



## **Masterarbeit**

angefertigt im Fachbereich  
„Landschaftswissenschaften und Geomatik“  
der Hochschule Neubrandenburg im Studiengang  
„Naturschutz und Landschaftsplanung“

### **„Auswertung und Vergleich vorhandener Brutvogelkartierungen mit Daten der Waldstrukturaufnahme im Müritz-Nationalpark“**

Zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

vorgelegt von: Jan Paulusch

Abgabedatum: 15.12.2019  
URN: [Urn:nbn:de:gbv:519-thesis-2019-0532-2](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:519-thesis-2019-0532-2)

Betreuer: Prof. Dr. Hermann Behrens  
Hochschule Neubrandenburg

Dr. Sven Rannow  
Müritz-Nationalpark

ForstAss. Matthias Schwabe  
Müritz-Nationalpark

## Inhaltsverzeichnis

<b>I</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>I</b>
<b>II</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>III</b>	<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>IV</b>
<b>IV</b>	<b>Eidesstaatliche Erklärung</b>	<b>V</b>
<b>V</b>	<b>Danksagung</b>	<b>VI</b>
<b>1.</b>	<b>Grundlagen</b>	<b>1</b>
1.1	Einleitung	1
1.2	Ökologie von Kiefernwäldern und -forsten – Übersicht	2
1.3	Die Vogelgemeinschaft von Kiefernwäldern und -forsten – Übersicht	4
1.4	Vorstellung des Untersuchungsgebietes	6
1.4.1	Untersuchungsfläche 45 - Am Heckenwärterhäuschen	8
1.4.2	Untersuchungsfläche 51 - An der Binnenmüritz	9
1.4.3	Untersuchungsfläche 52 - Am Krumpen See	10
1.4.4	Untersuchungsfläche 53 - Am Großen Eichhorstsee	11
1.4.5	Untersuchungsfläche 54 - Federower Dickung	12
<b>2.</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>13</b>
2.1	Datenbearbeitung und Datenauswertung	13
2.2	Datengrundlagen	13
2.2.1	Walddaten	14
2.2.2	Vogelraten	15
2.2.3	Gegenüberstellung der Vogelraten und Ergebnisse des Waldmonitorings	17
<b>3.</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>18</b>
3.1	Ergebnisse des Waldmonitorings	18
3.1.1	Derbholzvolumen	18
3.1.2	Totholzvolumen	20
3.1.3	Laubholzanteil	23
3.1.4	Brusthöhendurchmesser	24
3.1.5	Baumhöhe und Schichtigkeit des Bestandes	26
3.1.6	Zusammenfassung	28
3.2	Ergebnisse der Brutvogelkartierung	29
3.2.1	Untersuchungsfläche 45 – Am Heckenwärterhäuschen	29
3.2.2	Untersuchungsfläche 51 – An der Binnenmüritz	33
3.2.3	Untersuchungsfläche 52 – Am Krumpen See	35
3.2.4	Untersuchungsfläche 53 – Am Großen Eichhorstsee	37
3.2.5	Untersuchungsfläche 54 – Federower Dickung	39
3.3	Ergebnisse der Verknüpfung von Daten des Waldmonitorings und der Brutvogelkartierung	42
3.3.1	Vergleich des Auftretens der Brutvögel mit ausgewählten Habitatstrukturen	42
3.3.2	Gegenüberstellung der Waldparameter und der Gildenverteilung der Brutvögel	44
<b>4.</b>	<b>Diskussion</b>	<b>53</b>
4.1	Diskussion der Eingangsdaten und genutzten Methoden	53
4.2	Diskussion der Untersuchungsergebnisse	55
<b>5.</b>	<b>Fazit</b>	<b>59</b>
<b>6.</b>	<b>Quellenverzeichnis</b>	<b>60</b>
6.1	Literaturquellen	60
6.2	Internetquellen	63
<b>7.</b>	<b>Anlagen</b>	<b>65</b>

## I **Abbildungsverzeichnis**

<b>Abb. 1</b>	Entwicklung von Kiefernwäldern sowie strukturabhängige Ausprägung der Brutvogelgemeinschaft	3
<b>Abb. 2</b>	Vorkommen ausgewählter Brutvogelarten in Kiefernwäldern in Abhängigkeit zum Bestandsalter	4
<b>Abb. 3</b>	Übersicht der Lage der Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark	7
<b>Abb. 4</b>	Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	8
<b>Abb. 5</b>	Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz"	9
<b>Abb. 6</b>	Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See"	10
<b>Abb. 7</b>	Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee"	11
<b>Abb. 8</b>	Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung"	12
<b>Abb. 9</b>	Darstellung der Entwicklung des Derbholzvolumens [m <sup>3</sup> /ha] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr	18
<b>Abb. 10</b>	Darstellung der Entwicklung des Totholzvolumens gesamt [m <sup>3</sup> /ha] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr	20
<b>Abb. 11</b>	Darstellung der Entwicklung des Totholzvolumens stehend [m <sup>3</sup> /ha] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr	22
<b>Abb. 12</b>	Darstellung der Entwicklung des Laubholzanteils [%] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr	23
<b>Abb. 13</b>	Darstellung der Entwicklung des mittleren Brusthöhendurchmessers [cm] aller Baumarten je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr	24
<b>Abb. 14</b>	Übersicht der Entwicklung der Baumhöhe [m] (oben links), des Deckungsgrades der ersten Baumschicht [%] (oben rechts), des Deckungsgrades der zweiten Baumschicht [%] (unten links) sowie des Deckungsgrades der Strauchschicht (%) (unten rechts)	26
<b>Abb. 15</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2001-2003 und 2003-2004 auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	30
<b>Abb. 16</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2004-2017 und 2017-2018 auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	31
<b>Abb. 17</b>	Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	32
<b>Abb. 18</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2006, 2006-2007 und 2007-2015 auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz"	33
<b>Abb. 19</b>	Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz"	35
<b>Abb. 20</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2006-2007, 2007-2009 und 2009-2010 auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See"	36
<b>Abb. 21</b>	Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See"	37

<b>Abb. 22</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2004, 2004-2012 und 2012-2013 auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee"	38
<b>Abb. 23</b>	Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee"	39
<b>Abb. 24</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2009, 2009-2010 und 2010-2012 auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung"	40
<b>Abb. 25</b>	Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2012-2018 und 2018-2019 auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung"	41
<b>Abb. 26</b>	Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung "	41
<b>Abb. 27</b>	Darstellung der gemittelten Abundanz [BP/10 ha] sowie der gemittelten Anzahl der Brutvogelarten auf den Untersuchungsflächen	42
<b>Abb. 28</b>	Auftreten einzelner Brutvogelarten in Abhängigkeit zum Alter des Baumbestandes der jeweiligen Untersuchungsfläche	43
<b>Abb. 29</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Derbholzvolumen [m <sup>3</sup> /ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	44
<b>Abb. 30</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Totholzvolumen gesamt [m <sup>3</sup> /ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	45
<b>Abb. 31</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Totholzvolumen stehend [m <sup>3</sup> /ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	46
<b>Abb. 32</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Laubholzanteil [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	47
<b>Abb. 33</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Brusthöhendurchmesser [cm] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	48
<b>Abb. 34</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Baumhöhe [m] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	49
<b>Abb. 35</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad erster Baumschicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	50
<b>Abb. 36</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad zweiter Baumschicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	51
<b>Abb. 37</b>	Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad Strauchschicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade	52

## **II Tabellenverzeichnis**

<b>Tab. 1</b>	Übersicht der Leitarten verschiedener Wald- und Forsteinheiten nach FLADE 1998	5
<b>Tab. 2</b>	Flächenspezifische Übersicht der Aufnahmejahre des Brutvogelmonitorings und des Waldmonitorings	13
<b>Tab. 3</b>	Flächenspezifische Übersicht der Zusammenfassung von Ergebnissen des Brutvogelmonitorings und des Waldmonitorings zu Untersuchungszeiträumen	17
<b>Tab. 4</b>	Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	29
<b>Tab. 5</b>	Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen"	32
<b>Tab. 6</b>	Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz"	33
<b>Tab. 7</b>	Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz"	34
<b>Tab. 8</b>	Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See"	35
<b>Tab. 9</b>	Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See"	36
<b>Tab. 10</b>	Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee"	37
<b>Tab. 11</b>	Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten reiner Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee"	38
<b>Tab. 12</b>	Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung"	39
<b>Tab. 13</b>	Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten reiner Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung"	40

### **III**            **Abkürzungsverzeichnis**

<b>BHD</b>	Brusthöhendurchmesser
<b>BP</b>	Brutpaar
<b>GIS</b>	Geografische Informationssysteme
<b>STP</b>	Stichprobenpunkt des Waldmonitorings
<b>UF</b>	Untersuchungsfläche

#### **IV Eidesstattliche Erklärung**

Ich, Jan Paulusch, erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Masterarbeit mit dem Thema „Auswertung und Vergleich vorhandener Brutvogelkartierungen mit Daten der Waldstrukturaufnahme im Müritz-Nationalpark“ selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Potsdam, den 17.12.2019

Jan Paulusch

## **V Danksagung**

An dieser Stelle möchte ich mich herzlich bei den Personen bedanken, die mich bei der Anfertigung der vorliegenden Masterarbeit motiviert und unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Behrens von der Hochschule Neubrandenburg für die Betreuung der Masterarbeit sowie die hilfreichen Anregungen und die konstruktive Kritik. Meinen beiden Betreuern vom Müritz-Nationalpark, Herr Dr. Rannow und Herr Schwabe, danke ich erst einmal für die Bereitstellung des Themas für die Masterarbeit. Weiterhin möchte ich den fachlichen Austausch und ihre Erläuterungen zu verschiedenen Fragestellungen hervorheben, welche stets sehr wertvoll für meine Arbeit waren.

Bei Frau Breu bedanke ich mich für die Exkursion zu den Untersuchungsflächen, die mir die behandelten Waldbestände nähergebracht hat. Zudem bedanke ich mich bei Ihr für die verlässliche und strukturierte Bereitstellung der umfangreichen Untersuchungsdaten, welche die Grundlage der vorliegenden Arbeit bilden.

Bei meiner Familie bedanke ich mich für die Motivation und Unterstützung nach mehreren Jahren in der Berufswelt noch einmal ein Studium aufzunehmen. Ein besonderer Dank gilt meiner Partnerin. Durch Ihre Geduld und offenen Ohren bei Diskussionen am Esstisch, konnte die ein oder andere fachliche Sackgasse vermieden werden.

Jan Paulusch

Potsdam, den 17.12.2019

# 1. Grundlagen

## 1.1 Einleitung

Das Vorkommen von Arten wird maßgeblich durch den Lebensraum und seine Ausstattung bestimmt. Trotz der hohen Stabilität von Wald- und Forstökosystemen unterliegen auch diese einer Vielzahl von dynamischen Prozessen. In der Folge werden in kleinräumigen Mosaiken stetig neue Strukturen geschaffen, während andere temporär oder an dem betrachteten Standort dauerhaft verschwinden. Auf diesen Wandel im Ökosystem reagiert die Artengemeinschaft, indem sich die Häufigkeit etablierter Arten verändert oder neue Arten hinzukommen, während andere nicht mehr nachgewiesen werden. Die Naturwaldforschung hat u.a. zum Ziel, diese Prozesse auf ausgewählten Standorten zu dokumentieren und zu untersuchen. Durch Anwendung dieses Forschungsansatzes im Müritz-Nationalpark seit dem Jahr 2000 wurde dort eine Vielzahl von Daten erhoben.

Ziel der vorliegenden Masterarbeit ist es u.a., die bestehenden Daten der Waldstrukturaufnahme zu analysieren und unter Einbeziehung Geografischer Informationssysteme (GIS) aufzuarbeiten sowie darzustellen. Während für Buchenwälder bereits vielfältige Untersuchungen vorliegen (vgl. KEHLERT 2013, BEGEHOLD ET AL. 2014), besteht besonders auf Monitoringflächen mit Kiefernwald verstärkt Untersuchungsbedarf (TREICHEL 2005:19). Aus diesem Grund erfolgte die Auswahl der Probeflächen in enger Abstimmung mit dem Müritz-Nationalpark und bezieht sich ausschließlich auf Kiefernwaldbestände, die in Kapitel 1 vorgestellt werden. Die allgemeinen Dynamiken in Kiefernwäldern bzw. Kiefernforsten sowie ökologische Grundlagen zur Vogelwelt in diesen Lebensräumen sind ebenfalls Teil dieses Kapitels. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Kapitel 3.1 beschrieben und umfassen einzelne besonders bedeutsame Strukturparameter.

Gleichzeitig wurden auf den ausgewählten Waldflächen seit 2000 Brutvogelraten erhoben. Grundlage für die Erhebung war die Methodik nach SÜDBECK ET AL. 2005. Die flächen- als auch jahresweise vorliegenden Daten wurden aufgearbeitet und sind in Kapitel 3.2 der Arbeit dargestellt. Dabei war es von Bedeutung, sowohl die Entwicklung einzelner Arten zu betrachten, als auch Rückschlüsse für das gesamte Artenspektrum bzw. Brutgilden ziehen zu können. In Kapitel 3.3 sind die Ergebnisse des Waldmonitorings den Entwicklungen der Brutvogelgemeinschaft für die ausgewählten Untersuchungsflächen gegenübergestellt. Ziel dieses Vergleiches war es, Rückschlüsse zu erhalten, welche Habitatdynamiken besonderen Einfluss auf die Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft haben. Da die Ausgangsdaten als Zeitreihe vorliegen, wurde analysiert, welche Entwicklungen flächenspezifisch stattgefunden haben und inwieweit Veränderungen in der Brutvogelgemeinschaft mit Veränderungen in der Waldstruktur korrelieren.

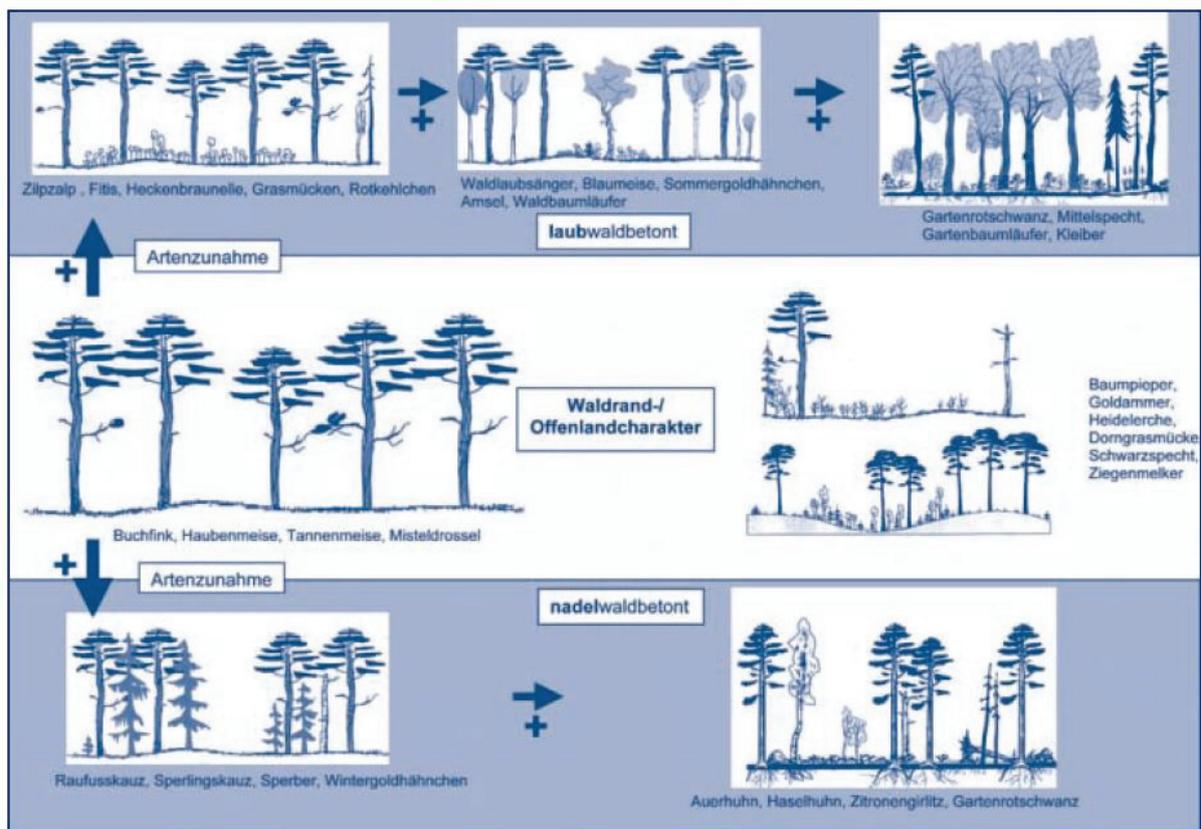
Die in Kapitel 2 vorgestellten methodischen Herangehensweisen sowie die Untersuchungsergebnisse aus Kapitel 3 werden abschließend diskutiert und mit vorliegenden Untersuchungen zur Dynamik von Brutvogelbeständen in sich entwickelnden Waldökosystemen verglichen. Hierbei steht besonders die Bewertung der erarbeiteten Resultate im Fokus (vgl. Kapitel 4).

## 1.2 Ökologie von Kiefernwäldern und -forsten – Übersicht

Durch das Einwandern von Laubbäumen in den nacheiszeitlichen Perioden, wurden Kiefern zunehmend verdrängt (HOFMAN 2007: 53, LAUTERBACH 2007:47). Aus diesem Grund kommen natürliche Kiefernwälder allenfalls vereinzelt und kleinräumig im östlichen Mitteleuropa vor, ungefähr bis in die Lausitz und das östliche Brandenburg, während angepflanzte Kiefernforste weit über das ursprüngliche Verbreitungsgebiet hinaus auftreten (HOFMAN 2007:41). Natürliche Kiefernwälder, welche sich allgemein durch eine annähernd geschlossene Baumschicht, eine ausgeprägte Zwergstrauch- und Strauchschicht sowie eine Moos- oder Flechtenschicht charakterisieren lassen, kommen, in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren wie Grundwasserabstand, Nährstoffverfügbarkeit und Bodenform, in unterschiedlichen Vegetationsgesellschaften vor (HOFMAN 2007:42 ff.).

Gegenüber natürlichen Kiefernwäldern lassen sich anthropogen begründete Kiefernforste durch Vorkommen nithrophiler Störungszeiger, Auftreten von Laubgehölzen in der Verjüngung sowie Gleichaltrigkeit und Reihenpflanzung abgrenzen (HOFMAN 2007:45). Weiterhin können Kiefernforste anhand der ökologischen Standortfaktoren in verschiedene vegetationskundliche Gesellschaften unterteilt werden. Zu diesen Gesellschaften zählen u.a. Farn-Kiefernforst (*Dryopteris-Cultopinetum sylvestris*), Spättraubenkirschen-Kiefernforst (*Pruno serotinae-Cultopinetum sylvestris*) und Flechten-Kiefernforst (*Calluno-Cultopinetum sylvestris*) (HOFMAN 2007:45). Neben den natürlichen Kiefernwäldern sowie forstlich geförderten Kiefernforsten bilden Kiefernvorwälder ein typisches Sukzessionsstadium auf Offenbodenstandorten, wie ehemaligen militärisch genutzten Flächen mit großflächigen Offenlandbiotoptypen (HOFMAN 2007:51). Mehrfach durchforstete, reine Kiefernforste zeichnen sich meist durch ein sehr liches Erscheinungsbild aus, was die Lichtverfügbarkeit am Boden sowie dem gesamten vertikalen Raum erhöht. Gleichzeitig ändert sich die Strukturvielfalt im Kiefernforst mit zunehmenden Bestandsalter weiter. Während jungwüchsige Kieferndickungen durch eine hohe Stammzahl, wenig Bodenvegetation und eine geringe Lichtverfügbarkeit geprägt sind, zeigen ältere (und meist mehrfach durchforstete) Bestände größere Abstände zwischen den Einzelbäumen und eine ausgeprägte Bodenvegetation. Gleichzeitig werden ältere Kiefern grobborkiger und stellen somit wertvolle Mikrostrukturen dar. Der verzweigte Kronenraum bietet gleichsam vielfältige Strukturen für die Nahrungsaufnahme (z.B. Insekten), Ansitzwarten für Vögel und Nistmöglichkeiten.

Die verstärkte Etablierung und Nutzung der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in der Forstwirtschaft im Nordosten Deutschlands begann im 18. Jahrhundert (MILNIK 2007:14). Zurückzuführen ist die Intensivierung auf einen Anstieg der Bevölkerungszahlen und verschiedene industrielle Prozesse (Glashütten, Metallurgie, Köhlerei), welche eine verstärkte Holznachfrage mit sich brachten. Durch Übernutzung der Waldbestände zu dieser Zeit, konnte die natürliche Verjüngung die Entnahmen nicht mehr kompensieren und die geregelte Pflanzung von Kiefern, auf zumeist armen Standorten, fand zunehmend Anwendung. So umfassten Kiefernbestände auf den Flächen der preußischen Staatsforsten 1865 einen Anteil von 70 % (MILNIK 2007:14), was die besondere Bedeutung dieser Baumart in der damaligen Zeit unterstreicht. Weitere Nutzungen, die neben der Waldbewirtschaftung auf den Standorten stattfanden und die natürlichen Prozesse im Wald maßgeblich beeinträchtigten, waren die Waldweidenutzung und die Streunutzung (MILNIK 2007:15).



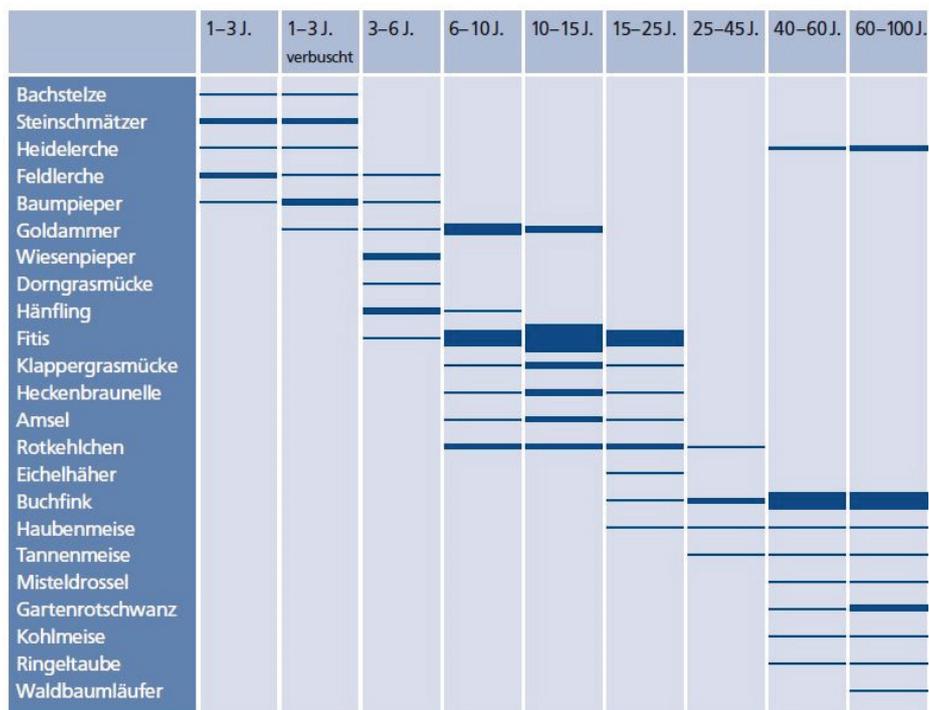
**Abbildung 1:** Entwicklung von Kiefernwäldern sowie strukturabhängige Ausprägung der Brutvogelgemeinschaft (aus LAUTERBACH 2007:49)

Durch das Etablieren von natürlichen Laubhölzern in Kiefernforste entstehen Mischbestände, die sich durch eine dichte Bestandesstruktur und eine arme Bodenvegetation auszeichnen (HOFMAN 2007:52) und vielfältige Vegetationsformen ausbilden können. Mit zunehmenden Aufkommen der Laubhölzer verändert sich die Gestalt der Kiefernforste grundlegend (LAUTERBACH 2007:48, vgl. Abb. 1). Durch die zunehmende Beimischung bzw. das Aufwachsen von Laubhölzern in reinen Kiefernforsten wird die vertikale Strukturierung von einer Baum- und einer (Zwerg-)Strauchschicht aufgelockert und es entwickelt sich eine zweite Baumschicht. Diese wandert mit zunehmendem Alter in die erste Schicht mit ein. Gleichzeitig kommt es zu einer Verdunkelung im Bestand, was das verfügbare Licht am Boden deutlich einschränkt und Folgen für die Strauch-, aber auch die Krautschicht hat. In der weiteren Waldentwicklung gehen Kiefern als Offenbodenkeimer (FALTL & MÖGES 2007:28) in der Verjüngung zurück und bilden nur noch einzelne Überhälter (LAUTERBACH 2007:49) in der ersten Baumschicht. In dieser natürlichen Entwicklung kommt es, in Folge des Zulassens der Alterung ohne Nutzung, auch zu einer Anreicherung von Totholz, die in bewirtschafteten Kiefernreinbeständen begrenzt ist (MÖLLER 2007:478; MÜLLER 2007:11).

Während natürliche Kiefernwälder meist auf besonderen Standorten wie Verlandungsmooren oder grundwassernahen Absenkungsterrassen vorkommen (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:62), sind forstlich begründete Kiefernbestände im Nationalpark weit verbreitet und dominieren das Waldbild (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:68). Diese Kiefernbestände im Müritz-Nationalpark bilden die Untersuchungskulisse der vorliegenden Arbeit.

### 1.3 Die Vogelgemeinschaft von Kiefernwäldern und -forsten – Übersicht

Aufgrund des kleinen Verbreitungsgebietes natürlicher Kiefernwälder (HOFMAN 2007: 53) gibt es in der heimischen Vogelfauna keine ausgewiesenen Kiefernspezialisten, wie den Kiefernkreuzschnabel (*Loxia pytyopsittacus*), welcher die borealen Zonen Nordosteuropas besiedelt (LAUTERBACH 2007:47; BAUER ET AL. 2005:536). Vielmehr bilden häufige Brutvogelarten wie Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*), Amsel (*Turdus merula*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Kohlmeise (*Parus major*) und Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) das Artenspektrum von vorherrschenden Kiefernforsten ab. Allerdings ist die Brutvogelgemeinschaft maßgeblich vom Bestandsalter und den Strukturen abhängig (vgl. Abb. 1 und Abb. 2)



**Abbildung 2:** Vorkommen ausgewählter Brutvogelarten in Kiefernwäldern in Abhängigkeit zum Bestandsalter (aus LAUTERBACH 2007:48)

Wie aus Abbildung 2 hervorgeht, hängt das Auftreten bestimmter Vogelarten in Kiefernforsten vom Bestandsalter und der davon abhängigen Struktur bzw. des Waldbildes (vgl. Kap. 1.2) ab. So kommen beispielsweise in sehr jungen und lückigen Kiefernbeständen, welche zudem in Kontakt zu Baumgruppen oder strukturierten Waldrändern stehen, Heidelerchen (*Lullula arborea*) vor. Arten wie Fitis (*Phylloscopus trochilus*), Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) und Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) bevorzugen hingegen lichte Kiefernforste mit einer ausgeprägten Strauchschicht (vgl. Abb. 1, LAUTERBACH 2007:47). In Abhängigkeit von der weiteren Entwicklung der Kiefernforste durch fortschreitende Laubholzsukzession ändert sich die Artengemeinschaft zusehens. Bilden einzelne Laubbäume zusammen mit Kiefern die erste Baumschicht, während weitere vertikale Strukturen wie die zweite Baumschicht oder die Strauchschicht fehlen, siedeln sich u.a. Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*), Blaumeise (*Parus caeruleus*) und Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*) an. Besonders Waldlaubsänger bevorzugen lichtere Waldstrukturen (SCHERZINGER & SCHUMACHER 2004:235, HUBER 2013:53) und nutzen die Kronenbereiche zur Nahrungssuche (LAUTERBACH 2007:47).

Mit zunehmendem Anteil von Laubgehölzen und dem Aufbau weiterer vertikaler Strukturen verschiebt sich das Artenspektrum in Richtung von Laubwaldgesellschaften. So treten Arten wie Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*), Kleiber (*Sitta europaea*) und Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) häufiger auf (LAUTERBACH 2007:49). Da das Vorkommen von Spechten u.a. an das Vorhandensein ausreichend dimensionierter Bäume gebunden ist, besiedeln sie vornehmlich ältere Bestände (SCHERZINGER & SCHUMACHER 2004:221).

Erst mit zunehmender Dimensionierung der Einzelstämme in Kiefernforsten kommen im Artenspektrum vermehrt Höhlenbrüter und Holzbewohner, wie Tannenmeise (*Parus ater*), Haubenmeise (*Parus cristatus*) und Misteldrossel (*Turdus viscivorus*) vor (vgl. Abb. 1, LAUTERBACH 2007:48, SCHIERMANN 1934:463 ff.). Die Tannenmeise besiedelt dabei ältere Waldbestände und kann bei ausreichendem Höhlenangebot auch Mischwälder und Parkanlagen als Habitat nutzen. Haubenmeisen zeigen besonders im Nordosten Deutschlands eine enge Bindung an Kiefernforste, weichen in Mittelgebirgen aber auch auf Fichtenbestände aus (BAUER ET AL. 2005:110). Das Vorhandensein von Fichten im Kiefernforst unterstreicht den Nadelwaldcharakter des jeweiligen Bestandes zusätzlich und beeinflusst das Artenspektrum. So finden Kleineulen wie Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) und Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*), aber auch insektenfressende Arten wie Sommer- und Wintergoldhähnchen (*Regulus ignicapilla*, *R. regulus*), geeignete Habitatstrukturen.

Wie aus den Ausführungen hervorgeht, ändert sich in Kiefernforsten, wie auch in allen anderen Waldtypen, in Abhängigkeit von Alter und Struktur des Bestandes die Brutvogelgemeinschaft (HUBER 2013:53). Um die Brutvogelgemeinschaft dieser unterschiedlichen Waldtypen (und darüber hinaus anderer Landschaftstypen) charakterisieren zu können, wurde von FLADE (1994) ein Leitartenmodell erarbeitet. Ziel dieses Leitartenmodells ist es, für ausgewählte Landschaftstypen Vogelarten zu benennen, die eine hohe Stetigkeit für diese aufweisen. Leitarten im Sinne des Modells sind definiert als „...Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen. Leitarten finden in den von ihnen präferierten Landschaftstypen die von ihnen benötigten Habitatstrukturen und Requisiten wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger vor als in allen anderen Landschaftstypen“ (FLADE 1994:45). Dabei sind die Leitarten nicht zwingend die häufigsten Arten der Gemeinschaft (FLADE 1994:45).

**Tabelle 1:** Übersicht der Leitarten verschiedener Wald- und Forsteinheiten nach FLADE 1998 (Eigene Darstellung)

Reine Kiefernforste	Laubholzreiche Kiefernforste und Eichen-Kiefernwälder	Tiefland-Buchenwald
Auerhuhn Haubenmeise Heidelerche Misteldrossel Rauhfußkauz Tannenmeise	Auerhuhn Haubenmeise Tannenmeise Turteltaube Waldlaubsänger Waldohreule	Dohle Gartenbaumläufer Grünspecht Hohltaube Kleiber Mittelspecht Rauhfußkauz Sommergoldhähnchen Sumpfmehse Trauerschnäpper Waldlaubsänger Zwergschnäpper

In Tabelle 1 sind die unterschiedlichen Leitarten für einige der im Müritz-Nationalpark vorherrschenden Waldtypen dargestellt. Zwischen den beiden Leitartengruppen der Kiefernforste gibt es mit Haubenmeise und Tannenmeise zwei Überschneidungen, während der Waldlaubsänger und der Rauhußkauz sowohl in Kiefernforsten als auch in Tiefland-Buchenwäldern als Leitarten vorkommen.

Neben der Zuordnung von Arten zu Landschaftstypen (vgl. FLADE 1994), kann man die Artengemeinschaft ebenfalls in Gilden, u.a. nach Brutbiologie, Nahrungsform, Zugstrategie unterteilen (SUDMANN ET AL. 2017:93). Als Gilden werden hierbei Arten zusammengefasst, welche ähnliche ökologische Anforderungen, ungeachtet der taxonomischen Stellung, haben (WARTMANN & FURRER 1978:1). Im Hinblick auf die Brutbiologie lassen sich die Arten in die Gilde der Bodenbrüter, Freibrüter (Baum-, Gebüsch-, Nischen- und Halbhöhlenbrüter) und Höhlenbrüter unterteilen (SUDMANN ET AL. 2017:93). In der vorliegenden Arbeit wird zum einen für die jeweilige Untersuchungsfläche das Auftreten typischer Leitarten, als auch die gesamte Brutvogelgemeinschaft, unterteilt nach Brutgilden, betrachtet.

#### 1.4 Vorstellung des Untersuchungsgebietes

Der Müritz-Nationalpark liegt im Nordosten der Bundesrepublik Deutschland und grenzt an das östliche Ufer der Müritz, eines der größten Binnengewässer des Landes. Gegründet wurde der Nationalpark mit Beschluss des Ministerrats der Deutschen Demokratischen Republik und der Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks „Müritz-Nationalpark“ vom 12.09.1990. Der Nationalpark umfasst eine Fläche von 322 km<sup>2</sup> und ist geprägt von einem Mosaik aus Wäldern (ca. 72 % der Fläche), Mooren (ca. 8 % der Fläche) und zahlreichen Seen (ca. 13 % der Fläche) (MÜRITZ-NATIONALPARK 2003:12). Besonders hervorzuheben ist eine rund 3.500 ha große militärisch genutzte Fläche, die nach Abzug der Streitkräfte der ehemaligen UdSSR in den Nationalpark integriert wurde (NATIONALPARK VERORDNUNG 1990:2). Auf dieser Fläche ist eine ungestörte Sukzession sichergestellt (MÜRITZ-NATIONALPARK 2003:27). Während die ausgedehnten Buchenwälder vorwiegend auf der Endmoräne um Serrahn zu finden sind, bilden Kiefernbestände und natürliche Birken-Kiefernvorwälder großflächige Waldbestände auf armen Sanderböden (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:62). Eine weitere weit verbreitete Waldform sind Bruchwälder aus Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) auf Niedermooren und Absenkungsterassen.

Besonders das Auftreten der Kiefer ist vielfältig und nicht auf eine einzelne Waldformen beschränkt. So bildet sie zusammen mit Birke (*Betula pendula*) auf Verlandungsmooren natürliche vorwaldähnliche Bestände aus, kommt außerdem auf frischen bis trockenen Standorten zusammen mit Stiel-Eiche (*Quercus robur*) in Zwischenwald-Gesellschaften vor und ist prägende Baumart der Sukzession auf trockenen und grundwasserfernen Standorten (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:62 ff). Gerade diese Standorte sind auf den ehemaligen militärischen Übungsräumen häufig anzutreffen, sodass sich in der Sukzessionsfolge Birken-Kiefern-Wälder trockener Standorte ausbilden (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:65). Gleichzeitig stellt sich ein Großteil der Kiefernstandorte als forstlich begründete Monokulturen dar, die durch eine geringe Vielfalt gekennzeichnet sind (MÜRITZ-NATIONALPARK 2004:68).

Neben diesen besonderen Waldstandorten ist der Nationalpark auch Heimat einer vielfältigen und seltenen Gemeinschaft von Tier- und Pflanzenarten. So konnten neben 910 Arten von Gefäßpflanzen und 54 Säugetierarten auch 250 Vogelarten nachgewiesen werden, von denen 137 als Brutvogelarten im Nationalpark vorkommen (MÜRITZ-NATIONALPARK 2003:60 ff).



**Abbildung 3:** Übersicht der Lage der Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark (Eigene Darstellung)

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden in Abstimmung mit dem Müritz-Nationalpark fünf Untersuchungsflächen für die Bearbeitung ausgewählt. Diese liegen im gesamten Nationalpark verteilt (vgl. Abb. 3) und sind hauptsächlich als von Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) dominierte Forste anzusprechen. Trotz dieser augenscheinlichen Gemeinsamkeit zeichnen sich die Flächen durch eine große Heterogenität aus und weisen spezielle Charakteristika auf. So bilden die ausgewählten Untersuchungsflächen aufgrund der unterschiedlichen Bestandsalter sowie dem Zeitpunkt der letzten forstlichen Eingriffe eine sogenannte „unechte Zeitreihe“, also eine Waldentwicklung zur selben Zeit in verschiedenen Stadien, ab.

Der Begang dieser Untersuchungsflächen fand im August 2019 statt. In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Untersuchungsflächen und ihre Charakteristika näher betrachtet. Die Fotos und geschilderten Eindrücke spiegeln demnach einen Eindruck wider, der mehrere Jahre nach der letzten Aufnahme der Waldparameter liegt.

#### 1.4.1 Untersuchungsfläche 45 – Am Heckenwärterhäuschen

Die Untersuchungsfläche 45 – Am Heckenwärterhäuschen liegt im Osten des Müritz-Nationalparks im Teilgebiet „Serrahn“, welches besonders durch seine Buchenwälder bekannt ist (NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003:14) und umfasst eine Fläche von 39 Hektar. Die Aufnahme der Waldstrukturparameter erfolgte auf 30 Stichprobenpunkten in den Jahren 2001 und 2011. Der Baumbestand wird durch die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) gebildet, obgleich das Waldbild durch das starke Aufkommen von Laubhölzern, insbesondere der Rotbuche (*Fagus sylvatica*), die bereits in die erste Baumschicht vordringt, geprägt ist. So war eine strenge Trennung von erster und zweiter Baumschicht im Rahmen des Geländebegehens 2019 nicht mehr möglich (vgl. Abb. 4). Dieses Auflösen strenger Schichtungen kann als wesentlich für die ungestörte Waldentwicklung angesehen werden. Der Standort wird insgesamt der Waldgesellschaft „Hainsimsen-Buchenwald“ zugeordnet. Der Bestand wurde um 1840 begründet, sodass sich für die Kiefern auf der Untersuchungsfläche ein durchschnittliches Alter von 149 bis 164 Jahren ergibt. Damit gehört der Bestand zu den Kiefernalthölzern und kann unter dem Gesichtspunkt der Waldentwicklung nicht direkt einer Waldentwicklungsphase zugeordnet werden. Aufgrund der beiden stattfindenden Prozesse (Erhalt der Kiefern in der ersten Baumschicht sowie Bildung eines Laubwaldes im Unterstand) kann man den Kiefernbestand der späten Optimalphase zuordnen, während der aufwachsende Laubholzbestand der frühen Optimalphase entspricht (TABAKU 1999). Neben den Kiefern prägen besonders Buchen und andere Laubgehölze, wie Birke (*Betula pendula*) und Stieleiche (*Quercus robur*) sowohl den Bestand in der Baumschicht als auch in der Verjüngung. Aufgrund des hohen Deckungsgrads der Laubgehölze und der daraus resultierenden schlechten Lichtsituation am Boden während der Vegetationsperiode ist die Kraut- oder Strauchschicht nur schwach ausgebildet.



**Abbildung 4:** Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (PAULUSCH 2019)

Weitere wichtige Merkmale der Fläche, die Auswirkungen auf die Untersuchungsdaten haben und die Entwicklung des Waldbestandes beeinflussen können, sind hohe Wildbestände (Auswirkung auf die Verjüngung), vereinzelt Windwürfe (Auswirkungen auf die durchschnittliche Bestandshöhe) sowie die Verjüngungssituation, welche hauptsächlich durch Rotbuche geprägt ist.

#### 1.4.2 Untersuchungsfläche 51 – An der Binnenmüritz

Die Untersuchungsfläche 51 – An der Binnenmüritz hat eine Größe von 36 Hektar. 28 Stichprobenpunkte des Waldmonitorings befinden sich auf der Fläche, die im Westen des Nationalparks liegt und von westlicher Seite durch die Müritz begrenzt wird. Der Kiefernbestand weist ein Alter von rund 125 Jahren auf. Ähnlich wie die Untersuchungsfläche 45, weist auch dieses Gebiet einen sehr hohen Anteil von Laubgehölzen in der zweiten Baumschicht sowie der Strauchschicht auf, die hauptsächlich aus Eiche, Birke, Eberesche und Rotbuche aufgebaut ist. Aus diesem Grund sind auf der Fläche ebenfalls zwei Waldentwicklungsphasen (TABAKU 1999) anzusprechen. Die durchmesserstarken Kiefern in der ersten Baumschicht entsprechen der späten Optimalphase, während sich die laubholzreiche zweite Baumschicht der frühen Optimalphase zuordnen lässt.



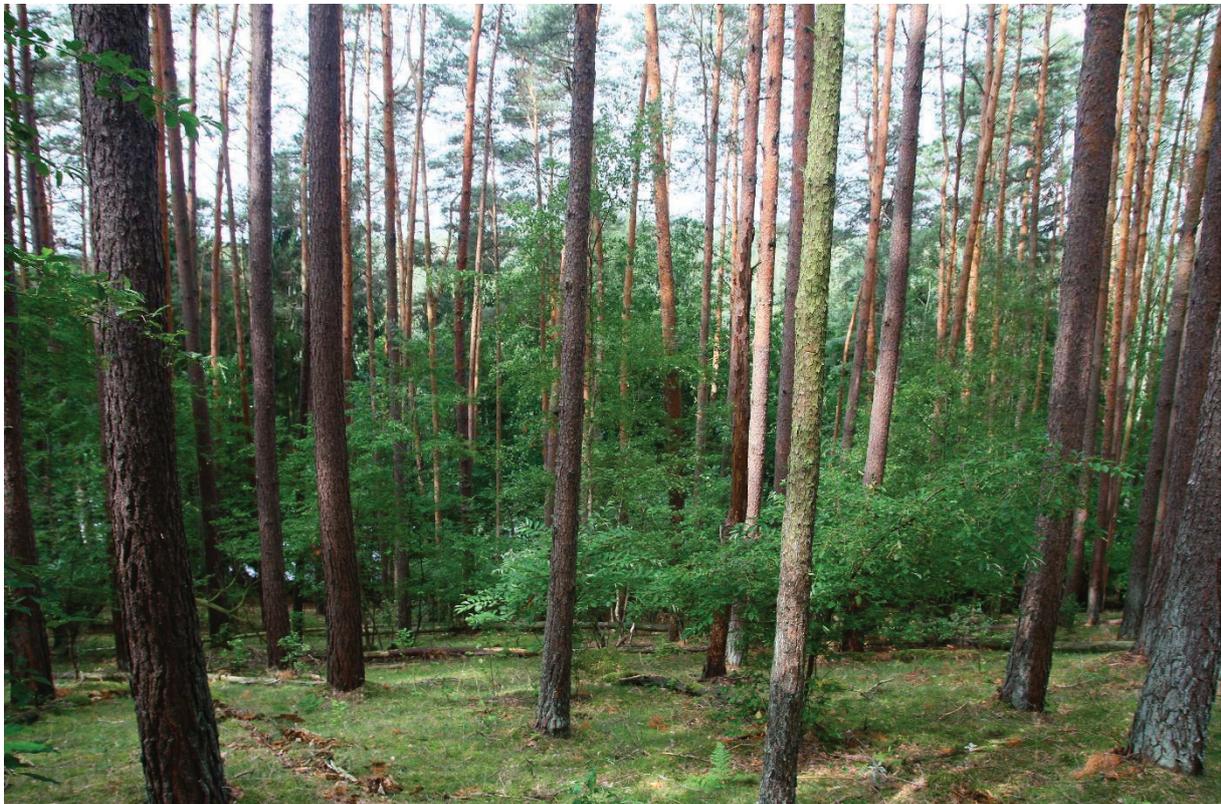
**Abbildung 5:** Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz" (PAULUSCH 2019)

Auch auf dieser Fläche zeigt sich eine Verschiebung der zweiten in die erste Baumschicht, sodass diese nicht klar voneinander abgrenzbar ist. Die Ausbildung einer Kraut- und Strauchschicht kann nur in Bereichen mit Lücken im Kronenraum beobachtet werden. Durch die exponierte Lage der Fläche kommt es bei seeseitigen Starkwindereignissen regelmäßig

zu Windwürfen, was sich sowohl anhand der Totholzansammlungen als auch der Lücken im Oberstand erkennen lässt. Neben den Starkwindereignissen ist die besondere Wuchsform der Kiefer auf diesen Standorten ein weiterer Grund für die Anfälligkeit gegenüber Windwurf. So bilden die Bäume aufgrund der Staunässe äußerst flache Wurzeln aus, welche in den sandigen Böden wenig Halt haben. Die feuchten Senken auf der Fläche, die nahezu vollständig mit Birken bestockt sind und das kleinräumige sowie verstreute Vorkommen von Schilf (*Phragmites australis*), lassen den Einfluss der Müritz in diesem Untersuchungsgebiet.

#### 1.4.3 Untersuchungsfläche 52 – Am Krumpfen See

Im mittleren Teil des Nationalparks liegt die Untersuchungsfläche 54 – Am Krumpfen See. Wie dem Namen bereits zu entnehmen ist, wird sie am westlichen Rand durch das besagte Gewässer abgegrenzt. Es befinden sich 30 Stichprobenpunkte des Waldmonitorings auf der rund 40 Hektar großen Fläche. Zudem zeichnet sich der Bereich durch eine starke Hangneigung in Richtung Westen aus, die die Gestalt des Waldes deutlich prägt.



**Abbildung 6:** Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Krumpfen See" (PAULUSCH 2019)

Der Baumbestand ist hier hauptsächlich aus rund 85-jährigen Kiefern aufgebaut, die die erste Baumschicht bilden. Nach TABAKU (1999) kann der Kiefernbestand der mittleren Optimalphase zugeordnet werden. Eine zweite Baumschicht, welche aus Birken, Buchen und Eichen aufgebaut ist, ist auf der gesamten Fläche weniger deutlich ausgeprägt. Allerdings zeigen die ufernahen Standorte am Hangfuß durchaus eine vertikale Zonierung und einen größeren Anteil von Laubgehölzen als im oberen Bereich des Hanges. Ein besserer Nährstoffhaushalt durch Akkumulation sowie eine bessere Wasserverfügbarkeit können als Gründe für diese Ausprägung von Bedeutung sein.

#### 1.4.4 Untersuchungsfläche 53 – Am Großen Eichhorstsee

Ebenfalls im Zentrum des Müritz-Nationalparks, südlich der Fläche „Am Krumpen See“, liegt die rund 66 Hektar große Untersuchungsfläche 53 – Am Großen Eichhorstsee. Sie umfasst 30 Stichprobenpunkte des Waldmonitorings und umschließt den großen Eichhorstsee. Der Kiefernbestand, welcher das Waldbild dominiert, ist aus ungefähr 30 bis 50 Jahre alten Bäumen aufgebaut. Demnach ist diese Fläche im Vergleich zu den bisher dargestellten Flächen deutlich jünger und kann der Waldentwicklungsphase „Frühe Optimalphase“ (TABAKU 1999) zugeordnet werden.



**Abbildung 7:** Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee" (PAULUSCH 2019)

Die Wald-Kiefern zeigen einen deutlich geringeren Durchmesser als auf den bisherigen Flächen, eine zweite Baum- bzw. Strauchsicht ist nicht ausgebildet. Lediglich vereinzelt durchmischen angepflanzte Birken den Bestand. Die feuchten Senken am Seeufer, welche kleinräumige Bereiche aus Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) und Fichte (*Picea abies*) aufweisen, sind nicht Bestandteil der Untersuchungsfläche. Dieser monotone Kiefernbestand wurde seit seiner Gründung nie forstlich genutzt und ist demnach in seiner Entwicklung ausschließlich durch natürliche Prozesse beeinflusst.

#### 1.4.5 Untersuchungsfläche 54 – Federower Dickung

Die Untersuchungsfläche 54 – Federower Dickung liegt im Nordwesten des Müritz-Nationalparks und umfasst eine Fläche von 41 Hektar. Auf der Fläche liegen 30 Stichprobenpunkte für das Waldmonitoring. Die erste Baumschicht wird vollständig von Wald-Kiefer dominiert, während die ausgeprägte zweite Baumschicht nahezu vollständig aus Laubgehölzen, vornehmlich Eichen (*Quercus spec.*), aufgebaut ist. Die Kiefern der ersten Baumschicht weisen ein Alter von rund 120 Jahren auf. Damit kann der Bestand der mittleren bis späten Optimalphase (TABAKU 1999) zugeordnet werden. Weiterhin sind beide Schichten klar voneinander trennbar. Trotz des hohen Anteils von Laubhölzern in der zweiten Strauchschicht ist die Lichtsituation am Boden deutlich günstiger als auf der Untersuchungsfläche 45, was sich im Vorhandensein einer ausgeprägten Krautschicht widerspiegelt. Am nordwestlichen Rand wird die Untersuchungsfläche durch eine Eichenallee von der angrenzenden Offenlandfläche abgetrennt.



**Abbildung 8:** Typische Waldstruktur auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (PAULUSCH 2019)

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Datenbearbeitung und Datenauswertung

Zur Auswertung der Daten sowie zur Durchführung allgemeiner Berechnungen wurden das Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft-Office Excel 2013 genutzt. Zur Erstellung von Textdokumenten wurde die Textverarbeitungssoftware Microsoft-Office Word 2013 genutzt. Weiterführende Arbeitsschritte wie die Ermittlung von Korrelationen, die Ausreißerbereinigung der Walddaten, Erstellung von Boxplots und die Darstellung der Korrelationsdiagramme wurde mit der Anwendung R-Studio 1.2 (RSTUDIO 2019) sowie der Pakete gridExtra 2.3 (BAPTISTE 2017), GGPubr 0.2.2 (KASSAMBARA 2019), Vegan 2.5.5 (OKSANEN ET AL. 2019), Stats 3.6 (RSTUDIO 2019) sowie GGPlot 3.2.1 (WICKHAM & CHANG 2019) umgesetzt.

Die Auswertung und Visualisierung kartografischer Informationen und die Kartenerstellung erfolgten mit den geographischen Informationssystemen Quantum-GIS Brighton 2.6.0 (QGIS-Entwicklungsteam 2014) sowie Quantum-GIS Noosa 3.6 (QGIS-Entwicklungsteam 2019).

### 2.2 Datengrundlagen

Wie unter Kapitel 1 ausgeführt, beruht die vorliegende Arbeit auf der Betrachtung bereits bestehender Daten, welche für die Bearbeitung aufbereitet und ausgewertet wurden. Allgemein wurden sowohl die Daten der Waldaufnahme als auch die Daten des Vogelmonitorings im Zeitraum 2000 bis 2019 erhoben. Für die einzelnen Untersuchungsflächen stammen die Daten wiederum aus unterschiedlichen Jahren (vgl. Tabelle 2).

**Tabelle 2:** Flächenspezifische Übersicht der Aufnahmejahre des Brutvogelmonitorings und des Waldmonitorings (Eigene Darstellung)

Untersuchungsfläche	Kürzel	Brutvogelkartierung						Waldkartierung	
		2001	2003	2004	2017	2018		2000	2011
Am Heckenwärterhäuschen	45	2001	2003	2004	2017	2018		2000	2011
An der Binnenmüritz	51	2003	2006	2007	2015			2000	2010
Am Krummen See	52	2006	2007	2009	2010	2016	2017	2000	2009
Am Großen Eichhorstsee	53	2003	2004	2012	2013	2018		2001	2011
Federower Dickung	54	2003	2009	2010	2012	2018	2019	2001	2013

 Vollständig ausgewertet

 Nicht ausgewertet

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, liegen für jede Untersuchungsfläche zwei Aufnahmen der Waldkartierung vor. Die Aufnahme der Vogeldaten erfolgte unregelmäßiger, sodass je Untersuchungsfläche vier bis sechs Datensätze vorhanden sind. Ab 2003 wurde versucht, je Untersuchungsfläche zwei Brutvogelerhebungen in aufeinanderfolgenden Jahren durchzuführen. Durch das Zusammenfassen der Jahresergebnisse für die weitere Datenverwendung können Schwankungen der Brutvogelkartierungen der einzelnen Jahre ausgeglichen werden.

## 2.2.1 Walddaten

Die Erhebung der Waldstrukturdaten richtet sich nach der „Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen“ der Landesforstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern (vgl. LANDESFORST MV 2007). Diese wurde entsprechend in den Aufnahmezeiträumen 2000 bis 2001 und 2010 bis 2013 angewandt, um eine einheitliche Datenaufnahme zu gewährleisten. Diese Aufnahmeanleitung wird im gesamten Bundesland Mecklenburg-Vorpommern genutzt, sodass ein einheitliches Vorgehen abgesichert ist. Gleichzeitig entspricht das methodische Vorgehen dem Aufnahmeverfahren der Bundeswaldinventur (vgl. BMELV 2011) und dem Waldmonitoring auf Flächen des Nationalen Naturerbes (vgl. SCHWILL ET AL. 2016). Auf allen Waldmonitoring-Flächen wurde vor Untersuchungsbeginn ein einheitliches Probekreistraster eingerichtet (LANDESFORST MV 2007:2). Dabei liegen die Stichprobenpunkte sowohl in Nord-Süd- wie auch Ost-West-Richtung in einem Abstand von 100 m zueinander. Jeder dieser Probepunkte repräsentiert eine kreisförmige Waldfläche von 1000 m<sup>2</sup>, da die Aufnahme der Waldparameter in einem Radius von 17,84 m um den Probekreismitelpunkt erfolgt (LANDESFORST MV 2007:4).

Die Aufnahmeanleitung umfasst eine Vielzahl unterschiedlicher Datenerfassungen, wovon für die weitere Betrachtung nur ein Teil genutzt wurde. Dabei wurden solche Parameter ausgewählt, welche a) für alle Untersuchungsflächen gleichermaßen vorlagen und b) eine besondere Bedeutung bei der Beschreibung der Waldfläche als Lebensraum für Vögel beigemessen wurde. Zur Ermittlung dieser besonderen Waldstrukturen wurden die unten stehenden Studien herangezogen, welche die folgenden Strukturen als bedeutsam festlegen:

TREICHEL (2005):	Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe, mittlerer Baumabstand, Schichtung
SCHUMANN (1950):	Dichte des Bestandes, Wuchsform, Ausbildung der Kraut-, Strauch- und Baumschicht, Bestandesalter
SCHIERMANN (1934):	Gebüsch ähnliche Strukturen
LAUTERBACH (2007):	Deckungsgrad, Verjüngungssituation, Totholz
OTTO (2001):	Verhältnis von Laub- und Nadelwald
KEHLERT (2013):	Laubholzanteil, Laubholzverjüngung, Brusthöhendurchmesser, Totholzvolumen
FLADE (1994):	Laubholzanteil, Totholz- und Altholzreichtum, Stratenreichtum, Trophie, Baumart

Basierend auf diesen Studien und den vorliegenden Walddaten wurden für jede Fläche sowie jeden Aufnahmezeitpunkt die folgenden Parameter für die weitere Bearbeitung herangezogen:

- Derbholzvolumen [m<sup>3</sup>/ha]
- Laubholzanteil [%]
- Deckung 1. Baumschicht [%]
- Totholz gesamt [m<sup>3</sup>/ha]
- Brusthöhendurchmesser [cm]
- Deckung 2. Baumschicht [%]
- Totholz stehend [m/ha]
- Bestandeshöhe [m]
- Deckung Strauchschicht [%]

### Arbeitsschritt Interpolation

Die im Gelände erhobenen Daten, welche an einem Stichprobenpunkt aufgenommen wurden, repräsentieren eine Waldfläche von 1000 m<sup>2</sup>. Um in der Folge eine Aussage über die räumliche Verteilung der Verhältnisse sowie die Heterogenität der Waldentwicklung auf der jeweiligen Fläche treffen zu können oder die Entwicklung der ausgewählten Waldstrukturparameter zu visualisieren, wurde die Messergebnisse zwischen den Stichprobenpunkten interpoliert (KISSAUER 2004:4, DE LANG 2013:376). Unter Verwendung verschiedener Geoverarbeitungswerkzeuge (QGIS 3.6 Noosa,) wurden die Messdaten in einem ersten Arbeitsschritt auf das Stichprobenpunktenetz übertragen und auf die Grundfläche von 1000 m<sup>2</sup> projiziert. Mit dem Geoverarbeitungswerkzeug „Interpolation“ (QGIS 2.6 Brighton – Methodik: ungleichmäßiges Dreiecksnetz (TIN)) wurden anschließend die Messdaten benachbarter Punkte interpoliert und auf einem Raster (Einzelflächen 5x5 m) abgebildet. Da die Interpolation nur zwischen den Stichprobenpunkten erfolgt, ist die Rasterfläche nicht identisch mit der Waldmonitoringfläche – reicht also nicht bis an die Grenzen heran. Die so ermittelten Rasterdaten wurden abschließend auf den Luftbildern der Untersuchungsfläche abgebildet und daraus Kartendokumente erstellt, die im Anhang der Arbeit enthalten sind.

### Arbeitsschritt Ausreißerbereinigung

Für die Gegenüberstellung der Walddaten mit den Ergebnissen der Brutvogelkartierung wurde eine Ausreißerbereinigung durchgeführt. Ziel dieser Herangehensweise war es, nicht erklärbare Extremwerte, welche z.B. aus Mess- oder Übertragungsfehlern stammen oder auch punktuelle besondere Ereignisse, wie z.B. Windwurf, abbilden zu können, aus der weiteren Betrachtung auszuschließen. Die Bereinigung erfolgte auf Basis des Grubb´s-Test (GRUBBS 1974:10, NIST 2013), wonach Messwerte, welche den Interquartilsabstand des Boxplots um das 1,5-fache (so genannte „Milde Ausreißer“) über- oder unterschreiten, aus der Messwertverteilung gelöscht werden können (LOZAN & KAUSCH 1998:27). Die Ausreißerbereinigung fand dabei für alle Messdaten des Waldmonitorings statt. Während die Ausreißerwerte in den Abbildungen aus Kapitel 3.1 zur Veranschaulichung noch enthalten sind, wurden sie aus den Datenreihen für den o.g. Vergleich (siehe Kapitel 3.3) entfernt.

### 2.2.2 Vogeldaten

Die Erhebung der Vogeldaten erfolgte in unterschiedlichen zeitlichen Abständen auf allen Untersuchungsflächen (vgl. Tab. 2). Dabei wurde nach Möglichkeit die Datenerhebung immer in zwei aufeinander folgenden Jahren durchgeführt, um jährliche Schwankungen im Vorkommen von Vogelarten bei der Datenauswertung bewerten und ausgleichen zu können. Die Erhebung im Gelände erfolgte nach der Punkt-Stopp-Zählung (BIBBY ET AL. 1995:99 ff.). Bei der Anwendung dieser Methode werden je Aufnahmetag in einem abgegrenzten Gebiet feste Zählpunkte aufgesucht, an denen für einen definierten Zeitraum alle anwesenden Vogelarten und Individuen möglichst einmalig registriert werden (BIBBY ET AL. 1995:103). Grundsätzlich ist die Methodik nicht dazu geeignet, Reviere einzelner Arten auf Karten abzugrenzen, da die Individuen lediglich gezählt werden (FISCHER ET AL. 2005:54). Die anschließende Übertragung der Beobachtungen in Tageskarten und die darauf aufbauende Erstellung von Artkarten wiederum, ermöglichen eine Erarbeitung von Revierkarten nach den

Vorgaben der Revierkartierung (vgl. FISCHER ET AL 2005:51, BIBBY ET AL.1995:63). Die Auswertung der Daten und die Abgrenzung der Brutvogelreviere erfolgten nach dem Methodenstandard (vgl. SÜDBECK ET AL. 2005), wobei artspezifische Abgrenzungsbesonderheiten wie die Anzahl der Registrierungen und Reviergröße beachtet wurden (FISCHER ET AL. 2005:51, BIBBY ET AL. 1995:65 FF.). Dafür wurden Artkarten, die aus den Tageskarten erarbeitet wurden, mit der Anwendung QGIS erstellt und die Brutreviere abgeleitet. Die Erstellung der Revierkarten erfolgte anschließend ebenfalls mittels GIS, wobei die artspezifischen Ansprüche an die Reviergröße mit einbezogen wurden (vgl. BAUER ET AL. 2005).

Neben der Erarbeitung und Auswertung von Brutvogelrevieren wurden die erhobenen Daten zusätzlich ausgewertet, um Aussagen zur Artengemeinschaft und den Dominanzverhältnissen sowie der Häufigkeit einzelner Arten treffen zu können. Die Abundanz oder Populationsdichte einer Brutvogelart gibt deren Häufigkeit in einem Gebiet (meist berechnet auf 10 Hektar) wider (TOWNSEND ET AL. 2002:6, FREYE ET AL. 1991:506, SCHACH 2004:155) und wird wie folgt ermittelt:

$$Abundanz = \frac{Anzahl\ der\ Brutpaare * 10}{Größe\ Untersuchungsgebiet\ [ha]}$$

Die Dominanz beschreibt weiterhin die Häufigkeit einer Art im Vergleich zur übrigen Artengemeinschaft (DOROW ET AL. 2004:5):

$$Dominanz = \frac{Anzahl\ der\ Brutpaare\ der\ Art\ i * 100}{Gesamtanzahl\ der\ Brutpaare\ der\ Artengemeinschaft}$$

Zur Ermittlung der Verteilung von Individuen einzelner Arten auf die Gesamtanzahl der Individuen der Artengemeinschaft kann die Diversität nach Shannon-Weaver herangezogen werden (FLADE 1994:47, SCHACH 2002:156, LOZAN & KAUSCH 1998:46). Da im Rahmen der Brutvogelkartierung nicht die Anzahl von Individuen einzelner Arten erhoben wurde, sondern die Anzahl der Brutreviere, bezieht sich die Berechnung der Diversität ( $H_s$ ) auf diese Größe und errechnet sich nach der folgenden Formel (LOZAN & KAUSCH 1998:46):

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum p_i = 1$$

mit: s = Gesamtanzahl der Brutvogelarten; N = Summe der Brutpaare aller Art;  $n_i$  = Anzahl der Brutpaare der Art i;  $p_i$  = Relativer Anteil der Art i

Die Evenness (E) beschreibt die Diversität der Artengemeinschaft genauer und bildet die Dominanzverhältnisse in der Brutvogelgemeinschaft ab (LOZAN & KAUSCH 1998:46). Gleichzeitig vergleicht die Evenness die ermittelte mit der maximalen Diversität (FLADE 1994:47). Die Evenness berechnet sich wie folgt:

$$E = \frac{H_s}{H_{max}} = \frac{H_s}{\ln s}$$

mit:  $H_s$  = Diversität der Artengemeinschaft; s = Gesamtzahl der Brutvogelarten;  $H_{max}$  = maximal mögliche Diversität der Artengemeinschaft

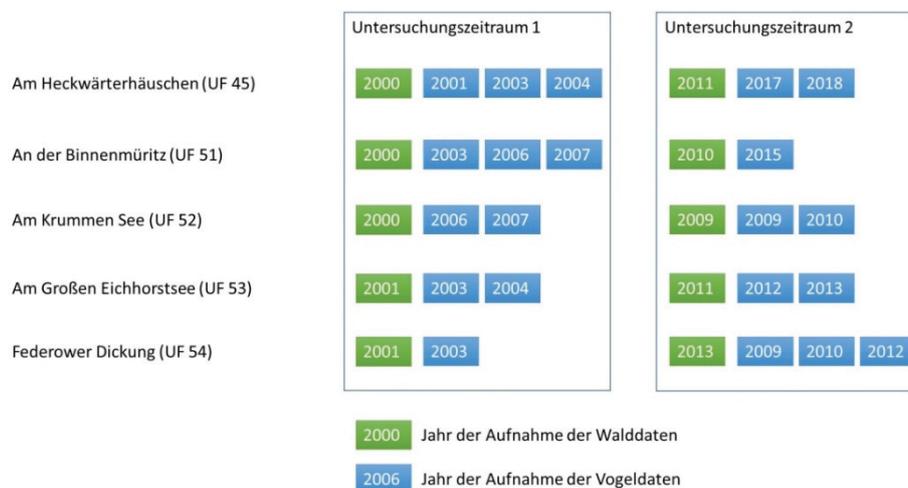
Dabei kann die Evenness Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei hohe Werte auf eine höhere Ausgewogenheit bei der Verteilung der Arten schließen lässt (LOZAN & KAUSCH 1998:46).

### 2.2.3 Gegenüberstellung der Vogeldaten und Ergebnisse des Waldmonitorings

Die Daten des Vogelmonitorings bilden die Entwicklung der Brutvogelgemeinschaft auf der gesamten Untersuchungsfläche ab und haben direkten Bezug zu den einzelnen Stichprobenpunkten des Waldmonitorings. Aus diesem Grund war es für die Gegenüberstellung von Vogeldaten mit den Walddaten notwendig, die Ergebnisse der einzelnen Stichprobenpunkte zusammenzufassen und Mittelwerte zu bilden.

Gleichzeitig konnten nahezu jedem Aufnahmejahr des Waldmonitorings ein oder mehrere Aufnahmejahre der Brutvogelkartierung zugeordnet werden. Daher war es für die weitere Datennutzung ebenfalls notwendig, die Ergebnisse der Brutvogelkartierung, wie in Tab. 3 dargestellt, dem jeweiligen Untersuchungszeitraum des Waldmonitorings zuzuordnen und entsprechend zusammenzufassen.

**Tabelle 3:** Flächenspezifische Übersicht der Zusammenfassung von Ergebnissen des Brutvogelmonitorings und des Waldmonitorings zu Untersuchungszeiträumen (Eigene Darstellung)



Aktuelle Brutvogelkartierungen auf den Waldmonitoringflächen 52, 53 und 54 können keinem Untersuchungszeitraum zugeordnet werden, da der Abstand zum letzten Waldmonitorings sehr groß war. Diese Daten sind dementsprechend nicht in die Gegenüberstellung von Walddaten und Brutvogeldaten eingeflossen. Allerdings wurden sie bei der reinen Betrachtung der Ergebnisse der Brutvogelkartierung (vgl. Kap. 3.2) einbezogen. Bei der statistischen Auswertung der Walddaten (vgl. Kap. 3.1) wurde in der Beschriftung die Nummer der Untersuchungsfläche mit dem Untersuchungszeitraum kombiniert. So steht beispielsweise die Bezeichnung 45\_1 für die Untersuchungsfläche 45 „Am Heckenwärterhäuschen“ und bildet die Ergebnisse des ersten Untersuchungszeitraumes ab – hier das Jahr 2000.

Um den Einfluss der Waldstrukturparameter auf die Brutvogelgemeinschaft zu ermitteln, wurden die entsprechenden Korrelationen berechnet. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs ( $n < 30$ ), wurde der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient zur Auswertung genutzt (FLADE 1998:72, LOZAN & KAUSCH 1998:205 FF.). Hierbei handelt es sich um einen nicht-parametrischen Test, der für einseitige Fragestellungen genutzt werden kann. Der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient kann Werte von -1 bis 1 annehmen, sodass sowohl Aussagen zur Richtung (positiv oder negativ) der Korrelation als auch Stärke des Zusammenhangs möglich sind. Diese wird durch hohe R-Werte ausgedrückt, während p die Signifikanz des Zusammenhangs beschreibt.

### 3. Ergebnisse

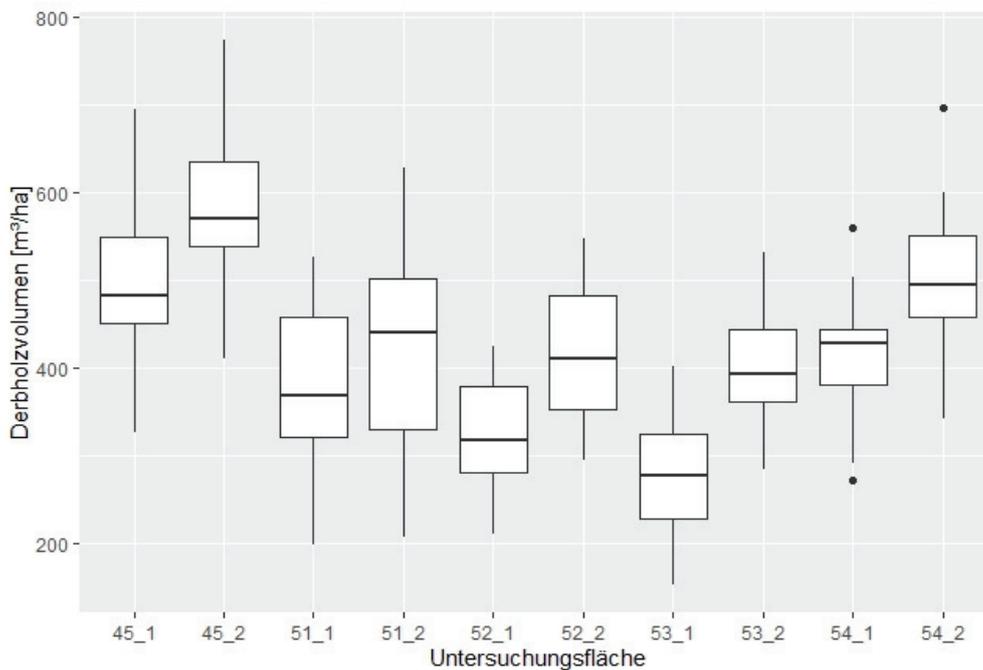
#### 3.1 Ergebnisse des Waldmonitorings

Im vorliegenden Kapitel werden die Ergebnisse des Waldmonitorings für die ausgewählten Parameter sowohl für die Einzelflächen als auch im Vergleich der Untersuchungsflächen untereinander dargestellt. Es liegen für jede Probefläche zwei Untersuchungen aus verschiedenen Probejahren mit einem Abstand von meist 10 Jahren vor. Die Ergebnisse sind für alle Parameter als Boxplot je Untersuchungsfläche und Untersuchungszeitraum dargestellt.

##### 3.1.1 Derbholzvolumen

Das Derbholzvolumen stellt die Summe aller Einzelstammvolumen mit einem Brusthöhendurchmesser größer als 7 cm dar, welche innerhalb des jeweiligen Probekreises liegen, und wird in  $\text{m}^3/\text{ha}$  angegeben. Die Ermittlung des Derbholzvolumens je Stamm erfolgt baumartenspezifisch, wobei jeder Baumart eine eigene Formel hinterlegt ist. So errechnet sich beispielsweise das Derbholzvolumen für Kiefer nach der Kieferntragstafel 1975 (vgl. LEMBCKE ET AL. 1975).

Insgesamt liegt das Derbholzvolumen aller Probekreisnahmen auf den Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark zwischen  $152 \text{ m}^3/\text{ha}$  (UF 53) und  $775 \text{ m}^3/\text{ha}$  (UF 45). Das mittlere Derbholzvolumen beträgt  $420 \text{ m}^3/\text{ha}$ .



**Abbildung 9:** Darstellung der Entwicklung des Derbholzvolumens [ $\text{m}^3/\text{ha}$ ] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr (Eigene Darstellung)

Wie Abbildung 9 zeigt, veränderte sich auf der Untersuchungsfläche „Am Heckenwärterhäuschen“ (im Folgenden UF 45) das mittlere Derbholzvolumen von  $493,2 \text{ m}^3/\text{ha}$  (2001) auf  $576,1 \text{ m}^3/\text{ha}$  (2011). Damit lag die durchschnittliche Zunahme bei  $82,77 \text{ m}^3/\text{ha}$  je Stichprobenpunkt. Auf der Fläche entwickelte sich das Derbholzvolumen nicht gleichmäßig, sondern zeigt Schwankungen zwischen einer Zunahme von  $+7,85 \%$  (STP E3) und  $+26,37 \%$  (STP F2).

Im Süden der Untersuchungsfläche nahm das Derbholzvolumen stark zu, während in den meisten anderen Bereichen der Anstieg als moderat zu bewerten ist (vgl. Abb. 45\_5 – Anhang A3). Wie Abbildung 9 weiterhin zeigt, liegt das Derbholzvolumen deutlich über dem der anderen Untersuchungsflächen. Das Derbholzvolumen der Kiefer, als dominierende Art der ersten Baumschicht, beträgt 2001 421,6 m<sup>3</sup>/ha, was einem Anteil von 85 % entspricht, während die Laubgehölze, welche die zweite Baumschicht bilden, ein Derbholzvolumen von 71,6 m<sup>3</sup>/ha (15 %) aufweisen. Der Anstieg des Derbholzvolumens der Kiefer zwischen den Untersuchungsjahren betrug 41m<sup>3</sup>/ha und lag 2011 bei 463,3 m<sup>3</sup>/ha. Das Derbholzvolumen der Laubhölzer betrug 2011 112,8 m<sup>3</sup>/ha, was einer Zunahme von 57,54 % entspricht. Aus dieser Betrachtung lässt sich die hohe Dynamik in der zweiten Baumschicht erkennen (Anteil Laubgehölze 2011: 19,58 %). Gleichzeitig wird deutlich, dass auch die Kiefern trotz des hohen Alters weiterhin an Biomasse zugewinnen. Auf der Untersuchungsfläche „An der Binnenmüritz“ (im Folgenden UF 51) nahm das mittlere Derbholzvolumen zwischen den Untersuchungsjahren von 374 m<sup>3</sup>/ha auf 425 m<sup>3</sup>/ha zu, was einem Anstieg von 13,5 % entspricht. Die Zunahme des Derbholzvolumens verteilt sich über die gesamte Untersuchungsfläche und liegt im Mittel bei 50m<sup>3</sup>/ha, während am STP D2 besonders starke Verluste (-71 m<sup>3</sup>/ha) und am STP C3 besonders starke Zuwächse (+112 m<sup>3</sup>/ha) ermittelt wurden (vgl. Abb. 51\_5 – Anhang A3). Das Derbholzvolumen der Kiefer lag im Untersuchungsjahr 2000 bei 257,7 m<sup>3</sup>/ha und stieg auf 281,7 m<sup>3</sup>/ha im Jahr 2010, was einer Zunahme von 24 m<sup>3</sup>/ha entspricht. Das Derbholzvolumen der Laubhölzer, welche auch auf dieser Fläche die zweite Baumschicht bilden, lag 2010 bei 117,9 m<sup>3</sup>/ha und nahm bis 2010 um 24,7 m<sup>3</sup>/ha auf 142,6 m<sup>3</sup>/ha zu. Damit zeigen beide Baumschichten eine nahezu identische Zunahme der Biomasse zwischen den Untersuchungszeiträumen.

Eine deutliche Zunahme des Derbholzvolumens zwischen den Untersuchungsjahren zeigt die Untersuchungsfläche „Am Krümmen See“ (im Folgenden UF 52). Auf dieser Fläche stieg das mittlere Derbholzvolumen von 322 m<sup>3</sup>/ha (2000) auf 413 m<sup>3</sup>/ha an, was einer mittleren Zunahme von rund 28 % entspricht. Auch auf UF 52 verteilt sich die Zunahme des Derbholzvolumens recht gleichmäßig (vgl. Abb. 52\_5- Anhang A3) und beträgt im Durchschnitt 90 m<sup>3</sup>/ha. Allerdings zeigte sich der Zuwachs am STP D2 besonders gering (+3,2 m<sup>3</sup>/ha), während dieser am STP C3 (+125 m<sup>3</sup>/ha) sehr hoch ausfiel. Einen ebenfalls starken Zuwachs zeigt die Untersuchungsfläche „Am Großen Eichhorstsee“ (im Folgenden UF 53), welcher im Mittel 122 m<sup>3</sup>/ha betrug und 44 % entspricht. Damit stieg das durchschnittliche Derbholzvolumen auf UF 53 von 280 m<sup>3</sup>/ha (2001) auf 402 m<sup>3</sup>/ha (2011). Die Verteilung der Zunahme ist auf der Gesamtfläche recht homogen und lediglich die Bereiche im Nord-Osten (STP D1, E1, E2) sowie am südwestlichen Rand (STP C9) zeigen geringere Zuwächse (vgl. Abb. 53\_5- Anhang A3). Auf der Untersuchungsfläche 54 „Federower Dickung“ betrug das mittlere Derbholzvolumen 2001 413 m<sup>3</sup>/ha und stieg bis 2013 auf 501 m<sup>3</sup>/ha an, was einer mittleren Zunahme von 22 % entspricht. Dabei lag die Zunahme zwischen 44 m<sup>3</sup>/ha (STP C1) und 137 m<sup>3</sup>/ha (STP D02). Insgesamt verzeichnen die Bereiche im Nord-Westen der Probestfläche einen größeren Zuwachs als diese im Süd-Osten (vgl. Abb. 54\_5- Anhang A3).

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Untersuchungsflächen 45 und 54 (eingeschränkt auch 51) mit alten Kiefer-Beständen grundsätzlich höhere Derbholzvolumen aufweisen als die beiden Untersuchungsflächen 51 und 52, welche jüngere Waldstandorte repräsentieren. Umgekehrt zeigt sich auf diesen Flächen eine größere Dynamik bzw. Zunahme im Derbholzvolumen zwischen den Untersuchungsjahren.

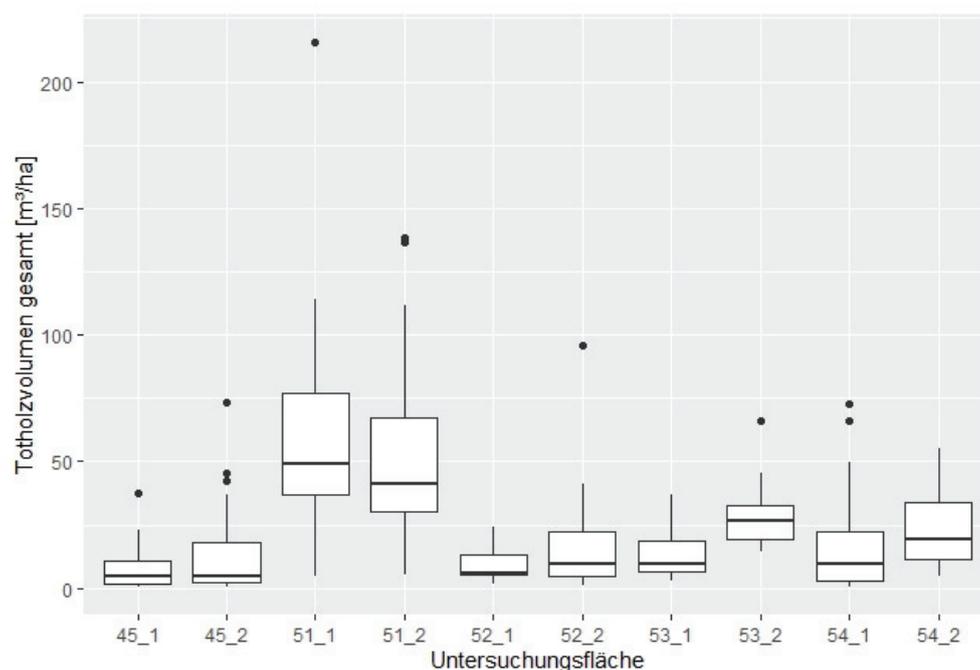
### 3.1.2 Totholzvolumen

#### Totholzvolumen gesamt

Das Totholzvolumen ergibt sich aus der Summe der Volumina von Einzelstämmen oder Stammteilen, welche im Gelände aufgenommen werden, sofern sie den folgenden Kriterien entsprechen (LANDESFORST MV 2007:8):

- tote, stehende Bäume ab einem BHD von 7 cm
- Hochstümpfe ab einem BHD von 7 cm und einer Höhe von mehr als 1,3 m
- Stubben ab einem Durchmesser von 10 cm am oberen Rand und einer Höhe von unter 1,3 m
- liegende (geworfene) oder gebrochene bzw. abgeschnittene Bäume ab einem BHD von 7 cm und einer Bruch- bzw. Schnittstelle unter 1,3 m Höhe
- liegende Stammteile oder Starkäste ab einem Durchmesser von 15 cm am stärkeren Ende und einer Mindestlänge von 3 m

Bei der Aufnahme wird weiterhin zwischen stehendem und liegendem Totholz unterschieden. In diesem Kapitel wird auf das Gesamtotholzvolumen als Summe aus stehendem und liegendem Totholz eingegangen. In Kapitel 3.1.3 wird anschließend das Strukturmerkmal „stehendes Totholz“ noch detailliert betrachtet.



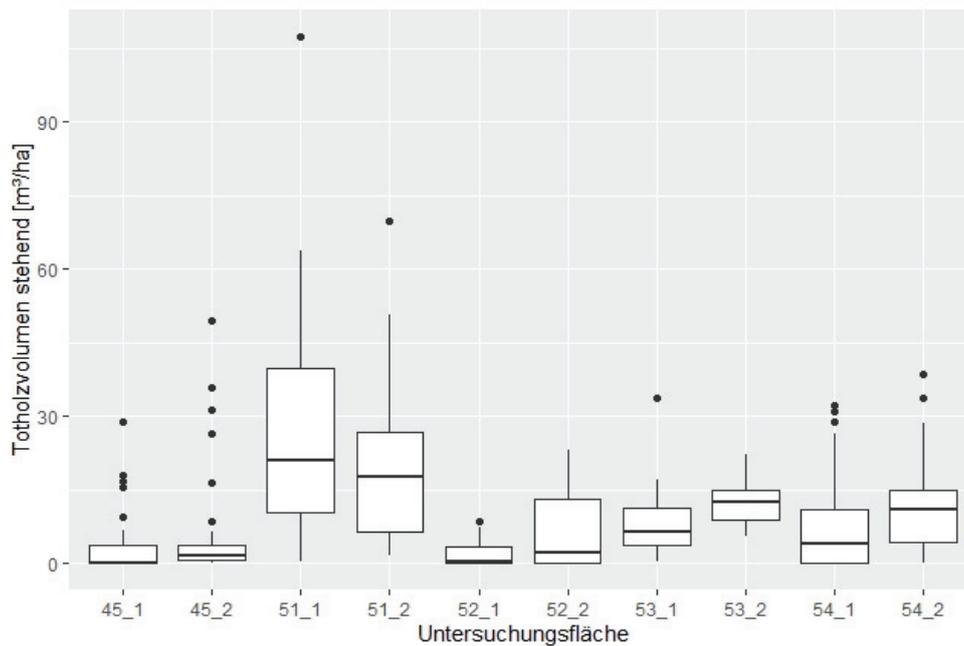
**Abbildung 10:** Darstellung der Entwicklung des Totholzvolumens gesamt [m³/ha] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr (Eigene Darstellung)

Wie Abbildung 10 zeigt, liegen die ermittelten Totholz mengen im Schnitt unter 25 m³/ha. UF 45 zeigt dabei die geringsten Werte (8 m³/ha) während UF 51 den größten Totholzvorrat (59 m³/ha) bereithält. In der Abbildung sind weiterhin Ausreißer (schwarze Punkte) der ermittelten Totholz volumina abgebildet, welche im Zuge der Gegenüberstellung mit den Vogeldaten (vgl. Kap. 3.3) aus der Verteilung gelöscht wurden.

Auf der Untersuchungsfläche 45 verdoppelte sich der Totholzvorrat nahezu von 8 m<sup>3</sup>/ha (2001) auf 14 m<sup>3</sup>/ha (2011) (vgl. Abb. 10). Wie auch beim Derbholzvolumen verteilt sich die Änderung des Totholzvorrats nicht gleichmäßig auf der Fläche (vgl. Abb. 45\_7- Anhang A3). Während einige STP einen Verlust an Totholz verzeichneten (z.B. D6: -90 %), nahm die Menge an Totholz im Durchschnitt um 0,06 m<sup>3</sup>/ha zu. Die maximale Zunahme am STP F3 beträgt 1445 %, während die Durchschnittsanreicherung bei 178,73 % liegt. Im Kontrast zu UF 45 steht UF 51, welche sich durch einen hohen Totholzvorrat auszeichnet. Im Jahr 2000 betrug das gesamte Totholzvolumen auf der Fläche im Mittel 59 m<sup>3</sup>/ha und ging geringfügig auf 52 m<sup>3</sup>/ha zurück, was einer Abnahme von 12 % entspricht. Im Osten und Norden der Untersuchungsfläche (STP E1, E3, F3) sind die Verluste der Totholzmasse besonders groß (vgl. Abb. 51\_7- Anhang A3) und liegen zwischen 30 % und 90 %. Diese Abnahme der durchschnittlichen Totholzmenge stellt eine Ausnahme dar und wurde nur auf UF 51 gefunden. Auf der UF 52 nahm das mittlere Totholzvolumen von 9 m<sup>3</sup>/ha auf 16 m<sup>3</sup>/ha zu, was einer Zunahme von 74 % entspricht. Die Zunahme verteilt sich gleichmäßig über die gesamte betrachtete Fläche (vgl. Abb. 52\_7- Anhang A3), wobei die besonders starke Zunahme des Totholzvolumens am STP D2 um 81 m<sup>3</sup>/ha nicht erklärt werden kann. Auf der Untersuchungsfläche 53 kam es zu einer Zunahme der Totholzmenge von durchschnittlich 13 m<sup>3</sup>/ha auf 28 m<sup>3</sup>/ha. Diese Zunahme von 118 % liegt höher als auf den anderen Flächen und verteilt sich regelmäßig über diese (vgl. Abb. 53\_7- Anhang A3). Lediglich die STP B4 (stärkere Zunahme) und F3 (stärkere Abnahme) weichen vom Gesamteindruck ab. Eine geringere Zunahme des Totholzvolumens als die UF 53 zeigt UF 54. Zwischen den Untersuchungsjahren stieg dieses von durchschnittlich 18 m<sup>3</sup>/ha (2001) auf 22 m<sup>3</sup>/ha (2013) an, was einer Zunahme von 25 % entspricht. Allerdings weisen die zentral auf der Fläche gelegenen STP C4, C5, D3 und D4 einen geringen Verlust an Totholz auf (ca. -30 %), während die Zunahme auf der restlichen Fläche gleichmäßig verteilt ist (vgl. Abb. 54\_7- Anhang A3).

## Totholzvolumen stehend

Das Totholzvolumen stehend bildet eine Teilmenge des Gesamtotholzvolumens und wird in diesem Kapitel aufgrund seiner besonderen Bedeutung als Bruthabitat separat betrachtet.



**Abbildung 11:** Darstellung der Entwicklung des Totholzvolumens stehend [m<sup>3</sup>/ha] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr (Eigene Darstellung)

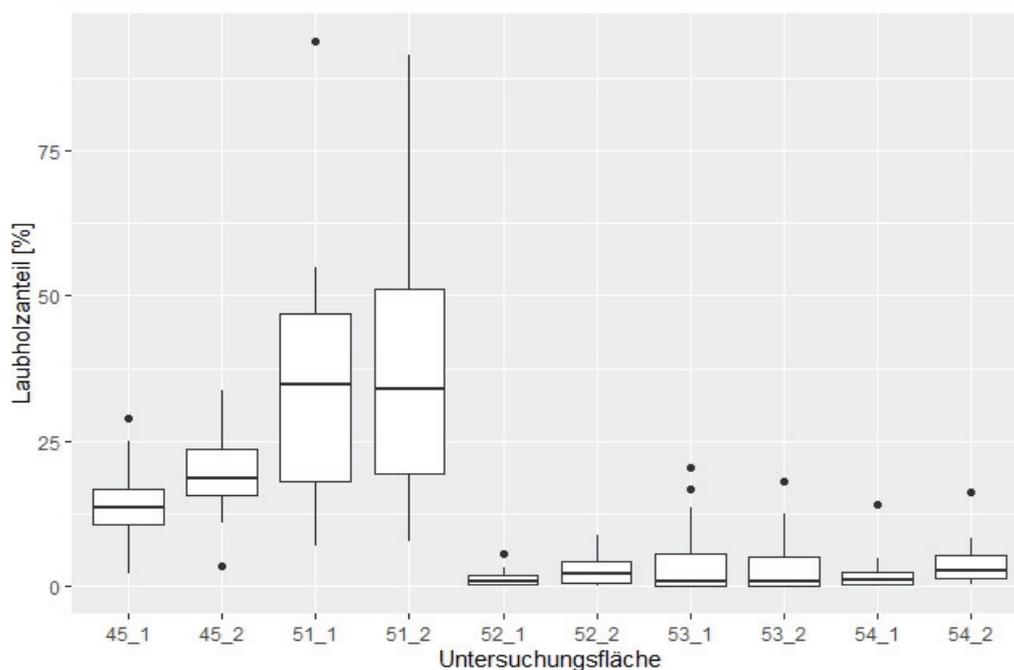
Durchschnittlich beträgt das Volumen des stehenden Totholzes auf den Untersuchungsflächen 11 m<sup>3</sup>/ha. Wie bereits beim Gesamtotholzvolumen zeichnet sich die UF 51 durch besonders hohe Werte aus. Auf den anderen Untersuchungsflächen liegen diese deutlich geringer und betragen durchschnittlich zwischen 2 m<sup>3</sup>/ha und 15 m<sup>3</sup>/ha. Insgesamt zeigen die Erhebungen zum stehenden Totholzvolumen einige Ausreißer (schwarze Punkte).

Das stehende Totholzvolumen entwickelte sich auf der UF 45 von durchschnittlich 3,59 m<sup>3</sup>/ha (2001) auf 6,79 m<sup>3</sup>/ha (2011), was einer Zunahme von 90 % im Mittel entspricht. Besonders die Stichprobenpunkte E3, F3 und D7 zeichnen sich durch eine starke Zunahme aus (vgl. Abb. 45\_8- Anhang A3). Die Totholzmenge auf der UF 51 liegt insgesamt deutlich über dem der anderen Untersuchungsgebiete, nahm aber im Untersuchungszeitraum von durchschnittlich 27 m<sup>3</sup>/ha auf 20 m<sup>3</sup>/ha ab. Der Verlust von im Mittel 25 % liegt demnach doppelt so hoch wie der Verlust des Gesamtotholzvolumens auf der Fläche (-12 %). Insgesamt ist dieser Rückgang gleichmäßig über die Fläche verteilt. Allerdings fand am STP F3 eine deutliche Reduktion statt (-88 %). Auf der UF 52 stieg das durchschnittliche stehende Totholzvolumen von 2 m<sup>3</sup>/ha (2000) auf 6 m<sup>3</sup>/ha (2009) an, was einer Zunahme von 330 % entspricht.

Dieser deutliche Anstieg verteilt sich gleichmäßig über die Fläche, nur die STP C4, C6, E5 und E5 zeigen höhere Werte. Insgesamt nimmt auch auf der UF 53 das Volumen von durchschnittlich von 8 m<sup>3</sup>/ha (2001) auf 12 m<sup>3</sup>/ha (2011) zu, wobei sich diese Zunahme insgesamt gleichmäßig über die Fläche verteilt (vgl. Abb. 53\_8- Anhang A3) zu. Die Zunahme beträgt dabei 50 % und fällt damit geringer aus als auf den UF 45 und 52. Auf der UF 54 stieg, ähnlich wie auf der UF 53, das Totholzvolumen von durchschnittlich 8 m<sup>3</sup>/ha auf 12 m<sup>3</sup>/ha, was auch hier einer Zunahme von 50 % entspricht. Analog zum Gesamtotholzvolumen liegen die STP, welche einen Totholzverlust aufweisen, im zentralen Bereich der Untersuchungsfläche.

### 3.1.3 Laubholzanteil

Die Untersuchungsflächen sind grundsätzlich als Kiefernforste, welche sich durch einen einschichtigen, lichten Baumbestand und eine ausgeprägte Krautschicht charakterisieren lassen, anzusprechen. Durch das Aufkommen anderer Baumarten, hier besonders Laubbaumarten, steigt die Habitat- und Strukturvielfalt deutlich. Wie Abbildung 12 zeigt, zeichnen sich die UF 45 und 51 durch einen höheren Laubholzanteil aus, während dieser auf den anderen UF deutlich unter 10 % liegt. Insgesamt wird der Laubholzbestand durch das Aufkommen von Gehölzen in der zweiten Baumschicht bestimmt, da der Oberstand auf den betrachteten Flächen vollständig aus Nadelgehölzen aufgebaut ist.



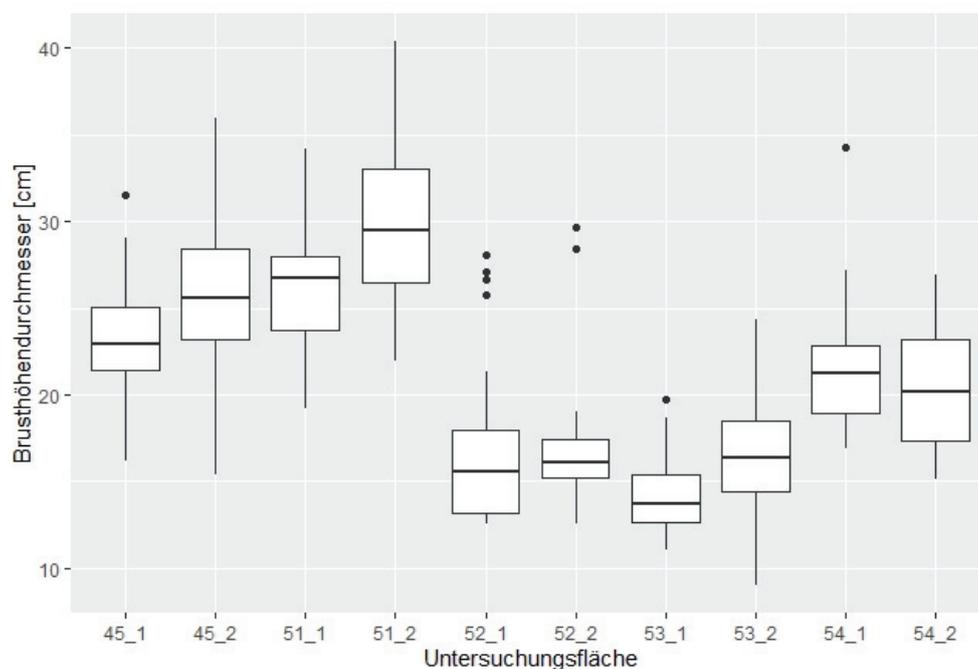
**Abbildung 12:** Darstellung der Entwicklung des Laubholzanteils [%] je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr (Eigene Darstellung)

Der Laubholzanteil, der in diesem Kapitel analysiert wird, ergibt sich aus dem prozentualen Anteil der Laubhölzer an der Gesamtbiomasse. Auf der UF 45 stieg der Laubholzanteil von 14 % auf 19 % innerhalb von 10 Jahren zwischen den beiden Monitoringzeitpunkten an. Der Laubbaumbestand wird hauptsächlich durch Buche sowie Stiel- und Traubeneiche gebildet. Weiterhin konnten vereinzelt Birken nachgewiesen werden. Damit verdoppelte sich der Anteil von Laubgehölzen an einer Vielzahl von Stichprobenpunkten (Minimum +10 % und Maximum +78 %). Der Anstieg verteilte sich ebenfalls gleichmäßig über die gesamte Fläche

(vgl. Abb. 45\_6- Anhang A3). Auf der UF 51 lag der Laubholzanteil 2000 bereits bei 33 % und stieg bis 2010 auf 36 % an, was einer Zunahme von 10 % entspricht. Während die STP D2 und D3 leichte Rückgänge beim Laubholzanteil aufweisen, verteilte sich die Zunahme auf der Restfläche nahezu einheitlich (vgl. Abb. 51\_6- Anhang A3). Einen deutlich geringeren Laubholzanteil als die beiden vorherigen Untersuchungsgebiete zeigt UF 52. Dieser lag im Jahr 2000 bei 1,4 % und stieg bis 2009 auf 2,7 % an. Diese starke Zunahme ist allerdings nicht gleichmäßig auf der Fläche verteilt (vgl. Abb. 52\_6 – Anhang A3). Während die Bereiche im oberen Teil des Hanges im Südosten Rückgänge bzw. schwächere Zunahmen des Laubholzanteils verzeichnen, kam es am Hangfuß, im Westen und Nordwesten der Fläche, zu einer deutlichen Zunahme. Auf der UF 53 sank der Laubholzanteil zwischen den Untersuchungsjahren geringfügig von 3,7 % auf 3,2 % und lag auf einem großen Teil der Fläche bei 0 % (vgl. Abb. 53\_6 – Anhang A3). Besonders die Bereiche im Osten der Fläche zeigen kein Vorhandensein von Laubholz, wodurch lediglich kleinräumig eine Zunahme des Laubholzanteils verzeichnet werden kann (STP A5, B6, E2, E3). Auf der UF 54 kam es wie schon bei der UF 52 zu einem starken Anstieg des Laubholzanteils von 1,9 % auf 3,7 %, obgleich der Anteil insgesamt sehr gering ist. Diese Zunahme verteilt sich auch hier nicht regelmäßig über die gesamte Fläche (vgl. Abb. 54\_6 – Anhang A3). Während die zentralen Bereiche im Norden sowie die westlichen Ränder einen starken Zuwachs verzeichnen, fiel die Zunahme im restlichen Gebiet deutlich geringer aus. Die gilt besonders für die am nördlichen bzw. östlichen Rand gelegenen Flächen.

### 3.1.4 Brusthöhendurchmesser

Wie Abbildung 13 zeigt, liegt auf den UF 45 und 51 der BHD deutlich höher als auf den übrigen drei Standorten. Hervorzuheben ist, dass der BHD mit dem Baumalter korreliert, aber aufgrund der Bedingungen am Standort (Nährstoffversorgung, Bodenwert, Bestandsdichte) auch alte Kiefernbestände wie auf der UF 54 einen geringen BHD aufweisen.



**Abbildung 13:** Darstellung der Entwicklung des mittleren Brusthöhendurchmessers [cm] aller Baumarten je Untersuchungsfläche und Monitoringjahr (Eigene Darstellung)

Der BHD auf der UF 45 nahm zwischen den Untersuchungsjahren von 23 auf 26 cm zu. Damit lag der Zuwachs in 10 Jahren bei 13 %. Aus diesen Zahlen geht auch hervor, dass sich besonders der Laubholzbestand in der zweiten Baumschicht stark entwickelte und an Bedeutung auf den Probekreisen gewann. Während der mittlere BHD der Kiefern in der ersten Baumschicht von 45,5 cm (2001) auf 41,1 cm (2011) leicht abnahm, zeigen die Laubgehölze in der zweiten Baumschicht eine Zunahme von durchschnittlich 12,2 cm (2001) auf 14,5 cm (2011). Besonders im Osten der Untersuchungsfläche (STP E3, F3, D7, E7) lag der Zuwachs höher als im restlichen Bereich.

Ein vergleichbares Bild zeichnet sich auf der UF 51 ab, wo der durchschnittliche BHD von 26 cm (2000) auf 30 cm (2010) anstieg. Auch auf dieser Fläche ist der Zuwachs hauptsächlich auf den sich entwickelnden Laubholzbestand zurückzuführen. Die schichtweise Betrachtung des Bestandes unterstreicht dieses Bild. Während die Zunahme des BHD der Kiefern in der ersten Baumschicht zwischen den Untersuchungsjahren nur gering ausfällt (44,3 cm (2000) auf 44,8 (2010)), zeigen die Laubgehölze der zweiten Baumschicht eine stärkere Zunahme. So stieg dort der mittlere BHD von 17,9 cm (2000) auf 21,2 cm (2010). Der nordwestliche Teil dieser Fläche verzeichnet dabei besonders hohe Zuwächse (vgl. Abb. 51\_1 – Anhang A3).

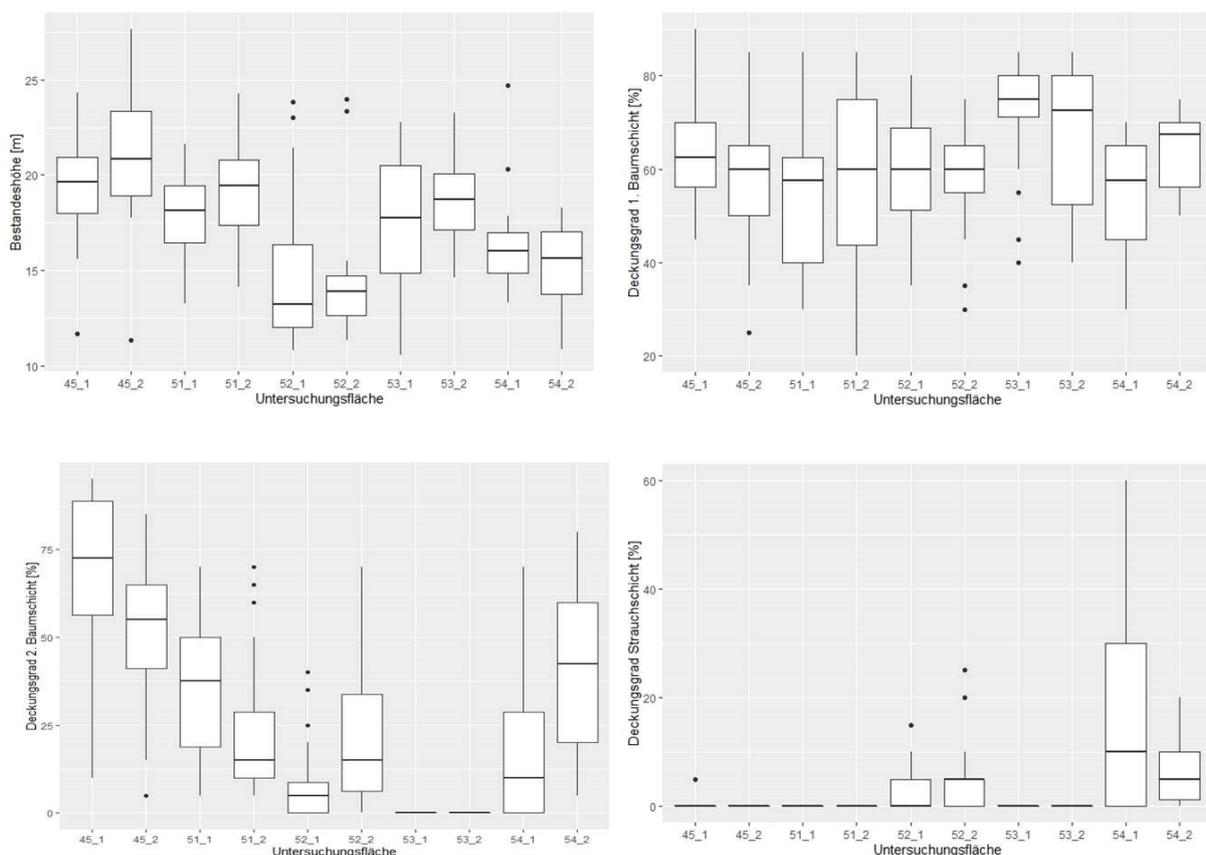
Auf der UF 52 stagnierte die Entwicklung des BHD bzw. nahm kleinräumig sogar ab. Auch diese Entwicklung ist auf die Zunahme des Laubholzes zurückzuführen, da die Bereiche, welche eine Abnahme des BHD verzeichnen, ebensolche sind, die eine starke Zunahme des Laubholzanteils verzeichnen (vgl. Abb. 52\_1 – Anhang A3). Betrachtet man den mittleren BHD der Kiefern zeigt sich eine Zunahme von 26,7 cm (2000) auf 28,7 cm (2009). Der mittlere BHD der Laubhölzer der zweiten Baumschicht blieb zwischen den Untersuchungsjahren gleich und betrug 9,8 cm. Auf der UF 53 stieg der durchschnittliche BHD leicht von 14 cm auf 16 cm an, was einer Zunahme von 10 % entspricht. Dieser Zuwachs ist deutlich auf das Wachstum der Kiefern zwischen den Untersuchungsjahren zurückzuführen, da andere Baumarten in der Strauch- und Baumschicht kaum vertreten sind. Deren mittlerer BHD stieg von 14,5 cm (2001) auf 16,3 cm (2011) an. Der mittlere BHD der Laubgehölze in diesem Bestand entwickelte sich nur geringfügig von 12,4 cm (2001) auf 12,5 cm (2011). Bei der Betrachtung der Stichprobenpunkte fällt auf, dass im Bereich E1 bis E5 sowie D8 und D9 starke Rückgänge (bis -35 %) zu verzeichnen sind (vgl. Abb. 53\_1 – Anhang A3).

Wie auf der UF 52 zeichnet sich auch auf der UF 54 eine Abnahme des BHD ab. Dieser Rückgang des mittleren BHD aller Baumarten ergibt sich aus der Zunahme des Anteils von Laubgehölzen mit einem schwachen BHD in der zweiten Baumschicht. So nimmt der mittlere BHD der Kiefern in der ersten Baumschicht von 35,4 cm (2001) auf 36,7 cm (2013) zu und auch die Laubhölzer in der zweiten Baumschicht zeigen eine Zunahme von 9,8 cm (2001) auf 11,0 cm (2013). So sank der durchschnittliche BHD zwischen den Untersuchungsjahren geringfügig von 21 cm auf 20 cm. Auch auf dieser Fläche erkennt man einen Zusammenhang zwischen Bereichen mit starker Entwicklung des Laubholzanteils und solchen, die eine Abnahme beim BHD verzeichnen (vgl. Abb. 54\_1 – Anhang A3).

### 3.1.5 Baumhöhe und Schichtigkeit des Bestandes

Sowohl die Baumhöhe, die Schichtigkeit und der Deckungsgrad der jeweiligen Schicht dienen als Indikatoren für den vertikalen Aufbau des Bestandes. Damit spiegeln sie gleichzeitig die Habitatdiversität wider. Grundsätzlich wird festgehalten, dass die erste Baumschicht auf allen Beständen zum Zeitpunkt der Aufnahmen durch die Wald-Kiefer aufgebaut war und andere Baumarten die Strauch- und zweite Baumschicht prägen. Eine Aufteilung des Bestandes in zwei Baumschichten erfolgt nur, wenn die Kronen der zweiten Schicht nicht in die erste Schicht hineinreichen und klar voneinander trennbar sind (LANDESFORST MV 2007:6).

Abbildung 14 zeigt die Entwicklung der Parameter Baumhöhe sowie Deckungsgrad der ersten Baumschicht, Deckungsgrad der zweiten Baumschicht und Deckungsgrad der Strauchschicht zwischen den Untersuchungsjahren.



**Abbildung 14:** Übersicht der Entwicklung der Baumhöhe [m] (oben links), des Deckungsgrades der ersten Baumschicht [%] (oben rechts), des Deckungsgrades der zweiten Baumschicht [%] (unten links) sowie des Deckungsgrades der Strauchschicht [%] (unten rechts) (Eigene Darstellung)

Auf der UF 45 nahm die durchschnittliche Bestandeshöhe im Untersuchungszeitraum von 19 m auf 21 m zu. Gleichzeitig zeigen die Untersuchungsergebnisse eine klare Zonierung des Bestandes in zwei Baumschichten an, während eine Strauchschicht, wahrscheinlich als Folge der starken Beschattung, nicht ausgebildet ist. Betrachtet man die Entwicklung der Bestandeshöhe nach den einzelnen Schichten, erkennt man eine starke Zunahme in der zweiten Baumschicht, während die Höhe der ersten Baumschicht nahezu konstant bleibt. So nimmt die durchschnittliche Baumhöhe der Laubhölzer der zweiten Baumschicht von 10,9 m (2001) auf 14,7 m (2011) zu.

Im gleichen Zeitraum nimmt die mittlere Baumhöhe der ersten Baumschicht geringfügig von 26,3 m auf 26,1 m ab. Der Deckungsgrad der ersten Baumschicht auf der Fläche sank zwischen den Untersuchungsjahren im Mittel von 63 % auf 57 %.

Eine vergleichbare Entwicklung zeigt die zweite Baumschicht, wo sich der Deckungsgrad von 68 % auf 54 % verringerte. Die UF 51 zeigt ein ähnliches Bild mit einer ausgeprägten ersten und zweiten Baumschicht, wohingegen die Strauchschicht nicht ausgebildet ist. Während sich auf der Fläche der Deckungsgrad der ersten Baumschicht von 54 % auf 58 % erhöhte, nahm dieser in der zweiten Baumschicht von 35 % auf 23 % deutlich ab. Auch auf dieser Fläche bildete sich aufgrund der hohen Beschattung keine Krautschicht aus. Die durchschnittliche Bestandshöhe nahm zwischen den Untersuchungsjahren geringfügig von 18 m auf 19 m zu. Die mittlere Baumhöhe nimmt in der zweiten Baumschicht von 15,6 m (2000) auf 16,8 m (2010) zu, während die Höhe des Kiefernbestands, der die ersten Baumschicht bildet, geringfügig von 24,3 m auf 23,2 m sank.

Die durchschnittlichen Baumhöhen auf der UF 52 lagen im Vergleich zu den anderen Flächen deutlich niedriger und betragen in beiden Untersuchungsjahren im Mittel 14 m. Betrachtet man die mittlere Baumhöhe getrennt nach den Baumschichten, zeigt sich weder für die Kiefern (erste Baumschicht – mittlere Höhe 22,9 m) noch für die Laubgehölze (zweite Baumschicht – mittlere Höhe 9,7 m) eine Entwicklung zwischen den Untersuchungsjahren. Während der Deckungsgrad in der ersten Baumschicht nahezu unverändert blieb, nahm er in der zweiten Baumschicht von durchschnittlich 8 % (2000) auf 22 % (2009) zu. Trotz dieser starken Zunahme von Laubholz, konnte sich kleinräumig eine Strauchschicht ausbilden, welche einen Deckungsgrad von 3 bis 4 % erreicht.

Die UF 53 zeichnet sich durch einen sehr hohen Deckungsgrad in der ersten Baumschicht aus, welcher in den Untersuchungsjahren von 74 % auf 68 % leicht abnahm. Die Bestandshöhe entwickelte sich im gleichen Zeitraum von 17 m auf 18 m. Gleichzeitig zeichnet sich die Fläche, im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen durch ein Fehlen einer zweiten Baumschicht sowie einer Strauchschicht aus. Die UF 54 entwickelte sich ähnlich wie die UF 52 und zeigt im Untersuchungszeitraum eine Zunahme des Deckungsgrades in der ersten Baumschicht von 55 % auf 65 %. Gleichzeitig nahm der Deckungsgrad in der zweiten Baumschicht deutlich von 16 % auf 44 % zu, während die Strauchschicht zurückging (von 14 % auf 7 %). Die Bestandeshöhe zeigt im selben Zeitraum von 16 m auf 15 m einen leichten Rückgang. Wie bereits erläutert, ergibt sich der Rückgang der mittleren Bestandshöhe durch eine Zunahme von Laubgehölzen am Gesamtbestand. Deren mittlere Höhe nahm zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2013 von 7,9 m geringfügig auf 8,5 m zu, während die mittlere Baumhöhe der Kiefern, welche die erste Baumschicht bilden, bei 26,1 m konstant blieb.

### 3.1.6 Zusammenfassung

Die Auswertung der Walddaten, welche zwischen 2000 und 2013 auf den Untersuchungsflächen erhoben wurden, zeigt, dass die walddynamischen Prozesse unterschiedlich ablaufen und eine große Streuung zeigen. Vergleichbare Entwicklungen zeigen die UF 45 und die UF 51. Beide Flächen sind Nadelforste mit einem hohen Bestandsalter der Kiefer in der ersten Baumschicht. Der Charakter beider Flächen wird gleichzeitig durch einen sehr hohen Anteil von Laubgehölzen in der zweiten Baumschicht bestimmt. Damit einhergehend zeichnen sich beide Flächen durch eine große vertikale Strukturvielfalt aus. Das Derbholzvolumen ist auf der UF 45 deutlich höher als auf den anderen Flächen, während die UF 51 durch ihren großen Totholzvorrat, sowohl stehend als auch gesamt, hervorsticht.

Trotz des unterschiedlichen Bestandesalters sind die beiden Untersuchungsflächen 52 (ca. 85 Jahre) und 54 (ca. 118 Jahre) in gewisser Weise ähnlich. Die Entwicklung beider Flächen kann als zeitverzögert im Vergleich zu den UF 45 und 51 angesehen werden. So findet auch auf den Untersuchungsflächen 52 und 54 eine verstärkte Akkumulation von Totholz statt und auf beiden Flächen entwickelte sich eine zweite Baumschicht, was die vertikale Strukturvielfalt erhöht. Gleichzeitig wird auf diesen Flächen ein Rückgang der Strauchschicht verzeichnet. Die UF 53 stellt einen Kiefernjungbestand (Bestandesalter 30 bis 50 Jahre) dar, welcher aufgrund des weitestgehenden Fehlens von vertikalen Strukturen und Laubholzbeständen in seinem Erscheinungsbild deutlich von den anderen Flächen abweicht. Trotz der Abweichungen und des jungen Bestandesalters zeigen die Untersuchungen anderer Faktoren, wie der BHD und der Totholzanteil auf der UF 53, vergleichbare Ergebnisse zu den der UF 52 und 54. Für alle Untersuchungsflächen wird zudem deutlich, dass die Prozesse in der zweiten Baumschicht eine deutlich höhere Dynamik aufweisen als in der ersten Baumschicht. Aus diesen Prozessen entstehen in der Folge vielfältige Strukturen, welche die Habitatvielfalt für verschiedene Tierarten bestimmen.

### 3.2 Ergebnisse der Brutvogelkartierung

Die im Zuge der vorliegenden Arbeit ausgewerteten Daten des Brutvogelmonitorings erlauben vielfältige Betrachtungen und Analysen. In den folgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse je Untersuchungsfläche betrachtet. Dabei werden sowohl die Einzelergebnisse der betrachteten Untersuchungsjahre dargestellt, wie auch Veränderungen im Artenspektrum der Brutvogelgemeinschaft. Weiterhin werden die Entwicklungen, bezogen auf die Gildenverteilung, analysiert und das Leitartenspektrum in die Betrachtungen integriert.

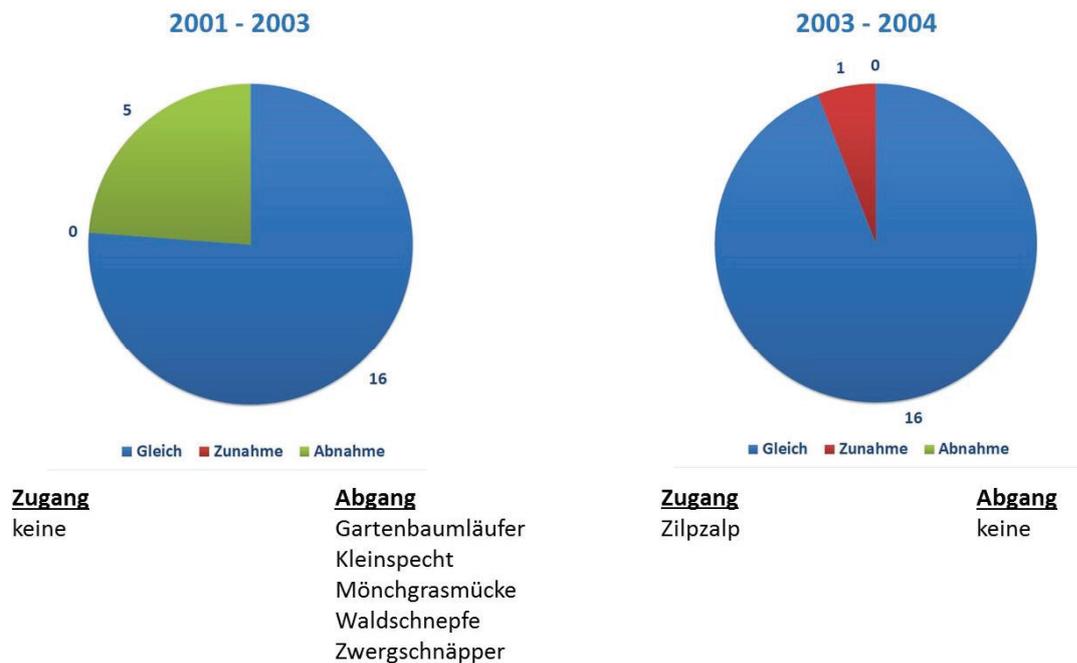
#### 3.2.1 Untersuchungsfläche 45 – Am Heckenwärterhäuschen

Auf der UF 45 wurden in den Jahren 2001, 2003, 2004, 2017 und 2018 Brutvogelkartierungen durchgeführt (vgl. Tab. 4). In den Untersuchungsjahren konnten durchschnittlich 30 Arten auf der Fläche nachgewiesen werden, während die Anzahl der Brutvögel bei 20 Arten lag.

**Tabelle 4:** Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (Eigene Darstellung)

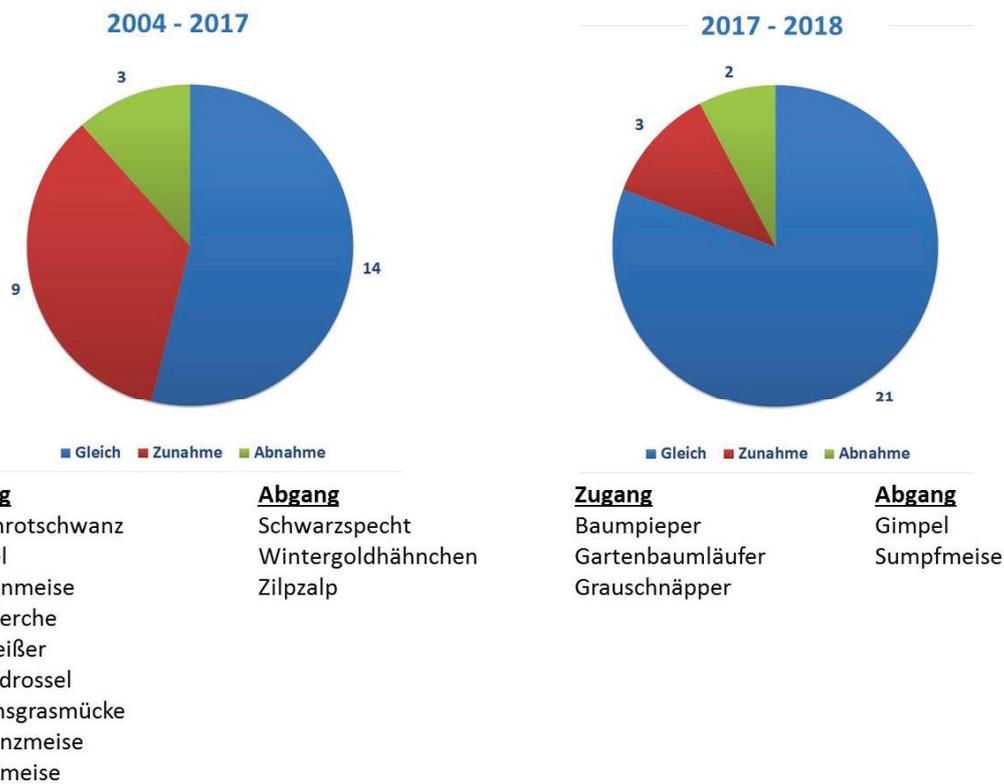
	2001	2003	2004	2017	2018
<b>Anzahl Vogelarten [n]</b>	32	26	26	35	33
<b>Anzahl Brutvogelarten [n]</b>	21	16	17	23	24
<b>Abundanz [BP/10 ha]</b>	22.28	15.22	13.59	36.68	37.50
<b>Diversität (H)</b>	2.70	2.55	2.50	2.73	2.69
<b>H<sub>max</sub></b>	4.41	4.03	3.91	4.91	4.93
<b>Evenness</b>	0.61	0.63	0.64	0.56	0.55
<b>Größe Untersuchungsfläche [ha]</b>	36.8	36.8	36.8	36.8	36.8

Betrachtet man die Änderungen des Artenspektrums, stellt man zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2003 ausschließlich eine Abnahme der Artenzahl fest. Schwer zu kartierende Arten wie Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) oder Kleinspecht (*Dryobates minor*) sowie für diese Fläche seltene Arten wie Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) und Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla*) konnten nicht mehr nachgewiesen werden.



**Abbildung 15:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2001-2003 und 2003-2004 auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (Eigene Darstellung)

Wie in Abbildung 15 zu sehen ist, fällt zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2004 der Species-Turnover, also die zeitliche Änderung im Artenspektrum innerhalb einer Gemeinschaft eines Gebietes (FERREIRA 2018:5; BEIERKUHNLEIN 2003:58), deutlich geringer aus und lediglich der Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) konnte als neue Brutvogelart registriert werden. Zwischen den Untersuchungsjahren 2004 und 2017 ist die Veränderung innerhalb des Artenspektrums hingegen deutlich zu erkennen. Während drei Arten nicht mehr nachgewiesen wurden, konnten neun Arten, darunter auch die für diesen Waldtyp typische Leitart Haubenmeise (*Lophophanes cristatus*), neu oder wieder nachgewiesen werden. Auch zwischen den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 fanden Änderungen im Artenspektrum statt. Diese betreffen hauptsächlich auf der Fläche seltene Arten, wie Baumpieper (*Anthus trivialis*) und Gimpel (*Pyrrhula pyrrhula*).



**Abbildung 16:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2004-2017 und 2017-2018 auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (Eigene Darstellung)

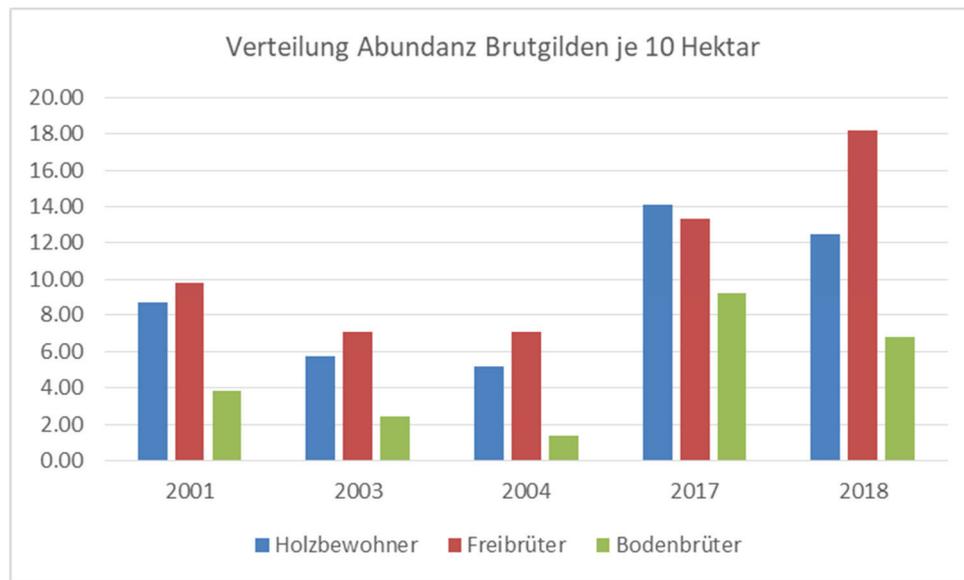
Besonders in den beiden Untersuchungsjahren 2003 und 2004 wurde eine geringere Anzahl von Brutvogelarten nachgewiesen. In den Jahren 2001, 2017 und 2018 lag diese deutlich höher. Ein ähnliches Ergebnis zeigt die Abundanz als Maß der Individuen pro Flächeneinheit (FREYE ET AL. 1991:506), welche in den Untersuchungsjahren 2001, 2017 und 2018 z.T. doppelt so hoch war wie 2003 und 2004. Im Untersuchungsjahr 2001 zeigen die Arten Buchfink (2,99), Kohlmeise (2,72), Rotkehlchen (2,72), Kleiber (2,17) und Zaunkönig (2,17) im Vergleich zu den anderen Arten besonders hohe Abundanzen im Untersuchungsgebiet. Auch in den beiden Folgejahren erreichen diese Arten die höchsten Abundanzen. Arten wie der Waldlaubsänger oder die Tannenmeise wurden zwar bei allen Aufnahmen nachgewiesen, besonders in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 nahm deren Häufigkeit aber deutlich zu (Waldlaubsänger 5,16 (2017) und 4,08 (2018); Tannenmeise 4,08 (2017) und 2,99 (2018)). Die Diversität zeigt zwischen den Aufnahmen insgesamt nur geringe Schwankungen, was auf eine nahezu gleichbleibende Verteilung der Individuen innerhalb der Arten oder des Arteninventars hinweist. Auch die Evenness zeigt keine bedeutenden Schwankungen, sodass von einer nahezu gleichbleibenden Verteilung der Individuen auf die Arten ausgegangen werden kann. Die Fläche „Am Heckenwärterhäuschen“ kann mit Blick auf die Brutvogelgemeinschaft der Einheit 21 „Laubholzreiche Kiefernforste und Eichen-Kiefernwälder“ zugeordnet werden (vgl. FLADE 1994:343). Aus den Untersuchungen geht hervor, dass von den Leitarten, welche für diese Einheit typisch sind (vgl. Kap. 1.3), nur Haubenmeise, Tannenmeise und Waldbaumläufer nachgewiesen werden konnten, während es für die Arten Auerhuhn, Turteltaube und Waldohreule keine Beobachtungen gab.

Für die kartierten Leitarten wurde deutlich, dass die Abundanz sowie die Dominanz bei jüngeren Brutvogelkartierungen deutlich zunahm (vgl. Tab. 5).

**Tabelle 5:** Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (Eigene Darstellung)

	2001	2003	2004	2017	2018
<b>Haubenmeise</b>	0,00	0,00	0,00	0,82	0,82
<b>Tannenmeise</b>	0,27	0,54	0,27	4,08	2,99
<b>Waldlaubsänger</b>	0,82	0,54	0,27	5,16	4,08

Betrachtet man die Verteilung der Vogelarten innerhalb der drei Brutgilden erkennt man allgemein eine deutliche Zunahme der Abundanzen. Während sich der Anteil der Bodenbrüter zwischen den Aufnahmen verdreifacht, verdoppelt sich die Abundanz der Frei- und Höhlenbrüter. Allgemein bleibt das Verhältnis zwischen den Gilden nahezu ausgeglichen. Lediglich das Aufnahmejahr 2017, in dem der Anteil der Holzbewohner höher liegt als der der Frei- und Höhlenbrüter, bildet eine Ausnahme.



**Abbildung 17:** Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Heckenwärterhäuschen" (Eigene Darstellung)

Der starke Anstieg der Gilde der Frei- und Höhlenbrüter ist u.a. maßgeblich auf die Zunahme von Brutvogelpaaren bei Buchfink und Zaunkönig zurückzuführen. In der Gilde der Holzbewohner zeigten die Arten Kleiber und Tannenmeise einen Anstieg der Abundanz. Gleiches gilt für die Arten Rotkehlchen und Waldlaubsänger, welche für die Zunahme der Abundanz der Bodenbrüter bedeutsam sind.

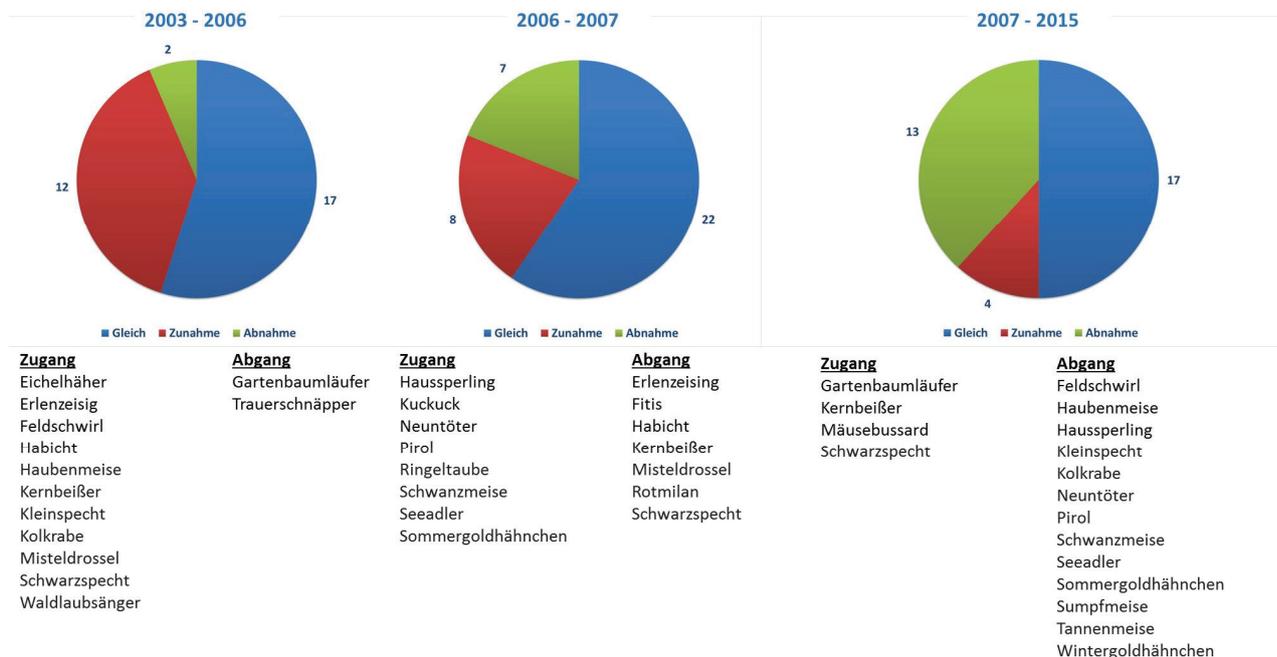
### 3.2.2 Untersuchungsfläche 51 – An der Binnenmüritz

Auf der Fläche 51 „An der Binnenmüritz“ wurden vier Brutvogelaufnahmen im Untersuchungszeitraum durchgeführt. Dabei konnten zwischen 25 Arten und 39 Arten nachgewiesen werden (vgl. Tab 6). Die Anzahl der Brutvogelarten variierte dabei zwischen 20 und 30 Arten.

**Tabelle 6:** Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz" (Eigene Darstellung)

	2003	2006	2007	2015
<b>Anzahl Vogelarten [n]</b>	25	34	39	32
<b>Anzahl Brutvogelarten [n]</b>	20	29	30	21
<b>Abundanz [BP/10 ha]</b>	23.60	44.66	71.91	25.84
<b>Diversität (H)</b>	2.70	2.76	2.87	2.63
<b>H<sub>max</sub></b>	4.43	5.07	5.55	6.83
<b>Evenness</b>	0.61	0.54	0.52	0.39
<b>Größe Untersuchungsfläche [ha]</b>	35.6	35.6	35.6	35.6

Die Zahlen spiegeln eine Änderung des Artenspektrums in den Untersuchungsjahren wider, was anhand des Species-Turnover abgebildet wird (vgl. Abb. 18). Besonders hervorzuheben ist das unstete Vorhandensein von Greifvogel-Brutpaaren wie Rotmilan und Seeadler im Untersuchungsgebiet. Allerdings zeigt das gesamte Artenspektrum zwischen den Aufnahmejahren starke Schwankungen.



**Abbildung 18:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2006, 2006-2007 und 2007-2015 auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz" (Eigene Darstellung)

Während einige Arten wie Erlenzeisig, Haussperling und Habicht nur in einzelnen Untersuchungsjahren nachgewiesen werden konnten, schienen sich andere, u.a. Eichelhäher, Kuckuck und Waldlaubsänger dauerhaft zu etablieren. Zwischen den Aufnahmejahren 2003 und 2006 kam es zu einem deutlichen Zugang beim Arteninventar.

Ein umgekehrtes Bild, geprägt durch einen starken Verlust vorhandener Arten, zeigt sich zwischen den Jahren 2007 und 2015. Betrachtet man die gesamte Zeitreihe, stellt man fest, dass nach einem Anstieg der Brutvogelarten zwischen 2003 und 2007 eine Abnahme zum Aufnahmejahr 2015 stattfand.

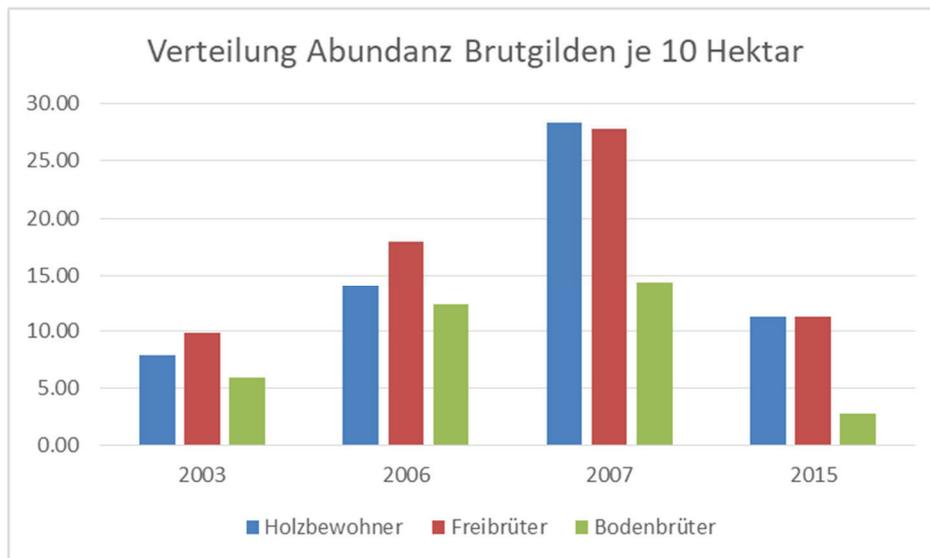
Die Gesamthäufigkeiten der Brutpaare je 10 Hektar zwischen den Untersuchungsjahren variieren und zeigen besonders 2006 (44,66) und 2007 (71,91) sehr hohe Werte. In den Jahren 2003 und 2015 waren diese z.T. weniger als halb so hoch. Buchfink (4,2), Zilpzalp (2,53), Zaunkönig (1,97) und Rotkehlchen (1,69) zeigen 2003 besonders hohe Abundanzen und bilden ca. 50 % der Gesamtindividuidichte ab. Im Untersuchungsjahr 2006 wurden die Arten Waldlaubsänger (7,02), Buchfink (7,02), Zaunkönig (5,90) und Zilpzalp (3,65) häufig nachgewiesen. Die gleichen Arten bestimmen auch das Bild in den folgenden Untersuchungsjahren, wobei die Abundanzen 2015 insgesamt deutlich niedriger ausfallen.

Auch diese Untersuchungsfläche kann grundsätzlich der Einheit 21 „Laubholzreiche Kiefernforste und Eichen-Kiefernwälder“ zugeordnet werden (vgl. FLADE 1994:343). Betrachtet man die entsprechenden Leitarten (vgl. Tab. 1), kommen in den Untersuchungen nur die Arten Haubenmeise, Tannenmeise und Waldlaubsänger vor, deren Häufigkeiten zwischen den Untersuchungsjahren zudem stark schwanken (vgl. Tab. 7).

**Tabelle 7:** Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz" (Eigene Darstellung)

	2003	2006	2007	2015
<b>Haubenmeise</b>	0,00	1,12	4,49	0
<b>Tannenmeise</b>	0,28	0,56	0,28	0
<b>Waldlaubsänger</b>	0	7,02	6,46	1,12

Kann man zwischen den Jahren 2003 und 2007 einen Zunahmetrend der Abundanz der Leitarten beobachten, so nimmt diese bis 2015 wieder ab. Von den Leitarten konnte lediglich der Waldlaubsänger mit vier Brutpaaren nachgewiesen werden. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung der klassifizierten Ergebnisse nach Brutgilden (vgl. Abb. 19). Auch hier zeigt sich eine kontinuierliche Zunahme zwischen den Jahren 2003 und 2007 für alle Gilden gleichermaßen, während die Nachweise 2015 wieder stark abnehmen. Hervorzuheben ist die Entwicklung der Holzbewohner, welche einen besonders starken Zugewinn zeigen und 2007 die Abundanz der Freibrüter übersteigen. Besonders Blaumeise, Kohlmeise, Haubenmeise, Tannenmeise, Waldbaumläufer und Buntspecht zeigen deutliche Zunahmen bis 2007 und sind maßgeblich für den Anstieg verantwortlich.



**Abbildung 19:** Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "An der Binnenmüritz" (Eigene Darstellung)

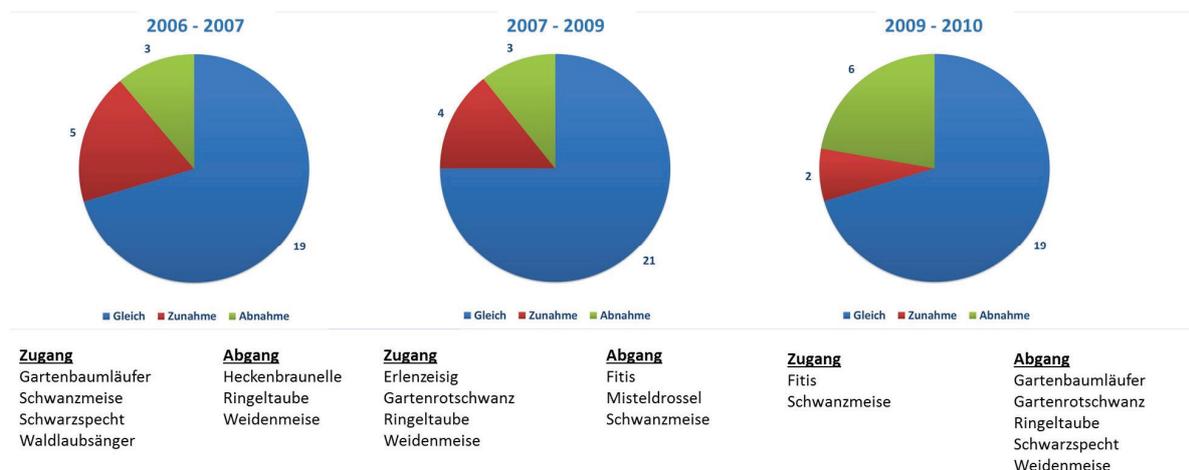
### 3.2.3 Untersuchungsfläche 52 – Am Krummen See

Die Anzahl der nachgewiesenen Vogelarten auf der Untersuchungsfläche 52 „Am Krummen See“ variiert nur geringfügig zwischen 28 und 31 Arten (vgl. Tab. 8). Auch die Anzahl der Brutvogelarten liegt weitestgehend konstant zwischen 22 und 25 Arten. Hervorzuheben sind die hohen Abundanzen in den Jahren 2007 und 2009, welche fast doppelt so hoch liegen wie in den übrigen Jahren. Gleichzeitig blieb die Diversität zwischen den Untersuchungsjahren nahezu unverändert. Auch die ermittelten Daten der Evenness lassen von einer nahezu unveränderten Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft ausgehen.

**Tabelle 8:** Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Krummen See" (Eigene Darstellung)

	2006	2007	2009	2010
<b>Anzahl Vogelarten [n]</b>	28	31	28	30
<b>Anzahl Brutvogelarten [n]</b>	22	24	25	21
<b>Abundanz [BP/10 ha]</b>	17.91	41.88	32.80	23.71
<b>Diversität (H)</b>	2.79	2.79	2.83	2.79
<b>H<sub>max</sub></b>	4.26	5.11	4.87	4.54
<b>Evenness</b>	0.65	0.55	0.58	0.61
<b>Größe Untersuchungsfläche [ha]</b>	39.64	39.64	39.64	39.64

Wie aus den Zahlen in Tabelle 8 hervorgeht, ist das Arteninventar weitgehend konstant. Zwischen den Aufnahmejahren 2006 und 2007 konnten fünf neue Arten nachgewiesen werden, während drei auf der Fläche nicht mehr gefunden wurden. Auch zwischen 2007 und 2009 kamen fünf Arten hinzu, während drei Arten verschwanden. Dieser positive Trend fand zum Aufnahmejahr 2010 keine Fortsetzung, da erstmals mehr Arten abgingen als hinzukamen. Diese Variationen betreffen häufig Arten, welche nur mit einzelnen oder wenigen Brutpaaren auf der Fläche nachgewiesen wurden, u.a. Gartenbaumläufer, Gartenrotschwanz und Fitis. Andere Arten wie Sumpfmehle oder Waldlaubsänger etablierten sich als Brutvögel und nahmen im Bestand zu bzw. blieben auf konstantem Niveau.



**Abbildung 20:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2006-2007, 2007-2009 und 2009-2010 auf der Untersuchungsfläche "Am Krummen See" (Eigene Darstellung)

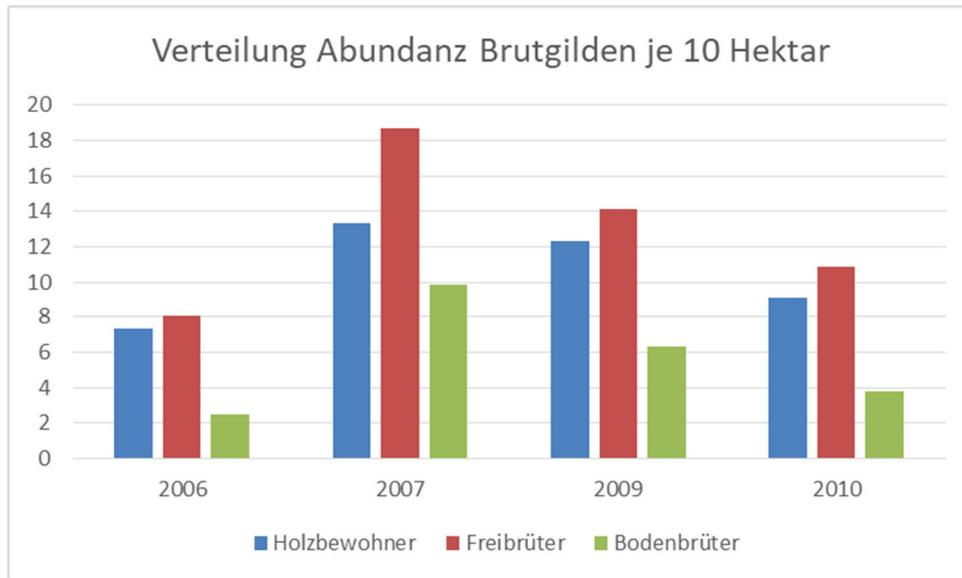
Die Zuordnung einer Leitartengruppe für die UF 52 ist weniger eindeutig als auf den beiden bisherigen Flächen, da sich der Charakter eines laubholzreichen Kiefernforstes nicht flächendeckend einstellt. Betrachtet man die Abundanz der Leitarten für den laubholzreichen Kiefernforst erkennt man für die Haubenmeise und Tannenmeise eine kontinuierliche Zunahme der Abundanz (vgl. Tab. 9), während die Häufigkeit des Waldlaubsängers nach hohen Werten im Untersuchungsjahr 2007 einen anhaltenden Rückgang zeigt.

**Tabelle 9:** Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Krummen See" (Eigene Darstellung)

	2006	2007	2009	2010
<b>Haubenmeise</b>	1,77	1,26	2,27	1,51
<b>Tannenmeise</b>	2,02	3,78	3,53	3,28
<b>Waldlaubsänger</b>	0,00	5,05	2,77	1,01

Betrachtet man die Abundanz der Arten der Leitartenliste für reine Kiefernforste wird deutlich, dass die Leitarten Auerhuhn, Heidelerche und Rauhfußkauz nicht nachgewiesen wurden. Gleichzeitig sind die Arten Haubenmeise und Tannenmeise auch in dieser Leitartenliste vorhanden, sodass anhand derer Daten keine weiteren Aussagen getroffen werden können. Allerdings lässt das Auftreten beider Meisenarten in den Leitartenlisten der verschiedenen Kiefernforsttypen deren Ähnlichkeit erkennen. Der Waldlaubsänger hingegen ist nur für laubholzreiche Kiefernforste als Leitart aufgeführt und kann demnach als Trennart zwischen diesen verstanden werden.

Bei der Betrachtung der Verteilung der Brutgilden (vgl. Abb. 21) wird deutlich, dass die Abundanz der Bodenbrüter auch auf dieser Untersuchungsfläche insgesamt deutlich unterhalb der Gilde der Höhlenbrüter und Freibrüter liegt. Zwischen den Untersuchungsjahren 2006 und 2007 fand noch ein deutlicher Anstieg der Abundanz aller drei Gilden statt, während diese in den folgenden Jahren wieder zurückging.



**Abbildung 21:** Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Krummen See"

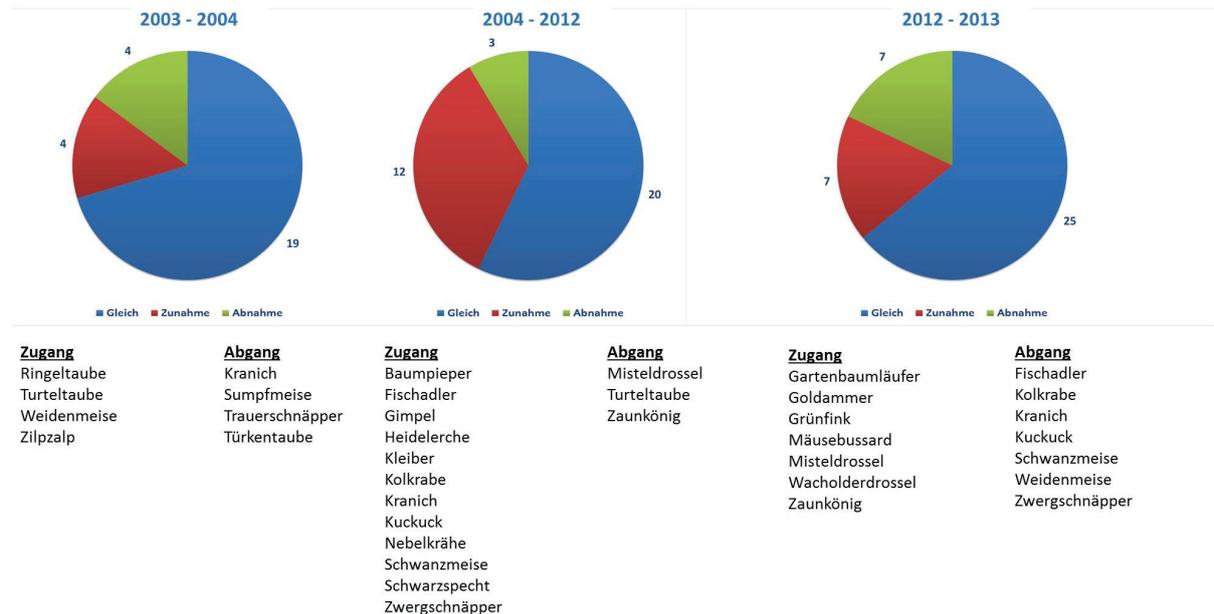
### 3.2.4 Untersuchungsfläche 53 – Am Großen Eichhorstsee

Auf der UF 53 liegen Informationen zum gesamten Arteninventar nur für das Aufnahmejahr 2013 vollständig vor (vgl. Tab. 10). Für die anderen Jahre existieren lediglich Angaben zur Anzahl der Brutvogelarten, sodass keine Vergleiche zwischen den Jahren hinsichtlich der Gesamtartenzahl gezogen werden können. Die Anzahl der Brutvogelarten steigt zwischen den Jahren 2003 und 2004 sprunghaft von 23 auf 32 an. Diese deutliche Zunahme erkennt man ebenfalls an der Abundanz, welche sich nahezu verdoppelt. Im Untersuchungsjahr 2003 wird das Artenspektrum hauptsächlich von Buchfink (25 Brutpaare (BP)), Rotkehlchen (12 BP), Tannenmeise (11 BP) und Haubenmeise (10 BP) bestimmt. Dieses Bild wiederholt sich in ähnlicher Form auch im Untersuchungsjahr 2004. 2012 zeigen neben bereits benannten Arten weiterhin Waldbaumläufer (19 BP), Singdrossel (18 BP) und Blaumeise (16 BP) eine hohe Häufigkeit auf der Fläche. Im Untersuchungsjahr 2013 wird die Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft hauptsächlich durch Buchfink (48 BP), Haubenmeise (33 BP), Kohlmeise (23 BP), Tannenmeise (14 BP), Amsel (11 BP), Rotkehlchen (10 BP) und Fitis (10 BP) bestimmt.

**Tabelle 10:** Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee" (Eigene Darstellung)

	2003	2004	2012	2013
<b>Anzahl Vogelarten [n]</b>	k.A.	k.A.	k.A.	43
<b>Anzahl Brutvogelarten [n]</b>	23	23	32	32
<b>Abundanz [BP/ha]</b>	15.62	18.50	37.60	35.32
<b>Diversität (H)</b>	2.62	2.65	2.94	2.85
<b>H<sub>max</sub></b>	4.63	4.80	5.51	5.45
<b>Evenness</b>	0.57	0.55	0.53	0.52
<b>Größe Untersuchungsfläche [ha]</b>	65.96	65.96	65.96	65.96

Betrachtet man den Species-Turnover zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren erkennt man eine stetige Veränderung des Artenspektrums. Während sich Arten wie Zilpzalp, Heidelerche und Gimpel dauerhaft im Untersuchungsgebiet zu etablieren scheinen, treten Arten wie Schwanzmeise, Turteltaube, Kuckuck und Kolkrabe nur einmalig auf.



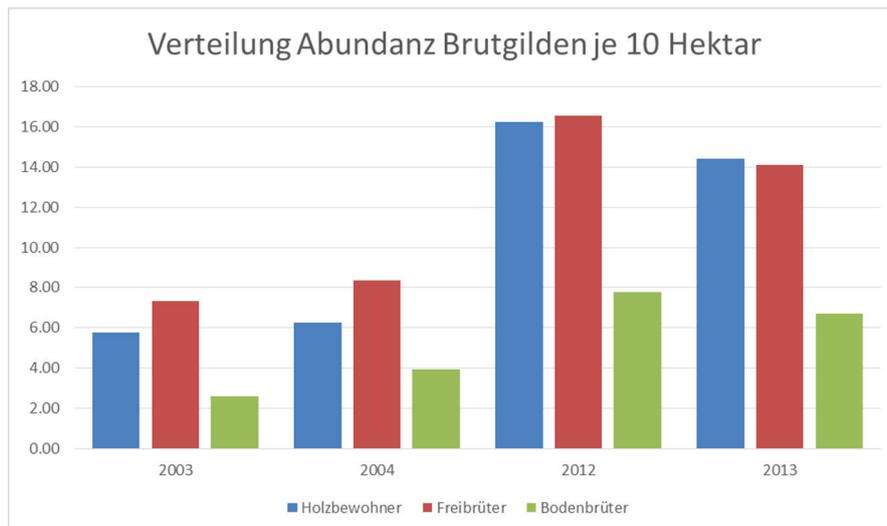
**Abbildung 22:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2004, 2004-2012 und 2012-2013 auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee" (Eigene Darstellung)

Trotz der Zunahme des Laubholzanteils auf der UF 53 (vgl. Kap. 3.1) und der ablaufenden walddynamischen Prozesse, ist noch die Leitartenliste für „Reine Kiefernforste“ für diese Fläche anzuwenden. Für die Haubenmeise als Leitart zeigt sich im Verlauf der Untersuchungen eine Zunahme der Häufigkeiten (vgl. Tab. 11). Einen Ausreißer bildet die Abundanz im Aufnahmejahr 2012, welche von 1,52 in den Vorjahren auf 0,15 absank. Die beiden Arten Heidelerche und Misteldrossel sind auf der Fläche ebenfalls als Brutvogelarten vertreten, wenn auch nur mit einzelnen Brutpaaren. Die Tannenmeise konnte in allen Aufnahmejahren nachgewiesen werden und zeigt einen leichten Anstieg der Abundanz im gesamten Beobachtungszeitraum.

**Tabelle 11:** Abundanz [Anzahl Brutpaare/ 10 ha] der Leitarten laubholzreicher Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee" (Eigene Darstellung)

	2003	2004	2012	2013
<b>Haubenmeise</b>	1,52	1,52	0,15	5,00
<b>Heidelerche</b>	0,00	0,00	0,30	0,61
<b>Misteldrossel</b>	0,15	0,30	0,00	0,15
<b>Tannenmeise</b>	1,67	1,67	3,03	2,12

Eine ähnliche Variation der Häufigkeit wie bei der Haubenmeise, konnte im Untersuchungsjahr 2012 bei den Arten Rotkehlchen, Singdrossel und Blaumeise nachgewiesen werden. Diese Arten zeigten einen starken Anstieg der Häufigkeit. Gleichzeitig konnte im selben Aufnahmejahr der Zwergschnäpper einmal für diese Fläche mit acht Brutpaaren nachgewiesen werden.



**Abbildung 23:** Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Am Großen Eichhorstsee" (Eigene Darstellung)

Die Verteilung der Gilden in Abbildung 23 zeigt eine deutliche Zunahme zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2012. In diesem Zeitraum findet bei allen Gilden eine Verdoppelung der Abundanzen statt. Diese Messwerte gehen im Aufnahmejahr 2013 zwar leicht zurück, verbleiben jedoch auf einem hohen Niveau.

### 3.2.5 Untersuchungsfläche 54 – Federower Dickung

Die Gesamtartenzahl auf der UF 54 schwankt zwischen 35 Arten und 26 Arten. Für das Aufnahmejahr 2003 liegen keine Angaben zur Gesamtartenzahl vor. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch bei den Brutvogelarten, deren Anzahl zwischen 16 und 23 liegt (vgl. Tab. 12). Beim Betrachten der Abundanzverteilung sind die jährlichen Schwankungen deutlich zu erkennen. So liegt der Wert für das Untersuchungsjahr 2012 fast dreimal über dem Ergebnis 2003. Der Brutvogelbestand im Untersuchungsjahr 2003 wird durch Buchfink (11 BP), Kohlmeise (5 BP) und Tannenmeise (4 BP) geprägt, während die anderen Arten nur mit ein bis zwei Brutpaaren nachgewiesen wurden. Auch 2009 bestimmen diese Arten die Brutvogelgemeinschaft und werden durch den Waldlaubsänger (19 BP) und Kleiber (5 BP) ergänzt. Während für die Kohlmeise 2010 nur 3 Brutpaare nachgewiesen werden konnten, traten andere Arten wie Haubenmeise (8 BP) und Buntspecht (7 BP) mehr in den Vordergrund. In den Untersuchungsjahren 2012, 2018 und 2019 dominieren Buntspecht, Buchfink und Kohlemeise die Verteilung der Brutvogelarten.

**Tabelle 12:** Auswertungsergebnisse der Brutvogelkartierung verschiedener Aufnahmejahre auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (Eigene Darstellung)

	2003	2009	2010	2012	2018	2019
<b>Anzahl Vogelarten [n]</b>	k.A.	32	27	35	27	26
<b>Anzahl Brutvogelarten [n]</b>	16	23	22	23	22	19
<b>Abundanz [BP/10 ha]</b>	9.29	18.34	22.98	24.94	19.32	19.07
<b>Diversität (H)</b>	2.40	2.59	2.63	2.81	2.65	2.59
<b>Hmax</b>	3.64	4.32	4.54	4.62	4.37	4.36
<b>Evenness</b>	0.66	0.60	0.58	0.61	0.61	0.60
<b>Größe Untersuchungsfläche [ha]</b>	40.9	40.9	40.9	40.9	40.9	40.9

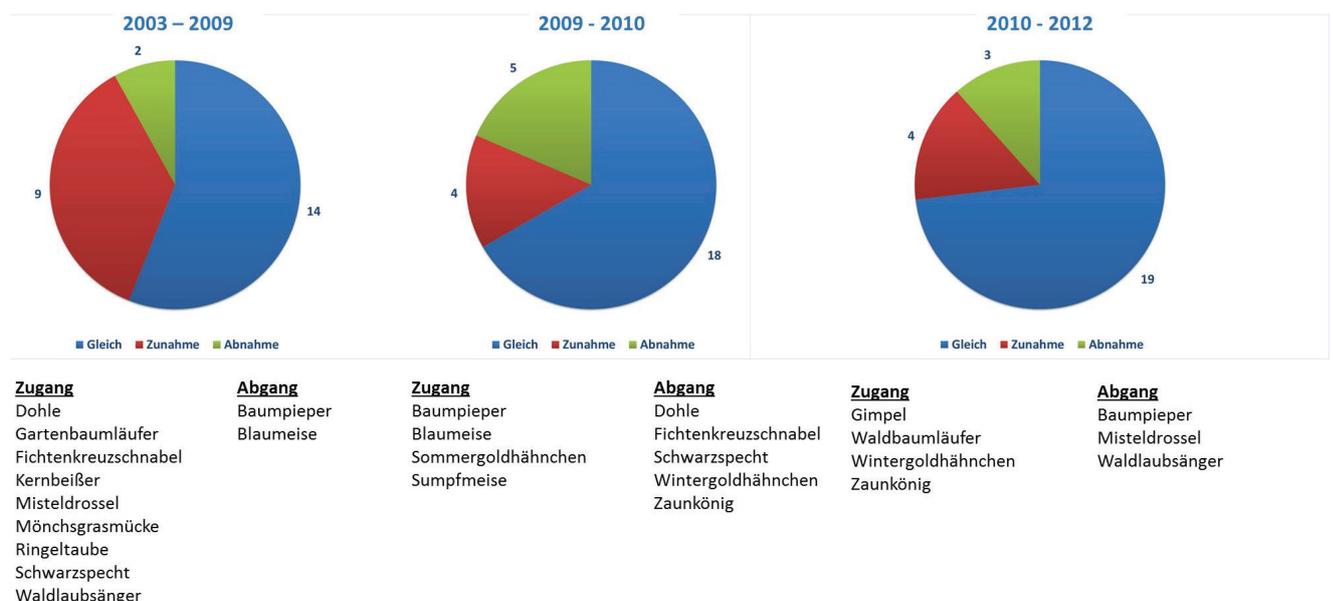
Die Änderungen im Artenspektrum werden durch den Species-Turnover-Index abgebildet (vgl. Abb. 24 und Abb. 25). Besonders zwischen den Untersuchungsjahren 2003 und 2009 änderte sich das Artenspektrum mit neun neu nachgewiesenen Arten und zwei Verlusten am stärksten. Während sich Arten wie Sumpfmiese, Ringeltaube, Mönchsgrasmücke und Gartenbaumläufer auf der Fläche etablierten, nahmen die Bestände der Tannenmeise ab bzw. konnten 2018 und 2019 nicht mehr nachgewiesen werden. Besonders Arten, welche auf der Untersuchungsfläche nur mit einzelnen oder wenigen Brutpaaren auftraten, wie Fitis, Schwarzspecht, Dohle und Sommergoldhähnchen, zeigen in ihrem Auftreten eine große Fluktuation und konnten nicht bei jeder Untersuchung beobachtet werden. Die Bestände des Waldlaubsängers stiegen zwischen 2003 und 2010 deutlich an. Im Untersuchungsjahr 2012 hingegen konnte die Art nicht nachgewiesen werden und auch in den folgenden Untersuchungen lag die Anzahl der Brutpaare deutlich unter den Ergebnissen 2009 und 2010.

Bei der Betrachtung der Leitarten erkennt man, dass nur die Arten Haubenmeise, Tannenmeise und Waldlaubsänger nachgewiesen werden konnten (vgl. Tab. 13).

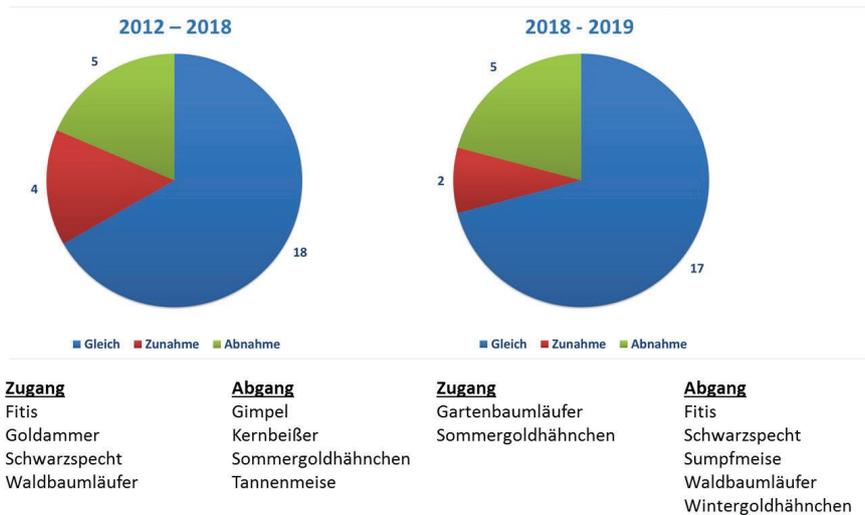
**Tabelle 13:** Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] der Leitarten reiner Kiefernforste je Untersuchungsjahr auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (Eigene Darstellung)

	2003	2009	2010	2012	2018	2019
<b>Haubenmeise</b>	0,24	0,98	1,96	0,49	0,73	0,49
<b>Tannenmeise</b>	0,98	0,98	1,71	0,73	0,00	0,00
<b>Waldlaubsänger</b>	0,00	4,65	3,91	0,00	1,71	0,24

Während sich die Häufigkeit der Tannenmeise zwischen 0,24 und 1,96 BP/10 ha bewegt und das Vorkommen damit als stetig angesehen werden kann, nahm der Bestand der Tannenmeise, nach einer Zunahme bis 2010, im Anschluss deutlich ab. In den neueren Aufnahmen aus 2018 und 2019 konnte die Art nicht mehr nachgewiesen werden.

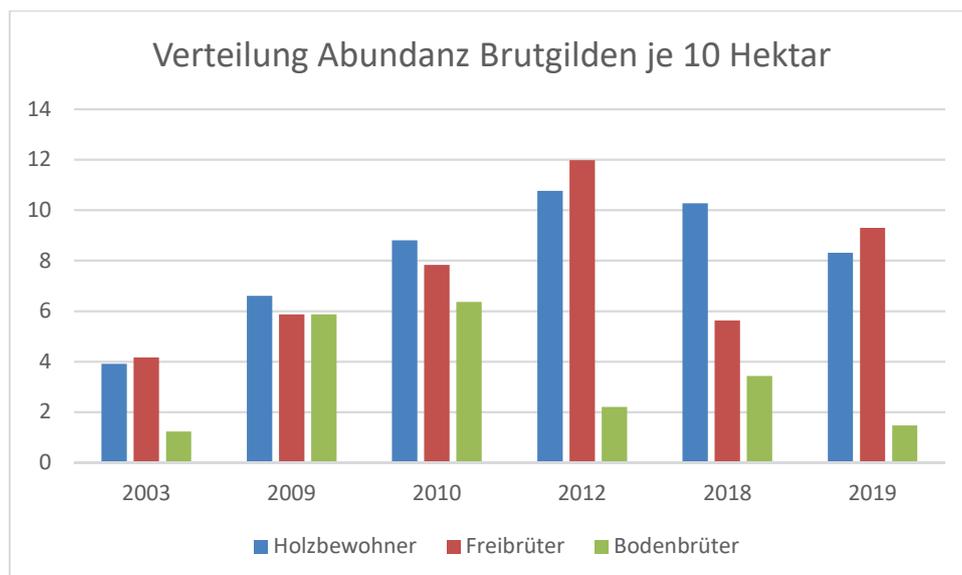


**Abbildung 24:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2003-2009, 2009-2010 und 2010-2012 auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (Eigene Darstellung)



**Abbildung 25:** Species-Turnover zwischen den Aufnahmejahren 2012-2018 und 2018-2019 auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (Eigene Darstellung)

Die Abundanz der Brutgilden spiegelt zwischen 2003 und 2010 einen Anstieg aller Gilden wieder, welcher für die Bodenbrüter besonders deutlich ausfällt (vgl. Abb. 26). Als Grund hierfür ist das starke Auftreten des Waldlaubsängers anzusehen, was dazu führt, dass die Abundanz dieser Gilde von 1,2 auf 6,4 ansteigt. Für die Gilden der Holzbewohner und Freibrüter fällt der Anstieg geringer aus. Auch im Untersuchungsjahr 2012 stieg die Abundanz der Höhlenbrüter und Freibrüter weiter an, während die Bodenbrüter deutliche Rückgänge zu verzeichnen haben. Dieser Trend hält auch in den folgenden Jahren an, wobei der Rückgang nun in den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 für alle Gruppen eintritt. Neben der allgemeinen Abnahme der Abundanzen erkennt man starke Variationen der einzelnen Gilden zwischen den Aufnahmejahren. Während der Anteil der Holzbrüter grundsätzlich höher ist als der der Freibrüter, ändert sich dieses Bild in den Untersuchungsjahren 2012 und 2019.

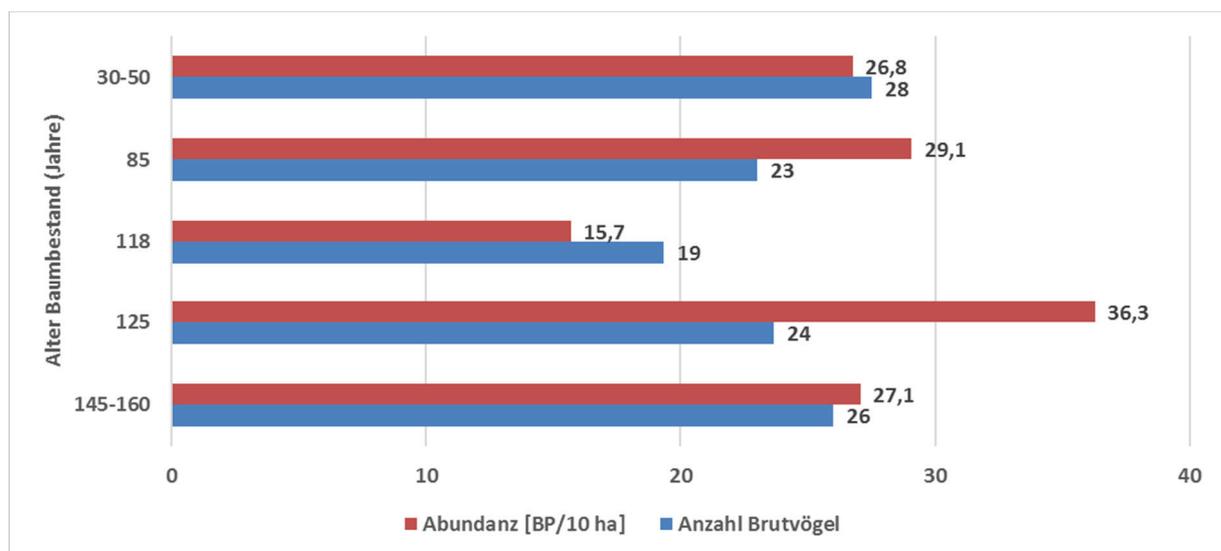


**Abbildung 26:** Entwicklung der Abundanz [Anzahl Brutpaare/10 ha] je Gilde auf der Untersuchungsfläche "Federower Dickung" (Eigene Darstellung)

### 3.3 Ergebnisse der Verknüpfung von Daten des Waldmonitorings und der Brutvogelkartierung

#### 3.3.1 Vergleich des Auftretens der Brutvögel mit ausgewählten Habitatstrukturen

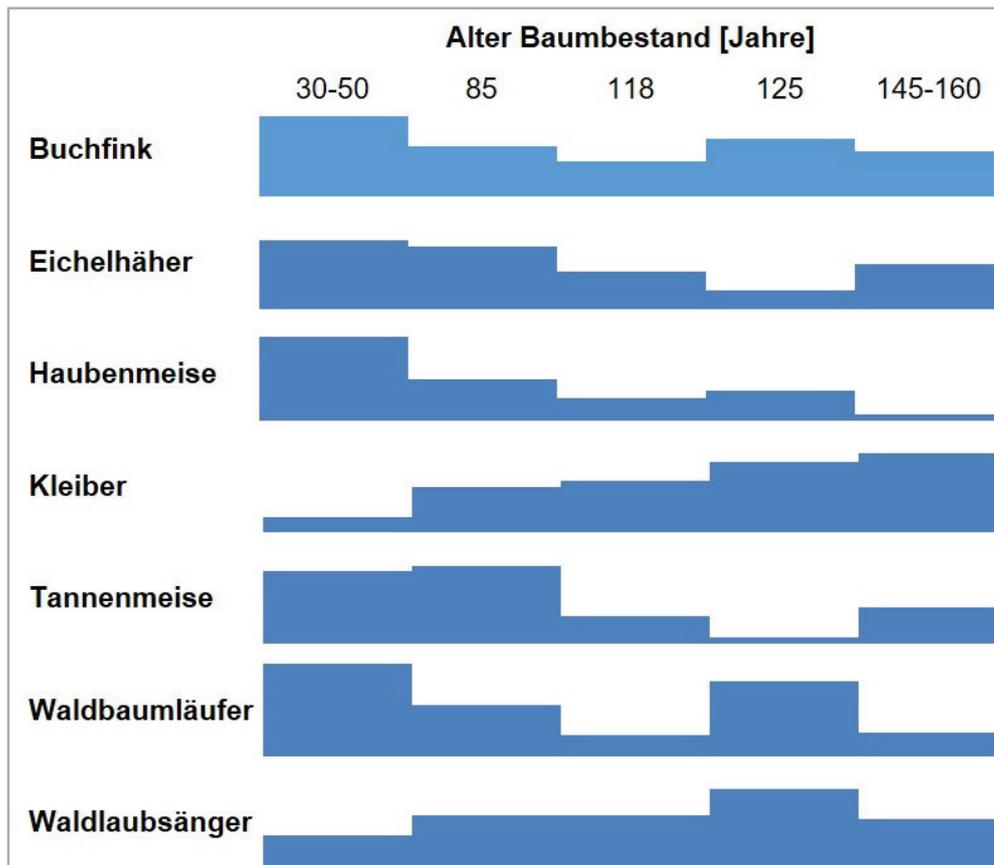
Betrachtet man die Auswertungen zu den Brutvögeln auf den Untersuchungsflächen, erkennt man sowohl Schwankungen in den einzelnen Aufnahmejahren wie auch zwischen den Untersuchungsflächen. In den nachstehenden Auswertungen soll die Abhängigkeit der Brutvogelvorkommen von Waldstrukturen allgemein beschrieben werden. Ergänzend wird die Entwicklung einzelner Arten, die als typisch für die untersuchten Kiefernforste anzusehend sind, analysiert.



**Abbildung 27:** Darstellung der gemittelten Abundanz [BP/10 ha] sowie der gemittelten Anzahl der Brutvogelarten auf den Untersuchungsflächen (Eigene Darstellung)

In Abbildung 27 sind die Ergebnisse der Brutvogelkartierung, geordnet nach dem Bestandsalter der Kiefer auf den Untersuchungsflächen, dargestellt und bilden in dieser Abfolge eine unechte Zeitreihe vom jüngsten Bestand (30-50 Jahre) zum ältesten Bestand (145-160 Jahre) ab. Die gemittelte Artenanzahl der Untersuchungsjahre beträgt zwischen 19 und 28. Dabei zeigen sowohl die jüngsten, als auch die ältesten Bestände die höchsten Artenzahlen (28 bzw. 26 Arten), während auf den anderen Flächen zwischen 19 und 23 Brutvogelarten nachgewiesen wurden. Bei Betrachtung der Abundanz erkennt man, dass für den 118-jährigen Bestand 15,7 BP/10 ha ermittelt wurden, während dieser Wert für den 125-jährigen Bestand 36,3 BP/10 ha beträgt. Auf den anderen Flächen liegt die mittlere Abundanz zwischen 26,8 und 29,1 BP/10 ha.

Die häufigsten Brutvogelarten auf den Untersuchungsflächen sind weitverbreitete Arten wie Buchfink, Kohlmeise, Zaunkönig und Rotkehlchen. Auf den laubholzreichen Flächen kommen auch Arten wie Kleiber und Waldbaumläufer und Waldlaubsänger häufiger vor. Auf den Flächen, welche weiterhin stärker durch das Vorkommen der Kiefer geprägt sind, dominieren neben den genannten vier häufigen Arten die Leitarten Haubenmeise und Tannenmeise. Häufigste Spechtart ist der Buntspecht, welcher auf allen Untersuchungsflächen nachgewiesen wurde. Andere weit verbreitete Brutvögel wie Amsel oder Zilpzalp hingegen kommen meist nur mit wenigen Brutpaaren auf der Fläche vor.



**Abbildung 28:** Auftreten einzelner Brutvogelarten in Abhängigkeit zum Alter des Baumbestandes der jeweiligen Untersuchungsfläche (Eigene Darstellung)

Die Untersuchungen von LAUTERBACH (2007) zeigen eine Abhängigkeit zwischen dem Alter des Baumbestandes und der Besiedelung durch einzelne Brutvogelarten. In Abbildung 28 wurden die Untersuchungsflächen nach dem durchschnittlichen Alter des Baumbestandes der ersten Baumschicht geordnet. Gleichzeitig wurden die Abundanzen der einzelnen Brutvogelarten für die Aufnahmejahre zusammengefasst (vgl. Kap. 2.2.3) und zugeordnet. Für den Buchfinken erkennt man weitestgehend eine Abnahme der Abundanz mit zunehmendem Baumalter. So nimmt die Häufigkeit von 31,8 BP/10 ha auf 17,8 BP/10 ha ab. Einen ähnlichen Trend erkennt man für den Eichelhäher, dessen Häufigkeit mit zunehmendem Baumalter geringer wird. Für die Haubenmeise fällt der negative Trend noch deutlicher aus und die Häufigkeit auf Waldflächen sinkt deutlich mit zunehmenden Bestandsalter. Dabei verringert sich die Abundanz von 13,5 BP/10 ha auf 1,2 BP/10 ha. Auch die Tannenmeise zeigt diese Tendenz, ihr Bestand sinkt von 11,7 BP/10 ha auf 1 BP/10 ha. Der Wert für den ältesten Baumbestand (6 BP/10 ha) weicht von diesem generellen Abnahmetrend ab. Eine rückläufige Entwicklung zeigt auch die Häufigkeit des Waldbaumläufers (von 7,5 auf 2,0 BP/10 ha), wobei die Aufnahmen für den 125-jährigen Bestand davon abweichen und eine erhöhte Abundanz zeigen (6,1 BP/10 ha).

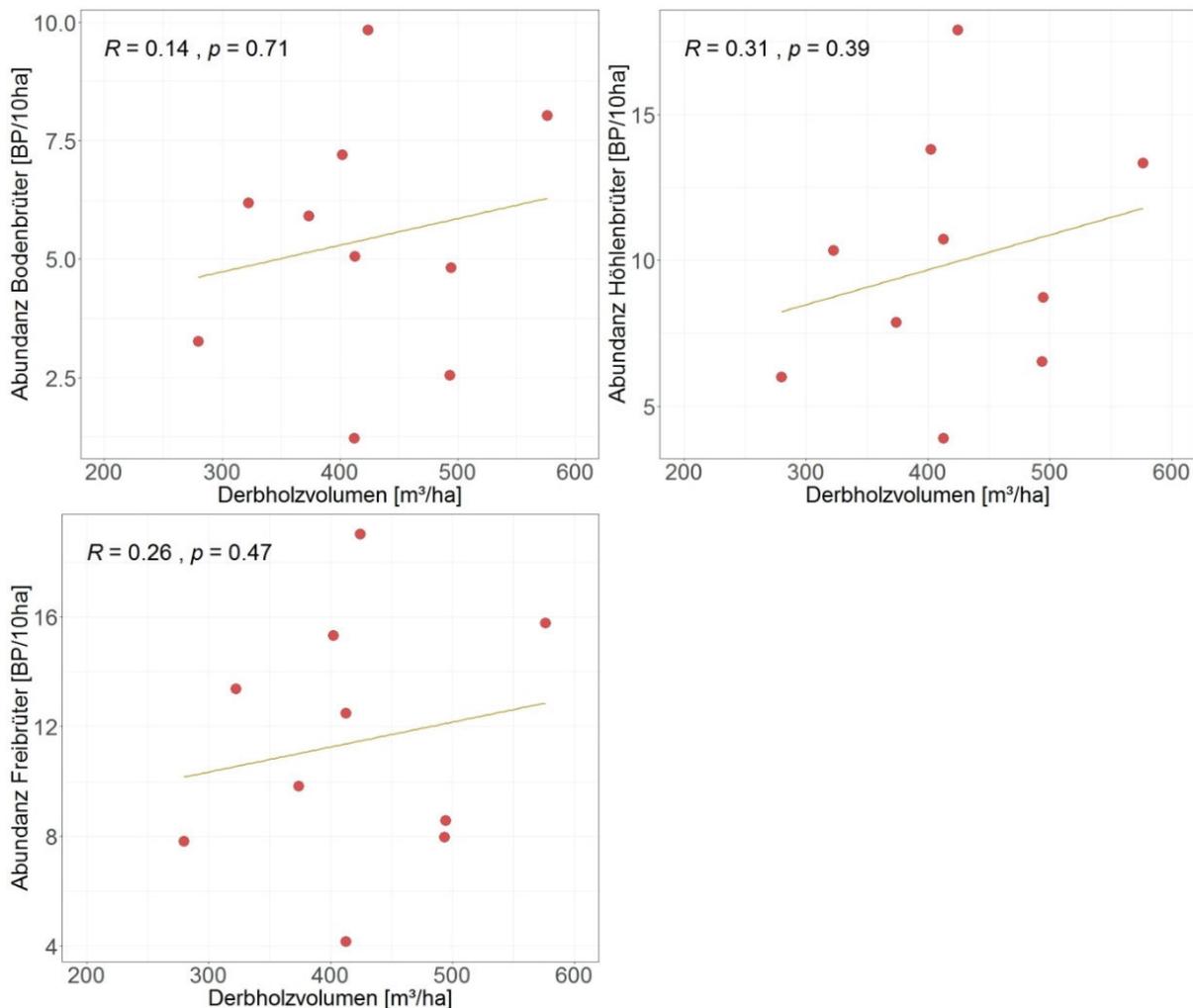
Gegenläufige Tendenzen zu den bisher betrachteten Arten zeigen der Waldlaubsänger und der Kleiber. Die Abundanz des Erstgenannten nimmt von 5,50 BP/10 ha mit zunehmenden Bestandsalter schwach zu und erreicht für ältere Bestände einen Wert von 13,0 BP/10 ha, wobei der Wert für den ältesten Bestand mit 8,0 BP/10 ha geringer ist. Beim Kleiber hingegen zeigt sich eine positive Entwicklung der Abundanz mit zunehmendem Baumalter. So steigt die Häufigkeit von 1,3 BP/10 ha auf 6,4 BP/10 ha.

### 3.3.2 Gegenüberstellung der Waldparameter und der Gildenverteilung der Brutvögel

Im Folgenden wurden den Waldparametern je Untersuchungszeitpunkt die Abundanzen der Brutvogelgilden gegenübergestellt. Dazu sind die Ergebnisse einzelner Brutvogelkartierungen um den Aufnahmezeitpunkt der Waldparameter zusammengefasst und die resultierenden Mittelwerte für die weitere Auswertung genutzt worden. In einem zweiten Arbeitsschritt konnten die Ergebnisse in Punktdiagrammen dargestellt werden. Dabei ergibt sich jeweils die Entwicklung der abhängigen Variablen (Abundanz je Gilde) von der unabhängigen Variablen (Waldparameter). Dieser Auswertungsschritt ist für die drei Gilden Freibrüter, Bodenbrüter und Höhlenbrüter im Folgenden dargestellt. Die abgebildeten Geraden in den Diagrammen bilden einen Trend ab und sind nicht mit Regressionsgeraden gleichzusetzen. Die statistischen Werte  $R$ , als Maß der Korrelation, und  $p$ , als Maß der Signifikanz, sind für jede betrachtete Beziehung angegeben (vgl. Kap. 2.3.2).

#### Derbholzvolumen

Das Derbholzvolumen bildet grundsätzlich die Menge lebenden Holzes auf der Untersuchungsfläche ab.

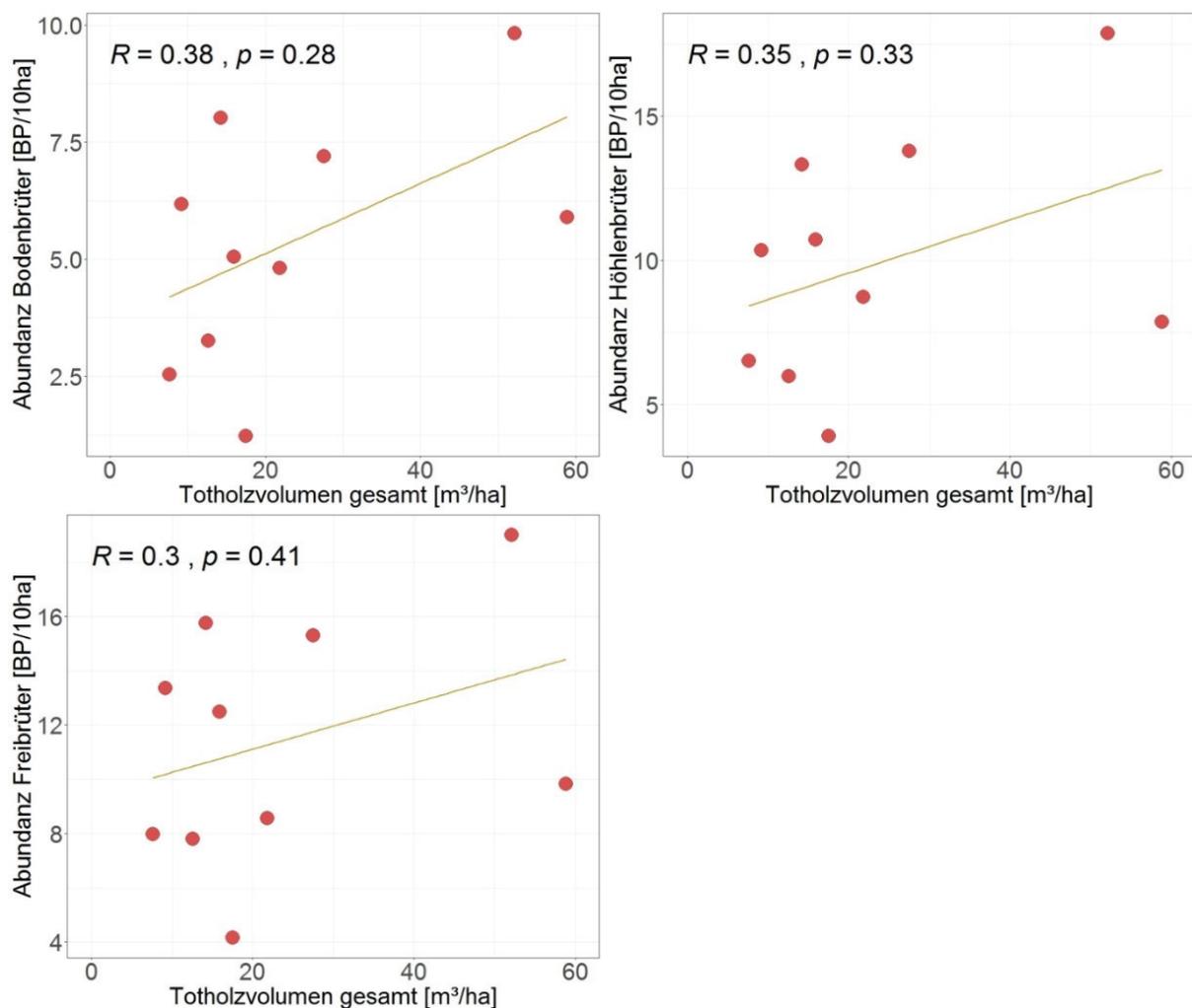


**Abbildung 29:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Derbholzvolumen [m³/ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade (Eigene Darstellung)

In Abbildung 29 wird ersichtlich, dass die Abundanz der Brutvögel, unabhängig von der Gilde, grundsätzlich eine positive Korrelation mit dem Derbholzvolumen zeigt. Gleichzeitig ist diese Korrelation sehr schwach ausgebildet und keineswegs signifikant. Den stärksten Zusammenhang zwischen Derbholzvolumen und Abundanz der Brutvögel zeigen Höhlenbrüter ( $R=0,31$ ,  $p=0,39$ ) und Freibrüter ( $R=0,26$ ,  $p=0,47$ ). Deutlich schwächer ist dieser Zusammenhang bei Bodenbrütern ( $R= 0,14$ ,  $p=0,71$ ) zu erkennen.

### Totholzvolumen

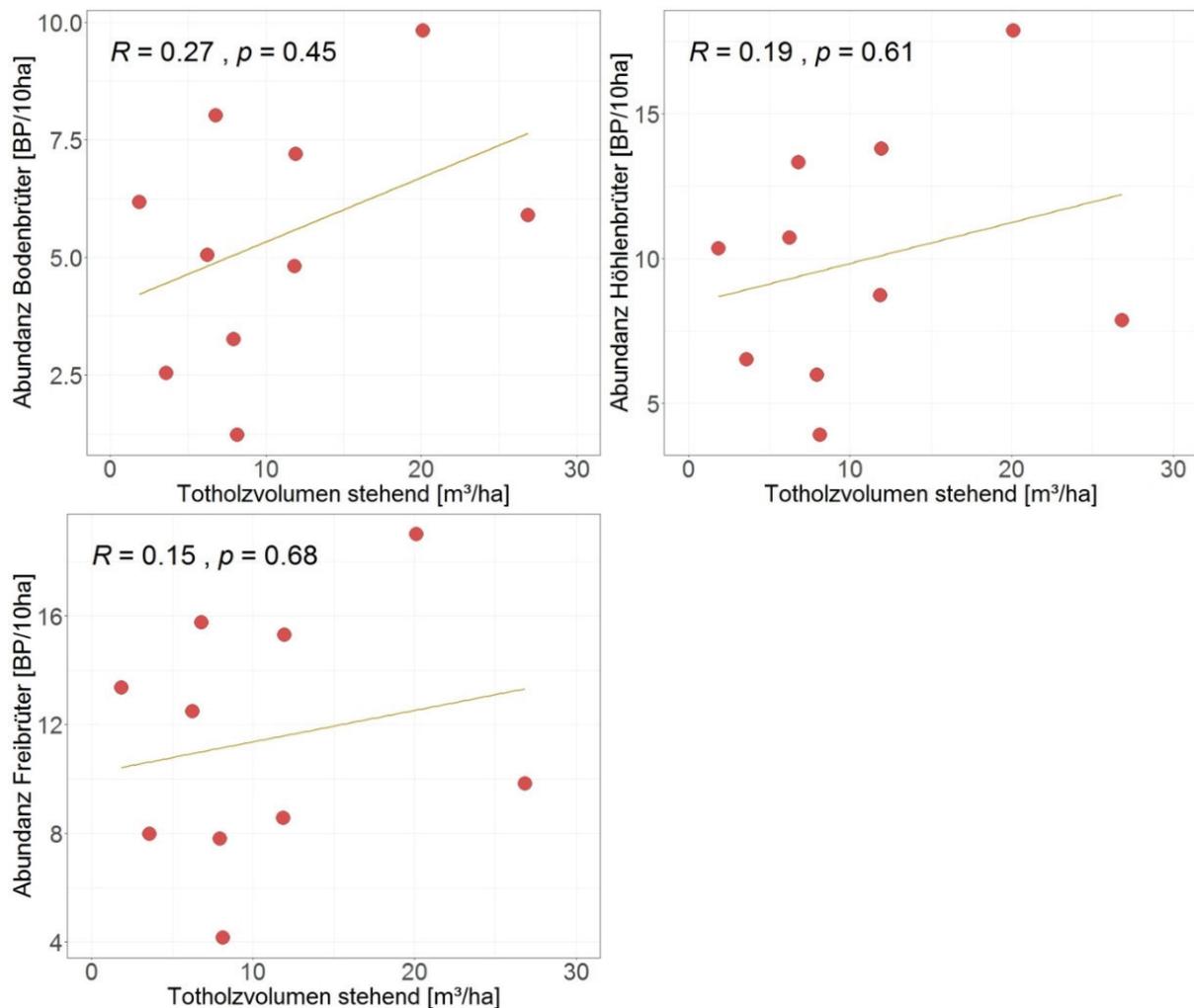
Das Totholzvolumen ist ein Indikator für den Strukturreichtum auf der betrachteten Waldfläche, da es wertvolle Nischen bildet. Infolge der Entstehung von liegendem Totholz bilden sich Lücken in der Baumschicht und die Lichtverfügbarkeit am Waldboden nimmt zu. Gleichzeitig entstehen neue Strukturen am Boden.



**Abbildung 30:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Totholzvolumen gesamt [m³/ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade (Eigene Darstellung)

Bei der Betrachtung der gesamten Totholzmenge in Abbildung 30 erkennt man ebenfalls eine grundsätzlich positive Korrelation mit der Abundanz der Brutvögel. Gleichzeitig wird auch deutlich, dass diese Korrelation insgesamt schwach ausgeprägt ist. Die Gilde der Freibrüter zeigt einen schwachen Zusammenhang ( $R=0,3$ ,  $p=0,4$ ) an.

Geringfügig stärker fällt dieser für die Gilde der Höhlenbrüter ( $R= 0,35, p= 0,33$ ) und die Gilde der Bodenbrüter ( $R=0,38, p= 0,28$ ) aus. Aufgrund der Datenbasis und der hohen  $p$ -Werte ist allenfalls von einem Trend auszugehen.

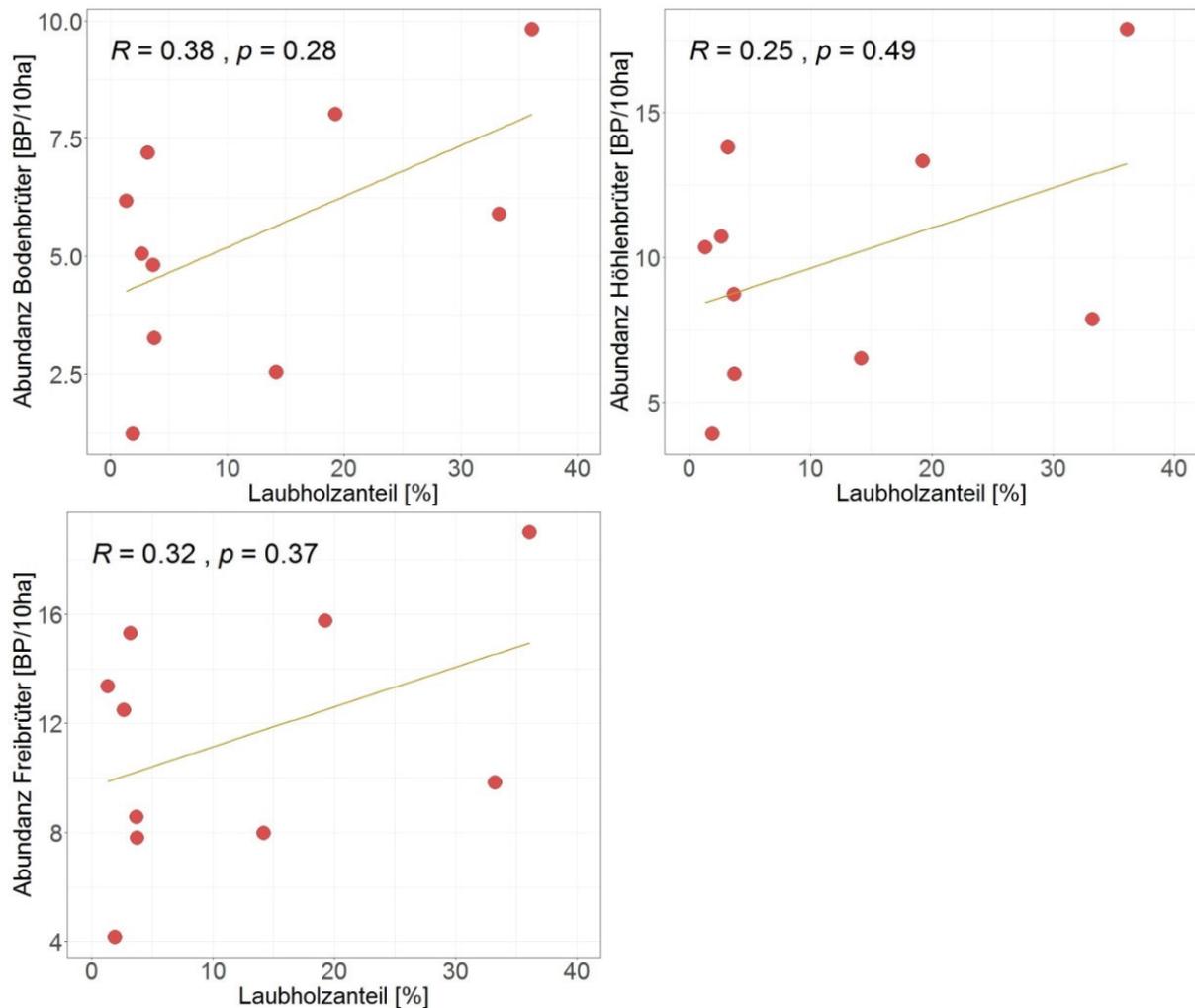


**Abbildung 31:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Totholzvolumen stehend [m³/ha] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Bei der Betrachtung des Einzelparameters stehendes Totholz (vgl. Abb. 31) zeigt sich ein vergleichbares Bild. Auch hier ist der Zusammenhang für die Gilde der Bodenbrüter stärker ausgeprägt ( $R= 0,27, p=0,45$ ), während dieser für die Gilde der Höhlenbrüter ( $R=0,19, p=0,6$ ) und die Gilde der Freibrüter ( $R=0,15, p=0,68$ ) geringer ausfällt. Signifikante Zusammenhänge zwischen der Abundanz der Brutvögel und der Totholzmenge konnten in keiner Konstellation nachgewiesen werden.

## Laubholzanteil

Ähnlich wie das Totholzvolumen spiegelt der Laubholzanteil die Strukturvielfalt auf den Untersuchungsflächen wieder. In den ursprünglich von Kiefern geprägten Waldstandorten, welche sich durch eine geringe Beschattung auszeichnen, bestimmt der Laubholzanteil u.a. maßgeblich die Lichtverfügbarkeit sowohl am Boden als auch im Bereich der Kronen der zweiten Baumschicht.

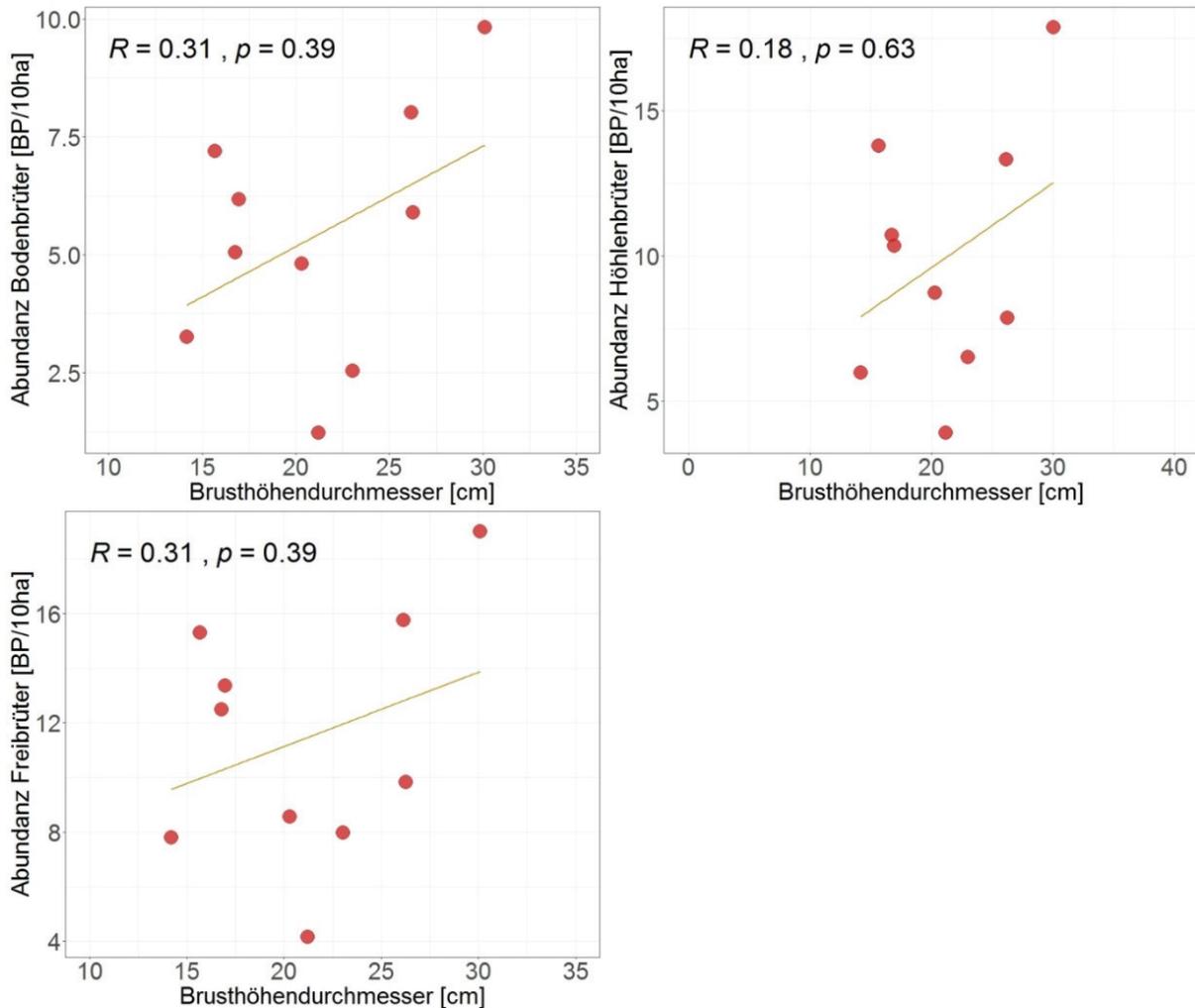


**Abbildung 32:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Laubholzanteil [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Während die Gilde der Bodenbrüter ( $R = 0,38$ ,  $p = 0,28$ ) und die Gilde der Freibrüter ( $R = 0,32$ ,  $p = 0,37$ ) einen stärkeren Zusammenhang zwischen dem Laubholzanteil und der Brutvogelabundanz vermuten lassen, fällt dieser bei der Betrachtung der Höhlenbrüter ( $R = 0,25$ ,  $p = 0,49$ ) geringer aus (vgl. Abb. 32).

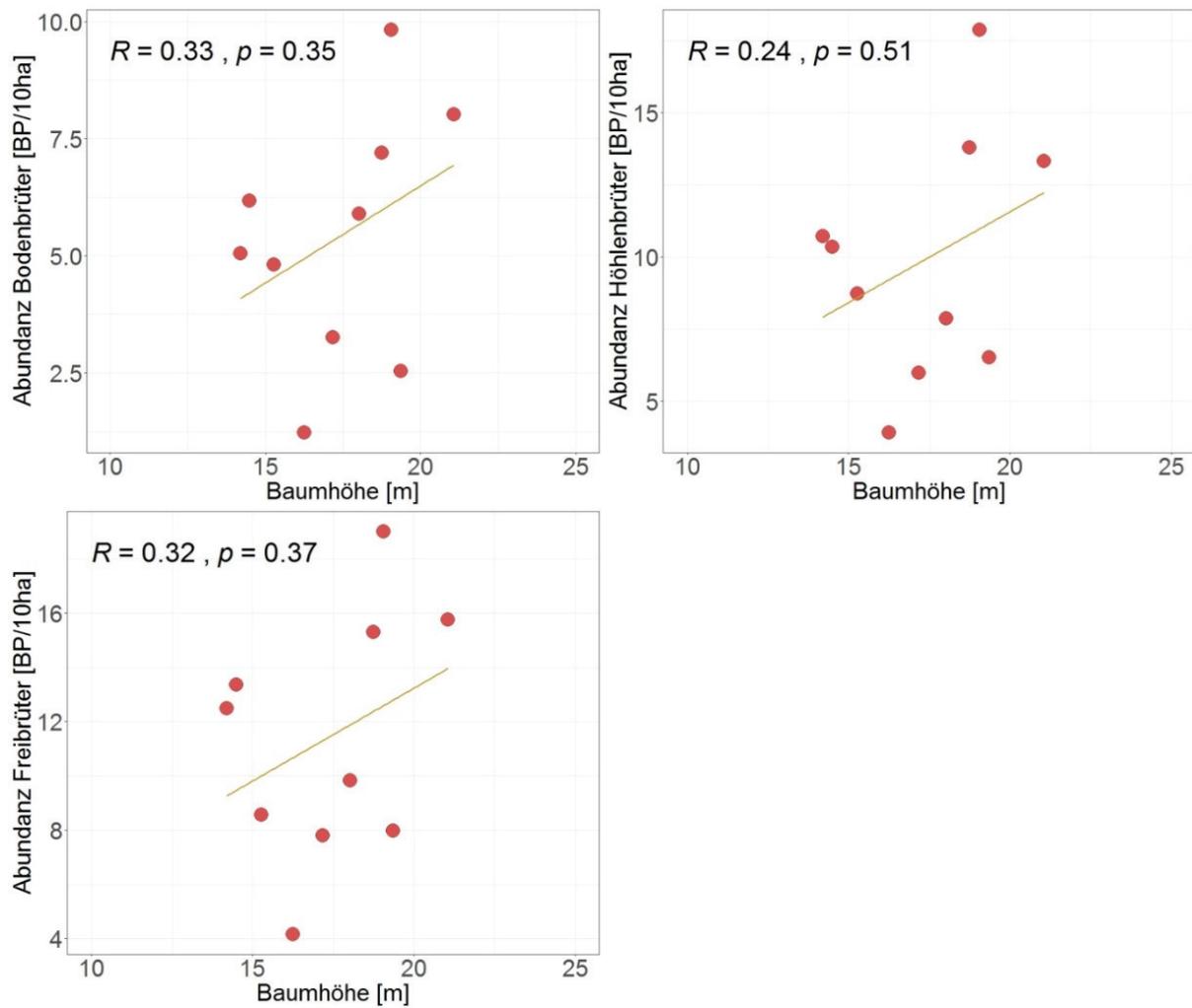
## Brusthöhendurchmesser und Baumhöhe

Die beiden Parameter Brusthöhendurchmesser und Baumhöhe bilden den Waldbestand der Untersuchungsflächen allgemein ab und sind voneinander abhängig. So ist davon auszugehen, dass mit zunehmendem Brusthöhendurchmesser auch die Baumhöhe steigt. Aufgrund dieser direkten Abhängigkeit werden beide Parameter im Folgenden gemeinsam betrachtet.



**Abbildung 33:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Brusthöhendurchmesser [cm] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Ähnlich den bisher analysierten Parametern auch, ergibt sich eine positive Korrelation zwischen der Abundanz der Brutgilden und dem betrachteten Waldparameter. Diese fällt beim Brusthöhendurchmesser (vgl. Abb. 33) für die Gilde der Höhlenbrüter jedoch deutlich schwächer aus ( $R = 0,18, p = 0,63$ ) als für Freibrüter ( $R = 0,31, p = 0,38$ ) und Bodenbrüter ( $R = 0,31, p = 0,38$ ).

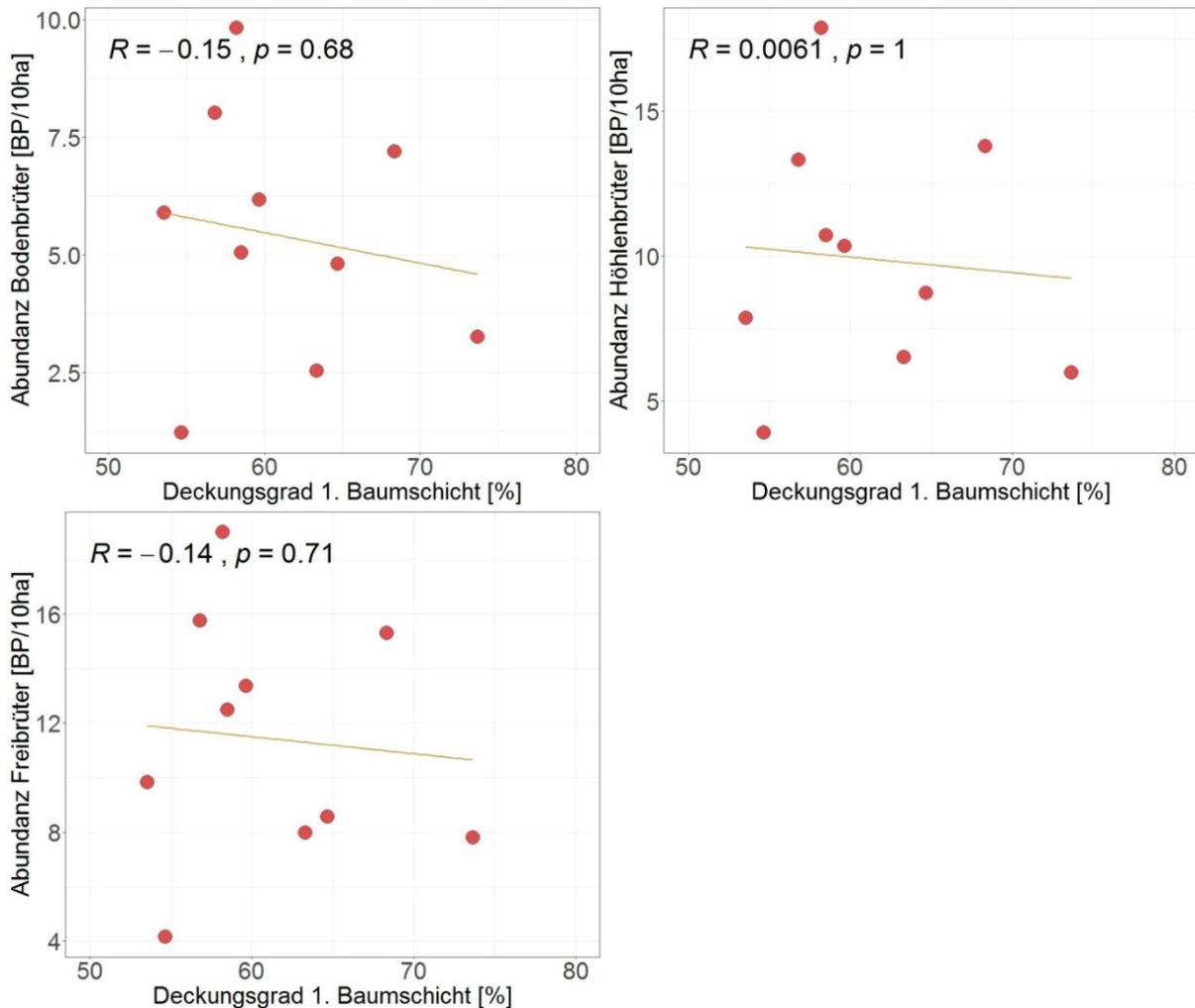


**Abbildung 34:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Baumhöhe [m] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Wie in Abbildung 34 deutlich wird, ist für den Parameter „Baumhöhe“ der Zusammenhang bei Freibrütern ( $R= 0,32$ ,  $p=0,37$ ) und Bodenbrütern ( $R=0,33$ ,  $p=0,35$ ) höher als bei Höhlenbrütern ( $R=0,24$ ,  $p=0,51$ ). Zusammenfassend für beide Parameter ist festzuhalten, dass die Korrelationen schwach ausgeprägt sind und eine statistische Signifikanz nicht gegeben ist.

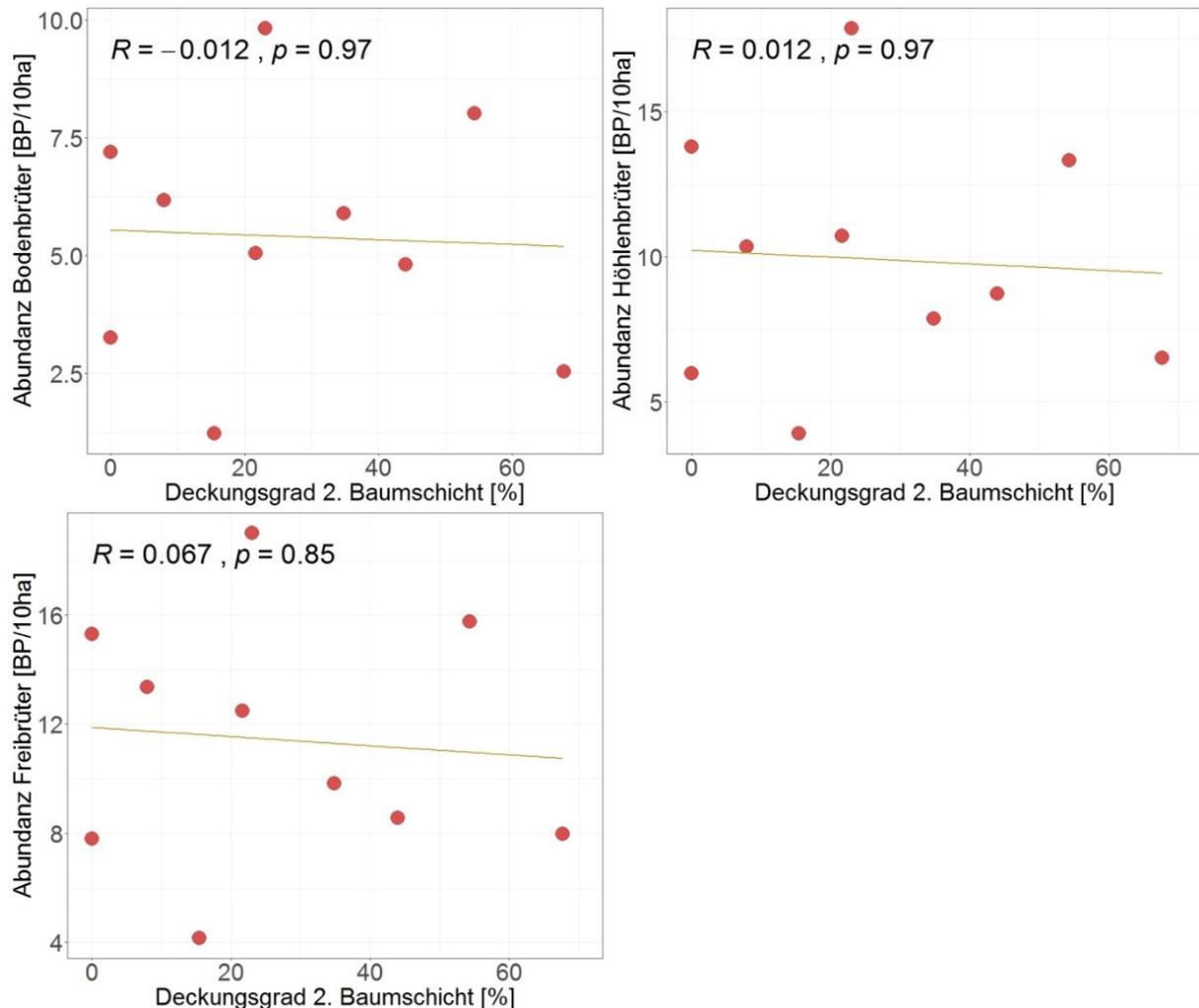
## Schichtung des Waldbestandes

Im Allgemeinen sind die Untersuchungsflächen in drei Schichten – Strauchschicht, zweite Baumschicht und erste Baumschicht – untergliedert, wobei nicht jede Schicht gleichermaßen in jedem Bestand ausgeprägt ist. In Abbildung 35 wird zunächst die erste Baumschicht betrachtet, die die oberste vertikale Struktur des Waldes abbildet. Alle drei Gilden zeigen eine äußerst geringe negative Abhängigkeit zum Deckungsgrad dieser Schicht an. Bei der Gilde der Bodenbrüter ist diese Abhängigkeit sehr schwach ausgeprägt ( $R = -0,15$ ,  $p = 0,68$ ), ebenso bei der Gilde der Freibrüter ( $R = -0,14$ ,  $p = 0,7$ ). Für Höhlenbrüter ist nahezu keine Tendenz erkennbar ( $R = 0,0061$ ,  $p = 0,99$ ).



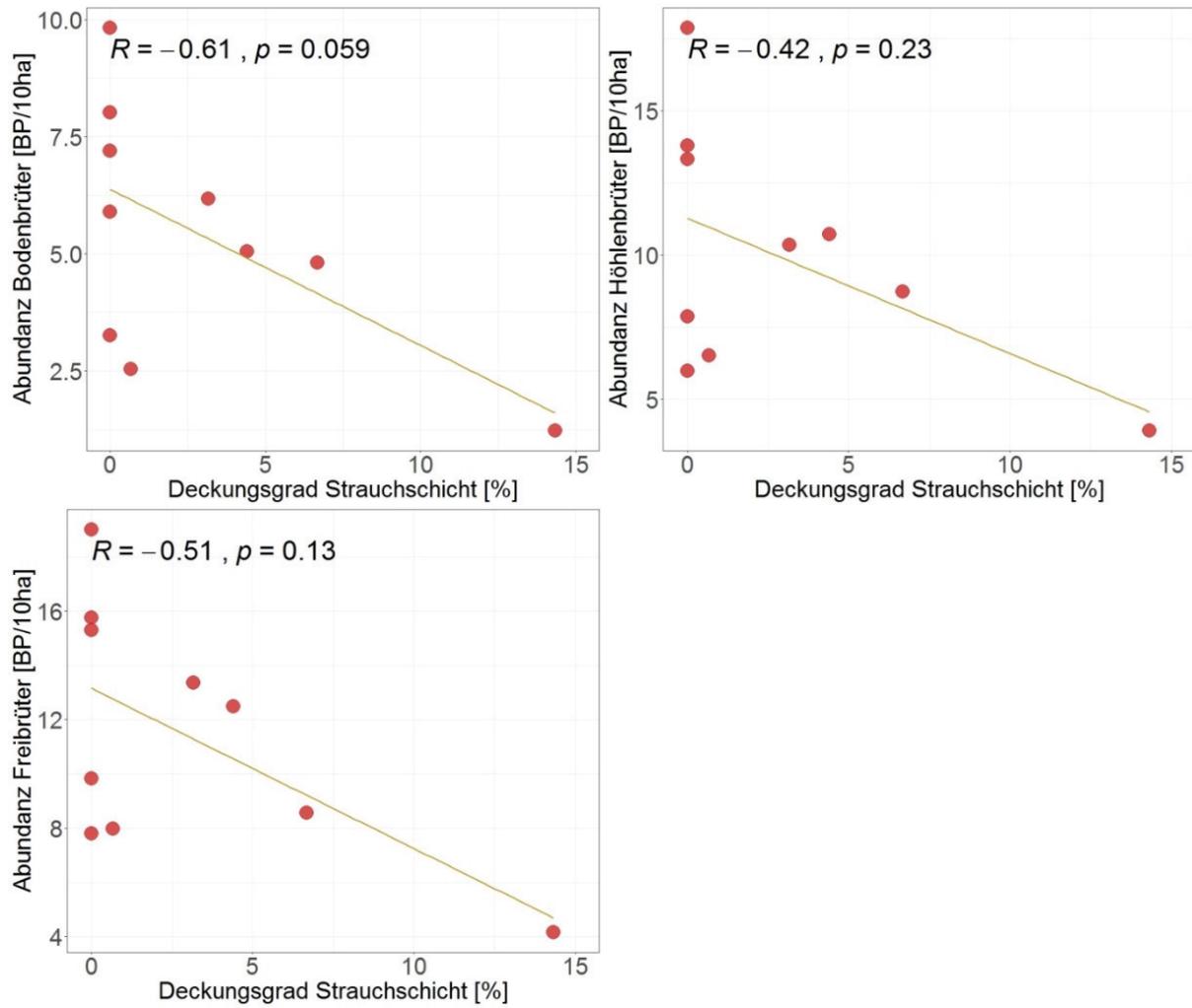
**Abbildung 35:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad erster Baumschicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Analog zur ersten Baumschicht, ist auch zwischen dem Deckungsgrad der zweiten Baumschicht und der Abundanz der Brutvögel nur eine sehr geringe Abhängigkeit zu erkennen (vgl. Abb. 35). Eine eindeutige Richtung des Zusammenhangs ist ebenfalls nicht erkennbar. Während sich für Bodenbrüter ( $R=-0,012$ ,  $p=0,97$ ) eine negative Korrelation abzeichnet, ist der Zusammenhang für Höhlenbrüter ( $R=0,012$ ,  $p=0,97$ ) und Freibrüter ( $R=0,067$ ,  $p=0,85$ ) positiv.



**Abbildung 36:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad zweiter Baumschicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

Beim Betrachten der Korrelation zwischen dem Deckungsgrad der Strauchschicht und der Abundanz der Brutvögel (vgl. Abb. 36) zeigt sich für alle Gilden eine negative Abhängigkeit. Diese ist für die Bodenbrüter ( $R= -0,61$ ,  $p=0,06$ ) und Freibrüter ( $R= -0,51$ ,  $p= 0,13$ ) stärker ausgeprägt als für die Gilde der Höhlenbrüter ( $R= -0,42$ ,  $p= 0,23$ ).



**Abbildung 37:** Darstellung der Korrelation zwischen dem Strukturparameter Deckungsgrad Strauchsicht [%] und der Abundanz der Brutvogelgilden [Anzahl Brutpaare/10 ha] inkl. Trendgerade

## 4. Diskussion

### 4.1 Diskussion der Eingangsdaten und genutzten Methoden

Durch den Müritz-Nationalpark wurden die aufbereiteten Daten des Waldmonitorings sowie die Grunddaten der Vogelkartierung in Form von digitalisierten Artkarten für die Untersuchungsflächen zur Verfügung gestellt. Die Aufnahmen im Gelände folgten den bekannten Methodenstandards, welche einheitlich angewandt wurden. Bei jeder Auswertung der Daten muss man sich als Bearbeiter gleichzeitig vor Augen führen, dass jede Methodik nur einen bestmöglichen Näherungswert der tatsächlichen Gegebenheiten liefert. Durch die Kombination von Waldmonitoring und Brutvogelkartierung auf denselben Untersuchungsflächen, wurde im Müritz-Nationalpark eine besondere Datenbasis geschaffen, welche vielfältige Auswertungsmöglichkeiten bietet.

Das Waldmonitoring findet nach einheitlichen Vorgaben (vgl. LANDESFORST M-V 2007, SCHWILL ET AL 2016, BMELV 2011) auf allen Untersuchungsflächen statt. Der dabei wünschenswerte Aufnahmeturnus von 10 Jahren konnte jedoch nicht immer eingehalten werden, wodurch die Aufnahmezeitpunkte je Untersuchungsfläche zwischen neun und zwölf Jahren auseinanderliegen. Aufgrund der weitestgehend geringen Dynamik in Waldbeständen lassen diese Abweichungen vom Aufnahmeturnus zwar nur geringe Auswirkungen auf die Erhebungsergebnisse erwarten, allerdings sollte im Hinblick auf die Weiterführung der Untersuchungen ein 10-Jahres Turnus verfolgt werden. Um die Dynamik der Waldflächen untereinander und innerhalb der einzelnen Untersuchungsfläche besser abbilden zu können, wird angeregt, an jedem Aufnahmepunkt die Waldentwicklungsphase nach TABAKU (1999) anzusprechen und auf dem Geländeprotokoll zu vermerken. Diese Informationen könnten einfach unter Nutzung geografischer Informationssysteme auf die Untersuchungsfläche projiziert werden und die Diversität innerhalb der Fläche abbilden. Weiterhin ist bei der Erhebung der Geländearbeit auf eine Konstanz des Bearbeitungsteams zu achten, um das Auftreten bereits bekannter Messfehler zu verhindern. Durch die intensive Qualitätssicherung der Geländedaten und einheitliche Aufarbeitung am Computer wird im Waldmonitoring des Müritz-Nationalparks eine hohe Datenqualität für anschließende Auswertungen geschaffen.

Die für die vorliegende Arbeit genutzten Parameter wurden nach fachlichen Kriterien ausgewählt um sowohl walddynamische Prozesse auf den Untersuchungsflächen darzustellen, als auch Habitatparameter, welche für die Brutvogelgemeinschaft von Bedeutung sind, abzubilden. Bei der Auswertung der einzelnen Untersuchungsgrößen ist eine detaillierte Betrachtung notwendig. So bildet beispielsweise die mittlere Höhe des Gesamtbestandes die Verhältnisse und Entwicklungen auf der Untersuchungsfläche nur ungenau ab. An dieser Stelle erhält die Betrachtung beider Baumschichten getrennt voneinander eine größere Aussagekraft. So kann die Entwicklung der Laubgehölze in der zweiten Baumschicht, auch als wichtiger Parameter zur Habitatcharakterisierung, genauer dargestellt werden und wird nicht durch die Prozesse in der ersten Baumschicht verallgemeinert. Weitere Waldparameter, wie die Anzahl der Stämme als Maß der Dichte des Waldes oder detaillierte Betrachtungen zur Verteilung der Bruthöhendurchmesser und dem Auftreten von Spechthöhlen, sind nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit und könnten weitere wertvolle Ergebnisse liefern.

Die Kartierungen im Rahmen des Vogelmonitorings folgen auf den Untersuchungsflächen der Punkt-Stopp-Methode (vgl. BIBBY ET AL.1995:99 ff). Die Grenzen und Fehlerquellen dieser Methodik sind bei FISCHER ET AL. 2011 sowie FRÖHLICH 2010 umfangreich dargestellt. Nicht verpaarte Männchen, welche als Revier registriert werden, das Auftreten von Durchzüglern während der Brutperiode sowie die Untererfassung unauffälliger Arten sind nur einige Fehlerquellen während der Geländearbeit, welche Einfluss auf das Ergebnis der Kartierung haben.

Bei der Auswertung der Geländedaten wird deutlich, dass die Erfassungshäufigkeit, die Kartierer sowie die Terminierung der Aufnahmen voneinander abweichen. Um eine einheitliche Datenqualität bzw. –quantität der Brutvogelaufnahmen zu gewährleisten, ist es erforderlich, die teilnehmenden Kartierer gewissenhaft mit der Methodik vertraut zu machen und nach Möglichkeit einen Wechsel der kartierenden Personen zu vermeiden. Gleichzeitig sollte auch weiterhin durch Einmessen der Zählpunkte gewährleistet werden, dass die Aufnahmen im selben räumlichen Umfeld auf der jeweiligen Untersuchungsfläche erfolgen. Um die Ergebnisse zum Auftreten der Brutvogelarten zwischen den Untersuchungsflächen besser vergleichen zu können, wäre es vorteilhaft, die Aufnahmen auf allen Flächen im selben Jahr durchzuführen. Durch dieses Vorgehen könnten Besonderheiten im Auftreten und der Häufigkeit der Brutvögel besser über die gesamten Untersuchungsflächen betrachtet und diskutiert werden. Gleichzeitig sind Artenkenntnis und Motivation der einzelnen Kartierer für die Qualität der Ergebnisse von entscheidender Bedeutung.

Bisher werden die Ergebnisse der Einzelbegänge durch die Kartierer in Papierkarten mit Artenkürzeln eingetragen (Tageskarten) und von den Mitarbeitern des Sachgebiets „Forschung und Monitoring“ in das geografische Informationssystem übertragen. Eine zusätzliche Aufnahme der Verhaltenssymbole sowie revieranzeigender Merkmale zur weiteren Differenzierung der einzelnen Beobachtung (FISCHER ET AL. 2011:50 ff) findet durch die Kartierer bisher nicht statt. Dies würde jedoch auch nachträglich ein höheres Verständnis der Geländesituation gewährleisten und die Abgrenzung von Brutrevieren vereinfachen. Um in der Zukunft ein möglichst einheitliches Vorgehen einzuhalten, wäre es wünschenswert, dass die Zusammenfassung von Tageskarten zu Artkarten, einschließlich der Abgrenzung von Brutrevieren, durch die Kartierer erfolgt. Diese Informationen lassen sich anschließend leichter in das geografische Informationssystem übertragen. Ohne ausreichende Gebietskenntnisse ist die Abgrenzung von Brutvogelrevieren schwieriger vorzunehmen und kann zu einer Über- oder Unterschätzung des tatsächlichen Bestandes führen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das gesamte Spektrum der Brutvogelarten auf der Untersuchungsfläche, getrennt nach Brutgilden zur Auswertung des Zusammenhangs zwischen Arteninventar und Waldstruktur genutzt. Diese Herangehensweise lässt statistisch nicht signifikante Tendenzen zwischen Strukturvielfalt und Individuendichte sowie Artenvielfalt erkennen. Eine Ursache dafür ist ggf. die geringe Anzahl von Wertpaaren zwischen Waldaufnahmen und Brutvögeln, welche nur eine begrenzte statistische Auswertung zulassen. Gleichzeitig bilden die durchgeführten Auswertungen nur einen Ausschnitt der Dynamik sowie der artspezifischen Zusammenhänge ab. Weiterführende Untersuchungen sowie eine stärkere Fokussierung auf Leitarten der einzelnen Lebensräume wie Tannenmeise oder Waldlaubsänger, können diese Dynamiken und Zusammenhänge gegebenenfalls deutlicher anzeigen.

## 4.2 Diskussion der Untersuchungsergebnisse

### Waldmonitoring

Die Ergebnisse des Waldmonitorings zeigen auf den Untersuchungsflächen eine hohe Dynamik in der zweiten Baumschicht, welche aus Laubgehölzen aufgebaut ist, im Vergleich zur ersten Baumschicht, welche nahezu vollständig aus Kiefer besteht. In Abhängigkeit von ökologischen Parametern wie Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit, Lichtverfügbarkeit, Einwanderpotential von Laubgehölzen und weiteren Wuchsfaktoren, laufen die walddynamischen Prozesse in unterschiedlichem Umfang und Tempo ab.

Der durchschnittliche Holzvorrat liegt in Mecklenburg-Vorpommern nach den Ergebnissen 3. Bundewaldinventur bei 318 m<sup>3</sup>/ha (MLUV MV 2013:4). Durch die Aufgabe der forstlichen Nutzung nimmt das Derbholzvolumen auf allen betrachteten Untersuchungsflächen zu. So beträgt der Unterschied zwischen genutzten Buchenwäldern und ebensolchen, welche bereits seit 50 Jahren aus der Nutzung genommen wurden rund 150 m<sup>3</sup>/ha (368 m<sup>3</sup>/ha Wirtschaftswald zu 519 m<sup>3</sup>/ha Referenzwald ohne Nutzung) (WINTER 2005:88). NOACK (2007:434) gibt für 65-jährige Kiefernforste ohne Durchforstung ein Derbholzvolumen von 426 m<sup>3</sup>/ha an, während dieser Wert in stärker durchforsteten Beständen des gleichen Alters 278 m<sup>3</sup>/ha beträgt. Für den Naturwald „Kienhorst“ im Nordosten Brandenburgs gibt RÜFFER (2007:492) ein Derbholzvolumen zwischen 275 m<sup>3</sup>/ha und 583,6 m<sup>3</sup>/ha an. Die auf den Untersuchungsflächen ermittelten Werte für das Derbholzvolumen liegen zwischen 576 m<sup>3</sup>/ha (UF 45, 2. Turnus) und 280 m<sup>3</sup>/ha (UF 53, 1. Turnus). Das mittlere Derbholzvolumen auf den Untersuchungsflächen liegt bei 420 m<sup>3</sup>/ha. Aus diesem Vergleich geht hervor, dass die Untersuchungsergebnisse im Müritz-Nationalpark vergleichbare Ergebnisse zu anderen Standorten in Deutschland aufweisen. Weiterhin wird deutlich, dass das Derbholzvolumen in ungenutzten Wäldern höher liegt als in bewirtschafteten, wobei Faktoren, wie der Zeitraum seit der letzten Bewirtschaftung sowie Standorteigenschaften, das Derbholzvolumen und dessen Zunahme beeinflussen.

In wirtschaftlich genutzten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflands liegt das mittlere Gesamtotholzvolumen bei 15 m<sup>3</sup>/ha, während dieses in unbewirtschafteten Buchenwäldern standortabhängig zwischen 142 m<sup>3</sup>/ha und 244 m<sup>3</sup>/ha betragen kann (WINTER 2006:83). Damit liegen die Werte deutlich über dem durchschnittlichen Totholzvorrat in Mecklenburg-Vorpommern von 16,9 m<sup>3</sup>/ha (MLUV MV 2013:7). GEHLHAR (2008:34) ermittelte für Naturwaldreservate mit Buchenwäldern auf mäßig basenreichen Standorten in Mecklenburg-Vorpommern Totholzvorräte von 76 m<sup>3</sup>/ha. Im Naturwald „Kienhorst“ beträgt der stehende Totholzvorrat zwischen 0 m<sup>3</sup>/ha und 111 m<sup>3</sup>/ha und ist sehr inhomogen über die Fläche verteilt (RÜFFER 2007:492). Auch das liegende Totholz zeigt eine Spanne zwischen 0,4 m<sup>3</sup>/ha und 118 m<sup>3</sup>/ha auf dieser Fläche. Im Rahmen des Waldmonitorings im Müritz-Nationalpark wurden Totholz mengen zwischen 8 m<sup>3</sup>/ha (UF 45 – 1. Turnus) und 59 m<sup>3</sup>/ha (UF 51 – 1. Turnus) ermittelt. Im Mittel liegt die Gesamtotholzmenge unter 25 m<sup>3</sup>/ha und damit nur geringfügig über dem mittleren Gesamtotholzvolumen Mecklenburg-Vorpommerns. Als Hauptgrund für die geringen Werte ist das durchschnittlich relativ junge Bestandsalter der Kiefer (zwischen 30 und 165 Jahre) auf den Untersuchungsflächen anzusehen, da diese Baumart ein durchschnittliches Lebensalter von 200-300 Jahren erreicht (SWD 2019).

Auch Ergebnisse der Naturwaldforschung in der Schweiz weisen für die dortigen Untersuchungsflächen ein durchschnittliches Totholzvolumen von 18,2 m<sup>3</sup>/ha auf (HENKNER ET AL. 2014:29).

Der Laubholzanteil, als weiterer wichtiger Parameter zur Beurteilung der Waldentwicklung, wurde auf jeder Untersuchungsfläche betrachtet. Während die Kieferforste auf den Untersuchungsflächen 52, 53 und 54 nur einen geringen Laubholzanteil von weniger als 10 % aufweisen, zeichnen sich die Untersuchungsflächen 45 und 51 durch einen höheren Anteil von über 30 % aus. Gerade in ungezäunten, reinen Kiefernforsten entwickeln sich Laubholzbestände aufgrund von Wildverbiss nur sehr schwierig, aber auch das Fehlen geeigneter Saatsbäume im näheren Umfeld oder eine zunehmende Vergrasung kann die Entwicklung erschweren (BECKER 2016:214 f.). In laubholzreichen Bereichen, welche nicht oder nur gering von forstlichen Maßnahmen betroffen waren, blieben ausreichend Samenbäume erhalten, um die Naturverjüngung mit Laubbaumarten in den Kiefernforsten zu fördern. Da keine Informationen zur Wildtierdichte sowie der Verbissituation im Rahmen dieser Arbeit ausgewertet wurden, können keine Schlüsse zur Bedeutung dieser beiden Faktoren, als möglicher Grund für einen geringen Laubholzanteil, gemacht werden. Die Untersuchungen von BECKER (2016:215) zeigen weiterhin, dass die Laubholzzusammensetzung über ein Zwischenstadium von Traubeneiche hin zu der natürlichen Waldgesellschaft, in diesem Fall Blaubeer-Traubeneichen-Buchenwald, führt. Eine ähnliche Entwicklung zeigt die Untersuchungsfläche 45, welche sich nach Aufgabe der forstlichen Nutzung und dem Zulassen natürlicher walddynamischer Prozesse, zusehens den angrenzenden Buchenwaldbeständen des Serrahn angleicht.

Typische Prozesse der Naturwälder, wie die Anreicherung von Totholz, die Erhöhung der Derbholzmasse und die Entwicklung standorttypischer Gehölze (MÖLDER ET AL. 2009:195; BARTSCH & RÖHRING 2016:181 ff., MEYER 2013:126 ff.), finden auch auf den untersuchten Flächen des Müritz-Nationalpark statt. Kleinräumige Unterschiede wie Bodenform, Nährkraftstufe des Bodens, Grundwasserabstand und natürliche Waldgesellschaft prägen die Entwicklungen der einzelnen Bestände maßgeblich und wären in weiterführenden Untersuchungen detailliert zu betrachten. Abschließend kann zusammengefasst werden, dass die Waldbestände seit Aufgabe der forstlichen Nutzung weitgehende Veränderungen zeigen, welche sich auch in Zukunft weiterentwickeln und das Bestandsbild ändern werden.

#### Brutvogelkartierung

Für die Fläche „Am Heckenwärterhäuschen“ schwanken die Abundanzen zwischen 13,59 BP/10 ha und 37,50 BP/10 ha. Ebenfalls eine große Spanne der Untersuchungswerte zeigt die Fläche „An der Binnenmüritz“. Dort liegen die ermittelten Werte zwischen 23,60 BP/10 ha und 71,91 BP/10 ha. Ähnliche Brutvogeldichten wurden auf den übrigen Untersuchungsflächen ermittelt. So schwankt die Abundanz auf der Fläche „Am Krummen See“ zwischen 17,91 BP/10 ha und 41,88 BP/10 ha und erreicht damit ähnliche Werte wie auch die Fläche „Am Großen Eichhorstsee“ (zwischen 15,62 BP/10 ha und 37,60 BP/10 ha). Eine geringere Schwankungsbreite der Brutvogeldichte wurde auf der Untersuchungsfläche „Federower Dickung“ ermittelt, wo sich die Abundanz zwischen 9,29 BP/10 ha und 24,94 BP/10 ha bewegt. Jährlichen Variationen im Auftreten von Brutvögeln sowie die bereits benannten methodischen Fehlerquellen bei den Aufnahmen im Gelände können als Gründe für die Schwankungen genannt werden. Gleichzeitig erkennt man bei Betrachtung der Daten

der verschiedenen Untersuchungsflächen einen Anstieg der Brutvogeldichten zwischen den Daten des ersten Untersuchungszeitraums hin zum zweiten Untersuchungszeitraum. Trotz der, zum Teil erheblichen, Schwankungen der Brutvogeldichten zwischen den Untersuchungsflächen und den Aufnahmejahren entsprechen diese den typischen Werten für Kiefernbestände. ANSORGE (1982:351) benennt für Kiefernforste Brutvogeldichten zwischen 8 und 55 BP/10 ha. Gleichzeitig wird darauf verwiesen, dass die Abundanz erheblich vom Strukturreichtum des jeweils betrachteten Bestandes, insbesondere von der Ausprägung der Strauchschicht, abhängig ist. Für die 110 ha große Fläche des Nationalen Naturerbestandes „Schwinzer Heide“ ermittelte MÜLLER (2017:38) eine Brutvogeldichte von 65 BP/10 ha, wobei die Geländeaufnahmen in Kiefernbeständen unterschiedlichen Alters stattfanden. Andere Untersuchungen im selben Gebiet geben für laubholzreiche Kiefernforste Brutvogeldichten zwischen 41,7 BP/10 ha und 78,5 BP/10 ha an, während in Kiefernforsten ohne Laubholzanteil Brutvogeldichten zwischen 15,6 und 39,0 BP/10 ha ermittelt wurden (GÜNTHER ET AL. 2010:27). FLADE (1994:346 ff.) gibt in seinen Untersuchungen für laubholzreiche Kiefernforste Brutvogeldichten von 60,4 BP/10 ha an und für reine Kiefernforste 36,0 BP/10 ha. Die ermittelten Brutvogeldichten im Müritz-Nationalpark ähneln somit den Werten in den Literaturangaben und können grundsätzlich als typisch für Kiefernforste angesehen werden. Weiterhin wird durch den reinen Vergleich der Brutvogeldichten zwischen den Untersuchungsflächen bereits ein schwacher Zusammenhang zwischen Strukturreichtum und Brutvogeldichte erkennbar.

Vergleicht man das Auftreten der für Kiefernforste typischen Leitarten Haubenmeise, Tannenmeise und Waldlaubsänger auf den Untersuchungsflächen und den Angaben nach FLADE (1994), zeigt sich für die beiden laubholzreichen Kiefernforste auf den Untersuchungsflächen „Am Heckenwärterhäuschen“ und „An der Binnenmüritz“ nur geringfügige Abweichungen zu den Literaturangaben. So schwankt die Abundanz der Haubenmeise zwischen 0,82 BP/10 ha und 4,49 BP/10 ha (Mittel: 1,8 BP/10 ha), während FLADE (1994:346) mittlere Werte von 1,1 BP/10 ha angibt (0,6-4,0 BP/10 ha). Auch die ermittelten Brutvogeldichte für die Tannenmeise (0,28-4,08 BP/10 ha, Mittel: 1,2 BP/10 ha) entsprechen den Angaben der Literatur (0,6-4,5 BP/10 ha, Mittel: 1,3 BP/10 ha). Die ermittelte Brutvogeldichte für den Waldlaubsänger (0,27-7,02 BP/10 ha, Mittel: 3,2 BP/10 ha) liegt im Vergleich zu den Literaturangaben (0,6-7,1 BP/10 ha, Mittel: 1,7 BP/10 ha, Mittel) fast doppelt so hoch. Hierfür ist die aktuelle Ausbildung der Strauchschicht als Begründung anzuführen, da die Art dichte Innenwälder mit gering ausgebildeter Krautschicht und einer hohen Anzahl von Singwarten als Lebensraum bevorzugt (BAUER ET AL. 2012:177). Diese Situation ist auf den beiden genannten Untersuchungsflächen besonders ausgeprägt, sodass die Abundanz dieser Art schon fast dem Literaturwert für Tiefland-Buchenwälder mit 3,8 BP/10 ha entspricht (FLADE 1994:314).

Auf den weniger laubholzreichen Untersuchungsflächen „Am Krümmen See“ und „Federower Dichtung“ erreichen die Abundanzen der Leitarten Haubenmeise (0,24-2,27 BP/10 ha, Mittel: 1,31 BP/10 ha), Tannenmeise (0,73-3,78 BP/10 ha, Mittel 2,12 BP/10 ha) und Waldlaubsänger (0,24-5,05, Mittel: 3,5 BP/10 ha) sogar höhere Werte als auf den anderen Flächen. Diese liegen aber auch weiterhin im Bereich der Literaturangaben (vgl. FLADE 1994:346), wengleich deutlich im höheren Teil der Spannbreite. Der Untersuchungsfläche „Am Großen Eichhorstsee“ werden die Leitarten der reinen Kiefernforste zugeordnet. Für die Leitarten wurden im Rahmen der Untersuchung die folgenden mittleren Abundanzen ermittelt: Haubenmeise: 2,0 BP/10 ha, Tannenmeise: 2,1 BP/10 ha und Misteldrossel: 0,2 BP/10 ha.

FLADE (1994:352) gibt für die Leitarten dieser Nadelforste folgenden mittleren Brutvogeldichten an: Haubenmeise: 1,5 BP/10 ha, Tannenmeise: 2,2 BP/10 ha und Misteldrossel: 0,8 BP/10 ha. Während die ermittelten Werte für Haubenmeise und Tannenmeise gut zu den Literaturangaben passen, liegt der Wert für die Misteldrossel deutlich unter dieser Angabe. Die geringe Habitatstruktur und das Fehlen von Altholzbeständen (vgl. FLADE 1994:558; BAUER ET AL. 2005:341) können Gründe für das geringe Vorkommen dieser Art sein.

Bezieht man die Auswertungen auf die Brutvogelgilden ergibt sich ein ähnliches Bild. Auf allen Untersuchungsflächen ist die Abundanz der Freibrütergilde am höchsten, während die Holzbewohnergilde meist geringfügig kleinere Werte erreicht. Deutlich geringere Werte verzeichnet dagegen die Gilde der Bodenbrüter. Allerdings machen Arten dieser Gilde auch den kleinsten Anteil aus. KEHLERT (2013:39) ermittelte für die Gilde der Holzbewohner auf Untersuchungsflächen mit Kiefernforst im Müritz-Nationalpark Abundanzen von 7,0 BP/10 ha bis 15,2 BP/10 ha. Für die Gilde der Freibrüter liegen die Brutvogeldichten zwischen 5,7 BP/10 ha und 14,5 BP/10 ha (KEHLERT 2013:41) sowie für die Bodenbrüter zwischen 1,35 BP/10 ha und 6,33 BP/10 ha (KEHLERT 2013:43). Die Auswertungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit liefern vergleichbare Ergebnisse. Die Abundanz der Gilde Holzbewohner liegt zwischen 3,9 BP/10 ha und 17,9 BP/10 ha und zeigt damit eine geringfügig größere Streuung. Die Gilde der Freibrüter erreicht Brutvogeldichten von 4,2 BP/10 ha und 19,0 BP/10 ha. Auch für diese Gilde ergibt sich eine größere Spanne als in den Untersuchungen von KEHLERT (2013). Mit Werten von 1,2 BP/10 ha und 9,83 BP/10 ha zeigt auch die Brutvogeldichte der Gilde Bodenbrüter ähnliche Werte wie in den anderen Untersuchungen.

Die bisherigen Auswertungen unterstreichen eine Abhängigkeit des Vorkommens einzelner Arten bzw. Brutvogelgilden von der Strukturausstattung der jeweils betrachteten Untersuchungsfläche. Die ermittelten Korrelationen zwischen der Brutvogeldichte der jeweiligen ökologischen Gilde und dem betrachteten Waldstrukturparameter sind insgesamt als Trend zu interpretieren und weisen keine statistische Signifikanz auf. Trotzdem ist der Zusammenhang von Artvorkommen bzw. Brutvogeldichte und Strukturparameter erkennbar. Zwischen den Strukturparametern Derbholumen, Totholumen, Laubholzanteil und Baumhöhe und dem Auftreten von Brutvögeln bestehen schwach positive Korrelationen. Gleichzeitig besteht eine schwach negative Korrelation zwischen der Zunahme des Deckungsgrades in den unterschiedlichen Schichten des Waldes und der Abundanz der Brutvögel. Dabei besteht die stärkste negative Korrelation zwischen der Strauchschicht und der Brutvogeldichte. Besonders für die Bodenbrüter, welche eine geringe Bodenbedeckung bevorzugen, wirkt sich die Zunahme negativ aus.

## 5. Fazit

Der Müritz-Nationalpark erhebt seit dem Jahr 2000 auf verschiedenen Monitoringflächen Daten zur Entwicklung des Waldes nach Aufgabe der Nutzung sowie zum Auftreten von Brutvögeln. Diese Kombination von Untersuchungskulissen stellt eine sehr wichtige Datenquelle dar und bildet die Grundlage für die vorliegende Arbeit. Gleichzeitig wurden im Zuge der Bearbeitung nur sehr wenige Untersuchungen gefunden, welche auf einer Fläche beide Parameter erhoben haben und so eine räumliche Auswertung ermöglichen. Vor diesem Hintergrund wird die Bedeutung des Monitoringkonzeptes im Müritz-Nationalpark besonders deutlich.

Während für Laubwälder, und hier besonders Buchenwälder, eine Vielzahl von Studien zur natürlichen Waldentwicklung durchgeführt wurden, ist der Untersuchungsumfang bei Kiefernwäldern und -forsten weiterhin gering. Die vorliegende Arbeit liefert aus diesem Grund einen methodischen Ansatz zur Auswertung von umfangreichen Datensätzen in Kiefernbeständen. Gleichzeitig betrachten die ermittelten Untersuchungsergebnisse allgemeine Zusammenhänge zwischen der Entwicklung von naturnahen Strukturen im Wald und der Entwicklung der Brutvogelgemeinschaft. Zusammenfassend zeigt sich, dass mit Zunahme der Strukturen und kleinräumigen Vielfältigkeit die Gemeinschaft der Brutvögel einen Wandel vollbringt. So verschwinden einige Arten aus dem Spektrum, welche Nadelwälder als Lebensraum nutzen, während Arten der laubholzreichen Waldgesellschaften von diesen Entwicklungen profitieren und häufiger auftreten. Die ermittelten Korrelationen zwischen den untersuchten Waldparametern und der Abundanz der Brutvogeldichte stellen schwach ausgeprägte Zusammenhänge dar und weisen keine statistische Signifikanz auf. Gleichzeitig spiegeln sie die Erkenntnisse der eingangs zitierten Studien (vgl. LAUTERBACH 2007; SCHIERMANN 1934; OTTO 2001) wider. Für die weitere Betrachtung können die Ergebnisse des dritten Turnus des Waldmonitorings sowie aktuellere Brutvogelkartierungen in die Betrachtung einbezogen und die Zeitreihe somit verlängert werden. Gerade die Wirkung von weniger dynamischen Waldprozessen, wie die Etablierung einer zweiten Baumschicht aus Laubhölzern, auf die Brutvogelgemeinschaft kann so besser beurteilt werden.

## 6. Quellenverzeichnis

### 6.1 Literaturquellen

ANSORGE, H. (1982): Ökofaunistische Aspekte der Singvogelbesiedlung in Kiefernforsten der Dübener Heide. In: *Hercynia* N. F., Leipzig 20, Heft 4, S. 348 - 360

BARTSCH, N. & RÖHRIG, E. (2016): Prozesse der Walddynamik. In: *Waldökologie – Einführung für Mitteleuropa*. Springer-Verlag 2016, S. 181-210

BAUER, H.; BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Ein umfassendes Handbuch zur Biologie, Gefährdung und Schutz*. Sonderausgabe in einem Band. AULA Verlag, Wiebelsheim 2005, 1430 S.

BECKER, F. (2016): 18 Jahre Erfassung der Vegetation auf Brandenburger Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle. In: *30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg*, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63, S. 206-215

BEIERKUHNEIN, C. (2003): Der Begriff Biodiversität. In: *Nova Acta Leopoldina* NF 87, Nr. 328. S. 51-71

BIBBY, CJ, BURGESS, ND & HILL, DA (1992): *Methoden der Feldornithologie – Bestandserfassung in der Praxis*. Naumann Verlag Radebeul, 272 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2011): *Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI<sup>3</sup>) (2011-2012)*, 2. geänderte Auflage. Bonn 2011. 113 S.

DE LANG, N. (2013): *Geoinformatik in Theorie und Praxis*, Springer Spektrum Verlag, Osnabrück, 490 S.

DOROW, W.; FLECHTNER, G. & KOPELKE, J.-P. (2004): *Naturwaldreservate in Hessen 6/2 Schönbuhe. Zoologische Untersuchungen 1990-1992. Kurzfassung*. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), Wiesbaden 2004. 197 S.

FALTL, M. & MÖGES, M. (2007): Die Kiefer in der langfristigen Waldbauplanung der Bayrischen Staatsforsten. In: *LWF Waldwissen 57 – Beiträge zur Waldkiefer*, S. 26-30

FISCHER, S.; FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Punkt-Stopp-Zählung. In: SÜDBECK, P.; ANDRETTZKE, H.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg, 2005): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Bund Verlag. S. 47-68

FLADE (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung*. IHW-Verlag Eching 1994, 879 S.

FREYE, H.; KÄMPFE, L. & BIEWALD, G. (1991): *Zoologie*. UTB für Wissenschaft: Uni Taschenbücher 1657, Fischer Verlag, Jena 1991, 607 S.

FRÖHLICH, C. (2010): Avifaunistische Methoden auf dem Prüfstand: Kritische Bewertung von Erfassungsmethoden im Rahmen des Monitorings von Brutvogelbeständen in Naturwaldreservaten. In: *Vogelwelt* 131, S. 1-29

- GEHLHAR, U. (2008): Ausgewählte Ergebnisse der Ausweisung und Waldstrukturuntersuchung in Naturwaldreservaten – Wald bis zum Meer – Teil 4 der Serie. In: Forst und Holz 63, Heft 10. S. 30-35
- GÜNTHER, V.; HANSEL, F.; LORENZ, S.; MEWES, W. & NEUBAUER, W. (2010): Die Vogelwelt des Naturparks mit Empfehlungen für ornithologische Exkursionen. In: Kultur und Wissenschaft. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern & Förderverein Naturpark Nossentiner/Schwinzer Heide e.V., Heft 6/2010
- HENKNER, J.; HEIRI, C.; TINNER, R. WUNDER, J. & BRANG, P. (2014): Auswertung der Stichprobeninventur 2012 im Naturwaldreservat Aletschwald. In: ETH Zürich, WLS Berichte 16, 67 S.
- HOFMANN, G. (2007): Die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) in der Vegetation des nordostdeutschen Tieflandes. In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S. 41-53
- HUBER, N. (2013): Structural characteristics of Wood Warbler habitats in Switzerland: an analysis with remote sensing methods. Master Thesis - Department of Environmental Sciences. ETH Zürich Forest and Landscape Management, 87 S.
- KEHLERT, M. (2013): Die Naturnähe der Brutvogelgemeinschaften und Waldstruktur auf Waldmonitoring-Flächen im Müritz-Nationalpark. Bachelor-Arbeit der Hochschule Neubrandenburg, unveröffentlicht, Neubrandenburg 2013, 84 S.
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E. DITTMAR, O. (1975): Kieferntragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde
- LANDESFORST MECKLENBURG- VORPOMMERN (2007): Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen, unveröffentlicht., Schwerin 2007, 13 S.
- LAUTERBACH, M. (2007): Kiefernwälder – Lebensraum für Vögel? In: LWF Waldwissen 57 – Beiträge zur Waldkiefer, S.47-51
- LOZAN, J. & KAUSCH, H. (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler – 2. Überarbeitete und ergänzte Auflage. Pareys Studentexte 74, Berlin 1998, 288 S.
- MEYER, P. (2013): Naturwaldreservate und ihre Erforschung in Deutschland: Erreichtes und Erwartungen. In: Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen, 23, S. 124-129
- MILNIK, A. (2007): Zur Geschichte der Kiefernwirtschaft in Nordostdeutschland. In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S. 14-21
- MÖLDER, A.; MEYER, P.; STEFFENS, R.; PARTH, A.; SCHMIDT, W. (2009): 33 Jahre nach dem letzten Hieb – Zur Entwicklung der Bestandesstruktur im Naturwald „Großer Freedden“ (Teutoburger Wald). In: Allgemeine Deutsche Forst und Jagdzeitung 2009. Heft 9/10 S. 195-205

- MÖLLER, K. (2007): Artenarme Kiefernwälder? – Ein Beitrag zur Insektenfauna der Kiefernwälder in Brandenburg. In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S. 473-496
- MÜLLER, K. (2007): Die aktuelle Verbreitung der Kiefer in Brandenburg. In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S. 9-15
- NOACK, M. (2007): Zur Ertragsleistung nordostdeutscher Kiefernreinbestände in Abhängigkeit von der Durchforstungsstärke am Beispiel des langfristigen Durchforstungsversuches „Finowtal 227 A“. In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S. 428-439
- OTTO, W. (2001): Brutvögel in Kiefernforsten östlich von Berlin-Müggelheim. In: Berliner ornithologische Berichte 11 (2001), S. 52-70
- RÜFFER, O. (2007): Der Naturwald Kienhorst – ein typischer Vertreter des märkischen Kiefernwaldes? In: Die Kiefer im norddeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Landesforstanstalt Eberswald. S.482-496
- SCHACH, S. (2002): Aves (Vögel). In: DOROW ET AL. 2004. Naturwaldreservate in Hessen 6/2 Schönbuhe. Zoologische Untersuchungen 1990-1992. Kurzfassung. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 39. S. 154-171
- SCHERZINGER, W. & SCHUMACHER, H. (2004): Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Vogelwelt – eine Übersicht. In: VOGELWELT 125: S. 215-250
- SCHIERMANN, G. (1934): Studien über Siedlungsdichte im Brutgebiet II – Der brandenburgische Kiefernwald. In: Journal für Ornithologie Heft 4, S. 455-486
- SCHUMANN, H. (1950): Die Vögel der Eilenriede in Hannover und ihre Beziehung zu den Pflanzengesellschaften dieses Waldes. In: Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover Heft 99/101, S.147-182
- SCHWILL, S.; SCHLEYER, E. & PLANEK, J. (2016): Handbuch Waldmonitoring für Flächen des Nationalen Naturerbes. Naturstiftung David. Erfurt 2016. 15 S.
- SÜDBECK, P.; ANDREZKE, H.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg., 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Bund Verlag. 792 S.
- SUDMANN, S.; SCHMITZ, M.; HERKENRATH, P. & JÖBGES, M. (2017): Rote Liste wandernder Vogelarten Nordrhein-Westfalens, 2. Fassung: Stand 2016. In: Charadrius 52, Heft 1-2, S. 67-108
- TABAKU. V. (1999): Flussdiagramm zur Bestimmung der Waldentwicklungsphasen auf Flächen von 12,5 x 12,5 m. In: SCHWILL, S.; SCHLEYER, E. & PLANEK, J. (2016): Handbuch Waldmonitoring für Flächen des Nationalen Naturerbes. Naturstiftung David. Erfurt 2016. S.

TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. & BEGON, M.E. (2002): Ökologie. Blackwell Publishers, Oxford, England, 646 S.

TREICHEL, D. (2005): Avizönosen in Kiefernwäldern des Nationalparks Unteres Odertal – Untersuchungen zur Strukturabhängigkeit. In: Otis 13 – Sonderheft, S. 19 – 28

WARTMANN, B. & FURRER, R. (1978): Zur Struktur der Avifauna eines Alpentals entlang des Höhengradienten – II. Ökologische Gilden. In: Der ornithologische Beobachter Band 75, Heft 1. S. 1-9

WINTER, S. (2005): Ermittlung der Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwälder. Dissertation an der TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften – Fachrichtung Forstwissenschaften, Dresden 2005, 397 S.

## 6.2 Internetquellen

BAPTISTE, A. (2017): gridExtra 2.3, URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/gridExtra/index.html>

FERREIRA, J. D. (2018): The drivers of species turnover. Swedish University of Agricultural Science. Uppsala 2018

URL: [https://pub.epsilon.slu.se/15373/11/daniel\\_ferreira\\_j\\_180427.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/15373/11/daniel_ferreira_j_180427.pdf)

GRUBBS, F. (1974): Procedure for detecting outlying observations in samples. In: Technometrics, 11(1), S. 1-21, URL: <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/781499.pdf>

KASSAMBARA, A.(2019): GGPubr 0.2.2, URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/index.html>

KIESSAUER, S. (2004): Geostatistik II – Kriging Interpolation – Hausarbeit Friedrich-Schiller-Universität Jena, 16 S, URL: [http://www.geogr.uni-jena.de/~c5hema/gis\\_ws04/ha/kissauer.pdf](http://www.geogr.uni-jena.de/~c5hema/gis_ws04/ha/kissauer.pdf)

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN (2013): Faktensammlung zur Dritten Bundeswaldinventur (BWI 3) für Mecklenburg-Vorpommern,

URL: <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwj-i6uE4u7IAhXNMewKHUspD8oQFjAAegQIABAC&url=https%3A%2F%2Fwww.wald-mv.de%2Fserviceassistent%2Fdownload%3Fid%3D1570807&usq=AOvVaw2FKYDWS757TBDespFFU3ss>

MÜRITZ-NATIONALPARK (2003): Nationalparkplan – Leitbild und Ziele,

URL: [http://www.muertitz-nationalpark.de/static/MNP/02\\_Dateien/Gesetze\\_Plaene\\_Verordnungen/Nationalparkplan\\_Band\\_1\\_2003.pdf](http://www.muertitz-nationalpark.de/static/MNP/02_Dateien/Gesetze_Plaene_Verordnungen/Nationalparkplan_Band_1_2003.pdf)

MÜRITZ-NATIONALPARK (2003): Nationalparkplan – Bestandsanalyse,

URL: [http://www.muertitz-nationalpark.de/static/MNP/02\\_Dateien/Gesetze\\_Plaene\\_Verordnungen/Nationalparkplan\\_Band\\_2\\_2003.pdf](http://www.muertitz-nationalpark.de/static/MNP/02_Dateien/Gesetze_Plaene_Verordnungen/Nationalparkplan_Band_2_2003.pdf)

NIST (2013) e-Handbook of Statistical Methods,

URL: <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SIMPSON, G.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; SZOEC, E. & WAGNER, H. (2019): vegan 2.5.5 – Community Ecology Package, URL: <https://github.com/vegandevs/vegan>

RSTUDIO CORE TEAM (2019): RStudio 1.2 Integrated Development for R., URL <http://www.rstudio.com/>.

RSTUDIO CORE TEAM (2019): Stats 3.6, URL: <https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/stats/html/stats-package.html>

QGIS-ENTWICKLUNGSTEAM (2014): Quantum-GIS Brighton 2.6., QGIS Geographisches Informationssystem. Open Source Geospatial Foundation Projekt., URL: <http://qgis.osgeo.org>

QGIS- ENTWICKLUNGSTEAM (2019) Quantum-GIS Noosa 3.6., QGIS Geographisches Informationssystem. Open Source Geospatial Foundation Projekt., <http://qgis.osgeo.org>

SWD – SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHER WALD (2019): Alter der Bäume, URL: <http://www.sdw-nrw.de/waldwissen/oekosystem-wald/alter-der-baeume/>

WICKHAM, H. & CHANG, W. (2019): GGPlot2 3.2.1, URL: <http://ggplot2.tidyverse.org>

## **7. Anlagen (siehe CD)**

- 7.1 Ergebnisse Brutvogelkartierung tabellarisch
- 7.2 Ergebnisse Brutvogelkartierung kartografisch
- 7.3 Ergebnisse der Interpolation auf den Untersuchungsflächen
- 7.4 Auswertung der Wald- und Brutvogeldaten tabellarisch
- 7.5 Erarbeitete Geodaten der Untersuchungsflächen