wertvolle und intelligente Ökosystemingenieure

Spechte machen zwar nur einen sehr kleinen Anteil an der Gesamtbiomasse von Wirbeltieren in den Wäldern aus, allerdings kommt ihnen eine überdurchschnittlich wichtige Rolle für unsere heimischen Ökosysteme zu. Die hohe Zahl Folgenutzer von Spechthöhlen weist auf die besondere Schlüsselfunktion von Spechten hin, denn nur wenige Vogelarten wie die Hauben- und Weidenmeise (*Lophophanes cristatus* und *Poecile montanus*) sind in der Lage Baum- oder Erdhöhlen zu bauen. Diese können durch ihre geringe Körpergröße und ihren zierlicheren Schnabel jedoch nur morsches Holz für

den Höhlenbau nutzen. Auch dann schaffen sie nur einen halbwegs passenden Hohlraum und nicht so ausgefeilt, wie die Höhlen von Spechten.

Bei der Suche nach Käferlarven im Totholz hacken Spechte tiefe Löcher in Bäume. Diese Kleinstrukturen sind für andere Tierarten und Singvögel von großer Bedeutung, da sie in solchen Nischen ein wind- und wettergeschütztes Übernachtungsquartier vorfinden (Zahner und Wimmer 2021). Der Habicht profitiert ebenfalls indirekt von Spechtaktivitäten, da seine Beutearten, wie beispielsweise die Hohltaube, vermehrt an einem Ort auftreten können. Das Vorhandensein von geeignetem Brutraum ist für manche Arten ein limitierender Faktor, wodurch Spechthöhlen eine ganz besondere Rolle zukommt (Wüst 1990). Besonders für Weistreckenzieher, die erst spät in ihre Brutgebiete zurückkehren, besteht eine ausgeprägte Abhängigkeit der vorhandenen Höhlendichte (Müller 2005; Bußler et al. 2007). Zu berücksichtigen ist außerdem, dass jede Höhle früher oder später ihre Eignung als Bruthöhle für Spechte und andere Vogelarten verliert. Dies ist der Fall, wenn z. B. das Höhlendach ausfällt oder der Höhlenboden sich mit Wasser füllt. Nach einem solchen Fall, setzen sich dann andere Arten als Nachnutzer der Höhle durch (Zahner 1993).

Initialhöhlen, also einige Zentimetertiefe, angefangene Höhlen, werden oft über einige Jahre und manchmal sogar über Generationen hinweg bearbeitet, damit dort unter Mithilfe von Zersetzungsprozessen durch abiotische Faktoren und holzzersetzenden Pilzen neue Höhlen entstehen können. Dies dient dazu, das Holz weicher zu machen und somit den Energieaufwand der Spechte für den Höhlenbau zu verringern (Schepps et al. 1999; Zahner et al. 2012).

Neben vielen Vogelarten nutzen auch Säugetiere und mehrere hundert Insektenarten Spechthöhlen als Aufzuchtstätte, als Winterquartier, als Vorratslager oder als Schlafplatz. Faulhöhlen werden dazu ebenfalls genutzt, welche aber nur in unbewirtschafteten Wäldern häufiger auftreten (Zawadw 2018). Spechte schlagen ihre Höhlen nur in Faulstellen oder in tote Bäume, weswegen die Anzahl der Spechthöhlen in Wirtschaftswäldern stark vom Alter der Bestände abhängt. In bewirtschafteten Wäldern

machen Spechthöhlen zwischen 60 und 72 % der Höhlen aus. Wenn die Bäume jünger als 60-80 Jahre sind, finden sich jedoch kaum Spechthöhlen (Zawadzki 2018).

In Wirtschaftswäldern werden Bäume aber bereits nach einem Drittel bis maximal der Hälfte ihrer natürlichen Altersspanne gefällt, da dann die Holzqualität hoch und die Umtriebszeit relativ kurz ist. Qualitativ schlechtere Bäume werden ebenfalls frühzeitig entfernt, um Platz für hochwertigere Bäume zu schaffen. Durch dieses Vorgehen fehlt vielen Arten das für sie notwendige Totholz, wodurch sie häufig auf Roten Listen bedrohter Arten wiederzufinden sind (Zahner und Wimmer 2021). Nicht zuletzt aus diesem Grund sind Streuobstwiesen ein unersetzliches Habitat für viele dieser gefährdeten Arten. Streuobstflächen stellen zudem auch ein wichtiges Landschaftselement für Spechthöhlen dar, vorausgesetzt sie weisen eine hohe Anzahl an alten Obstbäumen auf (Grübler et al. 2013).

Dies alles zeigt die enorme Wichtigkeit von Totholz in Wäldern und auf Streuobstwiesen aber auch die Wichtigkeit der Spechte, die für die Biodiversität und das Vorkommen unterschiedlichster Arten sorgen. Die meisten heimischen Spechtarten gelten daher nicht nur als „besonders geschützt“, sondern darüber hinaus auch als „streng geschützt“ (Bundesministerium der Justiz). Nachdem Baumhöhlen die Lebens-, Fortpflanzungs- und Ruhestätte von Spechten sind, stehen diese durch das Bundesnaturschutzgesetz §44 ebenfalls unter Schutz.

Obwohl Spechte als Indikator-, Schutzschirm- und Keystone-Art zählen, sind sie selten Ziel von globalen Schutzmaßnahmen. Wenn versucht wird Habitate zu schützen, sind die Vorteile für sie nur sekundärer Natur. Wenn diese Vögel hingegen geschützt werden, profitieren davon auch viele andere Arten. Sollten Spechte in einer Region verschwinden, dürften viele andere Arten es ihnen gleichtun. Bisher zählen bereits 18 Spechtarten nach der Roten Liste der IUCN als „gefährdet“, „stark gefährdet“ und „vom Aussterben bedroht“. Durch ihre an Wälder angepasste Lebensweise liegt der Hauptgrund ihrer Gefährdung in der Rodung von Wäldern (Gorman 2017).

2.2.2 Spechte auf Bayerns Streuobstwiesen

Buntspecht (*Dendrocopos major*)



Abbildung 1 Buntspecht, Foto (gespiegelt): Pixabay (1)

Der Buntspecht ist mit ca. 680.000 - 900.000 Brutpaaren in Deutschland und mit 1,8 Mio. – 12 Mio. Brutpaaren in Europa die häufigste Spechtart in unseren Breiten (Opitz 2014; Zahner und Wimmer 2021). Von den anderen Arten kommen nur Schwarz-, Grau-, Grün-, Mittel- und Kleinspecht in nennenswerten Beständen vor, die jedoch selbst in der Summe von 197.000 Brutpaaren nicht an die Bestandszahl des Buntspechtes heranreichen. Zwar sind derartige Bestandsangaben fehleranfällig, dennoch vermitteln diese Zahlen eine ungefähre Vorstellung von der Häufigkeit des Buntspechtes und seinen Höhlen. Arten, die z. B. hauptsächlich Schwarzspechthöhlen nutzen, müssen demnach mit einer wesentlich geringeren Anzahl von Höhlen auskommen (Günther, E. & Hellmann, M. 2001).

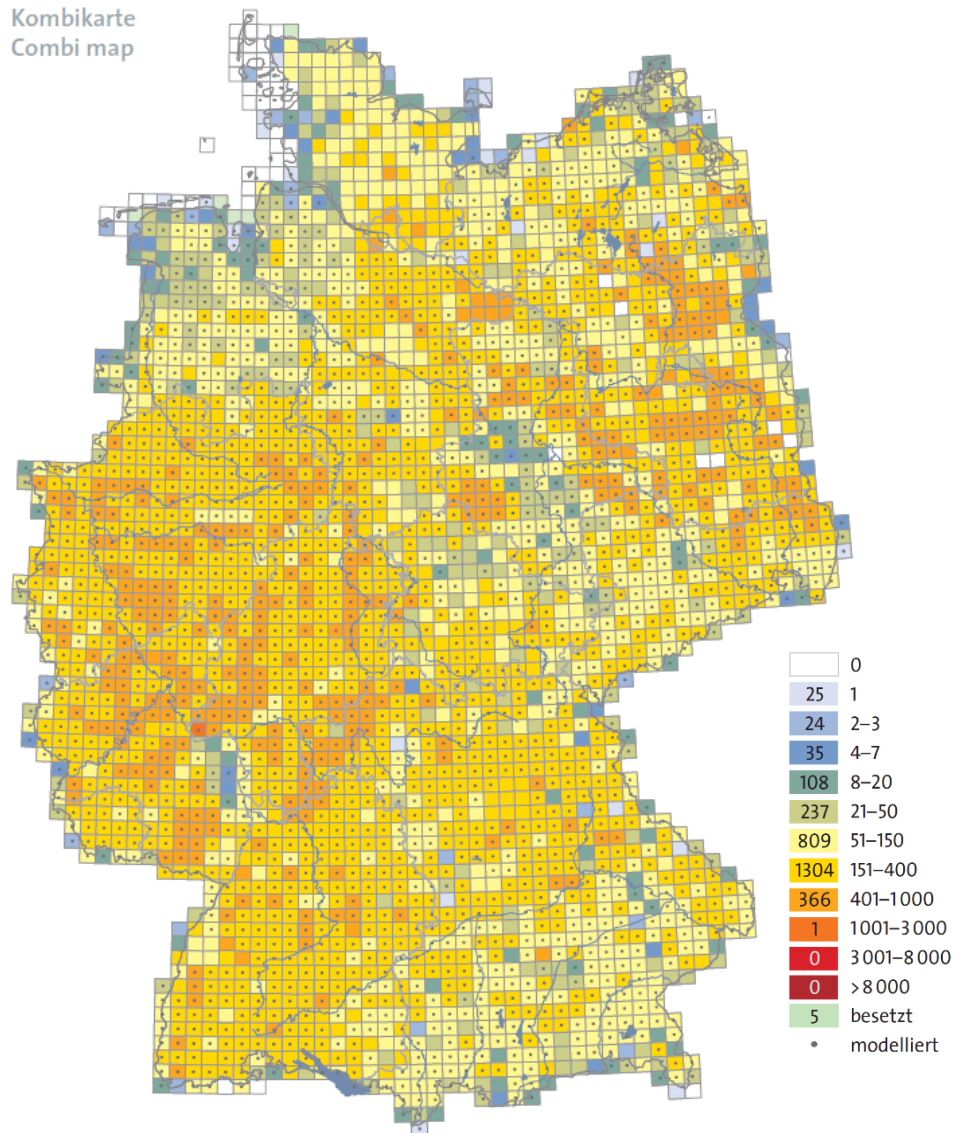
Folglich liefern Buntspechte auch die meisten Höhlen die jedoch eher von durchsetzungsstärkeren Arten wie z. B. dem Star genutzt werden, weil Buntspechte auch Küken von schwächeren Arten (z. B. von Meisen) erbeuten (Günther, E. & Hellmann, M. 2001). Daher sind die Höhlen des Buntspechtes nicht für alle Arten gleichermaßen von Nutzen. Buntspechte nutzen bei ausreichendem Höhlenangebot bereits bestehende Höhlen. Wenn dies nicht der Fall ist, legen sie im Schnitt jedes Jahr eine neue Höhle an, da ihre Höhlen weniger dauerhaft sind (Zahner und Wimmer 2021).

Der Buntspecht ist ein absoluter Generalist unter den Spechten und hat ein breites Nahrungsspektrum. Oft spielen Zapfen, Fichten- und Kiefern Samen eine wichtige Rolle, was sich in seinem kräftigeren Schnabel widerspiegelt. Ansonsten ernährt er sich von Blattläusen, Insekten und deren Larven, Würmern, Nüssen und Beeren. Die Nahrung bringt er für seine Jungen im Schnabel ans Nest. Deshalb ist die Fütterungsmenge im

Vergleich zu Erdspechten geringer, da diese das Futter hochwürgen. Dadurch muss der Buntspecht öfter fliegen und bevorzugt es in der Nähe der Bruthöhle auf Nahrungssuche zu gehen (Gutjahr 2020; Zahner und Wimmer 2021). Der Buntspecht besiedelt flächen-deckend Wälder in Deutschland. Daher wurde sein Vorkommen auch nicht wie das anderer häufiger Brutvogelarten ausschließlich durch das Monitoring bestimmt, sondern größtenteils

modelliert (Abbildung 2). *Abbildung 2.* Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Zu sehen ist seine Verbreitung und modellierte Bestandsgröße zwischen 2005 und 2009. Die Bestandsgröße des Buntspechts innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR).

Kombikarte
Combi map



Mittelspecht (*Leiopicus medius*)



Abbildung 3 Mittelspecht, Foto: Pixabay (2)

Der Mittelspecht sucht seine Nahrung vor allem an Bäumen mit rauer, rissiger Borke. Dort sammelt er geschickt Insekten und Spinnen aus den Nischen, weswegen er auch als „Stocherspecht“ bezeichnet wird (Wimmer und Zahner 2010; Zahner und Wimmer 2021). Die Nahrung für die Jungvögel suchen Mittelspechte, wie auch Kleinspechte, in Nestnähe, damit im Falle eines Besuchs von Nesträubern wie z.B. dem Buntspecht, schnell das Nest verteidigt werden kann (Winkler et al. 2003; Zahner und Wimmer 2021).

Der Mittelspecht besiedelt gerne im Tief- und Hügelland Eichenwälder mit Bäumen ab einem Alter von ungefähr 80 Jahren (Zahner und Wimmer 2021). Mittelspechte scheinen für den Höhlenbau ausschließlich morsches und verrottendes Holz zu benötigen (Glutz von

Blotzheim & Bauer 1980), weswegen sie neben Eichenwäldern auch auf alte Eschen, Birken und Wälder in der Zerfallsphase angewiesen sind (Pasinelli 2000; Gedeon et al. 2014). Doch er tritt auch in Waldgesellschaften mit borkigen Baumindividuen auf, beispielsweise Erlenauwälder und Streuobstwiesen (Wiesner 2018). Generell profitiert er von lichten Strukturen, deren Flächen jedoch weiter schrumpfen (Zahner und Wimmer

2021). Klein- und Mittelspechte legen beinahe jedes Jahr neue Höhlen an. Grund dafür ist das schnellere Verfaulen der Weichlaubhölzer, in die sie ihre Höhlen hauptsächlich bauen (Zahner und Wimmer 2021).

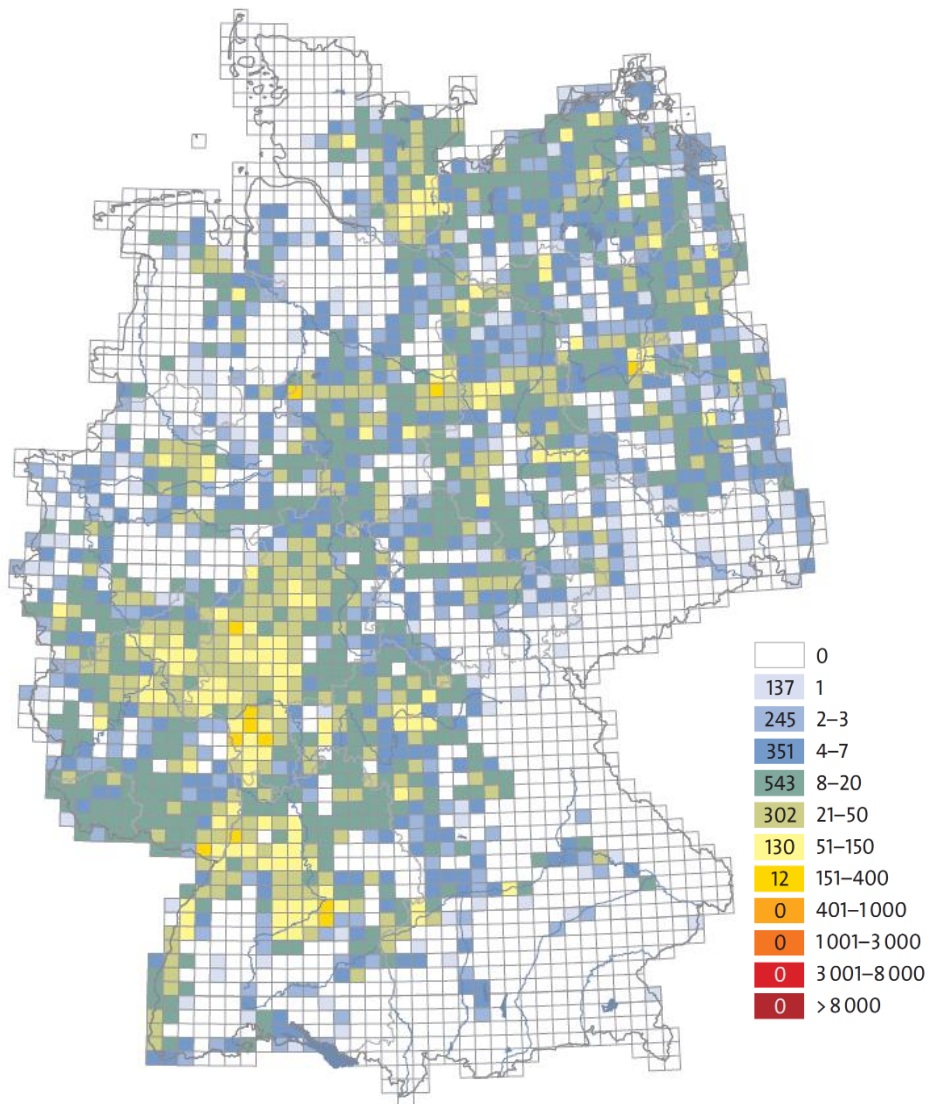


Abbildung 4 Bestandsgröße und Verbreitung des Mittelspechts 2005 - 2009 in Deutschland. Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Die Bestandsgröße des Mittelspechts innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR)

Kleinspecht (*Dendrocopos minor*)



Abbildung 5 Kleinspecht, Foto (gespiegelt): Pixabay (3)

Der Kleinspecht baut Höhlen mit einem Eingangsdurchmesser von oft nur 32 mm, wodurch ihm seine Höhlen leicht zugeordnet werden können. Als Nahrung dienen dem Kleinspecht hauptsächlich Blattläuse und baumbewohnende Ameisen, die er, wie der Mittelspecht auch, in Nestnähe fängt (Zahner und Wimmer 2021). Aber auch Schnecken, Larven, Spinnen und Würmer gehören zu seinem Nahrungsspektrum (Gutjahr 2020). Im Winter sind im Totholz lebende Insekten für den Kleinspecht eine wichtige Nahrungsquelle (Höntschi 2001).

Auf Grund seiner geringen Größe benötigt er weiches Totholz zum Höhlenbau, weshalb er sich meistens pilzbefallene Weichlaubhölzer wie Pappeln, Weiden oder Birken sucht (Zahner und Wimmer 2021). Seine Ansprüche unterscheiden sich dahingehend kaum vom

Höhlenbau der Hauben- und Weidenmeise (Höntschi 2001). Die Höhlen nutzt der Kleinspecht jedoch nur für eine Brutsaison. Häufig kommt der Kleinspecht in weichholzreichen Auen vor, aber er nutzt auch andere abgestorbene Laubbaumarten und lässt sich daher auch in ausgedehnten Streuobstgebieten Mitteleuropas auffinden (Zahner und Wimmer 2021). Häufig findet man ihn auch in feuchten, lichten Laub- und Mischwäldern, Parks und Gärten (Gutjahr 2020).

Ein besonderer Vorteil bei Regionen mit Streuobst ist für den Kleinspecht die Abwesenheit des Buntspechtes während der Brutsaison, da der Buntspecht häufig die Brut des Kleinspechtes erbeutet (Zahner und Wimmer 2021). Der Bruterfolg des Kleinspechtes ist auf Streuobstwiesen daher wesentlich höher als in Wäldern mit Buntspechtvorkommen (Höntschi 2001).

Der drastische Rückgang von Streuobstwiesen seit den 1960er Jahren wirkt sich daher besonders negativ auf die Kleinspechtbestände aus. Es wird auf Grund des vermehrten Einsatzes von Nadelbäumen in Wäldern und die Einstellung des extensiven Obstanbaus in ländlichen Gebieten von einer langfristig negativen Bestandsentwicklung ausgegangen (Gedeon et al. 2014).

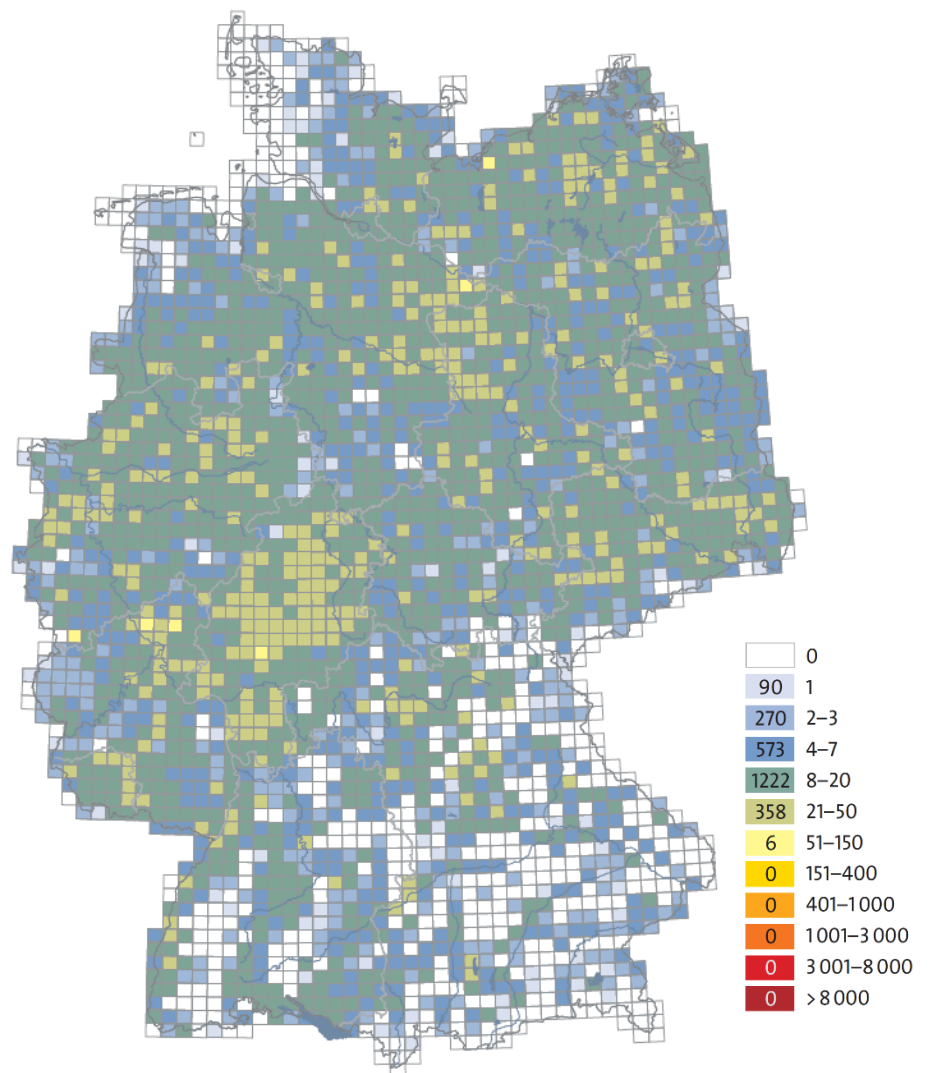


Abbildung 6 Bestandsgröße und Verbreitung des Kleinspechts 2005 - 2009 in Deutschland. Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Die Bestandsgröße des Kleinspechts innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR)

Wendehals (*Jynx torquilla*)



Abbildung 7 Wendehals, Foto (gespiegelt): Pixabay (4)

Der Wendehals hebt sich durch sein grau-braunes Gefieder ab. Dieses erinnert stark an die Farbe einer Borke. Dadurch ist er eher unauffällig und gut getarnt (Gutjahr 2020). Generell unterscheidet er sich von den anderen Spechtarten auch durch das Fehlen seines Stützschwanzes und seinem für Spechte untypischen Schnabel, den er auch nicht für das Bauen von Bruthöhlen nutzt. Der Wendehals zieht im Gegensatz zu allen anderen Spechtartigen im Winter nach Südeuropa und Afrika, da er im Winter in unseren Breiten nicht genug Nahrung finden würde (Zahner und Wimmer 2021). Stattdessen übernimmt er bei

seiner Rückkehr aus dem Süden Baum- und Spechthöhlen. Sollte die Höhle durch eine andere Vogelart besetzt sein, kann er aggressiv werden und die "Vorbesitzer" vertreiben (Gutjahr 2020).

Wendehälse sind ihrem Brutrevier sehr treu (Gutjahr 2020). Sie bevorzugen, ähnlich wie der Grünspecht, Bereiche mit rasenbewohnenden Ameisen. Der Wendehals besiedelt offene und halboffene Landschaften wie Parks, Streuobstwiesen und Gärten mit genügend Altbäumen. Außerdem findet man ihn auch in lichten Laub- Misch-, Nadel- und Auenwäldern. Ursprünglich waren Wälder in der Zerfallsphase seine Heimat (Zahner und Wimmer 2021).

Was jedoch ausnahmslos alle unsere heimischen Spechte gemeinsam haben, ist die baumgebundene Ernährungsweise (Zahner und Wimmer 2021). Dabei bevorzugt der Wendehals Ameisen sowie deren Larven, was zu 98 % seiner Nahrung ausmacht (Maumary et al. 2007). Das Vorhandensein gewisser Ameisenarten (*Lasius, tetramorium*) bestimmt dabei sein Vorkommen (Wüst 1986).

Durch sein Zugverhalten ist er wie alle Langstreckenzieher besonders gefährdet. Der enorme Rückgang von Streuobstwiesen der letzten Jahrzehnte hat seinen Bestand weiter reduziert. Ebenso verhält es sich mit dem Rückgang von Ameisen. Durch zu häufiges Mähen und der Überdüngung nährstoffarmer Grasfluren gibt es weniger Orte, an denen Ameisen vertreten sind und der Wendehals Nahrung findet (Gedeon et al. 2014). Aus diesem Grund gilt der Wendehals als „stark gefährdet“ und seine Bestandsentwicklung wird als rückläufig eingeschätzt (Gedeon et al. 2014; Zahner und Wimmer 2021).

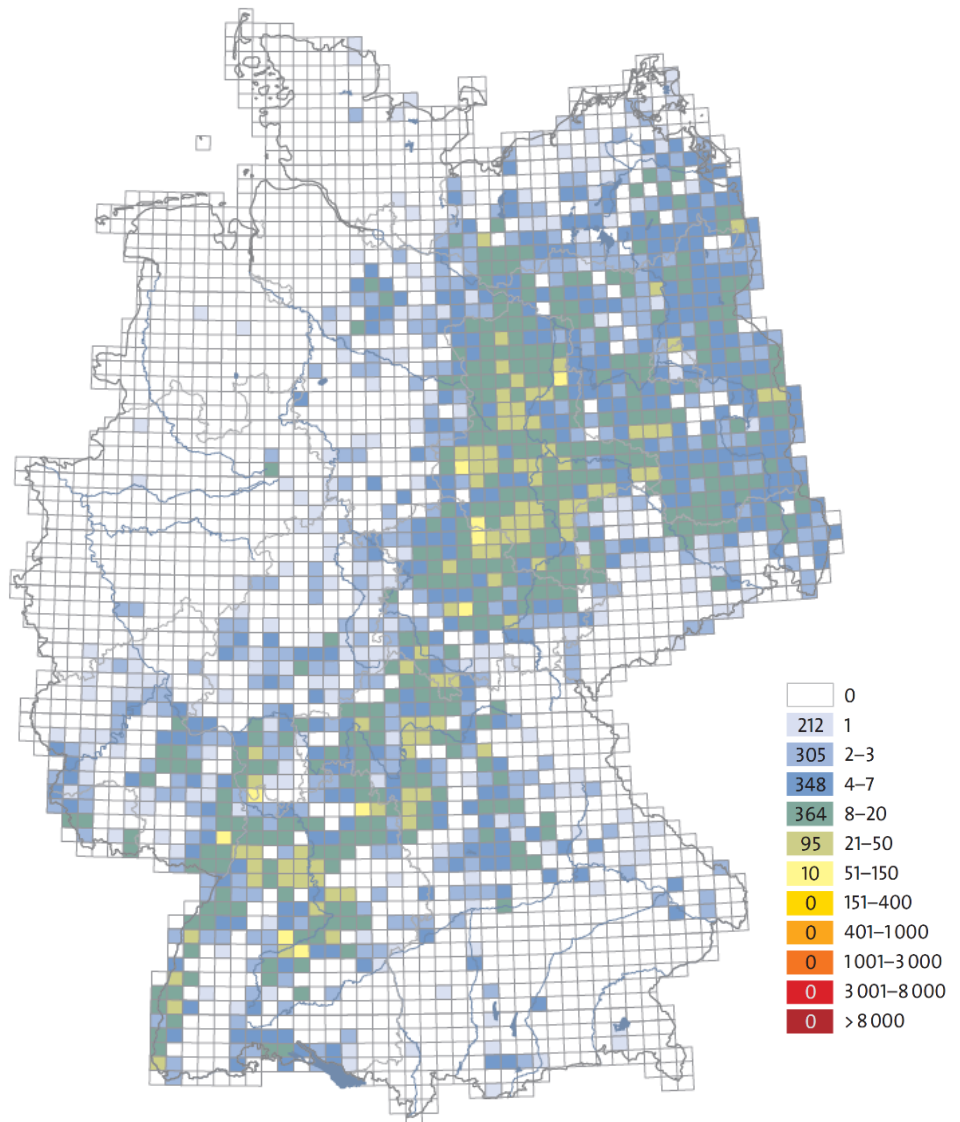


Abbildung 8 Bestandsgröße und Verbreitung des Wendehalses 2005 - 2009 in Deutschland. Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Die Bestandsgröße des Wendehalses innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR)

Grünspecht (*Picus viridis*)



Abbildung 9 Foto (gespiegelt): Wikimedia commons

Der Grünspecht wird durch seine Suche am Boden nach Ameisen - seiner Hauptnahrung - als Erdspecht bezeichnet. Grünspechte kommen oft am Rande von Ortschaften vor. Dazu gehören Parkanlagen, Obstplantagen, Alleen, Feldgehölze, Gärten, Friedhöfe und Streuobstwiesen, sofern diese größere Altholzbestände aufweisen. Geschlossene Wälder nutzt der Grünspecht dann, wenn diese von Waldwiesen oder Kahlschlägen durchzogen sind. Das Vorkommen von Grünspechten wird aber nicht nur von Totholz allein bestimmt, sondern auch durch das Vorhandensein von rasenbewohnenden Ameisenkolonien (Gedeon et al. 2014; Zahner und Wimmer 2021).

Der Grünspecht ist so sehr an Ameisen angepasst, dass er eine 10 cm über den Schnabel hinausreichende, klebrige Zunge besitzt, um damit in das Innere von Ameisenbauten zu kommen. Ameisen sind zudem eine Nahrungsressource, die auch den Winter über zur Verfügung steht und so eine kräftezehrende Wanderung in den Süden überflüssig macht. Strenge Winter mit hohem Schneeaufkommen jedoch, wodurch Ameisen für den Grünspecht unzugänglich werden, wirken sich stark negativ auf seine Population aus (Gedeon et al. 2014). Die Zwischenlagerung von Nahrung im Kropf ermöglicht Erdspechten zudem weite Aktionsradien zur Futtersuche. Das Futter wird für die Jungen dann hochgewürgt (Zahner und Wimmer 2021).

Grünspechte bauen nur unregelmäßig neue Höhlen, weswegen sie geeignete Höhlen über mehrere Jahre hinweg nutzen. In Obstbäumen legt der Grünspecht seine Höhlen überraschenderweise bereits in geringe Höhe an. In Hochwäldern findet man seine im Durchmesser 6 cm große Höhle aber auch in großer Höhe (Zahner und Wimmer 2021).

Die Bestandsentwicklung des Grünspechts wird langfristig als rückläufig eingestuft. Grund hierfür sind die Eutrophierung von Nährstoffen, der Rückgang lichter Waldstrukturen und zu häufige oder zu seltene Mahd von Wiesen. Der Biozideinsatz tut sein übriges und vermindert das Vorkommen von Ameisen (Gedeon et al. 2014).

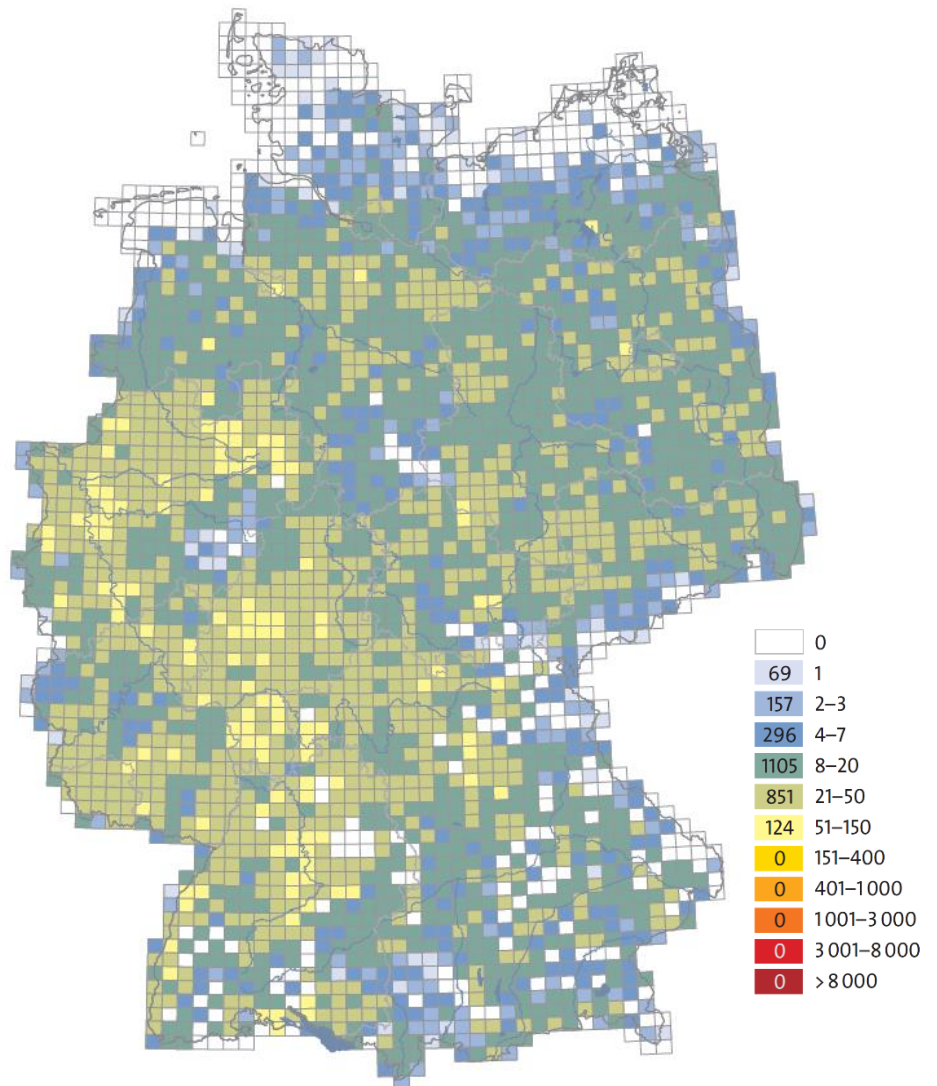


Abbildung 10 Bestandsgröße und Verbreitung des Grünspechts 2005 - 2009 in Deutschland. Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Die Bestandsgröße des Grünspechts innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR)

Grauspecht (*Picus canus*)



Abbildung 11 Grauspecht (Männchen), Foto: Wikipedia commons

Der Grauspecht wird ebenfalls als „Erdspecht“ bezeichnet, ist mit seinen kürzeren Beinen und einem kürzeren Schwanz allerdings weniger an den Nahrungserwerb am Boden angepasst als der Grünspecht. Insgesamt sind sich beide Arten aber sehr ähnlich, auch auf genetischer Ebene, weshalb es gelegentlich zur Hybridisierung zwischen den beiden Arten kommt (Gutjahr 2020).

Meistens bewohnen Grauspechte Waldränder, Buchenbestände mit viel Totholz und schätzen Übergänge zwischen Wäldern und halboffener Kulturlandschaft. Reine Nadelbaumbestände meidet er dagegen (Gedeon et al. 2014; Gutjahr 2020; Zahner und Wimmer 2021). Der Grauspecht ist stärker an geschlossenen Wald

gebunden als der Grünspecht. Er stellt so etwas wie das Bindeglied zwischen Grünspecht und den anderen Spechtarten dar, weil er sowohl am Boden als auch auf Gehölzen nach Nahrung sucht (Zahner und Wimmer 2021).

Er benötigt einen hohen Anteil Totholz und Bäume mit einem großen Stammdurchmesser. Bevorzugt nutzt der Grauspecht Weiden, pappelreiche Auwälder und totholzreiche Buchenwälder, Parks und Friedhöfe (Hölzinger und Mahler 2001). Häufig ist er in der Nähe von sonnigen Magerrasenflächen, Wurzeltellern und Totholzstümpfen zu beobachten, da dort Ameisen in großer Zahl auftreten (Zahner und Wimmer 2021).

Auch wenn Grauspechte sich größtenteils von Ameisen ernähren, nutzen sie im Winter auch Beeren, Fallobst, fetthaltige Winterfütterungen und Aas. In schneereichen Wintern weicht der Grauspecht auf in weichem Holz lebende Insekten aus. Wegen seines vielfältigen Nahrungsspektrums hat er eine breitere aber kürzere Zunge als der Grünspecht (Zahner und Wimmer 2021). Das Futter speichern Grau- wie Grünspechte im Kropf, wodurch sie größere Futtermengen als Buntspechte transportieren können (Gorman 2004).

Die Bestandsentwicklung des Grauspechts ist kurz- und langfristig gesehen rückläufig. Bisher sind die genauen Ursachen unklar, es wird jedoch die intensive Forstwirtschaft und die Anreicherung von Nährstoffen in Waldrändern dahinter vermutet (Gedeon et al. 2014).

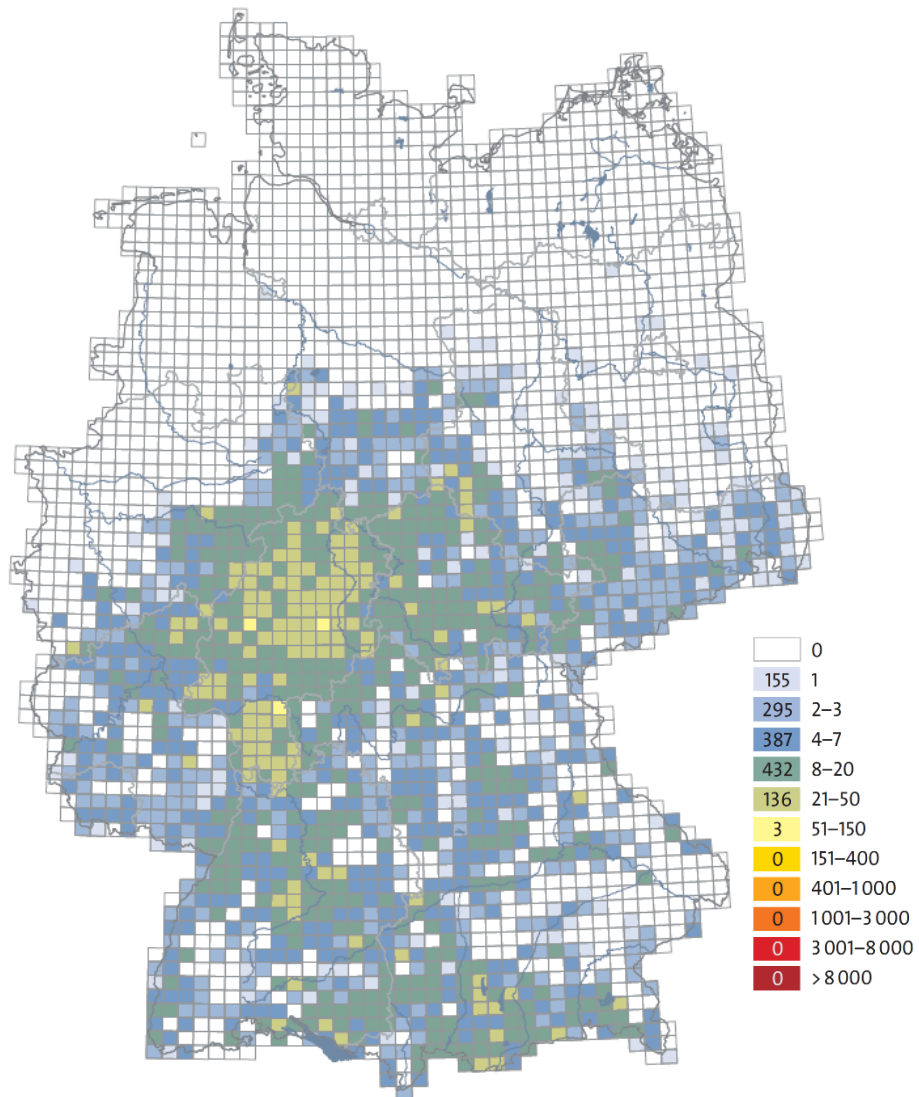


Abbildung 12 Bestandsgröße und Verbreitung des Grauspechts 2005 - 2009 in Deutschland. Eine Rasterzelle steht für ein Gebiet von 25 x 25 km. Die Bestandsgröße des Grauspechts innerhalb einer Rasterzelle lässt sich anhand der Farbe ablesen (Quelle: ADEBAR)

3 Forschungsfragen und Hypothesen

Um sich der Frage der Biodiversität in Zusammenhang mit dem Kronenansatz bzw. der Stammhöhe zu nähern, wurden Spechthöhlen als Biodiversitätsindikator herangezogen. Dieser Indikator zur Messung der Biodiversität wird deshalb genutzt, da die biologische Vielfalt bereits auf kleinen Flächen viel zu komplex wird, als dass sie verständlich gemessen oder quantifiziert werden könnte. Aus diesem Grund ist die Zuhilfenahme von Indikatoren, auch die von einzelnen Arten, sogenannte „Single-Species Management Approaches“, in der Ökologie ein probates Mittel, um solche Messungen zu vereinfachen (Ferris 1999; Duelli und Obrist 2003; Duncan 2003).

Spechte können als Indikatorart gesehen werden, denn ihre Anwesenheit ist leicht nachprüfbar und wird oft mit alten Waldbeständen bzw. genügend Totholz in Verbindung gebracht (Duncan 2003). So lassen sich durch Populationsdichten und das Vorkommen von Spechten Aussagen über die Naturnähe von Wäldern treffen (Günther, E. & Hellmann, M. 2001). Das Vorkommen von Spechten weist also auf gute ökologische Bedingungen hin. Ihre Bruthöhlen steigern außerdem die Heterogenität von Ökosystemen und begünstigen damit nicht nur das Vorkommen verschiedener Vogelarten. Viele verschiedene Arten von Fledermäusen, Säugetieren und Insekten profitieren ebenfalls von dem Höhlenangebot der Spechte (Drever et al. 2008; Hintermeier 2017; Pakkala et al. 2018). Spechte können daher wie z.B. auch Biber als Ökosystem-Ingenieure bezeichnet werden (Duncan 2003; Brazier et al. 2021). Spechthöhlen stellen somit eine leicht zu überprüfende, gut verständliche und ökologisch sinnvolle Kenngröße dar, weswegen sich in dieser Arbeit auf diese Art von Indikator gestützt wurde.

Spechte benötigen für das Bauen von Höhlen, neben morschen Stellen, gewisse Mindestbaumstärken. Ein Schwarzspecht benötigt als größter heimischer Specht eher große und glatte Buchen, die in großer Höhe noch einen Mindestdurchmesser von etwa 35 cm aufweisen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Alle anderen heimischen Spechte sind kleiner und suchen sich für den Höhlenbau Bäume aus, die einen Durchmesser von mindestens 15 cm überschreiten (Schiefenhövel 2018). Generell gilt, dass die Wahrscheinlichkeit eines Baumes Mikrohabitate auszubilden mit zunehmendem Alter,

Dimension und abnehmender Vitalität steigt. Ein Baum mit einem größeren Stammdurchmesser ermöglicht z. B. durch seine rissige Borke und sein Kronentotholz mehr Artenreichtum (Vuidot et al. 2011; Regnery et al. 2013). Auch Spechte dürften bei mächtigeren Stämmen mehr Möglichkeiten finden ihre Höhlen in das Holz zu meißeln. Daraus lässt sich die erste von drei Hypothesen ableiten, die im Rahmen dieser Masterarbeit getestet werden:

1. Je dicker der Stamm eines Streuobstbaumes, desto wahrscheinlicher das Vorkommen von Spechthöhlen.

Ein mächtigerer Baum könnte somit für mehrere Spechtarten als attraktiver Höhlenbaum erscheinen und durch seine heterogenere Struktur mehr passende Stellen für den Bau von Höhlen bieten. Zeitgleich soll aber auch überprüft werden, welcher Anteil Bäume aus der Datenaufnahme die Kriterien eines Durchmessers von 30 bzw. 50 cm erfüllen, um eine Aussage über die Schutzwirkung der derzeitigen Biotopschutz-Richtwerte treffen zu können.

Beim Kronenansatz entscheidet sich, welche Streuobstfläche unter Biotopschutz fällt und welche nicht. Dieser Schwellenwert für den Biotopschutz einer Streuobstfläche, bei dem 75 % aller Bäume diesen Kronenansatz erreicht haben müssen, wurde offenbar willkürlich von 160 cm auf 180 cm hinaufgestuft. Hinzu kommt, dass Baumschulen bis 1995 Obstbaumhochstämme mit einem Kronenansatz von 160 cm Höhe verkauften. Dadurch hat auch ein Großteil der heute älteren Obstbäume einen Kronenansatz in 160 cm Höhe, weshalb weniger Flächen unter Biotopschutz stehen als vor dem Volksbegehren (LBV 2019b). Ähnlich der ersten aufgestellten Hypothese kann hier argumentiert werden, dass ein Obstbaum mit einem höheren Kronenansatz dank seiner heterogeneren Struktur eine wichtigere Rolle für die Biodiversität spielt als ein niedrigerer Baum. Daraus ergibt sich die zweite Hypothese dieser Arbeit:

2. Streuobstbäume ab einem Kronenansatz von 180 cm weisen ein höheres Vorkommen von Spechthöhlen auf als Bäume mit einem Kronenansatz unter 180 cm.

Allerdings wird auch hier die Schutzwirkung des Biotopschutzes überprüft und abgewogen, indem der Anteil der Bäume mit einem Kronensatz von 160 cm und 180 cm verglichen wird.

Wie bereits beschrieben, stellen Spechthöhlen ein Kernstück dieser Arbeit dar. Spechte sind sehr standorttreu und bewegen sich daher zumeist innerhalb eines engen Radius. Insbesondere trifft das während der Brutzeit einiger Spechtarten, wie beispielsweise dem Klein- oder Mittelspecht, zu (Zahner und Wimmer 2021). Was die Spechthöhlen in Streuobstwiesen betrifft, soll daher die unmittelbare Umgebung der Streuobstwiesen innerhalb eines Radius von 20 km mittels dem CORINE-Landbedeckungs-Datensatz ausgewertet werden. Unterschieden wird dabei der Umkreis nach Acker, Siedlung/Bauwerke, Wald, Wasserkörper und Wiesen/Weiden. In der statistischen Berechnung werden dann die Anteile „modifiziertes Umfeld“ (Acker, Siedlung/Bauwerke) und „nicht-modifiziertes Umfeld“ (Wald, Wiesen/Weiden und Wasserkörper) miteinander verglichen. Dies geschieht daher, weil das Fehlen bzw. Vorkommen von Spechthöhlen durch Nahrungsressourcen des Umfeldes beeinflusst sein können. Grün- und Grauspecht beispielsweise, welche auch als Bodenspechte bezeichnet werden, fressen größtenteils (Wald-) Ameisen (Liesen 2012; Zahner und Wimmer 2021). Aus diesem Grund sollten Grün- und Grauspechte auch in Landschaften mit denselben Bedingungen vorkommen. Dasselbe gilt auch für andere Spechtarten, da diese stark an Wälder angepasst sind (Gorman 2017). Die dritte und letzte Hypothese lautet daher:

3. Spechthöhlen treten am häufigsten in Streuobstwiesen auf, die vermehrt Flächen wie Wald und Wiesenstücken im Umkreis aufweisen, da diese verhältnismäßig weniger intensiv bewirtschaftet werden bzw. weniger stark durch den Menschen modifiziert wurden und so ein größeres Nahrungsangebot für Spechte besteht.

Es sollten sich also mehr Spechthöhlen in 20km-Umkreisen finden lassen, in denen weniger Anteile von Acker bzw. bebauten Gebieten aufzufinden sind.

4 Herangehensweise und Methodik

4.1 Daten

Für das Auffinden von Streuobstwiesen in Bayern wurde ein Geodatenatz in QGIS des LfL (Landesamt für Landwirtschaft) genutzt, in dem bayernweit knapp 25.000 Streuobstwiesen durch einen Algorithmus erkannt wurden ([Abbildung 13](#)). Durch das Add-in *Google Satellite Hybrid* wurden die Satellitenbilder mit einer Genauigkeit von zwei Metern angezeigt.

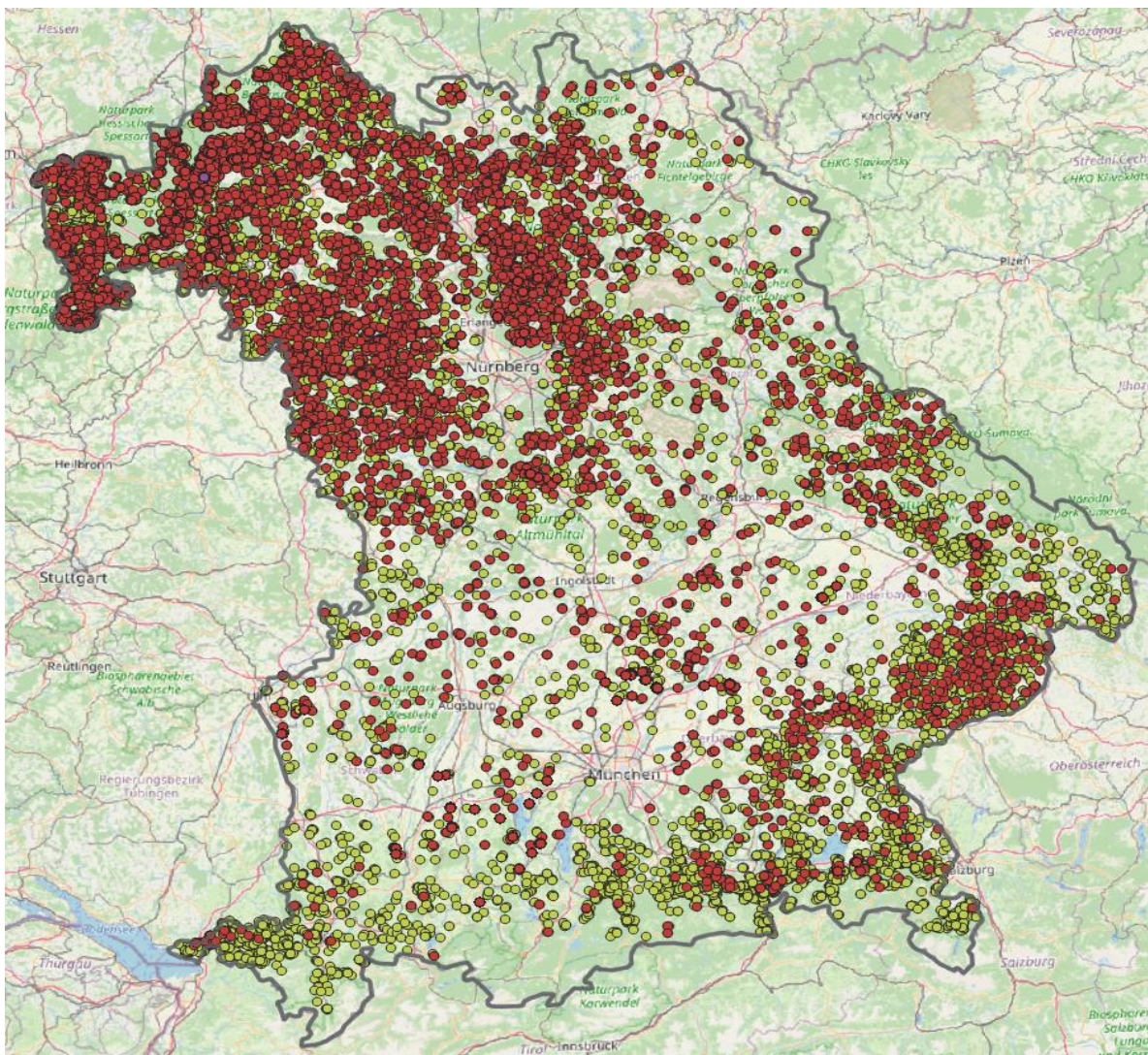


Abbildung 13 Vom Algorithmus erkannte Streuobstflächen in Bayern. Die grünen Punkte stellen Flächen dar, die kleiner als 2.500 m² sind.

In [Abbildung 13](#) sticht sofort ins Auge, dass sich die Mehrheit größerer Streuobstflächen in den Regierungsbezirken Unter-, Mittel- und Oberfranken befindet. Kleinere Flächen finden sich augenscheinlich vor allem im Süden Bayerns, nämlich in Schwaben Richtung Bodensee, im Voralpenland und in Niederbayern. In Franken gibt es jedoch auch die größte Ballung kleinerer Flächen. Das wird aus [Abbildung 13](#) allerdings nicht ersichtlich, da die roten Punkte die grünen Punkte überlagern.

Um für die vorliegende Arbeit eine vergleichbare bzw. homogene Stichprobe von Streuobstwiesen zu erhalten, wurden daher zunächst die potenziellen Flächen nach ihrer Größe gefiltert und nur noch Streuobstwiesen in Erwägung gezogen, die eine Fläche von mindestens 2.500 m² besaßen. Dies geschah aus mehreren Gründen:

1. Der Datensatz von etwa 25.000 Streuobstwiesen wurde auf 7.500 reduziert, was einen besseren Überblick verschaffte.
2. Vom Algorithmus erkannte Streuobstwiesen kleiner als 2.500 m² waren überdurchschnittlich häufig Gärten, andere Landschaftselemente oder Schattenwurf, die fälschlicherweise als Streuobstwiese identifiziert worden waren.
3. Hochstämmigkeit und der Stammdurchmesser der Bäume nach gesetzlicher Definition waren weder per Datengrundlage noch per Satellitenbild auslesbar, weshalb für die Datenaufnahme vereinfacht Streuobstflächen mit einer Flächengröße von mindestens 2.500 m² herangezogen wurden.
4. Mit der nach dem BayNatSchG definierten Flächengröße von 2.500 m² waren zumindest die Maßgaben für die Mindestfläche für den Biotopschutz dieser Streuobstflächen gegeben, sodass eine Anlehnung an das BayNatSchG sinnvoll war.

Mittels eines Zufallsgenerators wurden dann 200 Zahlen zwischen eins und 24.900 ausgegeben, um zufällig die zu vermessenden Flächen zu ermitteln. Grund hierfür ist, dass systematische Fehler bei der Datenaufnahme durch Unterschiede in verschiedenen Regionen vermieden werden sollten. Stellte sich heraus, dass die herausgegebene Nummer einer Flächen-ID entsprach, die tatsächlich eine Streuobstwiese war, wurde

diese Fläche in die Liste mit den zu untersuchenden Flächen hinzugefügt. Hier war noch darauf zu achten, dass der Algorithmus nicht immer die ganze Streuobstfläche erkannte und einige Flächen somit kleiner ausfielen, als sie es tatsächlich waren. Potenzielle Flächen für die Datenaufnahme wurden daher noch einmal mittels des Entfernungsmessers in QGIS nachgemessen.

Anschließend wurden je fünf Flächen nach Nähe ihrer geographischen Lage zueinander als Route zusammengefasst. Nachdem viele Flächen innerhalb dieser Routen jedoch nach wie vor eine relativ große Distanz zueinander aufwiesen und so die Messarbeiten erheblich erschwert bzw. verzögert hätten, wurden um die zufällig bestimmten Flächen noch per Satellitenbild weitere Flächen in deren Nähe herausgesucht. Dies ergab die fertige Routenzusammenstellung.

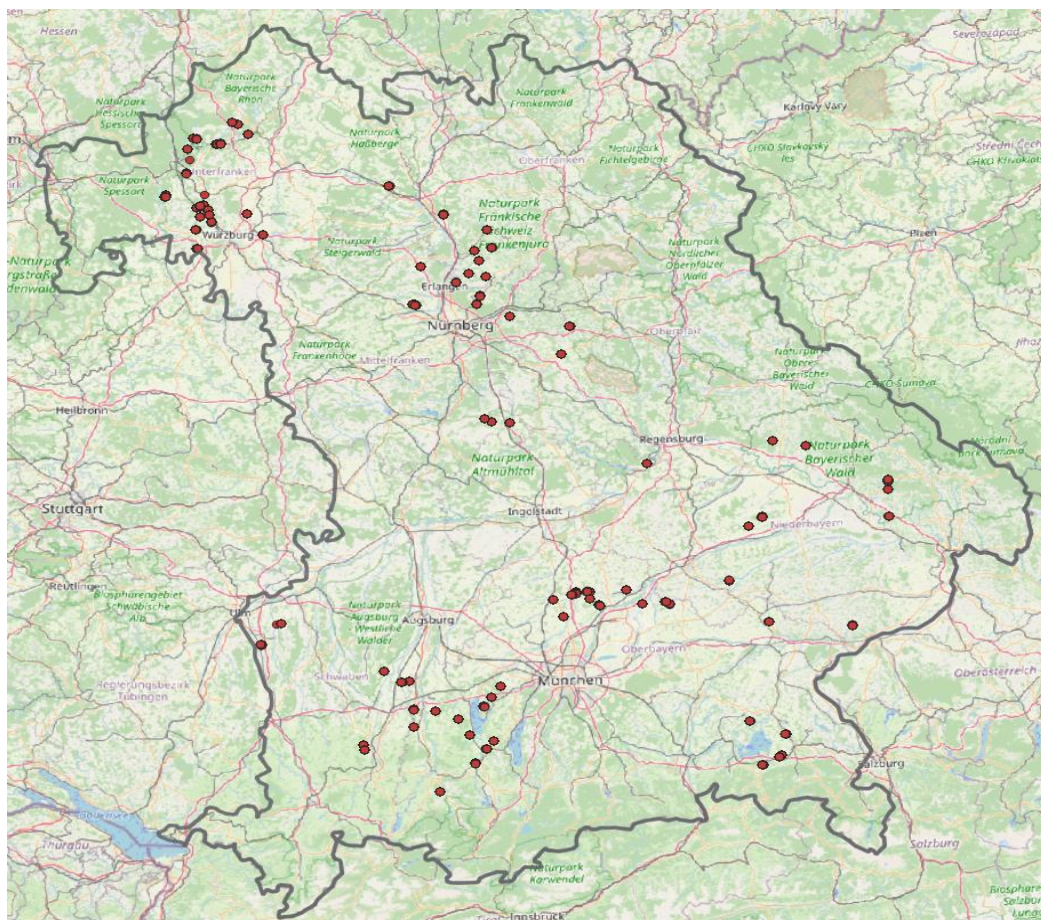


Abbildung 14 Alle im Rahmen der Arbeit besuchten Streuobstwiesen (n=103) in Bayern.

Wenn auf einer Fläche weniger als 20 Bäume standen, wurden alle Bäume vermessen. Bei anderen Flächen, auf denen mehr als 20 Bäume standen, wurden per Zufallsprinzip mindestens 20 Bäume bestimmt, die in die Datenauswertung einfließen. Für die Datenaufnahme wurde hauptsächlich die für Android-basierte Software konzipierte App *LocusGIS* genutzt. Die Daten wurden mittels Meterstab und Maßband erhoben. Der Kronensatz wurde dabei von ebenem Boden bis unter den ersten herauswachsenden Ast am Stamm gemessen. Dies stellt einen kontinuierlichen Messfehler dar, wie noch im Ergebnisteil erläutert wird. Die Umfänge der Bäume wurden zur Vergleichbarkeit mit anderen Analysen in den Brusthöhendurchmesser (BHD) umgerechnet. Insgesamt wurden stets folgende Daten erhoben:

Streuobstwiese

- Ort und Datum der Aufnahme
- Anzahl Bäume auf Fläche
- Bewirtschaftungsart (Beweidung, Mahd, extensive Nutzung, Andere)
- Artbestimmung der jeweils ca. 20 aufgenommenen Obstbäume

Obstbaum

- Umfang der Bäume auf Brusthöhe; später Umrechnung in Durchmesser
- Höhe des Kronenansatzes (von Boden bis Astunterkante, ein Messfehler!)
- Kronendurchmesser durch Ablotung der am weitesten herausragenden Äste in den vier Himmelsrichtungen (10 cm Genauigkeit)
- Lage des Baumes (Randbaum oder nicht: also ein Baum, der am Feldrand bzw. in äußerster Reihe liegt. Wenn es sich um eine Zweireihige Streuobstwiese handelt, sind alle Bäume Randbäume)
- Obstbaumart

Spechthöhle

- Vorhanden: Ja/Nein
- Himmelsrichtung
- Durchmesser

Um die dritte Hypothese bezüglich des Nahrungsangebotes für Spechte um Streuobstwiesen herum zu untersuchen, wurden die CORINE-Landbedeckungsdaten (CORINE Land Cover, CLC 2018) des europäischen Erdbeobachtungsprogramms COPERNICUS genutzt. Gearbeitet wurde mit der GIS-Software QGIS (Version 3.22.1). Um jede Streuobstfläche mit Spechthöhlen wurde ein Radius von 20 km festgelegt, da Spechte sehr standorttreu sind und nahe ihrer Höhlen bleiben (Zahner und Wimmer 2021). Diese Radien aller Flächen wurden anschließend mit den CORINE-Landbedeckungsdaten verschnitten (*Abbildung 15*). Nachdem die LCL-Daten in 43 Kategorien unterteilt werden (ETC/ULS 2019), wurden für diese Analyse alle ähnlichen Kategorien zu den fünf Kategorien Gewässer, Acker, Grasland, menschliche Bebauung und Wald zusammengefasst. Für eine Übersicht, welche Klassen in eine Kategorie zusammengenommen wurden, siehe *Tabelle A1***Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

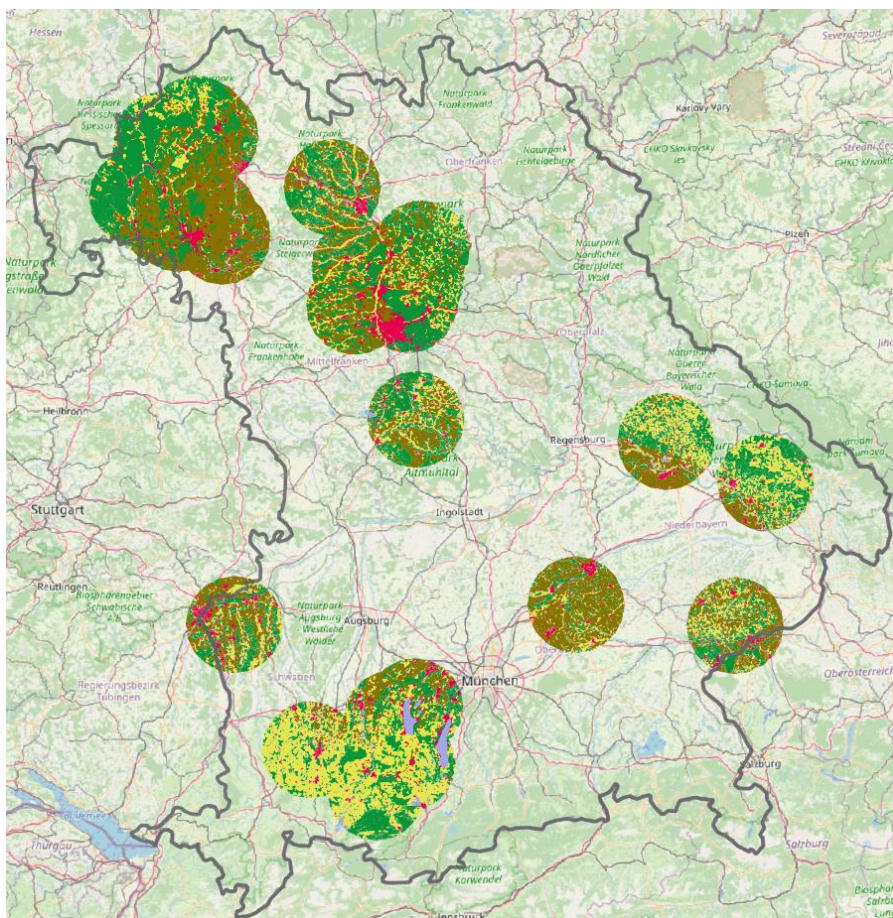


Abbildung 15 Karte aller aufgenommenen Streuobstflächen mit Spechthöhlen (n=43) und einem 20km-Radius mit den fünf Landnutzungskategorien:

Rot=Menschliche Bebauung,
Grün=Waldfläche,
Gelb=Grasland,
Braun=Acker,
Blau=Gewässer

Anschließend wurde die Flächengröße jeder Kategorie um jede Streuobstwiese herum ermittelt und in Excel exportiert, um daraufhin den prozentualen Flächenanteil jeder Klasse zu berechnen. Als nächsten Schritt wurden diese fünf Kategorien nochmals zu zwei Klassen zusammengefasst: *modified* und *natural*. Dies stellte die Grundlage für die Auswertung des Einflusses des Umfelds auf Spechthöhlen dar.

Die Datenauswertung wurde dann mittels *RStudio* (Version 1.4.1106, R-Version 4.1.0, 2021-05-18) und Excel durchgeführt. Für eine Analyse der Kronenfläche wurde vereinfacht die Flächenberechnungsformel für eine Raute angesetzt, da die Fläche eines Vierecks ohne Information zu den Seitenlängen nicht ohne Weiteres zu berechnen war. Daher wurde die Entfernung der Äste vom Stamm von Nord und Süd sowie Ost und West zu den beiden Diagonalen dieser Raute addiert und damit ein ungefährer Flächeninhalt der Baumkrone ermittelt.

4.2 Datenanalyse

Die einzelne Versuchseinheit ist der Obstbaum. Die Obstbäume sind auf einer Fläche allerdings räumlich nicht unabhängig voneinander. Auf Grund verschiedener Gegebenheiten wie Alter, klimatische Faktoren etc. können diese, im Vergleich zu den Bäumen anderer Flächen, ähnlichere Werte haben. Aus diesem Grund wurde versucht eine möglichst hohe Anzahl an Flächen zu untersuchen.

Ein Ausreißer wurde im Ergebnisteil weggelassen. Es handelte sich dabei um einen Baum unbestimmter Art mit abgebrochener Krone, der eine Spechthöhle aufwies. Nachdem der ursprüngliche Kronenansatz nicht zu ermitteln war, wurde er mit 0 cm Höhe aufgenommen. Zudem wurde ein weiterer Baum bei den Analysen zu Durchmesser und Kronenansatz nicht berücksichtigt, da für diesen Baum die Daten auswertbar waren.

Wie bereits im Methodenteil angesprochen, gab es bei der Bestimmung des Kronenansatzes einen kontinuierlichen Messfehler, da nur bis zur Unterseite des ersten Astes gemessen wurde. Damit wurde das Dickenwachstum des Astes nicht berücksichtigt, wodurch der Kronenansatz des Baumes jedoch über die Jahre sinken würde. Daher hätte bis zur Mitte des Astes gemessen werden müssen. Ein Rückschluss auf den

zentimetergenauen Kronenansatz jeden Baumes kann nicht gezogen werden, da jeder Ast einen individuellen Durchmesser besitzt und diese Daten nicht aufgenommen wurden. Zur generellen Korrektur wurden daher zusätzlich 5 cm auf den Kronenansatz angerechnet. Dies sollte eine adäquate Höhenkorrektur darstellen, die auch Bäumen mit dickeren Ästen am Kronenansatz gerecht werden dürfte.

Zunächst wurde ein Pearson-Korrelationskoeffizient mit der Funktion *cor* berechnet, um die lineare Beziehung zwischen Kronenansatz und dem BHD zu bewerten (R Core Team 2020). Ein Modell, in dem sowohl Kronenansatz als auch BHD vorkommen, wurde nach der Pearson-Korrelation nicht angelegt, da diese Variablen nicht unabhängig voneinander waren, sondern eine leichte Abhängigkeit des Kronenansatzes vom Stammdurchmesser vorlag.

Um die erste Hypothese zu überprüfen, dass dickere Bäume eine höhere Wahrscheinlichkeit für Spechthöhlen aufweisen, wurde ein Generalized Linear Mixed-Effect Model (*glmer*, *lme4* package) mit einer binomialen Modellstruktur genutzt. Das Spechthöhlenvorkommen (Vorhanden/ Nicht vorhanden) fungierte dabei als abhängige Variable und der BHD als erklärende Variable (Bates et al. 2022). Wie bereits beschrieben, sind Bäume einer Fläche nicht unabhängig voneinander. Dies gilt ebenfalls für verschiedene Regionen und Baumarten, die Spechte bevorzugen könnten. Das *glmer* wurde deshalb gewählt, weil damit für diese nicht-linearen Einflüsse der Regierungsbezirke, der Flächen und der verschiedenen Obstbaumarten korrigiert werden konnte (random effects). Dieses Modell mit den drei random effects wies zudem den geringsten AIC auf, weshalb sich für dieses Modell entschieden wurde (Akaike 1974). Zusätzlich wurde ein Diagramm mit Präsenzen und Absenzen von Spechthöhlen in Abhängigkeit vom Durchmesser erstellt, in dem eine Regressionslinie mittels *glm* (generalized linear model) berechnet wurde.

Für das Testen der zweiten Hypothese, dass Bäume mit einem höheren Kronenansatz eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Vorhandensein von Spechthöhlen aufweisen, wurde ebenfalls ein *glmer* mit einer binomialen Modellstruktur eingesetzt (Bates et al. 2022). Die Präsenzen und Absenzen von Spechthöhlenvorkommen waren dabei die

abhängige Variable und der Kronenansatz die erklärende Variable. Auch hier wurde sich für ein glmer entschieden, da damit random effects durch Regierungsbezirke, Flächen und Baumarten berücksichtigt werden konnten. Dieses Modell wies den geringsten AIC auf, weshalb die Ergebnisse davon mitaufgenommen wurden (Akaike 1974). Zusätzlich wurde ein Diagramm mit Präsenzen und Absenzen von Spechthöhlen in Abhängigkeit des Kronenansatzes erstellt, in dem eine Regressionslinie mittels glm (generalized linear model) berechnet und hinzugefügt wurde.

Um die dritte Hypothese zu testen, ob die Landbedeckung bzw. der menschliche Einfluss in einem Radius von 20 Kilometern einen eindeutigen Einfluss auf das Vorhandensein von Spechthöhlen hatte, wurde ein Generalized Linear Mixed-Effects Model (glmer, lme4 package) mit einer binomialen Modellstruktur genutzt (Bates et al. 2022). Dieser Modelltyp wurde gewählt, da die Daten nicht normal verteilt waren und für mögliche Effekte der Regierungsbezirke, Flächen und Baumarten korrigiert werden konnte. Dieses Modell hatte den geringsten AIC, weswegen diese Ergebnisse hier genutzt wurden (Akaike 1974).

Um zu testen, wie Spechthöhlen von der Baumart abhängen, wurde ebenfalls ein glmer (lme4 package) mit einer binomialen Modellstruktur verwendet. Einerseits, weil die Spechthöhlen binär dargestellt waren (Vorhanden/ nicht vorhanden). Andererseits, um für mögliche Effekte durch Regierungsbezirke und Flächen zu korrigieren (Bates et al. 2022). Nachdem es mehrere Baumarten gab, bei denen keine bzw. insgesamt nur eine Spechthöhle vorhanden war und die Datenlage von Walnuss, Vogelkirsche, Pflaume, Quitte und Mirabelle zusätzlich sehr dünn war, wurden diese Arten vernachlässigt.

Es wurden außerdem zwei lineare Modelle (lmer, linear mixed effect models) angewendet, um zu testen, welcher Unterschied und Zusammenhang zwischen den einzelnen Regierungsbezirken und dem Durchmesser bzw. Kronenansatz der Obstbäume besteht. Dieser Modelltyp wurde gewählt, da die Daten eine Normalverteilung aufwiesen und für zufällige Flächeneffekte und Effekte verschiedener Baumarten korrigiert werden konnte. Um die Abhängigkeit von Spechthöhlen vom Regierungsbezirk zu untersuchen, wurde erneut ein glmer (lme4 package) genutzt, da es sich bei den Spechthöhlen um eine binäre Variable handelte (Bates et al. 2022). Dadurch konnten zufällige Effekte verschiedener

Flächen und Baumarten ebenfalls berücksichtigt werden. Abschließend wurde zur Veranschaulichung ein posthoc-Test mit Emmeans (package emmeans) durchgeführt (Lenth 2017).

Als letzten Schritt wurden drei Pearson-Korrelationskoeffizienten (Funktion: cor) berechnet, um die lineare Beziehung zwischen der Kronenfläche und Spechthöhlen zu bestimmen sowie zwischen Kronenfläche und Kronenansatz bzw. Stammdurchmesser zu bewerten (R Core Team 2020). Durch dieses Vorgehen konnte ausgeschlossen werden, dass die Kronenfläche als zusätzlicher Faktor berücksichtigt werden sollte.

5 Ergebnisse

Insgesamt wurden zwischen Januar und Ende April 2022 103 Flächen besucht und Daten von 2.180 Einzelbäumen gesammelt. Die durchschnittliche Flächengröße der untersuchten Streuobstwiesen betrug 6.624 m² (minimale und maximale Flächengröße: 2.538 m² bis 49.053 m²). Die durchschnittliche Anzahl Obstbäume auf den Flächen lag bei 43 (minimale und maximale Anzahl Bäume auf einer Fläche: 9 bis 176). Insgesamt wurden mindestens 9 bis maximal 38 Bäume je nach Fläche vermessen.

Insgesamt bewegten sich die aufgenommenen Werte der Bäume in folgendem Bereich: Der BHD-Mittelwert lag bei gerundet 26 cm (minimal und maximal gemessener BHD: 1 bis 88 cm), der Median des BHDs bei 24 cm. Der mittlere Kronenansatz lag bei gerundet 160 cm (minimal und maximal gemessener Kronenansatz: 0 bis 500 cm), der Median des Kronenansatzes lag ebenfalls bei 160 cm. Kronenansatz und Stammdurchmesser haben einen schwach positiven Zusammenhang und korrelieren signifikant miteinander ($r=0.19$, $t=9.25$, $p < 0.001$) (*Abbildung 16*).

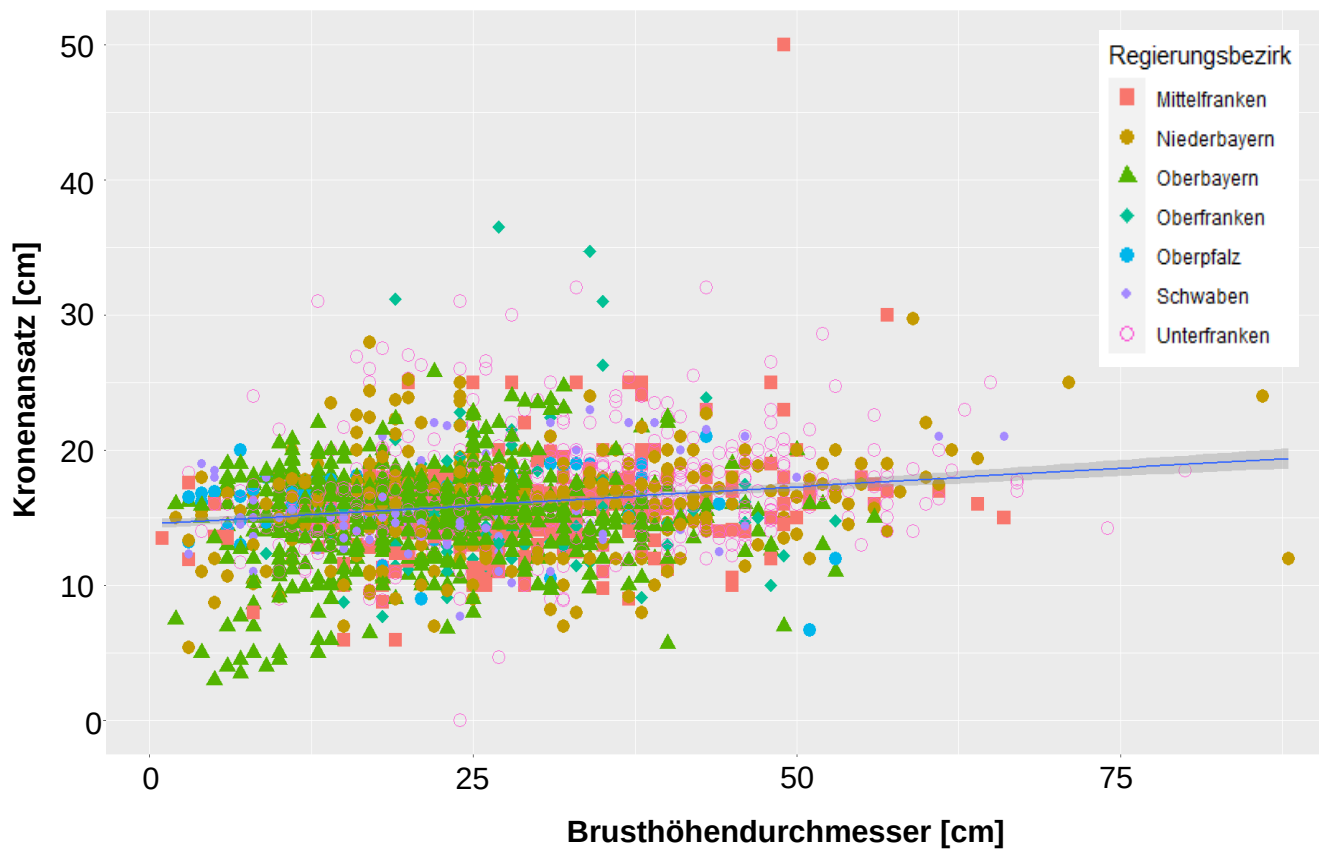


Abbildung 16 Relation von Brusthöhendurchmesser und Kronenansatz. Jedes verschieden farbige Symbol steht für einen der bayerischen Regierungsbezirke, ablesbar in der Legende. Die blaue Linie mit Konfidenzbändern zeigt den Zusammenhang von BHD zu Kronenansatz.

Erste Hypothese: Brusthöhendurchmesser und Spechthöhlen

32 der 181 Spechthöhlen (17,68 %) fanden sich in Obstbäumen mit einem Durchmesser von mind. 50 cm. Betrachtet man die Obstbäume ab einem Durchmesser von 30 cm, sind es 152 Spechthöhlen (83,98 %). Das glmer (AIC 866.1; BIC 894.5; logLik -428.0) zeigte, dass sich Bäume mit Spechthöhlen signifikant von Bäumen ohne Spechthöhlen unterschieden ([Tabelle 3](#) und [Abbildung 17](#)).

Tabelle 3 Werte des glmers zu der Abhängigkeit der Spechthöhlen vom Brusthöhendurchmesser der Obstbäume.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-7.34	0.76	<2e-16 ***
BHD	0.11	0.01	<2e-16 ***

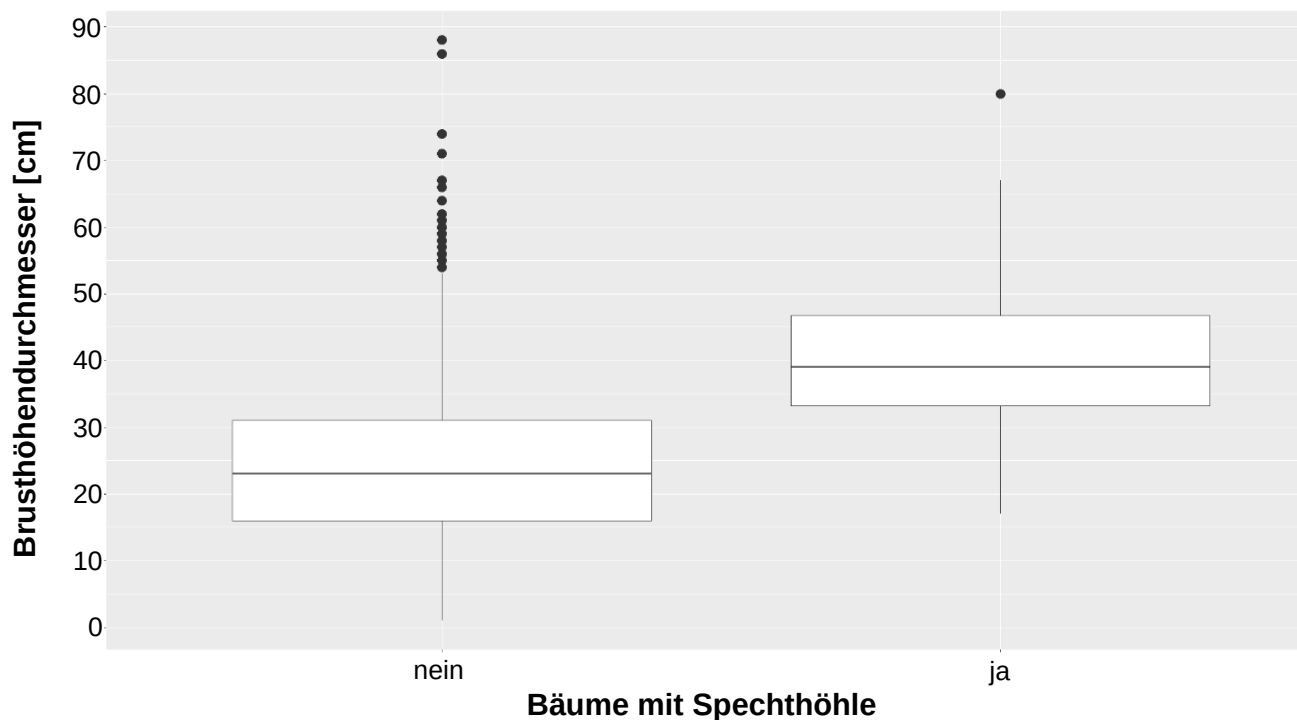


Abbildung 17 Unterschied des Brusthöhendurchmessers zwischen Bäumen (n=2.179) ohne und mit Spechthöhlen.

Nachdem die Regierungsbezirke, die Versuchsflächen und die Baumarten als random effects aufgenommen wurden, entsprachen die berechneten Residuen des Modells ohne signifikante Abweichung den erwarteten Werten, wodurch die Aussagekraft dieses Modells als hoch eingestuft werden kann.

Für die graphische Darstellung wurden die Obstbäume nach ihrem Durchmesser in Kategorien von fünf Zentimetern, jedoch mindestens zu Kategorien von 10 Bäumen, zusammengefasst (*Abbildung 18* und *Abbildung 19*). Die absolute Anzahl an Spechthöhlen fand mit 43 Höhlenbäumen das Maximum bei einem BHD von 35 - 40 cm. Der prozentuale Anteil von Spechtbäumen stieg bereits ab einem Durchmesser von 20 - 25 cm an. Für eine besserer Übersicht wurde der prozentuale Anteil von Spechtbäumen nochmals als Balkendiagramm dargestellt (*Abbildung 19*). Die Wahrscheinlichkeit für Spechthöhlen erhöhte sich mit steigendem Durchmesser bis 55 - 60 cm. Danach nahm die Wahrscheinlichkeit leicht ab.

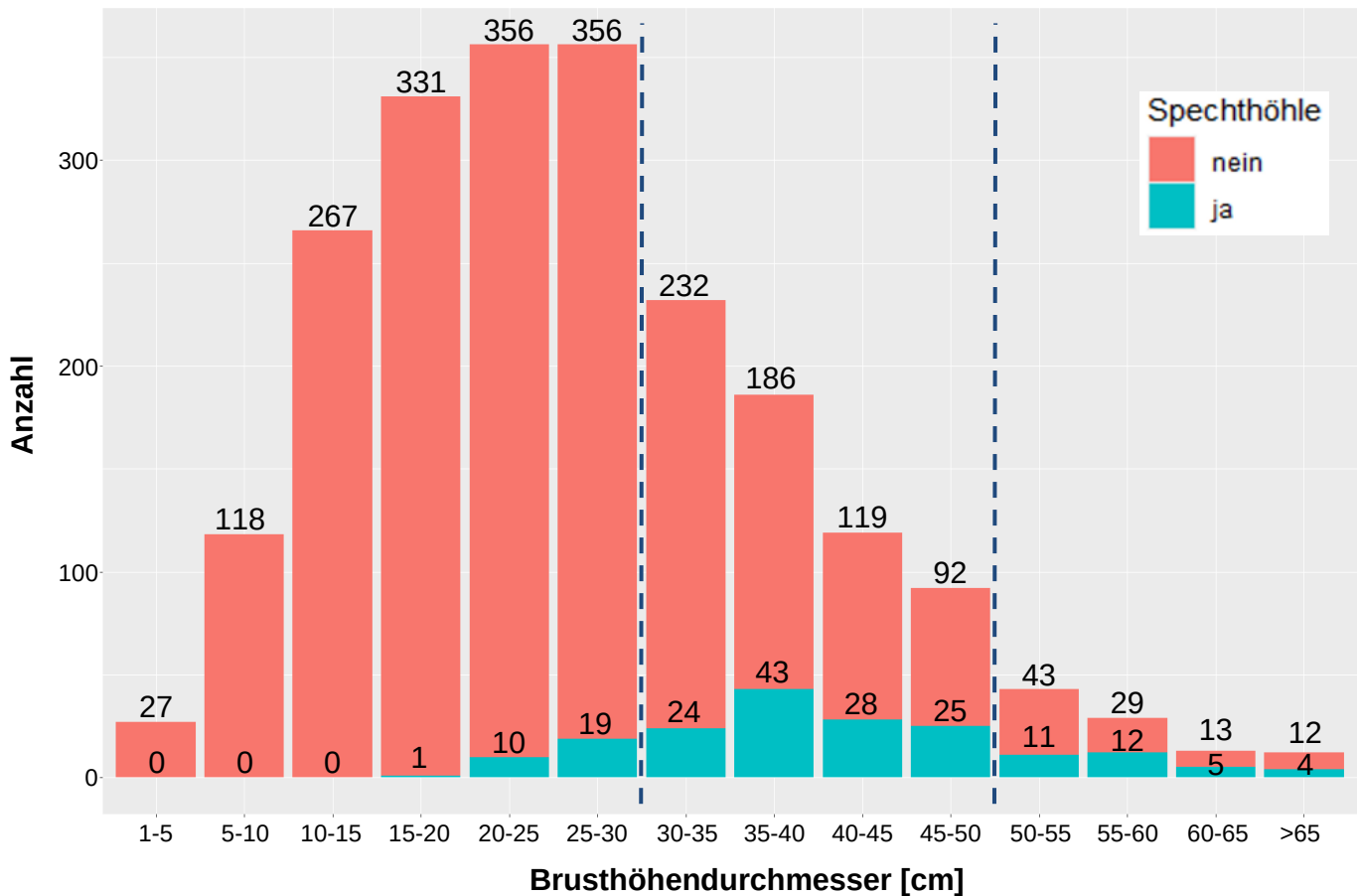


Abbildung 18 Verteilung der 2.179 aufgenommenen Bäume nach Brusthöhendurchmesser und Anzahl der Bäume mit Spechthöhlen. In blau ist die Anzahl an Bäumen mit Spechthöhlen zu erkennen. Über den Balken steht die Gesamtbaumzahl. Die Zahlen über den blauen Balken geben die Anzahl an Bäumen mit Spechthöhlen an. Die gestrichelten Linien teilen die Bäume in die drei relevanten Kategorien des Biotopschutzes.

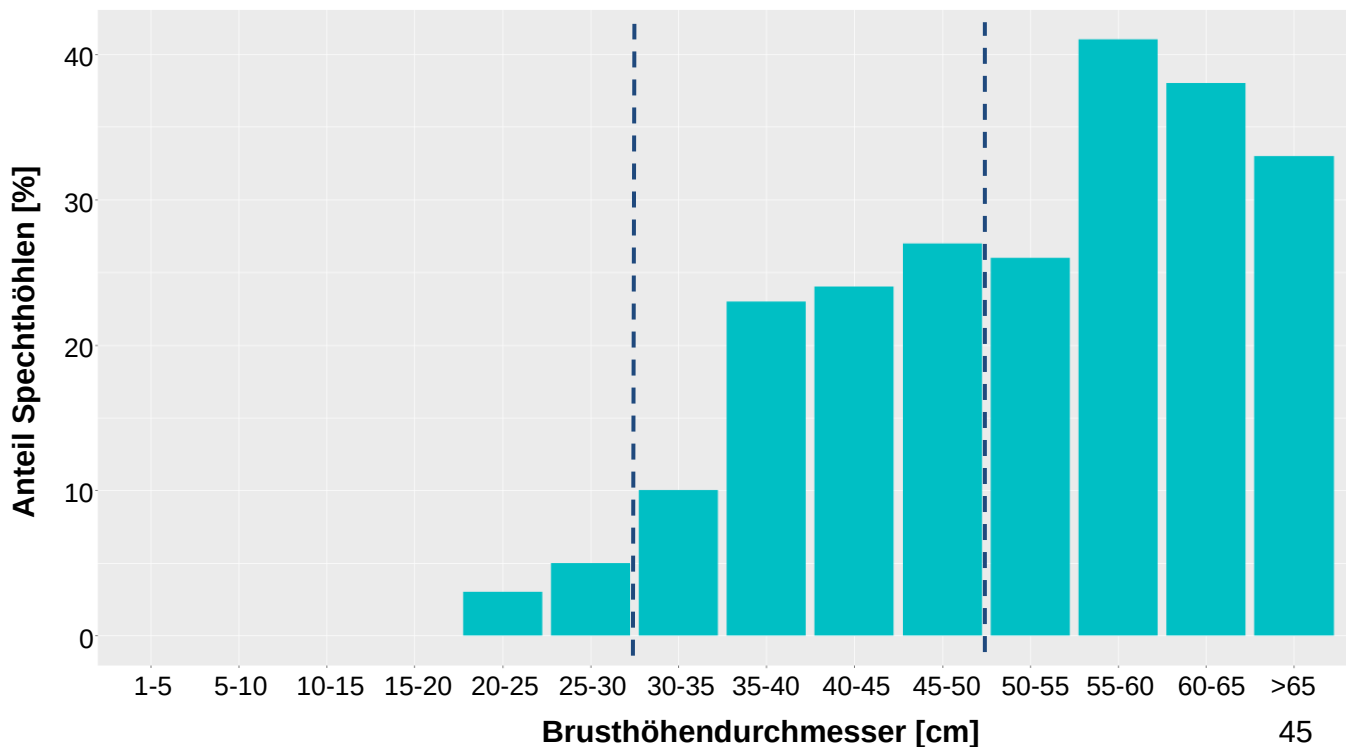


Abbildung 19 Prozentualer Anteil an Obstbäumen mit Spechthöhlen nach Brusthöhendurchmesser.

In der folgenden Grafik sind die Präsenzen und Absenzen von Spechthöhlen nach BHD aufgetragen (*Abbildung 20*). Hierbei wurden die einzelnen Bäume nicht zu einer gemeinsamen Kategorie zusammengefasst, sondern binär nach dem Fehlen bzw. Vorhandensein von Spechthöhlen aufgeteilt. Für das Fitten der Regressionskurve in dem glm wurde eine quadratische Exponentialfunktion genutzt (*Tabelle 4*), da Modelle mit höheren Potenzen einen höheren AIC und damit unpassendere Darstellungen ergeben hätten. Mit steigendem BHD nahm die Unsicherheit des Modells zu. Baumarten und Flächen wurden hier nicht berücksichtigt. Das Modell zeigt einen signifikanten Zusammenhang zwischen Spechthöhlenvorkommen und BHD auf.

Tabelle 4 Werte des glms zur quadratischen Regressionskurve in *Abbildung 20*.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-9.33	0.83	< 2e-16 ***
I(bhd^2)	-0.003	0.001	4.21e-08 ***

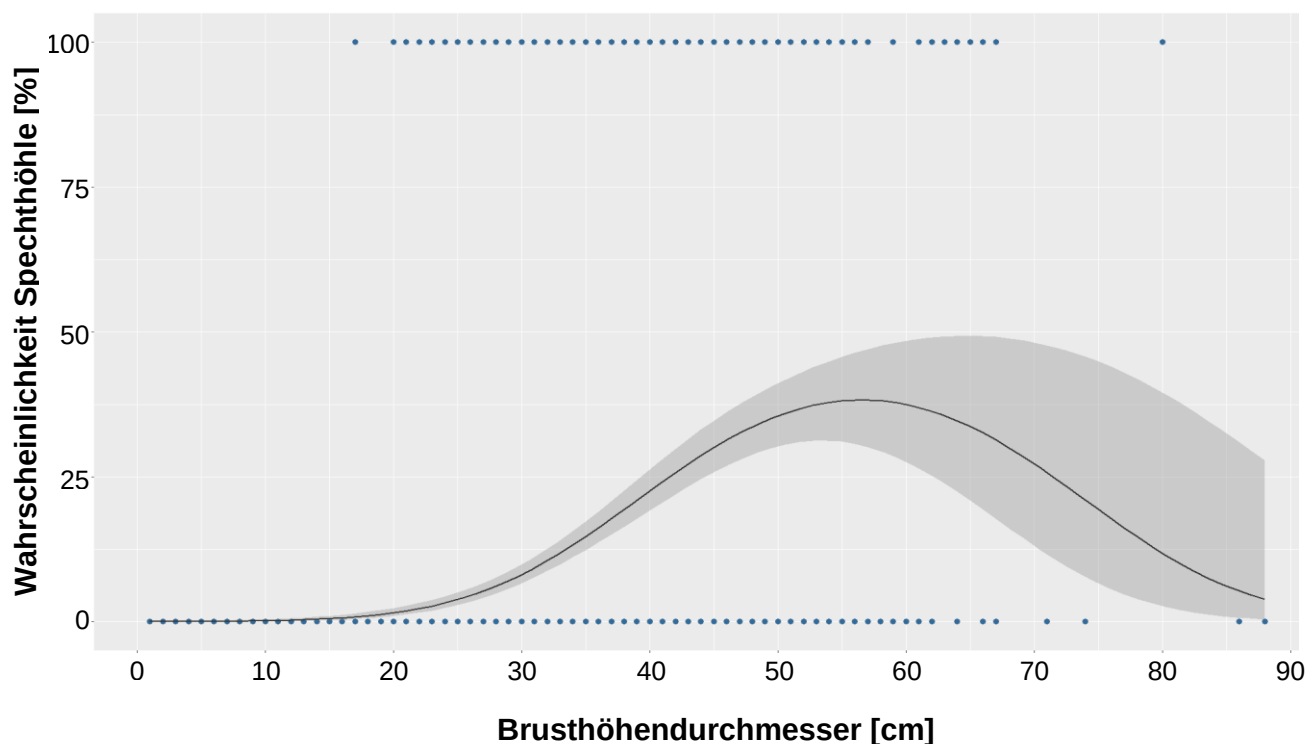


Abbildung 20 Logistische Regressionsanalyse des Brusthöhendurchmessers. Die Linie zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Spechthöhlen. Der graue Bereich zeigt die 95%igen Konfidenzbänder des Modells.

Zweite Hypothese: Spechthöhlen und Kronenansatz

73 der 181 Spechthöhlen fanden sich in Bäumen mit einem Kronenansatz von mind. 180 cm (40,33 %). Betrachtet man die Bäume ab einem Kronenansatz von 160 cm, waren es 129 Obstbäume, die eine Spechthöhle aufwiesen (71,27 %). Das glmer (AIC 1011.2; BIC 1039.7; logLik -500.6) zeigte, dass sich Bäume mit Spechthöhlen signifikant von Bäumen ohne Spechthöhlen unterschieden (*Tabelle 5* und *Abbildung 21*). Die berechneten Residuen des Modells entsprachen dabei ohne signifikante Abweichung den erwarteten Werten.

Tabelle 5 Werte des glmers zu der Abhängigkeit der Spechthöhlen vom Kronenansatz.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-5.22	0.75	3.76e-12 ***
Kronenansatz	0.007	0.002	0.002 **

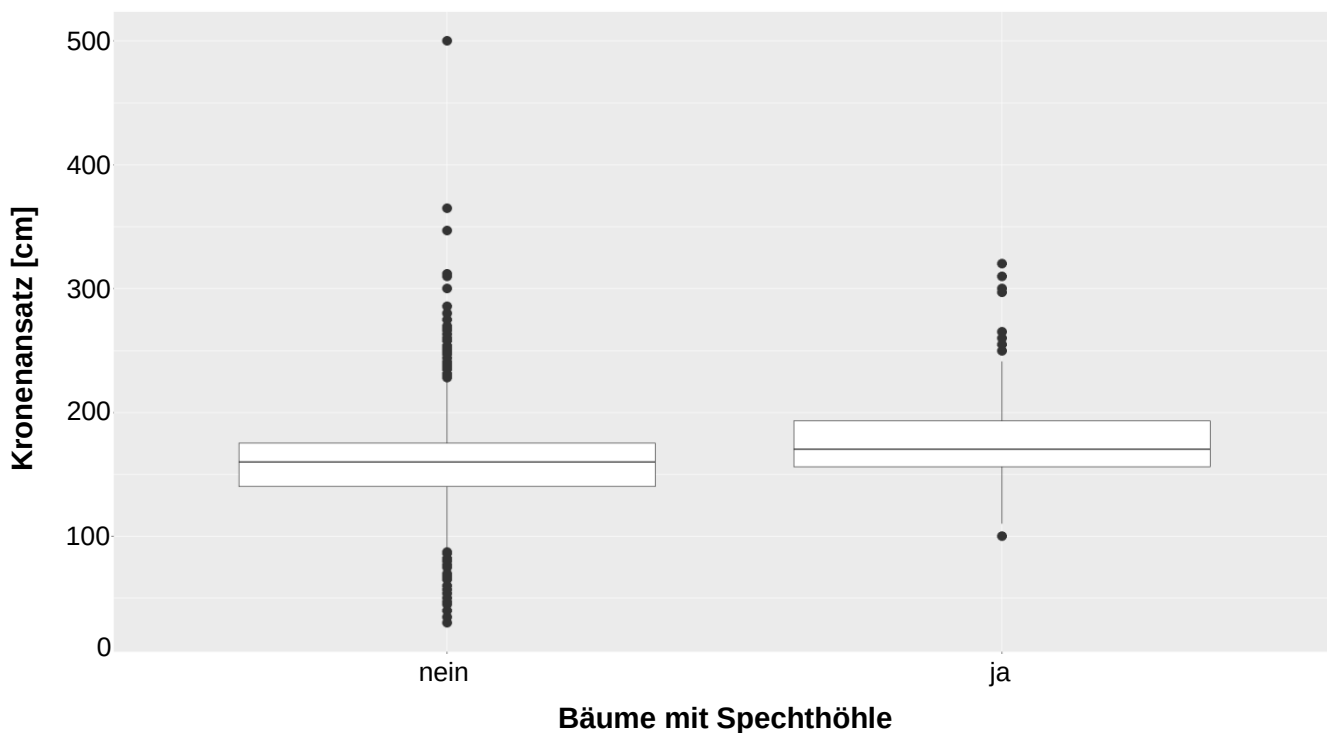


Abbildung 21 Unterschied des Kronenansatzes zwischen Bäumen (n=2.179) ohne und mit Spechthöhlen.

Die Obstbäume wurden nach ihrem Kronenansatz in Kategorien von 20 Zentimetern jedoch mindestens zu Kategorien von 10 Bäumen zusammengefasst (*Abbildung 22* und *Abbildung 23*). Die absolute Anzahl an Spechthöhlen hatte mit 56 Höhlenbäumen ihr Maximum bei einem Kronenansatz von 160 – 180 cm (*Abbildung 22*), allerdings wurden mit diesem Kronenansatz auch mehr Obstbäume vermessen als mit anderen Kronenansätzen. Der prozentuale Anteil an Spechtbäumen stieg bei Bäumen mit einem höheren Stamm noch deutlich weiter an. Wie zu erkennen ist, stieg die Wahrscheinlichkeit für Spechthöhlen generell mit steigendem Kronenansatz (*Abbildung 23*).

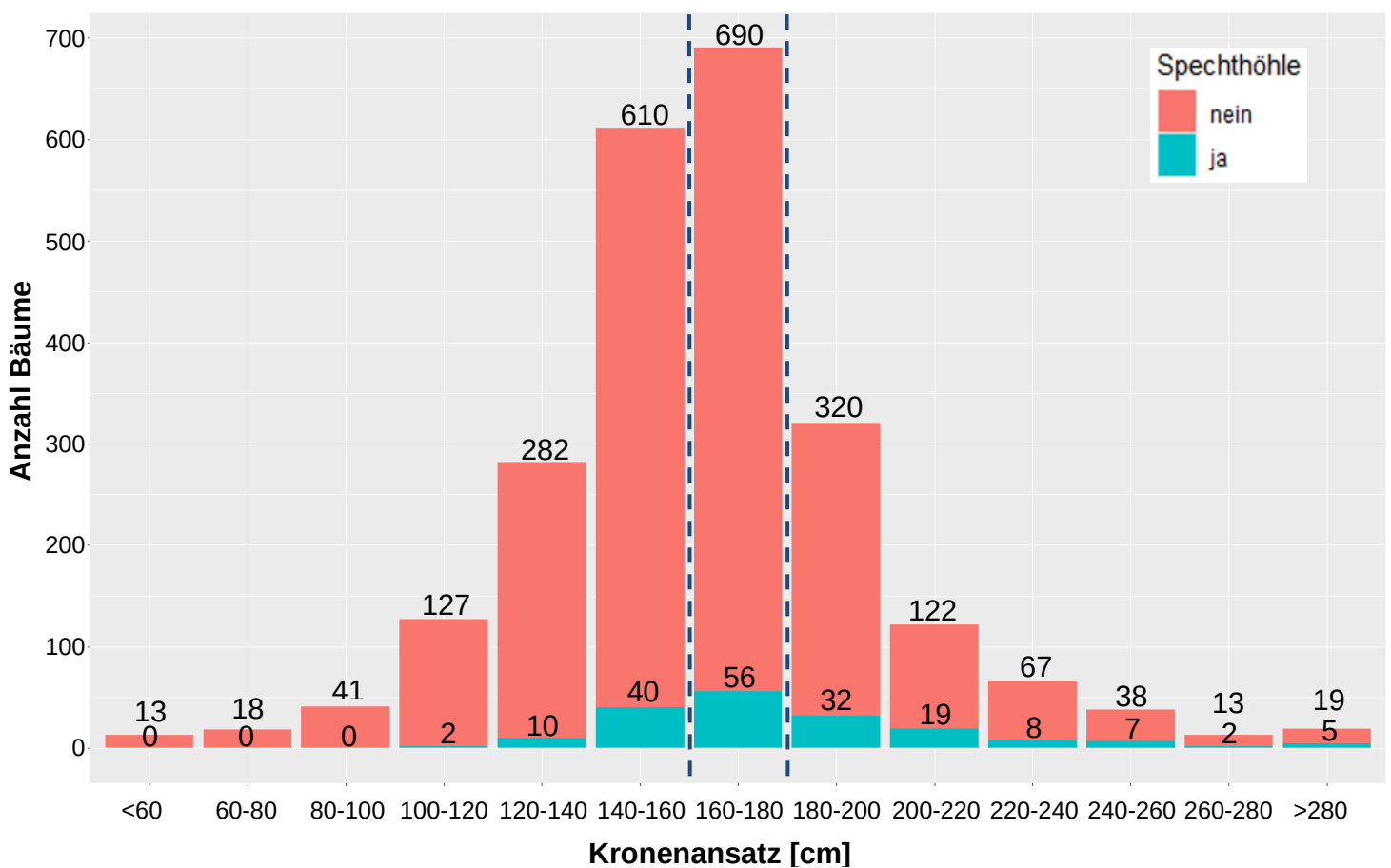


Abbildung 22 Verteilung der 2.179 aufgenommenen Bäume nach Kronenansatz, ohne Höhenkorrektur von 5 cm. In blau ist die Anzahl an Bäumen mit Spechthöhlen zu erkennen. Über den Balken steht die Gesamtbaumzahl. Die gestrichelten Linien teilen die Bäume in die drei relevanten Kategorien des Naturschutzes.

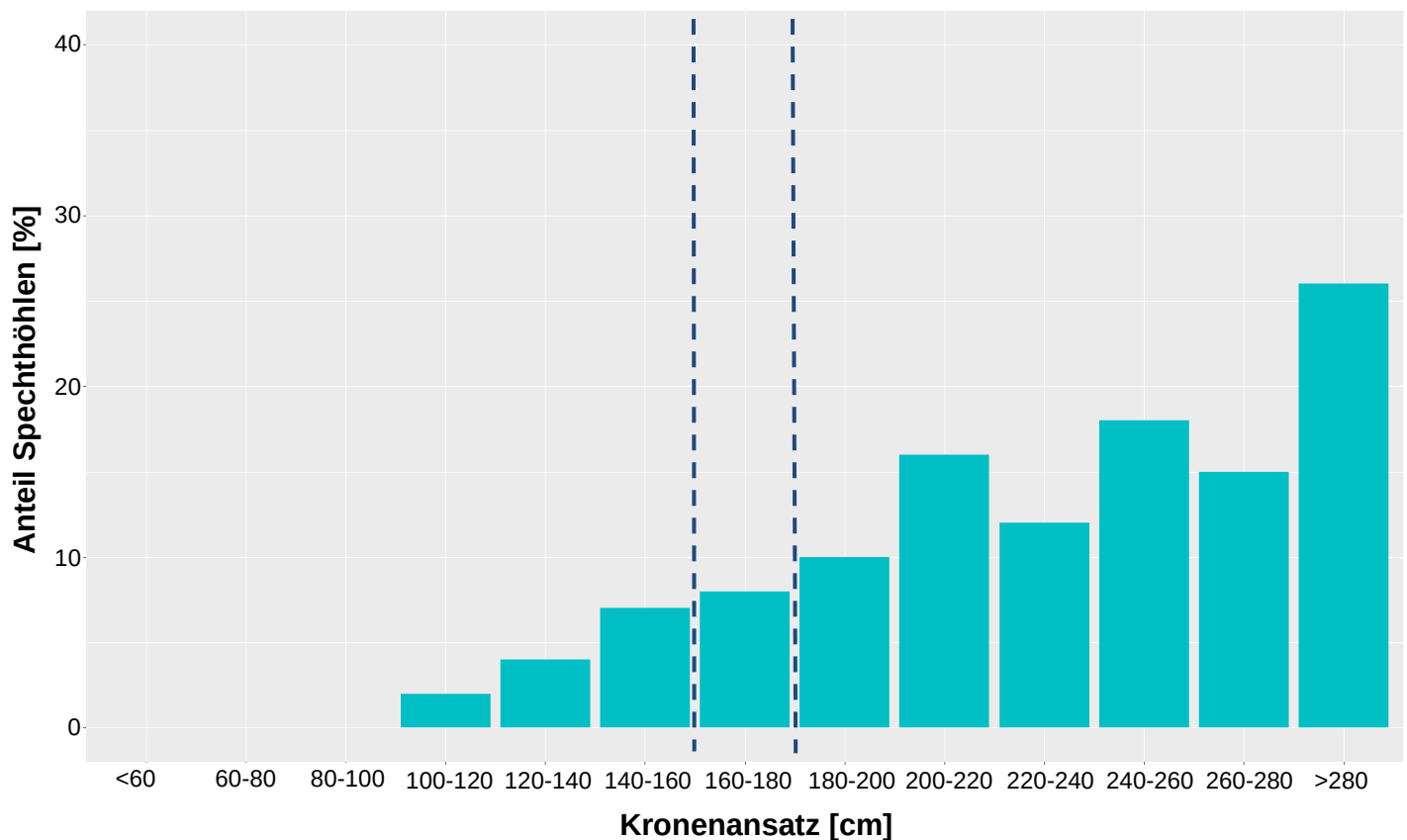


Abbildung 23 Prozentualer Anteil an Obstbäumen mit Spechthöhlen nach Kronenansatz.

In der folgenden Grafik sind die Präsenzen und Absenzen von Spechthöhlen nach Kronenansatz aufgetragen (*Abbildung 24*). Hierbei wurden die einzelnen Bäume nicht zu einer gemeinsamen Kategorie zusammengefasst, sondern binär nach dem Fehlen bzw. Vorhandensein von Spechthöhlen aufgeteilt. Mit steigendem Kronenansatz nahm die Unsicherheit des Modells zu. Baumarten und Flächen wurden hier nicht berücksichtigt.

Für das Fitten der Regressionskurve in dem glm wurde eine quadratische Exponentialfunktion genutzt, da Modelle mit höheren Potenzen nur einen minimal niedrigeren AIC (1205,7 bzw. 1204,6) aufwiesen. Damit wäre das Ergebnis eine overfittete Regressionskurve gewesen. Das Modell zeigte einen signifikanten Zusammenhang zwischen Spechthöhlenvorkommen und Kronenansatz auf, d. h. die Parameter der Regressionskurve waren signifikant unterschiedlich von 0 (*Tabelle 6*).

Tabelle 6 Werte des glms zur quadratischen Regressionskurve in *Abbildung 24*.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-65.65	0.95	5.03e-12 ***
l(crown_height^2)	-4.637e-05	2.190e-05	0.03 *

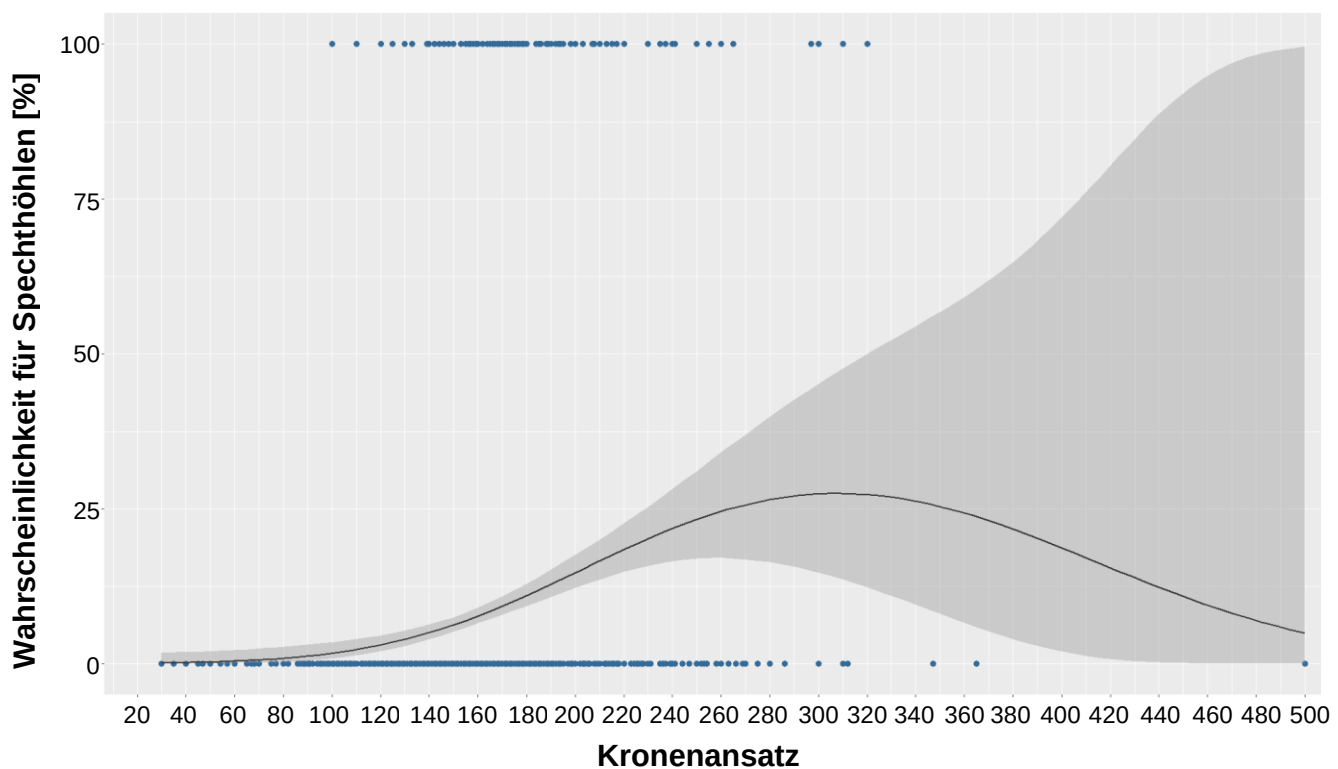


Abbildung 24 Logistische Regressionsanalyse des Kronenansatzes. Die Linie zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Spechthöhlen. Der graue Bereich zeigt die 95%igen Konfidenzbänder des Modells.

Dritte Hypothese: Spechthöhlen und Landbedeckung

Für die dritte Hypothese wurde überprüft, ob das erhöhte Vorkommen der Kategorien Wald, Wasserkörper und Wiese/Weide um die jeweiligen Streuobstwiesen herum eine positive Korrelation mit dem Vorkommen von Spechthöhlen auf diesen Flächen hatte. Das glmer (AIC 1015.7; BIC 1049.8; logLik -501.9) zeigte, dass Spechthöhlen einen leicht positiven Zusammenhang mit menschlich genutzter Landbedeckung im Umfeld von 20 km aufwiesen (*Tabelle 7* und *Abbildung 25*). Der Anteil natürlicher Landbedeckung im Umkreis hatte hingegen keinen deutlichen Einfluss darauf, ob eine Spechthöhle vorlag. Aus der Standardabweichung ergab sich mit 95%-iger Gewissheit eine 2 - 48 % höhere Chance,

dass Spechthöhlen in der Umgebung mit einem höheren Anteil von menschlicher Landbedeckung zu finden waren. Die berechneten Residuen des Modells entsprachen in den Diagnostikplots den erwarteten Werten ohne signifikante Abweichung. Allerdings sind in [Abbildung 25](#) viele Ausreißer zu erkennen.

Tabelle 7 Werte des glmers zur Abhängigkeit von Spechthöhlen vom Anteil menschlicher bzw. natürlicher Landbedeckung in einem Radius von 20 km um die Streuobstwiese herum.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-5.79	1.07	6.68e-08 ***
Anteil menschlicher Landbedeckung	0.21	0.09	0.03 *
Anteil natürlicher Landbedeckung	0.02	0.01	0.14

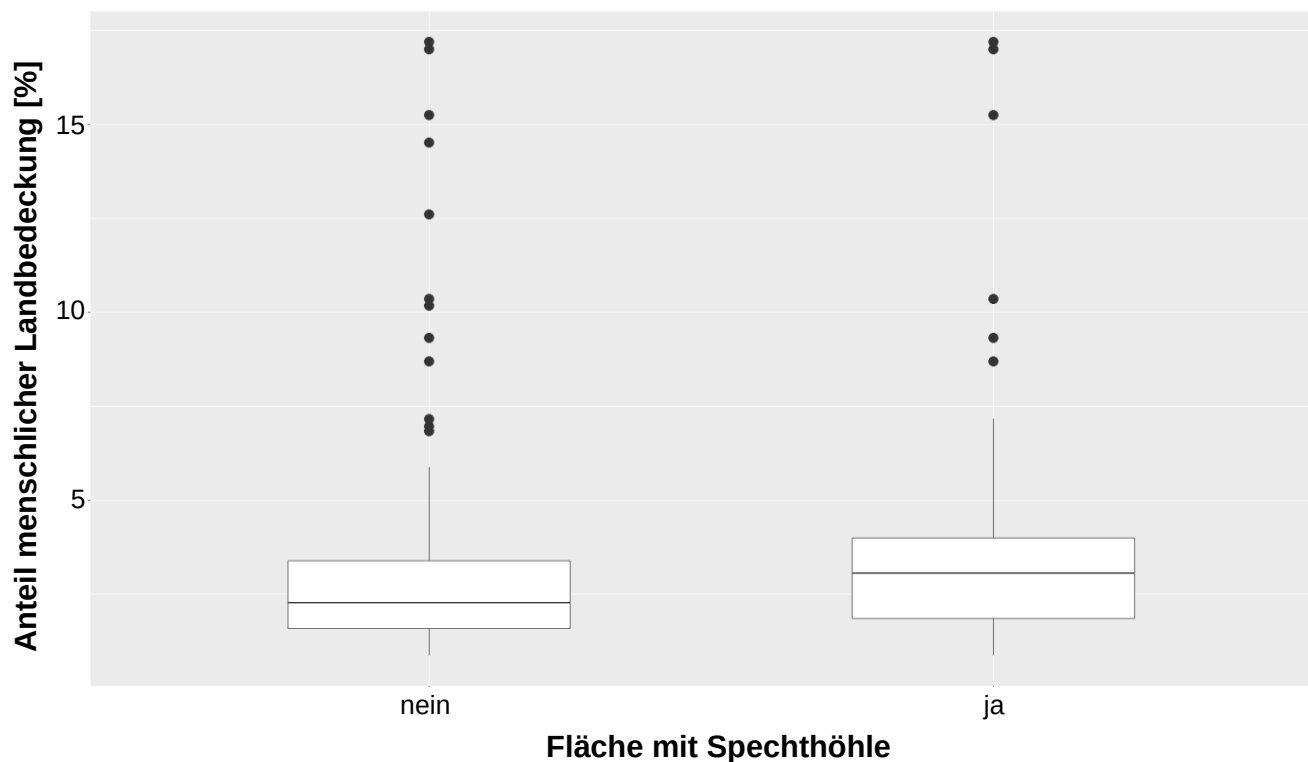
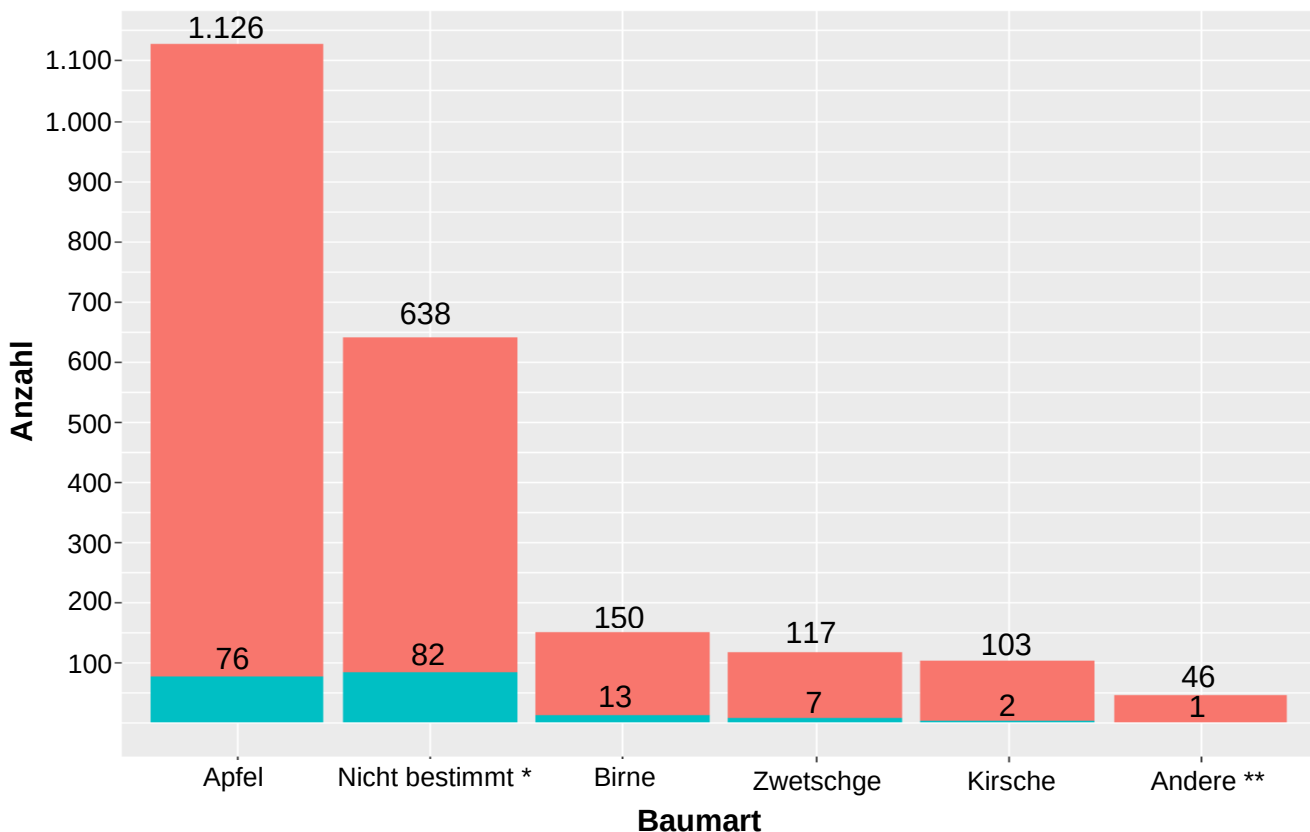


Abbildung 25 Anteil menschlicher Landbedeckung im 20 km Radius von Flächen ohne und mit Spechthöhlen.

Spechthöhlen in Abhängigkeit der Obstbaumart

Spechthöhlen kamen im Schnitt in Bäumen mit einem BHD von gerundet 40 cm vor (minimaler BHD: 17 cm (Apfelbaum), maximaler BHD: 80 cm (Unbestimmte Baumart)) und in Bäumen mit einem mittleren Kronenansatz von 179 cm (minimaler Kronenansatz: 100 cm (Unbestimmte Baumart), maximaler Kronenansatz: 320 cm (2 Bäume unbestimmter Art)). Eine Verteilung der Spechthöhlen nach Baumart findet sich in [Abbildung 26](#).



[Abbildung 26](#) Übersicht über die 2.180 vermessenen Obstbäume nach Baumart und nach Vorkommen von Spechthöhlen. *Die Kategorie „Nicht bestimmt“ umfasst Bäume, bei denen die Baumart auf Grund eines Fehlers in LocusGIS nicht aufgenommen wurde **Die Kategorie „Andere“ umfasst Walnuss, Vogelkirsche, Pflaume, Quitte und Mirabelle.

Zusätzlich zu [Abbildung 26](#) finden sich im Anhang zwei Tabellen zu den Obstbaumarten und Spechthöhlen sowie eine Aufteilung der Arten nach Regierungsbezirken ([Tabelle A2](#), [Tabelle A3](#)). Die meisten Höhlen (absolut wie prozentual) traten in Obstbäumen auf, deren Art auf Grund eines App-Fehlers nicht bestimmt wurde ([Abbildung 26](#)). Danach folgten

Apfelbäume mit einer absoluten Anzahl von 76 Spechtbäumen. Prozentual wiesen allerdings die vermessenen Birnbäume mehr Höhlen auf. Generell betrachtet, bestand kein Zusammenhang zwischen Obstbaumart und Spechthöhle ($F=1.50$, $p=0.144$). Das glmer (AIC 1018.8; BIC 1087.1, logLik -497.4) zeigte jedoch, dass bei den Kirschbäumen eine leicht signifikante Korrelation zu Spechthöhlen bestand (*Tabelle 8*). Die berechneten Residuen des Modells entsprachen dabei ohne signifikante Abweichung den erwarteten Werten in den Diagnostikplots.

Tabelle 8 Werte des glmers zur Abhängigkeit von Spechthöhlen von der Obstbaumart.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-3.63	0.53	1.06e-11 ***
Birne	0.73	0.39	0.06
Kirsche	-1.98	0.87	0.02 *
Nicht bestimmt	-0.87	0.46	0.06
Zwetschge	-0.56	0.54	0.30

Dimension der Bäume und Anteil der Flächen mit Biotopschutz

Für *Tabelle 9* wurden die Streuobstbäume in die für den Naturschutz relevanten BHD-Kategorien eingeteilt. Die Bäume wurden dabei nicht nach ihren Flächen aufgeteilt. Es wird ersichtlich, dass prozentual die meisten Spechthöhlen in Obstbäumen mit einem Durchmesser von mind. 50 cm vorkamen. Absolut hingegen lag der Großteil der Höhlen in Bäumen, deren Durchmesser zwischen 30 und 50 cm betrug. Die meisten vermessenen Bäume hatten jedoch einen kleineren Durchmesser als 30 cm. Dementsprechend gering fiel der Prozentsatz der Spechthöhlen aus, obwohl es absolut gesehen fast ebenso viele Höhlen gab, wie bei den mächtigeren Bäumen mit einem BHD von mindestens 50 cm.

Tabelle 9 Einteilung von 2.179 Streuobstbäumen in die drei relevanten Kategorien des Brusthöhendurchmessers.

	Anzahl Bäume	Prozentualer Anteil	Spechtbäume	Anteil Spechtbäume
BHD < 30cm	1.454	66,70 %	30	2,06 %
30 cm ≥ BHD < 50 cm	630	28,90 %	120	19,05 %
BHD ≥ 50 cm	96	4,40 %	32	33,33 %

Tabelle 10 zeigt den Kronenansatz aufgeteilt in die drei relevanten Kategorien des Biotopschutzes. Der reale Anteil von Bäumen in den drei Kategorien lag wohl in dem Ergebniskorridor zwischen den Prozentwerten (Originale und korrigierte Daten). Insgesamt war der Unterschied in der Anzahl der Bäume zwischen originalen und korrigierten Daten aber ziemlich gering (1,33 – 5,65 %), weshalb mit der Baumanzahl der originalen Werte, inklusive Messfehler, weitergearbeitet wurde.

Tabelle 10 Einteilung von 2.179 Streuobstbäumen in die für den Naturschutz relevanten Größen des Kronenansatzes.

	Anzahl Bäume (Original- daten)	Anteil nach Kronenansatz (Originaldaten)	Anzahl Bäume (+ 5cm Kronenan- satzkorrektur)	Anteil nach Kronenansatz (Korrigierte Daten)
X < 160 cm	1040	47,73 %	917	42,08 %
160cm ≥ X < 180 cm	634	29,10 %	663	30,43 %
X ≥ 180 cm	506	23,22 %	600	27,54 %

Die meisten Spechthöhlen (Absolut wie prozentual) kamen in Bäumen mit einem Stamm größer als 180 cm vor (**Fehler! Ungültiger Eigenverweis auf Textmarke.**). Auch hier wird deutlich, dass der Unterschied von Spechthöhlen zwischen den Kronenansatzwerten ohne und mit Korrektur von 5 cm nur sehr gering ausfiel (0,07 – 0,75 %). Eine genauere Aufschlüsselung der Spechthöhlen nach Kronenansatz findet sich in [Abbildung 22](#) und [Abbildung 23](#).

[Tabelle 11](#) Anzahl und prozentualer Anteil von Bäumen mit Spechthöhlen nach Kronenansatz, Vergleiche [Tabelle 10](#).

	Anzahl Spechtbäume (Originaldaten)	Prozentualer Anteil Spechtbäume (Originaldaten)	Anzahl Spechtbäume (+ 5cm Kronenan- satzkorrektur)	Prozentualer Anteil Spechtbäume (Korrigierte Daten)
X < 160 cm	52/1040	5 %	39/917	4,25 %
160cm ≥ X < 180 cm	56/634	8,83 %	59/663	8,90 %
X ≥ 180 cm	73/506	14,43 %	83/600	13,83 %

Aus [Tabelle 12](#) wird deutlich, dass wesentlich mehr Bäume unter Schutz stehen könnten, wenn die Kriterien für den Biotopschutz nach wie vor bei einem Kronenansatz von 160 cm und einem BHD von 30 cm liegen würden. Von den 2.179 untersuchten Obstbäumen erfüllten nach heutigem Stand 37 Bäume beide Kriterien, um unter Biotopschutz fallen zu können. Das entsprach 1,70 % (mit dem Korrekturfaktor von 5 cm für den Kronenansatz: 45 Bäume, was 2,06 % der 2.179 Bäume entsprach). Zudem stammten diese Bäume von verschiedenen Flächen. Nachdem aber nur Flächen unter Biotopschutz fallen, auf denen 75% der Bäume diese beiden Kriterien erfüllen müssen, stand keine der 103 untersuchten Flächen unter Biotopschutz ([Abbildung 27](#)).

Tabelle 12 Vergleich der unter Biotopschutz stehenden Bäume wie 2019 im Volksbegehren „Rettet die Bienen“ gefordert und der von der bayerischen Staatsregierung tatsächlich festgelegte Biotopschutz auf die Daten angewandt.

	Anzahl Obstbäume	Prozentualer Anteil	Anzahl Bäume mit Spechthöhlen	Prozentualer Anteil
Geforderter Biotopschutz BHD $\geq$ 30 cm und Kronenansatz $\geq$ 160 cm	434	19,91 %	108	24,88 %
Aktueller Biotopschutz BHD $\geq$ 50 cm und Kronenansatz $\geq$ 180 cm	37	1,70 %	27	72,97 %

Bei den Kriterien 160 cm Kronenansatz und 30 cm BHD wären es 434 Bäume, was 19,91 % der Obstbäume und somit dem zehnfachen an Bäumen unter Biotopschutz entsprechen würde (mit Korrekturfaktor von 5 cm: 470 Bäume, also 21,56 %). Hier wurde ebenfalls überprüft, wie hoch der Prozentsatz unter den untersuchten Bäumen einer Fläche war, die die Kriterien von mindestens 160 cm Kronenansatz und mindestens 30 cm BHD erfüllten. Dabei gab es genau eine Fläche, auf der 75 % der untersuchten Bäume die Kriterien des ursprünglich geforderten Biotopschutzes derzeit erfüllen (*Abbildung 28*).

Verglichen mit *Tabelle 9* und *Tabelle 10* wird deutlich, dass es zwar eine Menge an Bäumen gab, die nur ein Kriterium des heutigen Biotopschutzes erfüllten. Beide Kriterien wurden jedoch von sehr wenigen Obstbäumen erfüllt.



Abbildung 27 Prozentualer Anteil der Obstbäume einer Fläche, die beide Kriterien des derzeitigen Biotopschutzes erfüllen. Auf der X-Achse sind die untersuchten Flächen aufgetragen (n=103). Die Y-Achse stellt den Anteil der untersuchten Bäume pro Fläche dar, die beide Kriterien (Kronenansatz mind. 180 cm und Brusthöhendurchmesser mind. 50 cm) erfüllen. Die Linie bei 75 % markiert den notwendigen Anteil an Bäumen, damit die Fläche unter Biotopschutz steht. Jedes Symbol steht für einen Regierungsbezirk, in dem die Fläche jeweils lag.

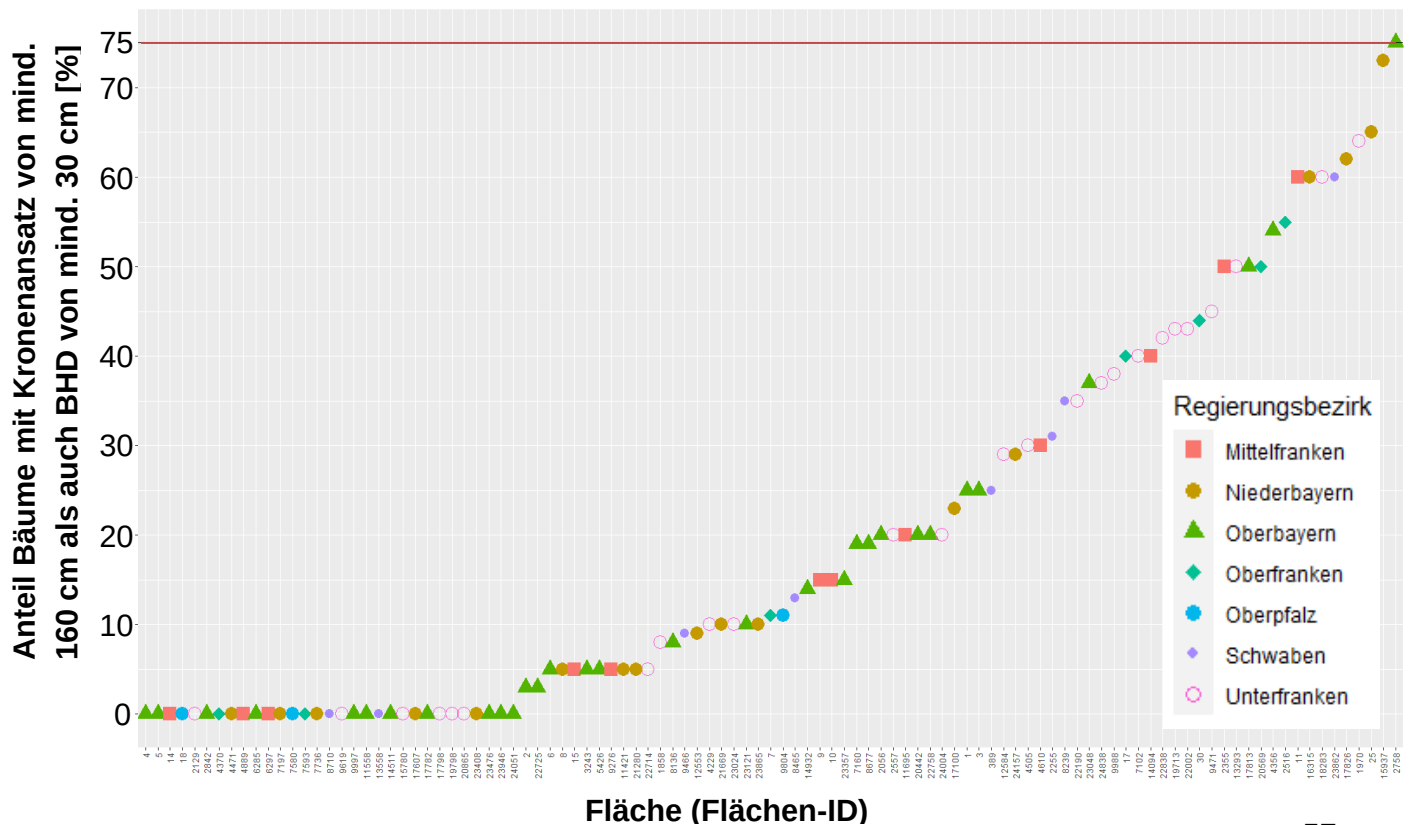


Abbildung 28 Prozentualer Anteil der Obstbäume einer Fläche, die beide Kriterien des ursprünglich geforderten Biotopschutzes erfüllen. Auf der X-Achse sind die untersuchten Flächen aufgetragen (n=103). Die Y-Achse stellt den Anteil der untersuchten Bäume pro Fläche dar, die beide Kriterien (Kronenansatz mind. 160 cm und Brusthöhendurchmesser mind. 30 cm) erfüllen. Die Linie bei 75 % markiert den notwendigen Anteil an Bäumen, damit die Fläche unter Biotopschutz steht. Jedes Symbol steht für einen Regierungsbezirk, in dem die Fläche jeweils lag.

Obstbäume und Spechthöhlen der sieben Regierungsbezirke

In *Tabelle 13* ist die Anzahl der Flächen und aufgenommenen Bäume nach Regierungsbezirk in Bayern sowie die Anzahl an Spechtbäumen und deren prozentualer Anteil dargestellt. In Unterfranken gab es prozentual und absolut gesehen die meisten Spechthöhlen. Es wird außerdem deutlich, dass mehr als die Hälfte aller Streuobstflächen und -bäume in Oberbayern und Unterfranken aufgenommen wurden. *Tabelle A2* zeigt zusätzlich die Aufschlüsselung der Obstbäume nach Baumart und Bundesland, wobei Apfelbäume mehr als die Hälfte aller aufgenommenen Baumarten ausmachten.

Tabelle 13 Übersicht über die Anzahl der untersuchten Flächen und Obstbäume nach Regierungsbezirk in Bayern sowie die Anzahl an Bäumen mit Spechthöhlen und deren prozentuales Vorkommen in den Bezirken Bayerns.

	Aufgenommene Flächen	Aufgenommene Bäume	Obstbäume mit Spechthöhlen	Anteil an Bäumen mit Spechthöhlen
Oberbayern	31	683	14	2,05 %
Unterfranken	25	588	110	18,71 %
Niederbayern	17	323	12	3,72 %
Mittelfranken	12	240	24	10,00 %
Oberfranken	7	140	5	3,57 %
Schwaben	8	147	7	4,76 %
Oberpfalz	3	59	9	15,25 %
Gesamt	103	2.180	181	8,30 %

Der mittlere Durchmesser bzw. mittlere Kronenansatz variierte zwischen den Regierungsbezirken, in denen die untersuchten Flächen lagen (*Abbildung 29* und *Abbildung 30*).

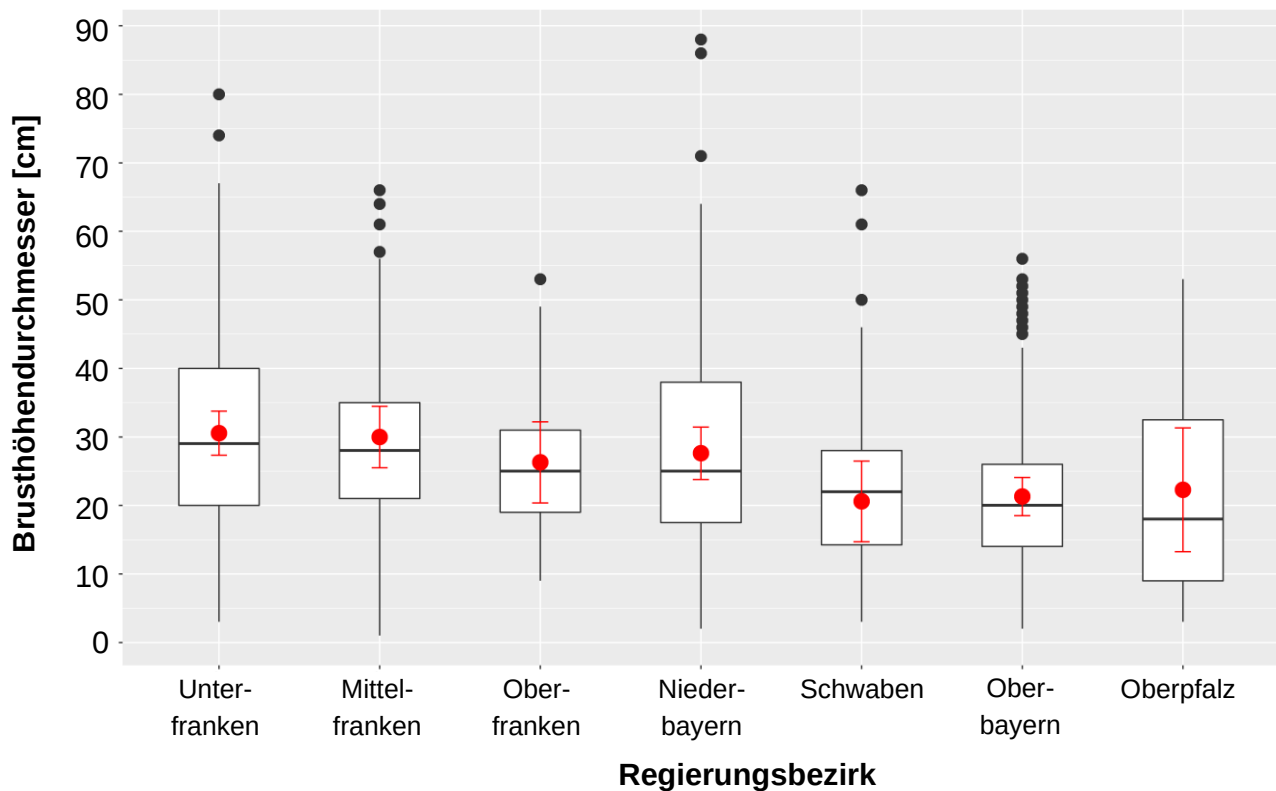


Abbildung 29 Mittlerer Brusthöhendurchmesser der Obstbäume (n=2.179) aufgeteilt nach Regierungsbezirk. Die roten Punkte geben den mittleren, berechneten Modellwert an und die Whisker das Konfidenzintervall von 95 %.

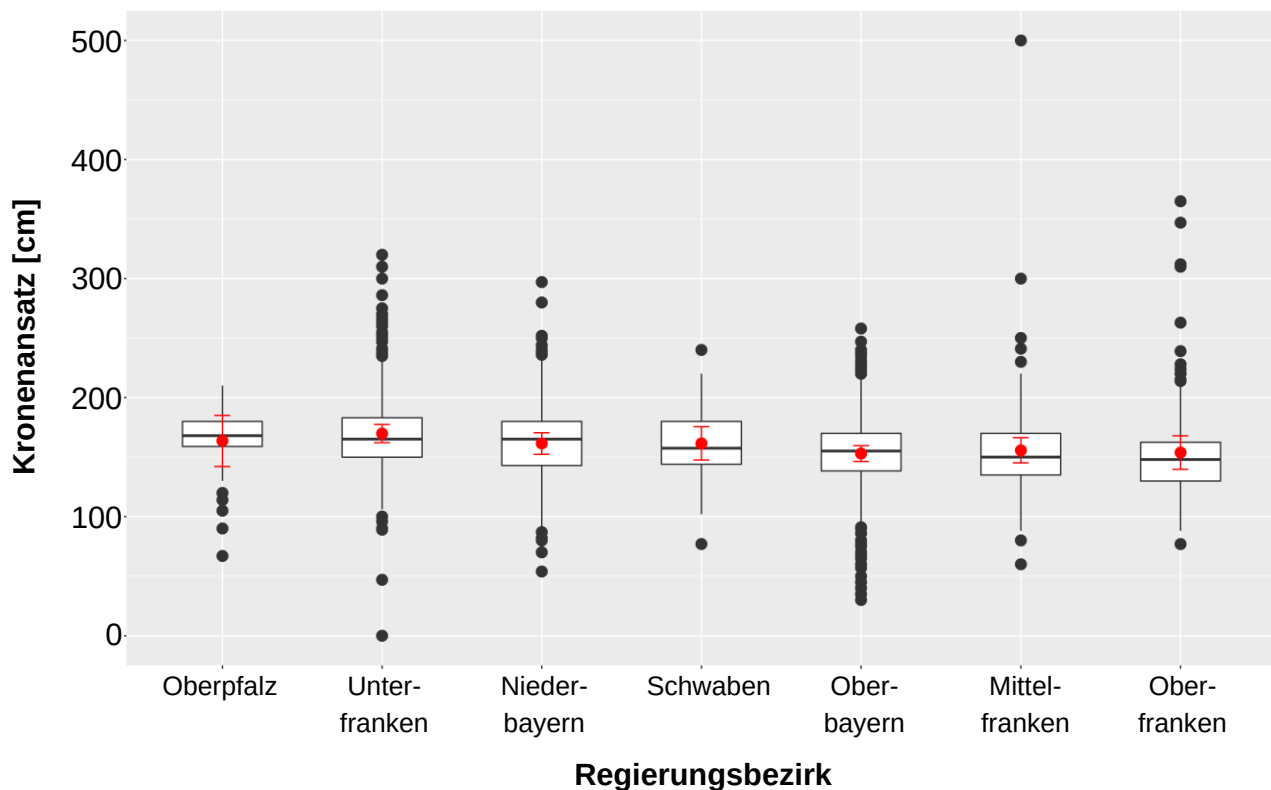


Abbildung 30 Mittlerer Kronenansatz der Obstbäume (n=2.179) aufgeteilt nach Regierungsbezirk. Die roten Punkte geben den mittleren, berechneten Modellwert an und die Whisker das Konfidenzintervall von 95 %.

Den größten mittleren Durchmesser hatten die Bäume in Unter- und Mittelfranken mit ca. 28 - 29 cm (*Abbildung 29*). Den niedrigsten Mittelwert zeigten die Flächen in Oberbayern und der Oberpfalz mit ca. 20 bzw. 18 cm. Den größten mittleren Kronenansatz wiesen die Bäume in der Oberpfalz mit ca. 170 cm auf (*Abbildung 30*). Die Bäume in Oberfranken hatten im Schnitt den geringsten mittleren Kronenansatz. Zu beachten ist die verschiedene Anzahl an Flächen nach Regierungsbezirk aus *Tabelle 13*. Generell bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Durchmesser und den Regierungsbezirken ($F=4.47$; $p<0.001$). Das Imer zeigte, dass einige Regierungsbezirke wie Mittelfranken, Oberbayern und Schwaben leicht bis hoch signifikant mit dem Durchmesser korrelierten (*Tabelle 14*). Beim paarweisen Vergleich unterschieden sich vier Regierungsbezirke signifikant voneinander (*Tabelle 15*, für weitere Werte siehe *Tabelle A4*). Die Diagnostikplots zeigten zwar keine Überverteilung, jedoch wichen die vom Modell berechneten Werte signifikant von den tatsächlichen Werten ab, was sich auch anhand dem relativ hohen Estimate und dem vergleichsweise hohen Standardfehler erkennen lässt.

Tabelle 14 Werte des Imers zur Abhängigkeit des Brusthöhendurchmessers von Regierungsbezirken.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	30.00	2.25	< 2e-16 ***
Niederbayern	-2.39	2.96	0.42
Oberbayern	-8.71	2.66	0.002 **
Oberfranken	-3.72	3.73	0.32
Oberpfalz	-7.70	5.07	0.13
Schwaben	-9.37	3.72	0.01 *
Unterfranken	0.55	2.78	0.84

Tabelle 15 Regierungsbezirke, die sich signifikant in Bezug auf den Brusthöhendurchmesser unterscheiden.

	Estimate	Std. Error	p-Wert
Mittelfranken - Oberbayern	8.71	2.66	0.016 *
Niederbayern - Oberbayern	6.32	2.39	0.05 *

Oberbayern - Unterfranken	-9.26	2.15	0.0008 ***
Schwaben - Unterfranken	-9.92	3.38	0.03*

Generell bestand kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Kronenansatz und Regierungsbezirken ($F=2.05$; $p=0.067$). Das lmer zeigte, dass nur Unterfranken einen leicht signifikanten Zusammenhang mit dem Kronenansatz aufwies (*Tabelle 16*). Beim paarweisen Vergleich unterschieden sich nur Oberbayern und Unterfranken hoch signifikant voneinander (*Tabelle 17*, für die ganze Tabelle siehe *Tabelle A5*). Die Diagnostikplots zeigten zwar keine Überverteilung, jedoch wichen die vom Modell berechneten Werte signifikant von den erwarteten Werten ab, was sich auch anhand des relativ hohen Estimates und dem vergleichsweise hohen Standardfehler in beiden Tabellen erkennen lässt.

Tabelle 16 Werte des lmers zur Abhängigkeit des Kronenansatzes von Regierungsbezirken.

	Estimate	Std. Error	p-Wert
(Intercept)	155.81	5.32	<2e-16 ***
Niederbayern	5.62	7.02	0.43
Oberbayern	-2.81	6.29	0.66
Oberfranken	-1.89	8.84	0.83
Oberpfalz	7.81	11.98	0.52
Schwaben	6.03	8.81	0.50
Unterfranken	14.12	6.58	0.03 *

Tabelle 17 Regierungsbezirke, die sich signifikant in Bezug auf den Kronenansatz unterscheiden.

	Estimate	Std. Error	p-Wert
Oberbayern - Unterfranken	-16.93	5.12	0.03 ***

Um den Zusammenhang zwischen Spechthöhlen und Regierungsbezirk zu berechnen, wurde ein glmer (AIC 979.8; BIC 1031.0; logLik -480.9) genutzt. Generell bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Spechthöhlen und Regierungsbezirken ($F=5.95$; $p<0.001$). Das Modell zeigte, dass eine signifikante Korrelation von Spechthöhlen mit Mittelfranken, Nieder- und Oberbayern vorlag

(Tabelle 18). Im paarweisen Vergleich unterschieden sich drei Regierungsbezirke signifikant voneinander, wobei jedoch das Quotenverhältnis und der Standardfehler beim Vergleich von Mittelfranken und Oberbayern übermäßig hoch ausfielen (Tabelle 19, für weitere Werte siehe Tabelle A6). Die berechneten Residuen des Modells entsprachen dabei ohne signifikante Abweichung den erwarteten Werten.

Tabelle 18 Werte des glmers zur Abhängigkeit von Spechthöhlen vom Regierungsbezirk.

	Estimate	Std. Error	Pr(> z)
(Intercept)	-3.33	0.63	1.39e-07 ***
Niederbayern	-2.09	0.87	0.02 *
Oberbayern	-3.07	0.83	0.0002 ***
Oberfranken	-1.26	1.04	0.23
Oberpfalz	-0.44	1.37	0.75
Schwaben	-1.42	1.02	0.16
Unterfranken	0.95	0.72	0.19

Tabelle 19 Regierungsbezirke, die sich signifikant in Bezug auf Spechthöhlen unterscheiden.

	Quotenverhältnis	Std. Error	p-Wert
Mittelfranken / Oberbayern	21.61	17.89	0.002 **
Niederbayern / Unterfranken	0.05	0.04	0.002 **
Oberbayern / Unterfranken	0.02	0.02	<0.0001 ***

Zusätzlich wurde ein posthoc-Test (Estimated marginal means bzw. Emmeans) zur Veranschaulichung durchgeführt, der die Wahrscheinlichkeit für Spechthöhlen in einem Regierungsbezirk zeigt (Abbildung 31). Das Modell ist umso ungenauer, je weniger Bäume mit Spechthöhlen in einem Regierungsbezirk vermessen wurden (vergleiche Tabelle 13).

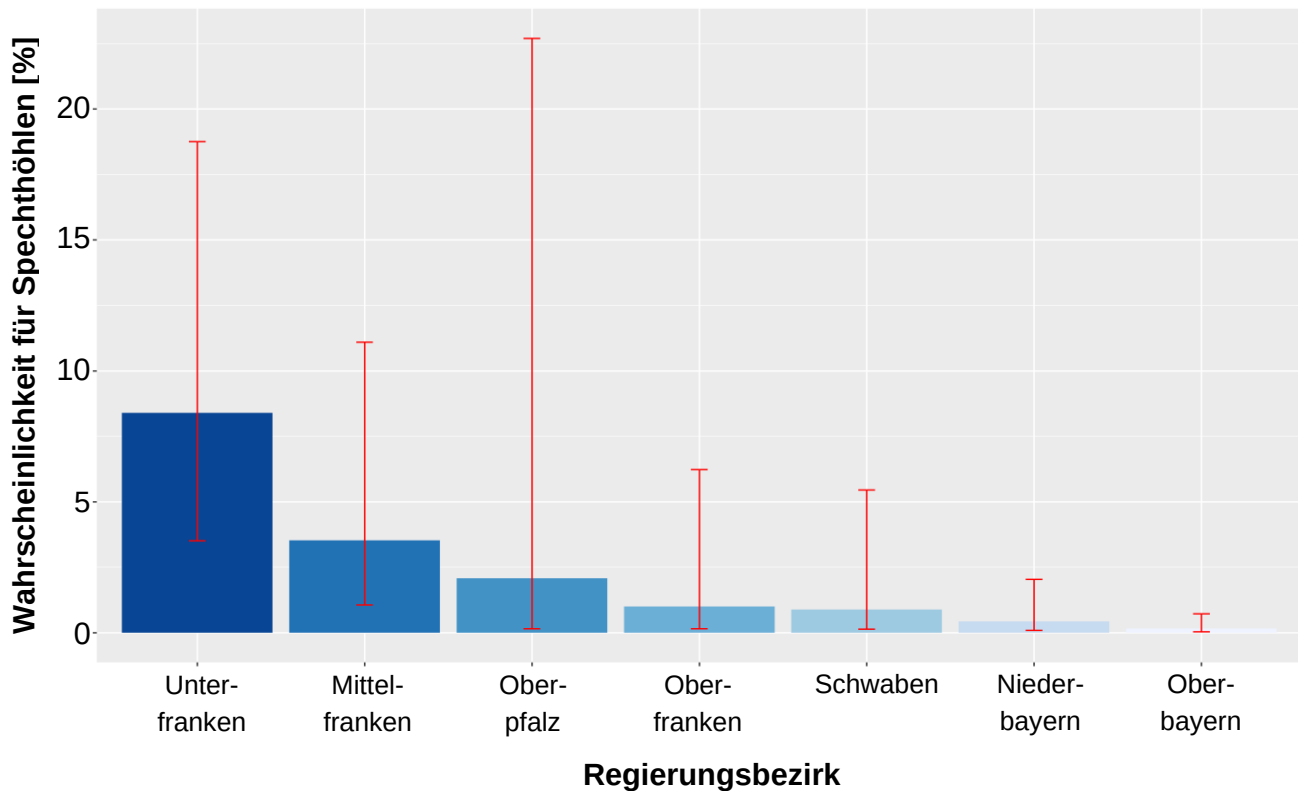


Abbildung 31 Posthoc-Test zur Wahrscheinlichkeit von Spechthöhlen je Regierungsbezirk. Die Whisker repräsentieren das Konfidenzintervall mit 95 %.

Korrelationen zwischen Spechthöhlen, BHD und Kronenansatz zur Baumkrone

Bei der Analyse zu Spechthöhlen und der Baumkrone fand sich kein nennenswerter Zusammenhang ($r=0.07$, $p=0.003$). Außerdem lag eine deutliche Korrelation der Baumkronenfläche mit dem BHD vor ($r=0.63$, $p<0.001$). Ein Zusammenhang zwischen Baumkrone und Kronenansatz lag nicht vor ($r=0.01$, $p=0.56$).

6 Diskussion und Fazit

Viele der untersuchten Streuobstwiesen waren entweder überaltert oder noch sehr jung. Das unterstreicht die Erfahrungen, die schon Rösler (2007) im Rahmen seiner Doktorarbeit machte: Derzeit gibt es praktisch nur ungepflegte, stark überalterte und gutgepflegte, sehr junge Streuobstbestände (*Abbildung A1*).

Prozentual gesehen waren die mächtigeren Bäume bis zu einem BHD von 55 cm attraktiver für Spechte und haben durch die Höhlen eine wichtige ökologische Funktion für die Artenvielfalt. Allerdings machten die Obstbäume mit einem BHD von 50 cm nur den kleinsten Teil der untersuchten Bäume aus. Somit kommt derzeit vor allem mitteldicken Bäumen mit BHD von 30 - 50 cm eine große Rolle für die Artenvielfalt zu, wobei die Höhe des Kronenansatzes sekundär ins Gewicht fiel. Je älter ein Baum wird, desto höher und breiter wird er in der Regel auch, daher auch die Korrelation (*Abbildung 16*).

6.1 Hypothesen

1. Je dicker der Stamm eines Streuobstbaumes, desto wahrscheinlicher das Vorkommen von Spechthöhlen.

Diese Hypothese konnte bestätigt werden. Zwar fehlten auch bei manchen dickeren Bäumen Spechthöhlen, jedoch war die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen von Spechthöhlen in mächtigeren Bäumen deutlich höher.

Wie *Abbildung 20* zu entnehmen ist, hatten Bäume ab einem BHD von 20 cm die ersten Spechthöhlen zu verzeichnen. Ab einem BHD von 30 cm lässt sich ein stärker ansteigendes Vorkommen an Spechthöhlen erkennen. Eine andere Studie stellte einen Anstieg von Baumhöhlen ab einem Stammdurchmesser von 25 cm fest, wobei hier auch natürliche Höhlen mitaufgenommen wurden (Akademie für Natur- und Umweltschutz 2004). Wie aus einer weiteren Studie bekannt ist, steigt das Vorhandensein von Spechthöhlen aber generell mit steigendem Baumdurchmesser an (Grüebler et al. 2013), was die Ergebnisse zur dieser Hypothese untermauert. Die maximale Wahrscheinlichkeit für das Vorhandensein von Spechthöhlen lag bei einem BHD von 55 cm wie in *Abbildung 20* anhand der Kurve ablesbar ist. Allerdings ist zu bedenken, dass es nur sehr wenige

Bäume mit solchen starken Durchmessern gab. Wenn dann eine Spechthöhle in einem solchen Baum gefunden wurde, war der prozentuale Anteil an Spechthöhlen vergleichsweise hoch. Jedoch stieg die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen von Spechthöhlen mit dem Durchmesser der Obstbäume bis zu 60 cm an, danach sank die Wahrscheinlichkeit wieder. Dies könnte mit der geringen gefundenen Anzahl dieser Bäume zusammenhängen. Ein größerer Datensatz solcher mächtigeren Bäume wäre interessant in Bezug auf die Spechthöhlen zu untersuchen. Das dürfte aber wohl auf Grund ihres relativ seltenen Vorkommens nicht einfach werden.

Um das Vorhandensein von Spechthöhlen vorherzusagen, stellte sich der Stammdurchmesser als besserer Indikator als der Kronenansatz heraus. Inwieweit andere Biodiversitätsindices den Stammdurchmesser als wichtigere Komponente für die Artenvielfalt bestätigen, könnte in weiterführenden Studien untersucht werden. Wichtig zu wissen ist für [Abbildung 22](#) und [Abbildung 18](#), dass der Anteil an Obstbäumen mit Spechthöhlen sich je nach dem verändern kann, wie die Gruppierungen der Durchmesser bzw. der Kronenansatz dargestellt werden. Für den Durchmesser wurde hier eine Gruppierung von 5 cm Intervallen und für den Kronenansatz eine Gruppierung von 20 cm Intervallen gewählt. Somit war eine gute Übersicht gewährleistet und der Unterschied zwischen den für den Biotopschutz relevanten Kategorien (z.B. Kronenansatz 160 cm bzw. 180 cm) konnte klar herausgestellt werden. Nachdem die Einzelbäume in [Abbildung 24](#) und [Abbildung 20](#) nicht in Kategorien zusammengefasst wurden, geben diese beiden Diagramme präzisere Ergebnisse wieder. So lag das Maximum des Kronenansatzes bei etwa 310 cm und wurde damit genauer dargestellt als mit der Gruppierung „>280 cm“. Die Aussagen blieben bei einem Vergleich der Abbildungen im Großen und Ganzen jedoch sehr ähnlich.

Zu beachten ist, dass ein höherer Stammumfang mit einem höheren Alter eines Baumes korrelierte. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum über die Zeit eine Spechthöhle aufweist, steigt also allein schon auf Grund eines höheren Alters an. Denn je älter ein Baum wird, desto mächtiger ist er und desto höher ist auch die Chance, dass beispielsweise ein Sturm zu abgebrochenen Ästen oder Verwundungen des Stammes

führt. Diese können dann in das für Spechthöhlen notwendige Totholz resultieren. Generell kann das für die Biodiversität wichtige Vorkommen von Baum- und Spechthöhlen auf Streuobstwiesen unterstützt werden, indem größere Äste an gesunden Bäumen so entfernt werden, dass dabei Schnittwunden am Baum entstehen (Grüebler et al. 2013). Allerdings dürfte es nicht im Interesse vieler Streuobstwiesen Besitzer sein, dass sie ihre Bäume absichtlich beschädigen.

Totholz wurde im Zuge der Datenaufnahme nicht aufgenommen. Rückblickend stellt Totholz einen Faktor dar, dessen Effektgröße auf das Vorkommen von Spechthöhlen in den Obstbäumen sicherlich aufschlussreich zu untersuchen gewesen wäre. Essenziell war dieser Faktor für diese Arbeit jedoch nicht, da vor allem die Dimension der Obstbäume untersucht werden sollte, in denen Spechthöhlen vorkommen. Dennoch wird klar, dass ein Baum umso wertvoller für ein Ökosystem wird, je mächtiger und älter er wird, bis er selbst zu einem Mikrohabitat für Tiere und Pflanzen wie z.B. Moos und Flechten wird (Vuidot et al. 2011; Regnery et al. 2013). In die Auswertung floss die An- bzw. Abwesenheit von Spechthöhlen ein und nicht wie viele Spechthöhlen in einem Stamm vorhanden waren. Die Anzahl der Höhlen in einem Baum war für diese Arbeit irrelevant, da bei mehreren Spechthöhlen in einem Baum einige Höhlen oft nicht mehr nutzbar sind (Hintermeier 2017).

Die Himmelsrichtung der Spechthöhlen wurde nach der Literaturrecherche nicht ausgewertet, da Spechte ihre Höhlen nicht an der Himmelsrichtung auslegen, sondern sich nach dem Vorhandensein von Totholz richten, um den Energieeinsatz möglichst gering zu halten (Zahner 1993).

2. Streuobstbäume ab einem Kronenansatz von 180 cm weisen ein höheres Vorkommen von Spechthöhlen auf als Bäume mit einem Kronenansatz unter 180 cm.

Aus [Abbildung 23](#) geht hervor, dass die Spechthöhlenwahrscheinlichkeit mit dem Kronenansatz der Obstbäume anstieg, weshalb die zweite Hypothese ebenfalls bestätigt wurde. Dabei fällt auf, dass sich Obstbäume mit einem Kronenansatz von 160 cm bzw.

180 cm in etwa derselben Kategorie für die Spechthöhlenwahrscheinlichkeit befanden. Zwar gab es, wie bereits im Ergebnisteil geschildert, bei der Erhebung des Kronenansatzes einen kontinuierlichen Messfehler bis zur Unterkante des ersten Astes, was erst nach Abschluss der Datenaufnahme auffiel. Dieser Messfehler machte jedoch bei diesem Datensatz nur einen geringen Unterschied aus, der nicht weiter ins Gewicht fiel. Wird der Kronenansatz isoliert vom Durchmesser betrachtet, dürfte es schwerer werden eine Korrelation mit dem Alter festzustellen. Das liegt daran, dass es auch junge Streuobstbäume gibt, die hochstämmig gezogen wurden, jedoch über die Zeit noch keinen mächtigen Durchmesser erreichen konnten. Dennoch zeugt der prozentuale Anteil an Spechthöhlen bei Bäumen mit höherem Kronenansatz davon, dass diese Bäume tendenziell älter gewesen sein müssen als Bäume mit kleinerem Kronenansatz.

Interessanterweise schienen die 20 cm Unterschied bei einer Stammhöhe von 160 cm zu 180 cm keine große Rolle für Spechthöhlen zu spielen. Die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer Spechthöhle war nur marginal größer bei Obstbäumen mit einer Höhe von 180 cm. Erst später bei einer Stammhöhe von 310 cm liegt die Wahrscheinlichkeit für eine Spechthöhle am höchsten. Allerdings muss auch bedacht werden, dass Kronenansatz und BHD der Obstbäume korrelierten sowie Spechthöhlen vom Durchmesser abhingen und nicht von der Höhe des Baumes.

Zum einen stieg der prozentuale Anteil an Spechthöhlen bei Bäumen mit einem höheren Stamm deutlich weiter an ([Abbildung 23](#)), was die ökologische Wichtigkeit von hochstämmigen Bäumen unterstreicht. Zum anderen wurde auch deutlich, dass bei steigendem BHD der Anteil an Bäumen mit Spechthöhlen einen höheren Prozentsatz erreichte ([Abbildung 19](#)). Ein mächtigerer Durchmesser eines Baumes ist daher ein besserer Prädiktor für das Vorhandensein von Spechthöhlen und somit ein wichtiger Bestandteil für die Artenvielfalt. Zu beachten ist jedoch, dass der Durchmesser eines Baumes mit dessen Alter zusammenhängt. Außerdem wurde bei dieser getrennten Betrachtungsweise nicht darauf geachtet, ob die Bäume mit mächtigerem Durchmesser und Spechthöhle nicht auch die Bäume mit höherem Kronenansatz waren. Es konnte aber

gezeigt werden, dass generell eine leichte Korrelation zwischen Höhe und Durchmesser besteht.

3. Spechthöhlen treten am häufigsten in Streuobstwiesen auf, die eine Nähe zu Flächen wie Wald und Wiesenstücken aufweisen, da diese verhältnismäßig weniger intensiv bewirtschaftet werden bzw. weniger stark durch den Menschen modifiziert wurden und so ein größeres Nahrungsangebot für Spechte besteht.

Bekannt ist bereits, dass Spechte Streuobstwiesen bevorzugen, die an Wälder grenzen (Hintermeier 2017). Mit der dritten Hypothese sollte getestet werden, ob Spechte eher auf Streuobstwiesen vorkommen, die in weniger besiedelten und bewirtschafteten Gegenden liegen. Diese Hypothese konnte jedoch nicht bestätigt werden. Vielmehr lag ein schwacher Zusammenhang mit menschlich bearbeiteter bzw. bebauter Landbedeckung vor. Vielleicht würde das Ergebnis anders ausfallen, wenn man den Radius mit einer anderen Größe angenommen hätte. Ansonsten könnte das bedeuten, dass auch zwischen den versiegelten Flächen genügend Bäume zur Verfügung stehen, die Spechten als Behausung dienen. Oft stehen Streuobstwiesen am Rande von kleineren Siedlungen, wo es genügend andere Möglichkeiten gibt, um Höhlen in Bäume zu schlagen. Zudem gab es sowohl bei natürlicher als auch bei menschlich modifizierter Umgebung viele Ausreißer (Abbildung 25).

Zu hinterfragen ist bei dieser Auswertung, dass zur Vereinfachung der gleiche Radius von 20 km für mehrere Spechtarten angenommen wurde, obwohl sich die Arten hinsichtlich ihres (Flug-)Verhaltens unterscheiden. Eventuell könnte man hier Unterschiede zwischen Spechtarten, ihren Höhlen und verschiedenen Flugradien um die Streuobstwiesen herum sehen. Zwar wurde im Rahmen der Datenerhebung auch der Durchmesser der Spechthöhlen vermessen, sodass man zumindest grobe Rückschlüsse über die Spechtart ziehen könnte. Eine Auswertung der Landbedeckung innerhalb des Flugradius je nach Spechtart um deren Höhlen hätte allerdings den Rahmen dieser Arbeit gesprengt. Dieser Datensatz kann jedoch für eine solche weitergehende Auswertung genutzt werden.

Das Fehlen von Spechthöhlen könnte bedeuten, dass es in dieser Region geringe Wahrscheinlichkeiten des Vorkommens von Spechten aufgrund verschiedener Verbreitungsschwerpunkte gibt. Mit Blick auf die Spechtvorkommen nach dem ADEBAR-Atlas (Kapitel 2.2.2 *Spechte auf Bayerns Streuobstwiesen*) werden diese Abundanzunterschiede je nach Art deutlich. Es kann auch sein, dass die Spechte in den untersuchten Regionen schlicht bessere Nistmöglichkeiten für sich in der umliegenden Gegend oder benachbarten Streuobstwiesen gefunden haben.

Unklar war zudem, wie oft die untersuchten Streuobstwiesen gemäht wurden. Eine Abschätzung der Eignung für Ameisen und somit dem eventuell damit korrelierenden Vorkommen von Bodenspechten war aus diesem Grund nicht möglich. Es wurde daher vereinfacht davon ausgegangen, dass Wiesen und Wälder generell bessere Bedingungen für das Vorkommen beider Arten darstellen als Äcker und Infrastruktur menschlichen Ursprungs. Wiesenameisen weisen die höchsten Nstdichten bei 1-2 bzw. 1-3 mal gemähten Streuobstwiesen auf (Glaser 1998; Rösler 2007) und könnten bei vergleichbaren Studien daher als zusätzlicher Indikator zu den Spechthöhlen untersucht werden. Die Nstdichte von Ameisen alleine gibt jedoch zu wenig Aufschluss über andere Tiere und die für das Ökosystem relevante Biomasse und Aktivität von Ameisen, da die Nester sich von der Größe stark unterscheiden können (Platner 2004).

Spechthöhlen in Abhängigkeit der Obstbaumart

Dass Apfelbäume am häufigsten auf den untersuchten Streuobstflächen auftauchen, wie [Abbildung 26](#) entnommen werden kann, deckt sich mit dem Wissen, dass Äpfel die Lieblingsfrüchte der Deutschen darstellen und Äpfel 60 % der Obsternte ausmachen (Hintermeier 2017). Aus [Abbildung 26](#) wird außerdem ersichtlich, dass Spechte laut der hier gesammelten Daten ihre Höhlen bevorzugt in Birnbäume schlugen, wenn man die prozentualen Werte betrachtet. Die berechneten Werte des glmers zeigten jedoch eine leichte Korrelation mit Kirschbäumen. Andere Studien kamen zu dem Ergebnis, dass überwiegend Apfelbäume zum Höhlenbau genutzt werden (Akademie für Natur- und Umweltschutz 2004; Gruebler et al. 2013; Rösler 2007). Ein plausibler Grund für diesen Unterschied könnte darin liegen, dass der Großteil unter den hier unbestimmten

Baumarten aus Apfelbäumen bestand, welche noch Spechthöhlen in sich trugen. Damit könnte der prozentuale Anteil an Spechthöhlen in Apfelbäumen letzten Endes doch höher sein als in Birnbäumen. In Kirschbäumen waren tendenziell gesehen die wenigsten Spechthöhlen zu finden, was sich ebenfalls mit bisherigen Studienergebnissen deckt (Akademie für Natur- und Umweltschutz 2004; Grüebler et al. 2013). Hier könnte das Modell durch einen Overfit von random effects die falschen Schlüsse gezogen haben. Zudem könnte das Modell auch durch die Kategorie der „unbestimmten“ Bäume beeinträchtigt worden sein, da hier wahrscheinlich verschiedene Baumarten mit Spechthöhlen vorliegen dürften. Walnuss-, Quitten-, Marillen-, Pflaumen- und Zwetschgenbäume fanden sich sehr selten, sodass diese zu einer Gruppe zusammengekommen oder wie im Modell vernachlässigt wurden. Eine konkrete Aussage über Höhlenbau unter den zuletzt genannten Baumarten zu treffen, war mit nur einer Höhle nicht möglich.

Dimension der Bäume und Anteil der Flächen mit Biotopschutz

Wie dem Ergebnisteil zu entnehmen ist, fielen ca. 2% der Bäume und keine der untersuchten Flächen unter Biotopschutz. Allgemein betrachtet gibt es somit weniger Streuobstwiesen mit gesetzlichem Biotopschutz als vor dem Volksbegehren (BUND 2020). Für die Analyse, wie viele Flächen die Kriterien des geforderten Biotopschutz erreichen (*Abbildung 28*), wurden die Bäume einer Fläche mit einem Durchmesser von 30 cm als auch einem Kronenansatz von 160 cm in Relation zu allen untersuchten Bäumen dieser Fläche gesetzt. Dadurch sollte gezeigt werden, ob die Flächen den notwendigen Anteil von 75 % an Bäumen mit beiden Kriterien erreichten. Es wurden allerdings eher selten alle Bäume einer Fläche vermessen, da es oft mehr als 20 Bäume auf einer Fläche gab. Das könnte dazu führen, dass ein paar Flächen mehr den geforderten Biotopschutz erreichen könnten. Allerdings wird bereits mit dieser Stichprobenartigen Analyse deutlich, dass das bei den wenigsten Flächen der Fall sein dürfte. Der Biotopschutz ist in seiner jetzigen Form demnach größtenteils nutzlos.

Von Obstbäumen, die die Kriterien von 160 cm Kronenansatz und 30 cm Brusthöhndurchmesser erfüllen, hatten laut *Tabelle 12* zwar einen geringeren

prozentualen Anteil an Spechthöhlen (24,88 %) als Bäume die die Kriterien von 180 cm Kronenansatz und 50 cm BHD (72,97 %). Allerdings war die absolute Anzahl an Spechthöhlen (108) bei den niedrigeren und ursprünglich geforderten Kriterien für den Biotopschutz wesentlich höher als bei den höheren Kriterien (27). Ältere und mächtigere Bäume sind somit zwar ein wichtiger Bestandteil für Spechte und damit auch für Folgearten, die auf deren Höhlen angewiesen sind. Allerdings gibt es solche Bäume heute nur noch selten. Daher kommt den mittelgroßen Bäumen eine wesentliche Rolle für den Naturschutz zu, auch wenn selbst hier der geforderte Biotopschutz für Flächen nur selten greift ([Abbildung 28](#)).

Obstbäume und Spechthöhlen der sieben Regierungsbezirke

In der Oberpfalz wurden die wenigsten Bäume vermessen, der Prozentsatz an Spechthöhlen fiel jedoch vergleichsweise hoch aus ([Tabelle 13](#)). Ein Grund dafür kann die zufällig höhere Anzahl an Spechthöhlen gewesen sein, die dort gefunden wurde. Andererseits könnte es auch sein, dass es in der Oberpfalz auch generell mehr Spechthöhlen gibt. Die Stichprobe an untersuchten Flächen war allerdings sehr klein ($n=3$), daher kann abschließend nicht mit Sicherheit festgestellt werden, woran dies lag.

Unter-, Mittel- und Oberfranken hatten im Mittel die Bäume mit dem mächtigsten Stammdurchmesser (25 – 30 cm), wohingegen die Obstbäume in Oberbayern und die Oberpfalz den geringsten Mittelwert aufwiesen (18 - 20 cm) ([Abbildung 29](#)). Das kann damit zusammenhängen, dass die Bezirke in Franken kulturell und ökonomisch gesehen eine engere Verbindung zu den Streuobstwiesen haben, wodurch die Streuobstwiesen besser gepflegt wurden. Dadurch könnten die Bäume ein höheres Alter und somit einen höheren Durchmesser erreichen. Im Falle der Oberpfalz wurden jedoch nur Bäume von drei Flächen vermessen, weshalb dieser Mittelwert nicht sonderlich aussagekräftig ist. Dasselbe gilt bei dem Kronenansatz ([Abbildung 30](#)): Hier haben die Bäume der Oberpfalz mit ca. 170 cm den höchsten mittleren Kronenansatz, dicht gefolgt von Unterfranken, Niederbayern und Schwaben. Die Obstbäume in Oberbayern, Mittel- und Oberfranken folgen mit einem mittleren Kronenansatz von ca. 150 cm. Die Unterschiede fallen hier nicht so deutlich wie beim BHD aus. Das könnte an verschiedenen Faktoren wie etwa der Wahl

der Wachstumsunterlage, der Art des Baumschnitts und dem jüngeren Alter der Bäume liegen (Scheewe 1999; Rösler 2007).

Bei der Analyse der Obstbäume nach Regierungsbezirk mittels lmer wurde klar, dass generell ein Zusammenhang zwischen Durchmesser und Regierungsbezirken bestand. Keine signifikante Korrelation gab es hingegen beim Kronenansatz und den Regierungsbezirken, sondern nur vereinzelt bzw. im Paarvergleich. Das Modell hatte allerdings Probleme mit der Genauigkeit, wie der relativ hohe Standardfehler zeigte. Bei dem glmer bestand je nach Regierungsbezirk ein deutlicher Zusammenhang zum Vorhandensein von Spechthöhlen. Hier wies das Modell keine großen Abweichungen auf. Nachdem Unter- und Mittelfranken im Mittel die größten Durchmesser aufwiesen, könnte das auch der Grund für die erhöhte Wahrscheinlichkeit von Spechthöhlen sein. Eventuell könnte auch eine höhere Spechtabundanz in diesen Regionen dazu beigetragen haben.

Korrelationen zwischen Spechthöhlen, BHD und Kronenansatz zur Baumkrone

Es bestand eine leichte Abhängigkeit des Kronenansatzes vom BHD. Daher kann davon ausgegangen werden, dass der Kronenansatz nicht der ausschlaggebende Faktor für Spechthöhlen ist, sondern viel eher der BHD bzw. das Alter eines Obstbaumes. Zudem gab es laut dem Pearson-Test keine Korrelation zwischen Spechthöhlen und der Kronenfläche. Das kann daran liegen, dass sowohl tote Bäume ohne nennenswerte Krone als auch Bäume mit ausgeprägter Krone für Spechthöhlen in Frage kommen. Solange der Baum eine Mindestmächtigkeit erreicht hat und passende, morsche Stellen vorhanden sind, spielt die Krone beim Höhlenbau anscheinend keine Rolle. Allerdings korrelierte die Kronenfläche mit dem BHD. Das deutet daraufhin, dass mit einem höheren Alter des Baumes auch größere Kronen ausgebildet werden. Einen Zusammenhang zwischen Kronenfläche und Kronenansatz gab es nicht. Damit wird deutlich, dass auch kleinstämmigere bzw. verzweigte Obstbäume mächtige Kronen hervorbringen können. Es muss dabei aber klar sein, dass es sich hierbei nur um eine Annäherung handelt. Methodisch wurde für die Kronenfläche die Fläche einer Raute angenommen. Somit konnte über die zwei Diagonalen, also die Entfernungen der Äste vom Stamm (Nord-Süd und Ost-West), die Fläche berechnet werden.

6.2 Fazit

Häufig liegen nur wenige oder gar keine wissenschaftlichen Informationen bei Entscheidungsprozessen vor. Daher wurde häufig dazu übergegangen traditionelle Verfahren nachzuahmen, z. B. Mahdmanagement. Diese Erfahrungen wurden von Person zu Person weitergegeben und als traditionelle Methode akzeptiert, wie ein Habitat zu erhalten sei. Ohne fundierte Datengrundlage als Entscheidungshilfe sind Maßnahmen jedoch oft ineffektiv oder sogar nachteilig, um Ziele des Natur- und Umweltschutzes zu erreichen und verschwenden unnötig Ressourcen. Evidenzbasierter Naturschutz, zu dem auch diese Studie zählt, kann dazu beitragen, sinnvolle und naturschutzpolitisch angebrachte Entscheidungen zu treffen (Pullin und Knight 2003; Stewart et al. 2005).

Der derzeitige Biotopschutz ist jedenfalls kaum bzw. gar nicht wirksam, da nur sehr wenige Bäume und Flächen in Bayern den benötigten Durchmesser und Kronenansatz aufweisen dürften, wie aus den hier vorliegenden Daten und einer Probekartierung von 21 Flächen des LBV hervorgeht (LBV 2020). Knapp 2 % der Obstbäume erfüllten laut den hier dargestellten Daten beide Kriterien ($BHD \geq 50 \text{ cm}$ und $Kronenansatz \geq 180 \text{ cm}$) für den derzeitigen Biotopschutz. Nicht eine Fläche wies einen Anteil von 75 % dieser Bäume auf. Der Prozentsatz von Spechthöhlenvorkommen stieg mit dem Kronenansatz bzw. dem Durchmesser der Obstbäume, was den ökologischen Wert älterer und mächtigerer Bäume unterstreicht. Mit erstem Blick auf die geringe geschützte Anzahl Streuobstbäume scheint es sinnvoll, die Kriterien für den Biotopschutz wieder auf die vorherigen Werte von 160 cm Kronenansatz und 30 cm BHD festzulegen bzw. sogar noch weiter zu senken, da selbst hier nur wenige Flächen tatsächlich geschützt sein dürften. Wäre es, ohne die politische Debatte wieder aufleben zulassen, aus naturschutzfachlicher Sicht sogar sinnvoll, Obstbäume nun länger in Baumschulen wachsen zu lassen und mehr Geld dafür zu investieren, damit diese zum Pflanzungszeitpunkt einen höheren Kronenansatz und größeren Durchmesser erreichen?

Basierend auf den zusammengetragenen Daten zu Spechthöhlen sowie der Literatur kann diese Frage eher mit „Nein“ beantwortet werden. Grund dafür ist, dass der Kronenansatz nicht das ausschlaggebende Kriterium für den ökologischen Wert eines Baumes ist,

sondern das Alter und der damit einhergehende Durchmesser. Schließlich gibt es viele kleinere Bäume mit einem starken Durchmesser, also einem hohen Alter, die einen Kronenansatz von 180 cm zwar nicht erreichen und nicht unter Biotopschutz fallen, dafür aber trotzdem mächtige Äste haben und vielen Arten Lebensraum bieten können. Diese Bäume sind für die Biodiversität nicht weniger wertvoll, eher das Gegenteil ist der Fall. Demnach wäre ein zu großer Fokus auf den Kronenansatz eher von Nachteil für den Naturschutz. Wie die Daten gezeigt haben, spielen die mittelgroßen Obstbäume eine wichtige Rolle für den Höhlenbau von Spechten und damit auch für viele andere Tierarten, denn viele alte und mächtige Streuobstbäume gibt es derzeit nicht.

Abgesehen davon wäre das Geld aus dem Streuobstpakt angesichts vieler Gefahren für Streuobstbäume (Rösler 2007; Pomologen-Verein e.V. 2010; LfL 2013, 2022) sinnstiftender genutzt, wenn es für den Schutz und die Pflege der gepflanzten Bäume eingesetzt wird. Es ist nicht damit getan, dass die Bäume nur gepflanzt werden. Die geplanten eine Million Streuobstbäume (zuzüglich der zu ersetzenden, abgestorbenen Bäume) müssen vor allem auf den Flächen zu kräftigen Bäumen heranwachsen können. Dazu braucht es passende Schutzmaßnahmen und geschultes Personal. Es bringt wenig, wenn die jungen Bäume zum Pflanzungszeitpunkt vergleichsweise ein paar Jahre älter bzw. ein paar Zentimeter höher und stärker im Durchmesser sind und dafür aber später durch mangelnde Pflege- und Schutzmaßnahmen auf Grund fehlenden Geldes für die Baum- und Flächenpflege eingehen.

Aus naturschutzpolitischer Sicht könnte es außerdem sinnvoll sein, die ambitionierteren Vorgaben für den Biotopschutz vorerst beizubehalten. So sind gute naturschutzfachliche Kommunikation zwischen Wissenschaft, Landwirtschaft und Politik einerseits, sowie Vertrauen zwischen den Beteiligten andererseits, wichtigere Voraussetzungen für eine erfolgreiche Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen. Einige Vorfälle während der Annahme des Volksbegehrens „Rettet die Bienen“ haben gezeigt was passiert, wenn die Landwirte kein Vertrauen in den Gesetzgeber haben. Einige Landwirte rodeten 2019 ihre Obstbäume. Grund dafür war unter anderem die Angst, dass sie bei einsetzendem Biotopschutz ihrer eigenen Flächen diese nicht mehr bewirtschaften dürften wie bisher

(Sebald 2019). Dieser Eindruck wurde bei dem Gespräch eines ehrenamtlichen Helfers im Rahmen dieser Datenerhebung mit einem Grundstücksbesitzer nochmals bestätigt. Diese Sorge ist jedoch unberechtigt, stattdessen dürfen bei Flächen mit Biotopschutz nach § 30 BNatSchG Biotopflächen nur nicht zerstört werden. Die Baum- und Flächenpflege sowie die Ernte sind hiervon nicht betroffen, sondern sind, wie bereits geschildert, sogar zum Erhalt des Biotops Streuobstwiese notwendig.

Es erscheint jedenfalls sinnvoller den Biotopschutz nicht um jeden Preis erzwingen zu wollen, sondern viel eher Streuobstwiesenbesitzer mit Förderungen, Informationsprogrammen und Pflegeanreizen für Streuobstwiesen „mit ins Boot zu holen“ bzw. an Entscheidungsprozessen miteinzubinden. Damit käme dem Schutz und der Pflege der eigenen Streuobstwiese ein noch attraktiverer Stellenwert zu, der zusätzlich dem Erhalt ökologisch wertvoller Flächen dient - ein nützlicher Bottom-Up-Effekt, der nicht durch allzu restriktive Schutzbestimmungen behindert werden sollte, wie es bereits 2005 schon empfohlen wurde (aid Infodienst 2005).

7 Danksagung

Mein Dank gilt zunächst dem Landesbund für Vogelschutz (LBV) und seinen engagierten Mitarbeitern für den wertvollen Wissensaustausch und die stets hervorragende Zusammenarbeit, weswegen diese Arbeit zum Thema Streuobstwiesen überhaupt zustande kam. Namentlich möchte ich mich hier insbesondere bei Norbert Schäffer, Franziska Wenger und Roman Spies bedanken.

Weiterhin bedanke ich mich herzlich bei der *Gregor Louisoder Umweltstiftung* für die schnelle und unkomplizierte, finanzielle Unterstützung, wodurch diese Studie in diesem Umfang erst möglich gemacht wurde.

Auch bei dem Landesamt für Landwirtschaft (LFL) bedanke ich mich vielmals für den GIS-Datensatz zu Streuobstwiesen in Bayern. Ohne das Wissen über die exakte geographische Lage der Streuobstwiesen wäre die Suche nach passenden Flächen unermesslich aufwändig geworden. In diesem Zusammenhang möchte ich mich auch insbesondere bei Felix Kleemann (*Trifolium Consulting*) für die wertvollen Tipps und Hilfestellungen bei QGIS und LocusGIS bedanken.

Danke auch an Christian Zehner, Michael Hafner und die Hilfe von vielen Leuten des Lehrstuhls bei statistischen Fragen und für die Unterstützung bei der Auswertung in RStudio: Ohne eure Programmierkenntnisse hätte es ewig gedauert!

Mein Dank gebührt außerdem all den zahlreichen und tatkräftigen Helfern, die für diese Arbeit Streuobstwiesen in ganz Bayern besuchten, um die Obstbäume zu vermessen. Ohne die große Einsatzbereitschaft von Ehrenamtlichen des LBV, Rangern, Studenten und Freunden wäre diese Arbeit ebenfalls nicht möglich gewesen. Vielen Dank für Eure großartige Unterstützung!

Zu guter Letzt bedanke ich mich vielmals bei meinen beiden Masterarbeitsbetreuern Dr. Christian Hof (*Lehrstuhl für terrestrische Ökologie, TUM*) und Prof. Volker Zahner (*Zoologie, Wildtierökologie, Entomologie, HSWT*) für den reibungslosen Ablauf, die vielen Denkanstöße und das stets hilfreiche Feedback.

8 Anhang

Tabelle A1 Aufteilung der Landbedeckungskategorien. Die Flächenanteile von *Human* und *Agriculture* wurden dann zu einer Klasse (*modified*) vereint. Die übrigen Kategorien (Forest, Water bodies, Openland) wurden zur zweiten Klasse (*natural*) verschmolzen.

	Human	Agriculture	Forest	Water bodies	Openland	Sonstige Einzelklassen (kein Vorkommen)
1					231 Pastures, meadows and other permanent grasslands under agricultural use	411 Inland marshes
2	111 Continuous urban fabric	211 Non-irrigated arable land	11 Broad-leaved forest	511 Water courses		
3	112 Discontinuous urban fabric	212 Permanently irrigated arable land	312 Coniferous forest	512 Water bodies	321 Natural grassland	412 Peatbogs
4	121 Industrial or commercial units and public facilities	213 Rice fields	313 Mixed forest	521 Coastal lagoons	322 Moors and heathland	421 Coastal salt marshes
5	122 Road and rail networks and associated land	221 Vineyards	141 Green urban areas	522 Estuaries	324 Transitional woodland/shrub	422 Salines
6	123 Port areas	241 Annual crops associated with permanent crops	323 Sclerophyllous vegetation	523 Sea and ocean	332 Bare rock	423 Intertidal flats
7	124 Airports	242 Complex cultivation patterns	244 Agro-forestry areas		333 Sparsely vegetated areas	331 Beaches, dunes, and sand plains
8	131 Mineral extraction sites	243 Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	222 Fruit tree and berry plantations			334 Burnt areas
9	132 Dump sites		223 Olive groves			335 Glaciers and perpetual snow
10	133 Construction sites					999 No Data
11	142 Sport and leisure facilities					



Abbildung A1 Zwei Beispiele für äußerst vernachlässigte Streuobstwiesen in Oberbayern, nahe Freising (eigene Aufnahmen)

Tabelle A2 Übersicht der 2.180 aufgenommenen Obstbaumarten nach Regierungsbezirk. *Die Kategorie „Andere“ umfasst Walnuss, Vogelkirsche, Pflaume, Quitte und Mirabelle. **Die Kategorie „Unbestimmt“ umfasst Bäume, bei denen die Baumart auf Grund eines Fehlers in LocusGIS nicht aufgenommen wurde.

Regierungsbezirk	Apfel	Birne	Zwetschge	Kirsche	Andere*	Unbestimmt**	Summe
Oberbayern	401	67	19	26	21	149	683
Unterfranken	226	13	18	5	1	325	588
Niederbayern	225	31	5	13	11	38	323
Mittelfranken	99	21	39	16	5	60	240
Oberfranken	47	7	26	39	1	20	140
Schwaben	87	9	8	6	2	35	147
Oberpfalz	41	2	2	0	3	11	59
Gesamt	1.126	150	117	105	44	638	2.180
Prozentualer Anteil	51,65 %	6,88 %	5,37 %	4,82 %	2,02 %	29,27 %	100%

Tabelle A3 Übersicht über die Anzahl der Obstbäume nach Art und Anzahl der Bäume mit mindestens einer Spechthöhle. Die meisten angetroffenen Bäume waren bei weitem Apfelbäume. Die meisten Spechthöhlen waren in Bäumen zu finden, deren Art durch einen Softwarefehler in LocusGIS nicht erfasst wurde.

Baumart	Anzahl vermessener Bäume	Bäume mit Spechthöhle(n)	Prozentualer Anteil mit Spechthöhle
Apfel	1.126	76	6,75 %
Birne	150	13	8,66 %
Kirsche	103	2	1,94 %
Zwetschge	117	7	5,98 %
Andere (Mirabelle, Quitte, Pflaume, Vogelkirsche, Walnuss)	46	1	2,17 %
Nicht bestimmt	638	82	12,85 %
Gesamtzahl	2.180	181	8,30 %

Tabelle A4 Paarweiser Vergleich der Regierungsbezirke in Bezug auf den BHD.

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

> m6_pairs

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value	signif
Mittelfranken - Niederbayern	2.381	2.97	90.5	0.802	0.5944	
Mittelfranken - oberbayern	8.706	2.66	90.2	3.270	0.0160	*
Mittelfranken - oberfranken	3.713	3.74	90.3	0.993	0.4851	
Mittelfranken - oberpfalz	7.706	5.08	90.3	1.518	0.3111	
Mittelfranken - Schwaben	9.409	3.73	89.0	2.523	0.0563	
Mittelfranken - Unterfranken	-0.554	2.78	93.0	-0.199	0.8426	
Niederbayern - oberbayern	6.325	2.39	94.7	2.648	0.0498	*
Niederbayern - oberfranken	1.331	3.55	92.4	0.375	0.8426	
Niederbayern - oberpfalz	5.325	4.94	91.3	1.078	0.4584	
Niederbayern - Schwaben	7.028	3.54	90.9	1.986	0.1753	
Niederbayern - Unterfranken	-2.935	2.52	97.5	-1.165	0.4317	
oberbayern - oberfranken	-4.994	3.30	92.5	-1.514	0.3111	
oberbayern - oberpfalz	-1.000	4.76	91.3	-0.210	0.8426	
oberbayern - Schwaben	0.703	3.29	90.8	0.214	0.8426	
oberbayern - Unterfranken	-9.260	2.15	99.2	-4.309	0.0008	***
oberfranken - oberpfalz	3.994	5.44	91.1	0.735	0.6097	
oberfranken - Schwaben	5.696	4.21	90.7	1.354	0.3759	
oberfranken - Unterfranken	-4.266	3.39	94.2	-1.257	0.4041	
oberpfalz - Schwaben	1.703	5.43	90.5	0.314	0.8426	
oberpfalz - Unterfranken	-8.260	4.83	92.2	-1.711	0.2713	
Schwaben - Unterfranken	-9.963	3.38	92.7	-2.946	0.0285	*

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
P value adjustment: fdr method for 21 tests

Tabelle A5 Paarweiser Vergleich der Regierungsbezirke in Bezug auf den Kronenansatz.

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
P value adjustment: fdr method for 21 tests

> m7_pairs

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value	signif
Mittelfranken - Niederbayern	-5.626	7.04	88.4	-0.799	0.7757	
Mittelfranken - oberbayern	2.805	6.31	87.7	0.445	0.8632	
Mittelfranken - oberfranken	1.875	8.87	88.5	0.212	0.9511	
Mittelfranken - oberpfalz	-7.819	12.02	87.7	-0.650	0.7757	
Mittelfranken - Schwaben	-5.775	8.84	86.5	-0.653	0.7757	
Mittelfranken - Unterfranken	-13.987	6.60	91.6	-2.120	0.3661	
Niederbayern - oberbayern	8.430	5.69	94.2	1.481	0.7029	
Niederbayern - oberfranken	7.501	8.44	91.6	0.889	0.7757	
Niederbayern - oberpfalz	-2.193	11.71	89.2	-0.187	0.9511	
Niederbayern - Schwaben	-0.149	8.41	89.4	-0.018	0.9859	
Niederbayern - Unterfranken	-8.361	6.01	98.0	-1.391	0.7029	
oberbayern - oberfranken	-0.929	7.83	91.5	-0.119	0.9511	
oberbayern - oberpfalz	-10.624	11.28	89.0	-0.942	0.7757	
oberbayern - Schwaben	-8.579	7.80	89.0	-1.099	0.7757	
oberbayern - Unterfranken	-16.792	5.13	99.4	-3.275	0.0305	*
oberfranken - oberpfalz	-9.694	12.89	89.1	-0.752	0.7757	
oberfranken - Schwaben	-7.650	9.99	89.2	-0.766	0.7757	
oberfranken - Unterfranken	-15.863	8.07	93.9	-1.966	0.3661	
oberpfalz - Schwaben	2.044	12.87	88.2	0.159	0.9511	
oberpfalz - Unterfranken	-6.168	11.45	90.2	-0.539	0.8278	
Schwaben - Unterfranken	-8.212	8.04	91.7	-1.021	0.7757	

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
P value adjustment: fdr method for 21 tests

Tabelle A6 Paarweiser Vergleich der Regierungsbezirke in Bezug auf Spechthöhlen.

```
Degrees-of-freedom method: kenward-roger
P value adjustment: fdr method for 21 tests
> m5_pairs
```

contrast	odds.ratio	SE	df	null	z.ratio	p.value	signif
Mittelfranken / Niederbayern	8.2899	7.2207	Inf	1	2.428	0.0706	
Mittelfranken / Oberbayern	21.9140	18.2196	Inf	1	3.713	0.0021	**
Mittelfranken / Oberfranken	4.0366	4.2674	Inf	1	1.320	0.3353	
Mittelfranken / Oberpfalz	1.8356	2.5670	Inf	1	0.434	0.6973	
Mittelfranken / Schwaben	4.4467	4.6061	Inf	1	1.441	0.3144	
Mittelfranken / Unterfranken	0.3869	0.2814	Inf	1	-1.306	0.3353	
Niederbayern / Oberbayern	2.6435	2.3718	Inf	1	1.083	0.4104	
Niederbayern / Oberfranken	0.4869	0.5446	Inf	1	-0.643	0.6643	
Niederbayern / Oberpfalz	0.2214	0.3176	Inf	1	-1.051	0.4104	
Niederbayern / Schwaben	0.5364	0.5873	Inf	1	-0.569	0.6643	
Niederbayern / Unterfranken	0.0467	0.0398	Inf	1	-3.591	0.0023	**
Oberbayern / Oberfranken	0.1842	0.2003	Inf	1	-1.556	0.3112	
Oberbayern / Oberpfalz	0.0838	0.1181	Inf	1	-1.759	0.2360	
Oberbayern / Schwaben	0.2029	0.2156	Inf	1	-1.501	0.3112	
Oberbayern / Unterfranken	0.0177	0.0144	Inf	1	-4.952	<.0001	***
Oberfranken / Oberpfalz	0.4547	0.7103	Inf	1	-0.504	0.6785	
Oberfranken / Schwaben	1.1016	1.3804	Inf	1	0.077	0.9385	
Oberfranken / Unterfranken	0.0958	0.0992	Inf	1	-2.265	0.0823	
Oberpfalz / Schwaben	2.4225	3.7415	Inf	1	0.573	0.6643	
Oberpfalz / Unterfranken	0.2108	0.2935	Inf	1	-1.118	0.4104	
Schwaben / Unterfranken	0.0870	0.0889	Inf	1	-2.391	0.0706	

P value adjustment: fdr method for 21 tests
 Tests are performed on the log odds ratio scale

9 Literaturverzeichnis

aid Infodienst (2005): Streuobstwiesen schützen. 7., überarb. Aufl. Bonn: aid infodienst Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft (Ökologische Bausteine der Kulturlandschaft - Leben braucht Vielfalt).

Akademie für Natur- und Umweltschutz (2004): Streuobst im Alpenraum. Zukunft eines gefährdeten Spezialitätenprodukts ; [Dokumentation der internationalen Fachtagung vom 28. bis 30. September 2001 in Stockach (Bodensee). Stuttgart: Wissenschaftliche Verl.Ges (Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, Bd. 34).

Akaike, H. (1974): A new look at the statistical model identification. In: *IEEE Trans. Automat. Contr.* 19 (6), S. 716–723. DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705.

Bates, Douglas; Maechler, Martin; Bolker, Ben; Walker, Steven; Christensen, Rune Haubo Bojesen; Singmann, Henrik et al. (2022): Package "lme4". Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4.

Bayerische Staatskanzlei (2019a): Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 14/2019, S. 405-407.

Bayerische Staatskanzlei (2019b): Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 14/2019, S. 408-414.

Bayerische Staatsregierung (02/2020): Bericht aus der Kabinettsitzung vom 4. Februar 2020.

Bayerischer Landtag (Hg.) (2018): Schriftliche Anfrage der Abgeordneten Dr. Christian Magerl, Gisela Sengl BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN vom 30.01.2018. Streuobst: Verbreitung, Vielfalt, Schutz und Förderung in Bayern (Drucksache 17/21484).

BOGL (o.J.): Unterlagen im Obstbau. Begriffserklärungen und Allgemeines zu Veredelungsunterlagen. Hg. v. Beratungskräfte Obstbau, Garten und Landschaft Baden-Württemberg e.V. (BOGL). Online verfügbar unter <https://www.bogl-bw.de/unterlagen>.

Brazier, Richard E.; Puttock, Alan; Graham, Hugh A.; Auster, Roger E.; Davies, Kye H.; Brown, Chryssa M. L. (2021): Beaver: Nature's ecosystem engineers. In: *WIREs. Water* 8 (1), e1494. DOI: 10.1002/wat2.1494.

BUND: LBV und BN klagen beim Verfassungsgerichtshof gegen Streuobst-Verordnung der Regierung. Dr. Christine Margraf. Online verfügbar unter <https://www.bund-naturschutz.de/pressemitteilungen/lbv-und-bn-klagen-beim-verfassungsgerichtshof-gegen-streuobst-verordnung-der-regierung>, zuletzt geprüft am 13.07.2022.

BUND (2020): LBV und BN klagen beim Verfassungsgerichtshof gegen Streuobst-Verordnung der Regierung. Online verfügbar unter <https://www.bund-naturschutz.de/pressemitteilungen/lbv-und-bn-klagen-beim-verfassungsgerichtshof-gegen-streuobst-verordnung-der-regierung>, zuletzt geprüft am 22.09.2022.

BUND (2021): Streuobstpakt mit Staatsregierung geschlossen - Klage ruht. Online verfügbar unter <https://www.bund-naturschutz.de/pressemitteilungen/streuobstpakt-mit-staatsregierung-geschlossen-klage-ruht>, zuletzt geprüft am 13.07.2022.

Bundesministerium der Justiz: Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) Anlage 1 (zu § 1) Schutzstatus wild lebender Tier- und Pflanzenarten *) Erläuterungen zur Anlage 1. BArtSchV.

Bundestag (04/2021): Drucksache 19/28182.

Bündnis 90/Die Grünen (2020): Biotopschutz für Streuobstwiesen – Wie soll das gehen ? BN und Grüne kritisieren Staatsregierung, die mit neuen Verordnungen das Volksbegehren konterkariert. Online verfügbar unter <https://paulknoblach.de/biotopschutz-fuer-streuobstwiesen-wie-soll-das-gehen/>.

Bußler, H.; Blaschke, M.; Dorka, V.; Loy H.; Strätz C. (2007): Auswirkungen des Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzepts* auf die Struktur- und Artenvielfalt in Rot-Buchenwäldern (4), S. 5–58.

CSU (2019): Versöhnungsgesetz passiert Landwirtschaftsausschuss. Online verfügbar unter https://www.csu-landtag.de/lokal_1_1_1072_Versoehnungsgesetz-passiert-Landwirtschaftsausschuss.html.

Dahlem, Richard; Dehe, Margit; Engler, Christof; Fix, Klaus (2002): Streuobstwiesen. Ökologische Bedeutung - Pflege - Nutzung - Förderprogramm. 3. überarbeitete Auflage. Hg. v. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (LfUG), Rheinland-Pfalz.

Dr. iur. Stefan Möckel (2022): Rechtsgutachten zu Anforderungen an den Pestizideinsatz in geschützten Teilen von Natur und Landschaft in Bayern nach dem Volksbegehren „Rettet die Bienen“ und den Novellierungen im Natur- und Pflanzenschutzrecht des Bundes durch das 2021er Insektenschutzpaket.

Drever, Mark C.; Aitken, Kathryn E.H.; Norris, Andrea R.; Martin, Kathy (2008): Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. In: *Biological Conservation* 141 (3), S. 624–634. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.12.004.

Duelli, Peter; Obrist, Martin K. (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1-3), S. 87–98. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00072-0.

Duncan, Sally (2003): Coming home to roost: the pileated woodpecker as ecosystem engineer. In: *Science Findings*. Online verfügbar unter <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/5580>.

ETC/ULS (2019): Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. European Topic Centre on Urban, land and soil systems. Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html>.

Ferris, R. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. In: *Forestry* 72 (4), S. 313–328. DOI: 10.1093/forestry/72.4.313.

Gedeon, K.; C. Grüneberg; A. Mitschke; C. Sudfeldt; W. Eickhorst; S. Fischer et al. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. ADEBAR. Unter Mitarbeit von Paschalis Dougalis. 1. Aufl. Münster, Westf., Münster: Stiftung Vogelmonitoring Deutschland; Dachverband Deutscher Avifaunisten.

Glaser, Florian (1998): Die Ameisenfauna des Arzler Kalvarienberges bei Innsbruck (Tirol, Österreich). In: *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck* (Band 85), S.257 - 286.

Glutz von Blotzheim & Bauer (Hg.) (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Unter Mitarbeit von K. M. Bauer: Akadem. Verlagsges., Aula-Verlag, Wiesbaden (9: Columbiformes-Piciformes).

Gorman, Gerard (2004): Woodpeckers of Europe. A study of the European Picidae. Unter Mitarbeit von Szabolcs Kókay. Chalfont St Peter: Bruce Coleman.

Gorman, Gerard (2017): Woodpecker. London: Reaktion Books (Animal).

Grüebler, Martin U.; Schaller, Sabrina; Keil, Herbert; Naef-Daenzer, Beat (2013): The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. In: *Biodivers Conserv* 22 (13-14), S. 3233–3246. DOI: 10.1007/s10531-013-0581-6.

Günther, E. & Hellmann, M. (2001): Spechte als „Schlüsselarten“ - ein Schlüssel für wen? (Sonderheft), S. 7–22.

Gutjahr, Axel (2020): Waldvögel. Lebensweise, Verhalten, Strategie. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag.

Hallmann, Caspar A.; Sorg, Martin; Jongejans, Eelke; Siepel, Henk; Hofland, Nick; Schwan, Heinz et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. In: *PloS one* 12 (10), e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809.

Herzog, F. (1998): Streuobst: A traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate. In: *Agroforestry Systems* 42 (1), S. 61–80. DOI: 10.1023/A:1006152127824.

Hintermeier, Helmut (2017): Streuobstwiesen - Lebensraum für Tiere. 2. Auflage. München: Obst- und Gartenbauverlag des Bayerischen Landesverbandes für Gartenbau und Landespflege e.V.

Hölzinger, Jochen; Mahler, Ulrich (2001): Nicht-Singvögel 3. Pteroclididae (Flughühner) - Picidae (Spechte). Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co (Die Vögel Baden-Württembergs, 2.3).

Höntschi, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts *Picoides minor*. In: *Abh. Ber. Mus. Heineanum* (Sonderheft), S. 107–120.

Kricke, Claudia; Bamann, Thomas; Betz, Oliver (2014): Einfluss städtischer Mahdkonzepte auf die Artenvielfalt der Tagfalter. Untersuchungen auf Grünflächen der Stadt Tübingen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* (46 (2)). Online verfügbar unter The Nutritional Role of Forest Plant Foods for Rural Communities, zuletzt geprüft am 01.09.2022.

Küster, Hansjörg (2010 // 1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. 4., vollst. überarb. und aktualisierte Aufl. München: Beck.

LBV (2019a): Neue Streuobst-Verordnung hebt Volksbegehren aus. LBV behält sich Klage vor – Probekartierungen nach Verordnungsentwurf mit verheerendem Ergebnis. Online verfügbar unter <https://www.lbv.de/news/details/neue-streuobst-verordnung-hebelt-volksbegehren-aus/>.

LBV (2019b): Stellungnahme. Hg. v. LBV.

LBV (2020): LBV und BN klagen beim Verfassungsgerichtshof gegen Streuobst-Verordnung der Regierung. Der durch das Volksbegehren Artenvielfalt geplante Schutz der Streuobstbäume wurde durch Taschenspielertrick ausgehebelt. Online verfügbar unter <https://www.lbv.de/news/details/lbv-und-bn-klagen-beim-verfassungsgerichtshof-gegen-streuobst-verordnung-der-regierung/>, zuletzt geprüft am 01.10.2022.

LBV (2021a): LBV und BN lassen Klage gegen umstrittene Streuobstverordnung der Staatsregierung ruhen. Online verfügbar unter <https://www.lbv.de/news/details/lbv-und->

bn-lassen-klage-gegen-umstrittene-streuobstverordnung-der-staatsregierung-ruhen/, zuletzt geprüft am 13.07.2022.

LBV (2021b): Trägerkreis begrüßt bayerischen Streuobstpakt. Freude über großen Schritt zur Sicherung der Artenvielfalt und des Kulturguts Streuobstwiese in Bayern. Online verfügbar unter <https://www.lbv.de/news/details/traegerkreis-begruesst-bayerischen-streuobstpakt/>, zuletzt geprüft am 13.07.2022.

Lenth, R. (2017): emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 0.9.1. Online verfügbar unter <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.

LfL (2013): 11. Kulturlandschaftstag - Heimisches Streuobst ist wieder gefragt. Eine Chance für Landwirtschaft und Natur. LfL (ISSN 1611-4159).

LfL (2022): Integrierter Pflanzenschutz. Zwetschgen/Pflaumen - Krankheiten und Schädlinge. Hg. v. Landesamt für Landwirtschaft (LfL). Online verfügbar unter https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/merkblaetter/zwetschgenpflaumen-krankheiten-schaedlinge_lfl-merkblatt.pdf, zuletzt geprüft am 30.08.2022.

Liesen, Jörg (2012): Der Grauspecht *Picus canus* im Kottenforst bei Bonn - historische und aktuelle Verbreitung sowie Diskussion möglicher Rückgangsursachen. In: *Charadrius* (1).

Luick, Rainer (2002): Möglichkeiten und Grenzen extensiver Weidesysteme mit besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten. In: *Bayr. Akda. f. Naturschutz u. Landschaftspflege* (Laufener Seminarbeitr. 1/02,), S. 5–21. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/287527884_Extensive_Weideverfahren_und_normativer_Naturschutz_im_Grunland_-_Ist_auf_FFH-Grunland_die_Umstellung_von_Mahnutzung_auf_extensive_Beweidung_ohne_Artenverlust_moglich, zuletzt geprüft am 31.08.2022.

Maumary, Lionel; Birrer, Simon; Knaus, Peter; Vallotton, Laurent (2007): Die Vögel der Schweiz. Sempach, Montmollin: Schweizerische Vogelwarte; Nos oiseaux.

May, Bernhard (2022): 36 Jahre Naturschutz im Kulturbiotop „Hochstammobstwiese“ im Kreis Mettmann und Umgebung. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr (NRW). Online verfügbar unter <https://m.streuobstwiesen-nrw.de/service/wissenswertes/>.

Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation an der Technischen Universität München.

Opitz, Helmut (2014): Die Vögel des Jahres 1970-2013. Rückblick - Status - Perspektiven. 1. Aufl. Wiebelsheim: AULA-Verl.

Pakkala, Timo; Tiainen, Juha; Piha, Markus; Kouki, Jari (2018): How Important are Nest Cavities Made by the Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus* for Cavity-Nesting Forest Bird Species? In: *Acta Ornithologica* 53 (1), S. 69–79. DOI: 10.3161/00016454AO2018.53.1.007.

Pasinelli, Gilberto (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). In: *Biological Conservation* (93), S. 227–235.

Platner, Christian (2004): Ameisen als Schlüsseltiergruppe in einem Grasland – Studien zu ihrer Bedeutung für die Tiergemeinschaft, das Nahrungsnetz und das Ökosystem. Dissertation der Georg-August-Universität. Göttingen.

Pomologen-Verein e.V. (Hg.) (2010): Düngung im Streuobstbau // Pomologen-Verein e.V. Jahresheft 2010. Themenschwerpunkt: Streuobst. Hamburg: Pomologen-Verein (Jahreshefte, Jahresheft 2010).

Pullin, Andrew S.; Knight, Teri M. (2003): Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. In: *Journal for Nature Conservation* 11 (2), S. 83–90. DOI: 10.1078/1617-1381-00040.

R Core Team (Hg.) (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter <https://www.r-project.org/>.

Regnery, Baptiste; Paillet, Yoan; Couvet, Denis; Kerbiriou, Christian (2013): Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? In: *Forest Ecology and Management* 295, S. 118–125. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.009.

Rösler, Stefan (2007): Natur- und Sozialverträglichkeit des Integrierten Obstbaus. Ein Vergleich des integrierten und des ökologischen Niederstammobstbaus sowie des Streuobstbaus im Bodenseekreis unter besonderer Berücksichtigung ihrer historischen Entwicklung sowie von Fauna und Flora. In: *Arbeitsberichte des Fachbereichs Architektur Stadtplanung Landschaftsplanung* (151).

Scheewe, Petra (1999): Obstbau. Ein Überblick über aktuelle Themenbereiche und eine Zusammenstellung der daran arbeitenden Institutionen. Weikersheim: Margraf.

Schepps, J.; Lohr, S.; Martin, T. E. (1999): Does Tree Hardness Influence Nest-Tree Selection by Primary Cavity Nesters? In: *The Auk* 116 (3), S. 658–665. DOI: 10.2307/4089327.

Schiefenhövel, Philipp (2018): Untersuchung der Spechtvorkommen im hessisch-rheinlandpfälzischen Waldgebiet des Watzenhahns im Westerwald. Hg. v. Rheinischer

Verein für Denkmalpflege und Landschaftsschutz. Will und Liselott Masgeik Stiftung (Arbeitsbericht 13).

Schmidl, J. (2017): Xylobionte Käfer in Trockengebieten Unterfrankens: Untersuchungen im NSG Ruine Homburg, NSG Mäusberg, NSG Machtilshausen, NSG Reiterswiesen sowie im Apfel-Streuobst Kirschfurt & Eisenbach. Hg. v. bufos - büro für faunistisch-ökologische studien. Nürnberg, Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Augsburg.

Sebald, Christian (2019): Bauern fürchten Biotope auf Streuobstwiesen - und fällen ihre Bäume. Umweltschutz in Bayern. In: SZ, 15.05.2019. Online verfügbar unter <https://www.sueddeutsche.de/bayern/volksbegehren-artenvielfalt-biotop-baumfaellen-1.4445780>, zuletzt geprüft am 21.09.2022.

Stewart, Gavin B.; Coles, Chris F.; Pullin, Andrew S. (2005): Applying evidence-based practice in conservation management: Lessons from the first systematic review and dissemination projects. In: *Biological Conservation* 126 (2), S. 270–278. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.06.003.

STMUV (2021): Der Bayerische Streuobstpakt – ein Meilenstein für die Erhaltung der Kulturlandschaft. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter <https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/naturschutzfoerderung/streuobstpakt/index.htm>.

Thüringen - Ministerium für Umwelt (2020): Handlungskonzept Streuobst Thüringen - Fachliche Standards zur Pflanzung und Pflege für die Eingriffsregelung und Förderung.

UNESCO (2022): Tag der Streuobstwiese. Online verfügbar unter <https://www.unesco.de/kultur-und-natur/immaterielles-kulturerbe/tag-der-streuobstwiese>.

Unterladstetter, Volker (o.J.): Mindestens 5.000 Arten... Die Vegetation von Streuobstwiesen und ihr Beitrag zur Biotopqualität. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr (NRW). NABU-Naturschutzstation. Leverkusen-Köln. Online verfügbar unter <https://m.streuobstwiesen-nrw.de/service/wissenswertes/#arten>.

Verband der Gartenbauvereine Saarland/Rheinland-Pfalz e.V. (o.J.): "Streuobst". Eine Definition des Begriffs. Online verfügbar unter https://gartenbauvereine.de/saarland_rheinland-pfalz/streuobst/obstwiesen/definition-streuobst.

Volksbegehren-Artenvielfalt (2018): Antrag auf Zulassung des Volksbegehrens Artenvielfalt & Naturschönheit in Bayern „Rettet die Bienen!“. Online verfügbar unter

<https://volksbegehren-artenvielfalt.de/wp-content/uploads/2018/06/Antrag-auf-Zulassung-des-Volksbegehrens-Artenvielfalt.pdf>.

Vuidot, Aurélie; Paillet, Yoan; Archaux, Frédéric; Gosselin, Frédéric (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. In: *Biological Conservation* 144 (1), S. 441–450. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.09.030.

Wegener, Uwe (Hg.) (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Schutz und Pflege von Lebensräumen. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: G. Fischer.

Wiesner, J. (2018): Der Mittelspecht *Dendrocopos medius* - Indikator für die ökologische Qualität mitteleuropäischer Laubwälder. In: *Vogelwarte* (56), S. 21–28.

Wimmer, Norbert; Zahner, Volker (2010): Spechte. Ein Leben in der Vertikalen. Karlsruhe, Leinfelden-Echterdingen: Braun; DRW-Verl.

Winkler, Hans; Christie, David; Kirwan, Guy M.; Juana, Eduardo de (2003): Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocoptes medius*), S. 49–99. DOI: 10.2173/bow.miswoo1.01.

Wüst, Walter (1986): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. 1. Aufl. München: Ornitholog. Ges. in Bayern.

Wüst, Walter (Hg.) (1990): Gaviiformes Seetaucher bis Charadriiformes Wat-, Möwen- und Alkenvögel. Unter Mitarbeit von Helmut Bandorf, Friedrich Heiser, Werner Krauß und Günther Nitsche. 3. Auflage. München: Ornithologische Gesellschaft in Bayern (Avifauna Bavariae, Bd. 1).

Zahner, V. (1993): Höhlenbäume und Forstwirtschaft. In: *AFZ*, S. 538–540.

Zahner, Volker; Sikora, Luis; Pasinelli, Gilberto (2012): Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. In: *Forest Ecology and Management* 271, S. 98–103. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.01.041.

Zahner, Volker; Wimmer, Norbert (2021): Spechte & co. Sympathische Hüter heimischer Wälder. 2 aktualisierte und verbesserte Auflage. Wiebelsheim: AULA-Verlag.

Zawadw, D. (2018): Cavities in forest ecosystems: Formation, distribution, ecological importance and recommendation for protection. In: *Sylwan* (162), S. 509–520.

Zehnder, Markus; Weller, Friedrich (2006): Streuobstbau. Obstwiesen erleben und erhalten : 7 Tabellen. Stuttgart: Ulmer.

10 Abbildungsverzeichnis

- Pixabay (0) - Titelbild Streuobstwiese:
<https://pixabay.com/de/photos/baum-wiese-natur-landschaft-idylle-54284/>
- Pixabay (1) - Buntspecht:
<https://pixabay.com/de/photos/buntspecht-specht-tierwelt-vogel-915417/>
- Pixabay (2) - Mittelspecht:
<https://pixabay.com/de/photos/mittelspecht-vogel-tier-specht-6999159/>
- Pixabay (3) - Kleinspecht:
<https://pixabay.com/de/photos/kleinspecht-specht-vogel-natur-4498128/>
- Pixabay (4) - Wendehals:
<https://pixabay.com/de/photos/wendehals-vogel-natur-ornithologie-5081649/>
- Grünspecht
https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/c/cd/%D0%96%D0%BE%D0%B2%D0%BD%D0%B0_%D0%B7%D0%B5%D0%BB%D0%B5%D0%BD%D0%B0_%28Picus_viridis%29.jpg
- Grauspecht
https://de.wikipedia.org/wiki/Grauspecht#/media/Datei:%D0%A1%D0%B5%D0%B4%D0%BE%D0%B9_%D0%B4%D1%8F%D1%82%D0%B5%D0%BB_%D1%83_%D0%B1%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D1%82%D0%B0_%D1%80%D0%B5%D1%87%D0%BA%D0%B8_%D0%97%D0%B8%D0%BC%D1%91%D0%BD%D0%BA%D0%B8.jpg
- ADEBAR – Gedeon, K.; C. Grüneberg; A. Mitschke; C. Sudfeldt; W. Eickhorst; S. Fischer et al. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. ADEBAR. Unter Mitarbeit von Paschalis Dugalís. 1. Aufl. Münster, Westf., Münster: Stiftung Vogelmonitoring Deutschland; Dachverband Deutscher Avifaunisten.
- Eigene Abbildungen (*QGIS* und *RStudio*) und eigene Aufnahmen

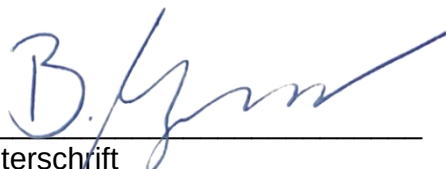
11 Eidesstattliche Erklärung zur Master's Thesis

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Arbeit von mir selbstständig verfasst wurde, und dass keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt wurden. Die Stellen der Arbeit, die anderen Werken dem Wortlaut oder Sinn nach entnommen sind, sind in jedem einzelnen Fall unter Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht.

Diese Erklärung erstreckt sich auch auf in der Arbeit enthaltene Grafiken, Zeichnungen, Kartenskizzen und bildliche Darstellungen.

Pilsting, 31.10.2022

Ort, Datum



Unterschrift

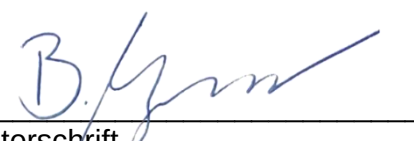
Einverständniserklärung

Mit der Einsichtnahme in die Arbeit durch Dritte bin ich einverstanden (bitte Zutreffendes ankreuzen):

- ☒ Ja
☐ Nein

Pilsting, 31.10.2022

Ort, Datum



Unterschrift