



Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt

Lehrstuhl für Zoologie

**Zur Beteiligung des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis* L.) an
Vitalitätsverlusten älterer Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.)**

Claus Elmar Matthias Brück-Dyckhoff

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Forstwissenschaften (Dr. rer. silv.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Prof. Dr. Thomas Knoke

Prüfer der Dissertation:

1. Prof. Dr. Reinhard Schopf
2. Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl

Die Dissertation wurde am 14.10.2016 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 09.01.2017 angenommen.

Danksagung

Zum Gelingen dieser Arbeit haben viele Menschen beigetragen, von denen ich zumindest einige hier erwähnen möchte.

An allererster Stelle danke ich meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Reinhard Schopf. Er hat mich fachlich großartig und dabei überaus geduldig und motivierend begleitet. Seine Unterstützung ging weit über das Selbstverständliche hinaus. Ganz herzlichen Dank!

Unverzichtbar war auch Dr. Ralf Petercord von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF). Er hatte die Idee zu diesem Thema. Aus unseren Diskussionen konnte ich immer wieder wertvolle Impulse und neue Motivation mitnehmen, wofür ich ihm sehr dankbar bin.

Darüber hinaus möchte ich auch allen Mitarbeitern und studentischen Hilfskräften der Abteilung Waldschutz der LWF für ihre Unterstützung im Labor wie auch im Wald danken. Es ist eine Freude, mit dieser tollen Truppe zu arbeiten.

Ebenfalls ein großes Dankeschön richte ich an Herrn Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl, der sich als Zweitgutachter zur Verfügung stellte, sowie an Herrn Prof. Dr. Thomas Knoke für den Prüfungsvorsitz.

Den Bayerischen Staatsforsten, dem Universitätsforstamt Würzburg sowie der Stiftung Juliusspital und all ihren beteiligten Mitarbeitern möchte ich für die Bereitstellung der Untersuchungsbestände sowie die Fällung der Buchen für meine Untersuchungen danken.

Ferner danke ich Herrn Prof. Dr. Ferenc Lakatos von der Westungarischen Universität Sopron für die höchstinteressante Führung durch Ungarns Buchenwälder.

Mein größter Dank jedoch gilt meiner Frau. Ohne ihren bedingungslosen Rückhalt wäre diese Dissertation nicht möglich gewesen. Dir, meine liebe Peggy, widme ich diese Arbeit.

Inhalt

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Einleitung..... | 1 |
| 1.1 | Anlass der Arbeit | 1 |
| 1.2 | Zielsetzung | 3 |
| 1.3 | Die Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.)..... | 4 |
| 1.3.1 | Potenzielle und tatsächliche Verbreitung der Rotbuche | 4 |
| 1.3.2 | Forstökonomische Bedeutung der Rotbuche | 12 |
| 1.3.3 | Wuchseigenschaften der Rotbuche | 13 |
| 1.3.4 | Bewirtschaftung der Rotbuche am Beispiel Bayern | 13 |
| 1.3.5 | Totholzmanagement in Buchenbeständen am Beispiel Bayern..... | 14 |
| 1.3.6 | Vitalitätssituation der Rotbuche | 16 |
| 1.4 | Biotische Schaderreger an der Buche..... | 18 |
| 1.4.1 | Der Buchenprachtkäfer (<i>Agilus viridis</i> L.) | 18 |
| 1.4.1.1 | Systematik | 18 |
| 1.4.1.2 | Verbreitung | 18 |
| 1.4.1.3 | Biologie und Ökologie..... | 19 |
| 1.4.2 | Andere häufiger auftretende Schadorganismen an der Buche | 25 |
| 1.4.2.1 | Der Kleine Buchenborkenkäfer (<i>Taphrorychus bicolor</i> L.) | 25 |
| 1.4.2.2 | Der Laubnutzholzborkenkäfer (<i>Trypodendron domesticum</i> L.) | 26 |
| 1.4.2.3 | Der Sägehörnige Werftkäfer (<i>Hylecoetus dermestoides</i> L.) | 27 |
| 1.4.2.4 | Die Buchenwollschildlaus (<i>Cryptococcus fagisuga</i> Lind.) | 28 |
| 1.4.2.5 | <i>Nectria coccinea</i> Pers..... | 29 |
| 1.4.2.6 | <i>Nectria ditissima</i> Tul. & C. Tul. | 30 |
| 1.4.2.7 | <i>Phytophthora</i> spp..... | 31 |
| 1.4.2.8 | <i>Biscogniauxia nummularia</i> Bull..... | 32 |
| 1.5 | Schäden durch Sonnenbrand | 33 |
| 2 | Material und Methoden | 35 |
| 2.1 | Versuchsflächen | 35 |
| 2.1.1 | Einrichtung von Untersuchungsbeständen..... | 35 |
| 2.1.2 | Einrichtung von Probekreisen in den Untersuchungsbeständen | 38 |
| 2.1.3 | Auswahl und Platzierung der Fallen..... | 42 |
| 2.1.4 | Untersuchung der gefangenen Individuen | 44 |
| 2.2 | Fangbäume..... | 45 |
| 2.3 | Probebaumfällungen | 51 |

| | | |
|---------|--|------------|
| 2.3.1 | Auswahl der Bäume | 51 |
| 2.3.2 | Untersuchungsschema | 52 |
| 2.4 | Klima- und Wetterdaten | 54 |
| 2.4.1 | Temperatursummen | 54 |
| 2.4.2 | Klimadiagramme..... | 55 |
| 2.5 | Angewandte statistische Verfahren..... | 56 |
| | | |
| 3 | Ergebnisse..... | 58 |
| | | |
| 3.1 | Ergebnisse der Fallenfänge | 58 |
| 3.1.1 | Phänologie | 58 |
| 3.1.2 | Aktivitätsdichten auf Bestandesebene | 64 |
| 3.1.2.1 | Klimatische Bedingungen und Aktivitätsdichte | 65 |
| 3.1.2.2 | Wasserhaushaltsstufe und Aktivitätsdichte | 69 |
| 3.1.2.3 | Bestandesstruktur und Aktivitätsdichte | 70 |
| 3.1.3 | Aktivitätsdichten auf Probekreisebene | 71 |
| 3.1.3.1 | Vitalität und Aktivitätsdichte | 73 |
| 3.1.3.2 | Strukturparameter und Aktivitätsdichte..... | 77 |
| 3.1.3.3 | Totholz und Aktivitätsdichte | 77 |
| 3.1.4 | Aktivitätsdichten auf Einzelbaumebene..... | 78 |
| 3.1.4.1 | Vitalität und Aktivitätsdichte | 79 |
| 3.1.4.2 | Baumgröße und Aktivitätsdichte | 86 |
| 3.1.4.3 | „Soziale Stellung“ und Aktivitätsdichte | 87 |
| 3.1.4.4 | Kronenraumtemperatur und Aktivitätsdichte | 90 |
| 3.1.5 | Geschlechterverhältnis | 93 |
| 3.1.6 | Individuengröße..... | 94 |
| 3.1.6.1 | Größenunterschiede zwischen den Geschlechtern..... | 94 |
| 3.1.6.2 | Größenunterschiede zwischen den einzelnen Fangjahren | 96 |
| 3.1.6.3 | Größenunterschiede im Saisonverlauf | 97 |
| 3.1.6.4 | Größenunterschiede in Abhängigkeit von Aktivitätsdichten | 97 |
| 3.1.6.5 | Größenunterschiede in Abhängigkeit von Einzelbaumparametern | 98 |
| 3.2 | Eiablagen an den Fangbäumen..... | 100 |
| 3.2.1 | Umgebungsparameter und Eiablagen..... | 103 |
| 3.2.1.1 | Dichotomer Vergleich mit Eiern belegter und nicht belegter Fangbäume | 103 |
| 3.2.1.2 | Vergleich der Gelegezahlen der belegten Fangbäume | 104 |
| 3.2.2 | Einzelbaumparameter und Eiablagen | 105 |
| 3.2.2.1 | Dichotomer Vergleich mit Eiern belegter und nicht belegter Fangbäume | 105 |
| 3.2.2.2 | Vergleich der Gelegezahlen der belegten Fangbäume | 107 |
| 3.2.3 | Bevorzugte Ablagestellen | 107 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 3.2.3.1 | Exposition | 108 |
| 3.2.3.2 | Rindenverletzungen | 110 |
| 3.2.3.3 | Durchmesser..... | 111 |
| 3.2.3.4 | Rindenrauigkeit..... | 113 |
| 3.2.4 | Zeitliche Verteilung der Eiablagen | 114 |
| 3.3 | Einbohrlöcher an den Fangbäumen | 118 |
| 3.3.1 | Umgebungsparameter und Einbohrlöcher | 120 |
| 3.3.2 | Einzelbaumparameter und Einbohrlöcher | 120 |
| 3.3.3 | Parameter der Fangbaumabschnitte und Einbohrlöcher der Eilarven | 121 |
| 3.4 | Ausfluglöcher an den Fangbäumen | 122 |
| 3.4.1 | Zusammenhänge zwischen Fangbaum- bzw. Umgebungseigenschaften und Reproduktionserfolg..... | 123 |
| 3.4.2 | Zeitliche Verteilung der Imagoausflüge | 125 |
| 3.5 | Entwicklungsdauer | 126 |
| 3.6 | Probebaumfällungen | 131 |
| 3.6.1 | Häufigkeit des Befalls durch <i>A. viridis</i> | 131 |
| 3.6.2 | Standort und Befall durch <i>A. viridis</i> | 132 |
| 3.6.3 | Bestandesstruktur und Befall durch <i>A. viridis</i> | 132 |
| 3.6.4 | Totholz und Befall durch <i>A. viridis</i> | 135 |
| 3.6.5 | „Soziale Stellung“ der Buchen und Befall durch <i>A. viridis</i> | 136 |
| 3.6.6 | Baumgröße und Befall durch <i>A. viridis</i> | 138 |
| 3.6.7 | Einzelbaumvitalität und Befall durch <i>A. viridis</i> | 140 |
| 3.6.8 | Von <i>A. viridis</i> bevorzugte Kronen- und Stammbereiche..... | 145 |
| 3.6.9 | Befall durch andere Schadorganismen und abiotische Schäden | 146 |
| 3.6.9.1 | Insekten | 146 |
| 3.6.9.2 | Pilze | 147 |
| 3.6.9.3 | Sonnenbrand | 148 |
| 4 | Diskussion..... | 151 |
| 4.1 | Zur Auswahl des Fangsystems und zu künftigen Alternativen | 151 |
| 4.2 | Phänologie | 153 |
| 4.3 | Geschlechterverhältnis | 154 |
| 4.4 | Individuengröße | 155 |
| 4.5 | Eiablage..... | 156 |
| 4.5.1 | Auswahl der Bäume | 156 |
| 4.5.2 | Auswahl der Ablagestellen | 157 |

| | | |
|---------------|---|------------|
| 4.5.2.1 | Exposition | 157 |
| 4.5.2.2 | Höhen- und Durchmesserbereich..... | 158 |
| 4.5.3 | Zeitliche Verteilung der Eiablagen | 158 |
| 4.5.4 | Eiablage und Einbohrerfolg der Eilarve | 159 |
| 4.6 | Entwicklung zur Imago | 161 |
| 4.7 | Entwicklungsdauer | 162 |
| 4.8 | Aktivitätsdichten und Einfluss von Umweltbedingungen auf das Befallsrisiko... | 164 |
| 4.8.1 | Befallssituation im Untersuchungsgebiet..... | 164 |
| 4.8.2 | Einfluss von Boden und Gelände auf das Befallsrisiko..... | 166 |
| 4.8.3 | Einfluss von Klima und Witterung auf das Befallsrisiko | 167 |
| 4.8.3.1 | Regionalklima | 167 |
| 4.8.3.2 | Mikroklima..... | 171 |
| 4.8.4 | Einfluss des umgebenden Bestandes auf das Befallsrisiko | 171 |
| 4.8.5 | Einfluss der Konkurrenzsituation und der „sozialen Stellung“ auf das Befallsrisiko | 172 |
| 4.8.6 | Einfluss der Einzelbaumeigenschaften auf das Befallsrisiko | 173 |
| 4.8.7 | Wechselwirkungen mit anderen Schadursachen..... | 174 |
| 4.8.7.1 | Sonnenbrand | 175 |
| 4.8.7.2 | Insekten | 176 |
| 4.8.7.3 | Pilze | 177 |
| 4.9 | Entwicklungsfähigkeit in Totholz..... | 178 |
| 4.10 | Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf das Befallsrisiko | 180 |
| 4.10.1 | Aktuelle Bewirtschaftungsweise | 182 |
| 4.10.1.1 | Dimensionierungsphase | 185 |
| 4.10.1.2 | Verjüngungsphase | 188 |
| 4.10.2 | Andere Bewirtschaftungsverfahren | 191 |
| 4.10.3 | Integrierbare Präventionsmaßnahmen..... | 194 |
| 4.10.3.1 | Bestandesbegründung..... | 194 |
| 4.10.3.2 | Mischbestände..... | 195 |
| 4.10.3.3 | Bestandesränder | 196 |
| 4.10.3.4 | Totholzmanagement | 197 |
| 4.10.4 | Maßnahmen bei akutem Befall..... | 199 |
| 5 | Zusammenfassung | 203 |
| 6 | Summary..... | 205 |
| 7 | Literatur | 207 |

Abbildungen

| | |
|---|----|
| Abb.1: Bestandesrelikte nach der Buchenkalamität 2003 bis 2006 in Westungarn 2010 | 2 |
| Abb.2: potenzielle Verbreitung der Buchenwälder in Europa (BOHN et al. 2000) | 5 |
| Abb.3: Ökogramm der Baumarten Mitteleuropas (ELLENBERG 1986) | 6 |
| Abb.4: Klimahülle der Buche und Bereiche der aktuellen und bis 2100 erwarteten Jahrestemperaturen in Bayern (KÖLLING et al. 2007) | 8 |
| Abb. 5: Klimahülle der Buche und Bereiche der aktuellen und bis 2100 erwarteten Jahrestemperaturen in Deutschland (KÖLLING 2007) | 8 |
| Abb. 6: Anteil von Buchenwäldern (grüner Sektor) an den Gesamtwaldflächen der Bundesländer; Kat.1 (große Kreise): > 200.000ha Buchenwald, Kat. 2: 50.000ha bis 200.000ha Buchenwald, Kat. 3: < 50.000ha Buchenwald (verändert nach KNAPP et al. 2008) | 9 |
| Abb. 7: Prozentualer Anteil von Buchenwald (grüner Sektor) an den Waldflächen mitteleuropäischer Länder (KNAPP et al. 2008) | 10 |
| Abb.8: Verbreitung der Buche in Bayern nach BWI2 (BMELV 2004) | 11 |
| Abb.9: Orientierungshilfe Buchenbehandlung (bessere Standorte) (BAYSF 2011) | 14 |
| Abb.10: Entwicklung der Blattverluste an der Buche in Bayern seit 1995 lt. Kronenzustanderhebung 2015 (StMELF 2015) | 17 |
| Abb.11: Fruktifikation der Buche in Bayern von 1993 bis 2012 lt. Kronenzustanderhebung 2012 (StMELF 2012)..... | 17 |
| Abb.12: Gesamtverbreitung von <i>A. viridis</i> L. (durchgezogene Linie), Verbreitung der Rotbuche (gepunktet; nach RUBNER 1953) und der Ostbuche (<i>Fagus orientalis</i>) (schraffiert; nach TSCHERMAK 1950) zusammengestellt von HEERING (1956a)..... | 19 |
| Abb.13: Deckschicht über Eigelege | 20 |
| Abb.14: Unterseite eines von der Rinde abgelösten Geleges; an den Unterseiten einiger Eier sind die Ausschlupföffnungen der Eilarven erkennbar | 20 |
| Abb.15: Einbohrlöcher der Eilarven von <i>A. viridis</i> in die Buchenrinde | 21 |
| Abb.16: Larven und Fraßgänge von <i>A. viridis</i> | 21 |
| Abb.17: Ausflugloch der Buchenprachtkäferimago | 23 |
| Abb.18: Fraßbild von <i>A. viridis</i> an Buchenblatt | 23 |
| Abb.19: <i>A. viridis</i> bei der Kopulation | 24 |
| Abb.20: sternförmiges Gangsystem von <i>Taphrorychus bicolor</i> (Foto: DELB 2004)..... | 26 |
| Abb.21: Bohrmehlauswurf von <i>Trypodendron domesticum</i> an einer einige Tage zuvor gefällten Buche . | 27 |
| Abb.22: Theoretischer Verlauf einer pathologischen Borkenbildung bei <i>Fagus sylvatica</i> (BRAUN 1976) .. | 29 |
| Abb.23: Perithezien von <i>Nectria coccinea</i> (Foto: A. NANNIG)..... | 30 |
| Abb.24: Von <i>Neonectria ditissima</i> befallener Ast mit typischer krebsartiger Wucherung | 31 |
| Abb. 25: Stromata von <i>Biscogniauxia nummularia</i> (Foto: TOMICZEK ET AL. 2005) | 32 |
| Abb.26: Sonnenbrandgeschädigter Südwestrand eines Altbestandes | 33 |
| Abb.27: Lage der acht Untersuchungsbestände (auf Grundlage der Buchenverbreitungskarte | 36 |
| Abb. 28: Vitalitätsstufen 0 bis 3 an der Buche im Winter- (links) und Sommerzustand (rechts) (ROLOFF 2001); Stufe 4 (abgestorben) fehlt in der Abbildung | 40 |

| | |
|--|----|
| Abb.29: Fallenbaum 5a1 (links) mit Vitalitätsstufe 3,0 und „Spieß“-Klasse 4 und Fallenbaum 5a2 (rechts) mit Vitalitätsstufe 2,0 und „Spieß“-Klasse 2 | 41 |
| Abb.30 a und b: Kombifallen am Boden (Falle 1au) und im Kronenraum (Falle 1ao) | 43 |
| Abb.31: Männlicher Buchenprachtkäfer neben ausgelöstem Aedeagus | 45 |
| Abb.32: Standorte der 20 Fangbäume | 47 |
| Abb.33: Eigelege an einem Fangbaum | 48 |
| Abb.34: Längsgliederung der Fangbäume in Meterabschnitte | 49 |
| Abb.35: Querschnittsgliederung der Stammseiten der Fangbäume vom Stammfuß aus betrachtet..... | 49 |
| Abb.36: Beispielfotos der vier Rauigkeitsstufen (verändert nach GRUENER 2009) | 50 |
| Abb.37: Standorte der Probestaumpfällungen über Bayern | 52 |
| Abb.38: Fraßgangsystem des Buchenprachtkäfers nach Entfernen der Rinde..... | 53 |
| Abb.39: Beispiel für ein Klimadiagramm verändert nach WALTER & LIETH (1960) | 56 |
| Abb.40: Gesamtfangzahlen 2010 bis 2012 | 58 |
| Abb. 41: Mediane der Jahresfangzahl pro Falle in den Jahren 2010 bis 2012..... | 59 |
| Abb.42: Zeitliche Verteilung der Fänge 2010 (n=158), 2011 (n=124), 2012 (n=102) und Hauptschwärmzeiten (2. und 3. Quartil der Fänge) | 60 |
| Abb.43: Entwicklung der Fangzahlen 2010 (n=158), 2011 (n=124) und 2012 (n=102) mit zunehmender Temperatursumme (>15°C)..... | 62 |
| Abb. 44 a, b, c: Entwicklung der Aktivitätsdichten von <i>A. viridis</i> differenziert nach männlichen (blau) und weiblichen (rot) Individuen in den Fangjahren 2010, 2011, 2012 | 63 |
| Abb. 45: Verteilung der Fangzahlen 2010 (n=158), 2011 (n=124) und 2012 (n=102) auf die acht Untersuchungsbestände..... | 64 |
| Abb. 46: Ariditätsindizes <i>i</i> in den Untersuchungsbeständen von 2010 bis 2012 sowie im Extremjahr 2003 auf Grundlage der Messwerte der Wetterstationen des LfL..... | 65 |
| Abb. 47: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 1 (Wetterstation Köslau) | 67 |
| Abb. 48: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für die Untersuchungsbestände 3 und 4 (Wetterstation Steinfeld)..... | 67 |
| Abb. 49: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 5 (Wetterstation Buch) | 68 |
| Abb. 50: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 7 (Wetterstation Frauenriedhausen)..... | 68 |
| Abb.51: Verteilung der Fänge 2010 (N=158; grüne Balken) und 2011 (N=124, gelbe Balken) auf die 16 Probekreise mit je einer Falle | 71 |
| Abb.52: Verteilung der Fänge 2012 (N=102) auf die zehn Probekreise mit je zwei Fallen | 72 |
| Abb. 53: Verteilung der Fangzahlen pro Falle auf die je acht a- und b-Probekreise 2010/2011 mit je einer Falle und die je fünf a- und b-Probekreise 2012 mit je zwei Fallen..... | 73 |
| Abb. 54: Anteil der Buchen mit „Spieß“ in den a- und b-Probekreisen der acht Untersuchungsbestände | 75 |

| | |
|--|-----|
| Abb. 55: Anteil der Buchen mit Sonnenbrandsymptomen in den a- und b-Probekreisen der acht Untersuchungsbestände..... | 75 |
| Abb. 56: Verteilung der Vitalitätsstufen unter den Buchen der einzelnen Probekreise | 76 |
| Abb. 57: Verteilung der Fänge 2012 (N=102) auf die fünf Probekreise mit je zwei Fallen | 79 |
| Abb.58: mittlere Aktivitätsdichten von <i>A. viridis</i> 2010 (N=158) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume | 81 |
| Abb.59: mittlere Aktivitätsdichten von <i>A. viridis</i> 2011 (n=124) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume | 81 |
| Abb.60: mittlere Aktivitätsdichten von <i>A. viridis</i> 2012 (n=102) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume | 82 |
| Abb.61: Vergleich der Aktivitätsdichten zwischen Bäumen mit „Spießern“ und ohne „Spieße“..... | 83 |
| Abb.62: Vergleich der mittleren Fangzahlen bei unterschiedlicher Anzahl von „Spießern“ | 84 |
| Abb.63: Vergleich der mittleren Fangzahlen an Buchen mit sichtbaren Sonnenbrandsymptomen und ohne solche | 85 |
| Abb. 64: Höhen und BHD der Fallenbäume 2010/2011 (N=16) | 86 |
| Abb. 65: Höhen und BHD der Fallenbäume 2012 (N=20) | 86 |
| Abb.66: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum nördlichen Nachbarn | 88 |
| Abb.67: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum östlichen Nachbarn | 89 |
| Abb.68: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum südlichen Nachbarn | 89 |
| Abb.69: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum westlichen Nachbarn | 90 |
| Abb.70: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=16) während der Fangsaison 2010; Fallen sortiert nach Tagesmaxima | 91 |
| Abb.71: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=16) während der Fangsaison 2011; Fallen sortiert nach Tagesmaxima | 91 |
| Abb.72: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=20) während der Fangsaison 2012; Fallen sortiert nach Tagesmaxima | 92 |
| Abb.73: Geschlechterverhältnisse der gefangenen Käfer 2010 (N=158), 2011 (N=124) und 2012 (N=100)* | 93 |
| Abb. 74 a und b: Verhältnis Gesamtkörperlänge zu Elytrenlänge der weiblichen und männlichen Buchenprachtkäfer (Regressionsgerade wegen fehlender Normalverteilung nicht zulässig (Abb.75 a und b)) | 94 |
| Abb.75 a und b: Verteilung der Elytrenlängen der gefangenen Buchenprachtkäfer nach Geschlechtern | 95 |
| Abb.76: Elytrenlängen nach Fangjahr und Geschlecht..... | 96 |
| Abb. 77: Verteilung der Elytrenlängen weiblicher (n1=212) und männlicher Buchenprachtkäfer (n2=169) an Buchen mit (n1=11) und ohne Sonnenbrand (n2=15)..... | 99 |
| Abb. 78: Verteilung der Elytrenlängen weiblicher (n1=212) und männlicher Buchenprachtkäfer (n2=169) an Buchen mit „Spießern“ (n1=19) und ohne „Spieße“ (n2=7)..... | 100 |
| Abb.79: Verteilungen der Schlussgrade im Umkreis von 25m zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10) | 104 |

| | |
|--|-----|
| Abb.80: Höhenverteilungen zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10) | 106 |
| Abb.81: Längenverteilungen zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10) | 106 |
| Abb.82: Prozentuale und absolute Verteilung der Eigelege (N=646) auf die jeweils drei Stammseiten der sieben belegten Fangbäume unterschieden nach ihrer Exposition nach der Fällung (liegend) | 108 |
| Abb.83: Prozentuale und absolute Verteilung der Eigelege (N=646) auf die Stammseiten der sieben belegten Fangbäume unterschieden nach ihrer Exposition vor der Fällung (stehend) | 109 |
| Abb.84: Anteile der Abschnittsteiflächen ohne (n=566) und mit (n=37) Rindenschäden an den sieben mit Eiern belegten Fangbäumen | 110 |
| Abb.85: Durchmesserverteilung der Fangbaumabschnitte (N=201) der sieben belegten Fangbäume... | 112 |
| Abb.86: Stärkeklassen mit Eiern belegter (n=130) und nicht belegter (n=71) Fangbaumabschnitte | 112 |
| Abb.87: Häufigkeit der Rauigkeitsstufen nach GRÜNER (2009) an den Abschnittsteiflächen (N=603) der belegten Fangbäume (N=7) | 114 |
| Abb.88: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2010 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 1c und 1d, gefällt am 17.05.2011 | 116 |
| Abb.89: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2010 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 7c und 7d, gefällt am 12.05.2010..... | 116 |
| Abb.90: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2011 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 9 und 7e, gefällt am 06.06.2011 | 117 |
| Abb.91: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2012 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 7f (N=38), gefällt am 01.07.2012..... | 117 |
| Abb.92: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2012 (kumuliert) an Fangbaum 9 (N=28), gefällt am 06.06.2011 | 118 |
| Abb.93: Zeitverlauf der Imagoausflüge 2011 (N=964) an den Fangbäumen 1c (n=594), 1d (n=335) und 7d (n=35) sowie jeweils Zeitraum des 2. und 3. Quartils der Ausflüge (gestrichelt) | 125 |
| Abb.94: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=159) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=594) an Fangbaum 1c..... | 126 |
| Abb.95: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=55) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=335) an Fangbaum 1d | 127 |
| Abb.96: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=67) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=4) an Fangbaum 7c..... | 127 |
| Abb.97: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=157) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=35) an Fangbaum 7d | 128 |
| Abb.98: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2011 (N=85) bis zu den Imagoausflügen 2012 (N=10) an Fangbaum 9 | 128 |
| Abb.99: mittlere Entwicklungsdauer vom Ei zur Imago an den 2010 gefällten Fangbäumen..... | 129 |
| Abb.100: Temperatursummen >15°C von Eiablage bis Imagoausflug an den Fangbäumen..... | 130 |
| Abb.101: gefällte Buchen (N=65) mit bzw. ohne Befall durch <i>A. viridis</i> | 131 |
| Abb.102: Verteilung der Mischungsarten in den umgebenden Beständen (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) in Prozent und Anzahl | 133 |

| | |
|---|-----|
| Abb.103: Verteilung der Vorausverjüngungsflächenanteile unter den umgebenden Beständen (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 133 |
| Abb.104: Häufigkeit der Schlussgrade der umgebenden Bestände (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 134 |
| Abb.105: Totholz mengen der Zersetzungsgrade Z2 und Z3 im Radius von 25m um die gefällten Buchen (N=65)..... | 135 |
| Abb.106: Häufigkeiten der Schlussgrade zum südlichen Nachbarbaum befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 137 |
| Abb.107: Häufigkeit der Schlussgrade zum westlichen Nachbarbaum befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 137 |
| Abb.108: Prozentuale und anzahlmäßige Verteilung der BHD-Stärkeklassen auf die 65 gefällten Buchen | 138 |
| Abb.109: Prozentuale und anzahlmäßige Verteilung der Höhenstufen auf die 65 gefällten Buchen | 139 |
| Abb.110: BHD-Verteilung unter befallenen (n=31) und nicht befallenen Buchen (n=34) | 140 |
| Abb.111: Anteile und Anzahlen von <i>A. viridis</i> befallener (n=31) und nicht befallener (n=34) Buchen innerhalb der einzelnen Vitalitätsstufen..... | 141 |
| Abb.112: Befallshäufigkeit unter Buchen mit "Spießern" und ohne "Spieße"..... | 142 |
| Abb.113: Anteile und Anzahlen von <i>A. viridis</i> befallener (n=31) und nicht befallener (n=34) Buchen innerhalb der sechs Anzahlklassen von „Spießern“ | 143 |
| Abb. 114: Häufigkeitsverteilung der Stärkeklassen an von <i>A. viridis</i> befallenen Astbereichen (N=1182) | 145 |
| Abb.115: Anzahlen und Prozentsätze gefällter Buchen (N=65) mit und ohne Borkenkäferbefall | 147 |
| Abb.116: Häufigkeit von Sonnenbrandsymptomen an Buchen mit (n=31) und ohne Befall durch <i>A. viridis</i> (n=34) | 149 |
| Abb. 117 a bis f: Klimadiagramme nach WALTER & LIETH (1960) für die Jahre 1947, 2003 und 2011 in Würzburg und Augsburg..... | 170 |

Tabellen

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Orte und Wuchsgebiete der acht Untersuchungsbestände | 35 |
| Tabelle 2: Aufnahmeparameter zu den Untersuchungsbeständen am Beispiel von Bestand 1 | 37 |
| Tabelle 3: Ökologische Feuchtestufen und daraus abgeleitete Wasserstressrisiken in den Untersuchungsbeständen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1996) | 37 |
| Tabelle 4: Definition der Kronenschlussgrade (z. B. BURSCHEL & HUSS 1997; RITTERSHOFER 1999)..... | 38 |
| Tabelle 5: Baumklassen nach KRAFT (1884)..... | 39 |
| Tabelle 6: Klassifizierung der Fallenbäume nach Anzahl der abgestorbenen Astenden in der Oberkrone (sog. „Spieße“)..... | 40 |
| Tabelle 7: Totholzzersetzungsgrade nach Aufnahmeanweisung der BWI2 (BMELV 2000)..... | 41 |
| Tabelle 8: Standorte und Fällungsdaten der 20 Fangbäume..... | 46 |
| Tabelle 9: Klassenbildung der Stammabschnittsdurchmesser | 48 |
| Tabelle 10: Ordinale Skalierung der Stammseitenexpositionen nach Strahlungsgenuss | 50 |
| Tabelle 11: Klasseneinteilung der Baumhöhen..... | 51 |
| Tabelle 12: Klasseneinteilung der Aststärken an Befallsstellen..... | 53 |
| Tabelle 13: Klasseneinteilung der Anteile befallener Äste je Buchenkrone | 54 |
| Tabelle 14: Wilcoxon-Teststatistik zum Vergleich der mittleren Fangzahlen in den über den Gesamtzeitraum eingesetzten Fallen (N=10)..... | 59 |
| Tabelle 15: Schwärmdauer des Buchenprachtkäfers 2010 (n=158), 2011 (n=124), 2012 (n=102) | 61 |
| Tabelle 16: Zahlen der Tage mit $T_{max200} > 15^{\circ}C$ | 62 |
| Tabelle 17: Rangkorrelationen zwischen jährlichen Aktivitätsdichten und Klimadaten der acht (2010/2011) bzw. fünf (2012) Untersuchungsbestände nach Messwerten der jeweils nächsten Wetterstationen des LfL | 66 |
| Tabelle 18: Ökologische Feuchtestufen und daraus abgeleitete Wasserstressrisiken in den Untersuchungsbeständen..... | 69 |
| Tabelle 19: Rangkorrelationen zwischen Aktivitätsdichten und Wasserstressrisiko in den Untersuchungsbeständen..... | 69 |
| Tabelle 20: Untersuchte Strukturparameter | 70 |
| Tabelle 21: Rangkorrelationen zwischen Bestandesstrukturparametern und Aktivitätsdichten in den Untersuchungsbeständen..... | 70 |
| Tabelle 22: Vergleich der mittleren Fangzahlen zwischen a- und b-Probekreisen 2010 (N=158), 2011 (N=124) und 2012 (N=102) | 72 |
| Tabelle 23: Vergleich der Vitalitätsparameter zwischen a- und b-Probekreisen innerhalb der Bestände (j/n = ja/nein)..... | 74 |
| Tabelle 24: U-Test zum Vergleich der Vitalitätsparameter zwischen a- und b-Probekreisen..... | 74 |
| Tabelle 25: Rangkorrelationen zwischen den Vitalitätsmerkmalen der Probekreise und den Aktivitätsdichten..... | 76 |
| Tabelle 26: Rangkorrelationen zwischen Struktur- und Vitalitätsparametern innerhalb der Probekreise (N=16)..... | 77 |

| | |
|---|-----|
| Tabelle 27: Vitalitätsmerkmale der Fallenbäume 2010/2011 (N=16; j = ja, n = nein) | 79 |
| Tabelle 28: Vitalitätsmerkmale der Fallenbäume 2012 (N=20) | 80 |
| Tabelle 29: U-Test zum Vergleich der Aktivitätsdichten in Kronen mit "Spießern" und ohne "Spieße" | 82 |
| Tabelle 30: Rangkorrelationen zwischen Fangzahlen in den einzelnen Buchenkronen und Anzahl der „Spieße“ | 83 |
| Tabelle 31: Vergleich der Fangzahlen an Buchen mit (2010/2011: n=7; 2012: n=9) und ohne Symptome von Sonnenbrand (2010/2011: n=9; 2012: n=11) | 85 |
| Tabelle 32: Rangkorrelationen von Baumhöhen bzw. BHD mit Aktivitätsdichten | 87 |
| Tabelle 33: Rangkorrelationen zwischen Fangzahlen und Kraft-Klasse der Fallenbäume | 87 |
| Tabelle 34: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und Aktivitätsdichten | 88 |
| Tabelle 35: Rangkorrelationen zwischen den mittleren Tagesmaxima der Fangsaison und den Fangzahlen | 90 |
| Tabelle 36: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen von Männchen (n=169) und Weibchen (n=212)..... | 95 |
| Tabelle 37: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Elytrenlängen in den Jahren 2010, 2011 und 2012 .. | 96 |
| Tabelle 38: Rangkorrelationen zwischen Fangdatum und Elytrenlänge innerhalb der einzelnen Jahre ... | 97 |
| Tabelle 39: Rangkorrelationen zwischen Elytrenlänge und Aktivitätsdichte | 98 |
| Tabelle 40: Rangkorrelationen zwischen Elytrenlängen weiblicher (n=212) und männlicher Individuen (n=169) und Einzelbaumparametern | 98 |
| Tabelle 41: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen weibl. Individuen (n=212) an Buchen mit (n ₁ =11) und ohne (n ₂ =15) Sonnenbrandschäden sowie mit (n ₁ =19) und ohne „Spieße“ (n ₂ =7)..... | 99 |
| Tabelle 42: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen männl. Individuen (n=169) an Buchen mit (n ₁ =11) und ohne Sonnenbrandschäden (n ₂ =15) sowie mit „Spießern“ (n ₁ =19) und ohne „Spieße“ (n ₂ =7)..... | 99 |
| Tabelle 43: Verteilung der Eigelege 2010 (N=440) auf die sechs Fangbäume | 101 |
| Tabelle 44: Verteilung der Eigelege 2011 (N=142) auf die vier Fangbäume | 101 |
| Tabelle 45: Verteilung der Eigelege 2012 (N=66) auf die zehn 2012 gefällten Fangbäume sowie den 2011 gefällten Fangbaum 9 | 102 |
| Tabelle 46: U-Test zum Vergleich mit Eiern belegter (n=7) und nicht belegter Fangbäume (n=10) anhand verschiedener Umgebungsparameter | 103 |
| Tabelle 47: T-Test zum Vergleich mit Eiern belegter (n=7) und nicht belegter Fangbäume (n=10) anhand verschiedener Einzelbaumparameter | 105 |
| Tabelle 48: U-Test zum Vergleich mit Eiern belegter (n=7) und nicht belegter Fangbäume (n=10) anhand verschiedener Einzelbaumparameter | 105 |
| Tabelle 49: Rangkorrelationen zwischen Vitalität der Fangbäume und Eigelegezahl (N=646) | 107 |
| Tabelle 50: Anzahlen belegter Abschnitte und Abschnittsteiflächen an den sieben belegten Fangbäumen | 108 |
| Tabelle 51: Rangkorrelationen zwischen der Verteilung der Gelege auf die Stammseiten und deren Exposition vor (stehend) und nach der Fällung (liegend)..... | 109 |
| Tabelle 52: U-Test zum Vergleich der Eiablagehäufigkeit an Abschnittsteiflächen der belegten Fangbäume (N=7) mit (n=37) und ohne Rindenverletzungen (n=566) | 111 |

| | |
|--|-----|
| Tabelle 53: Kreuztabelle zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von Sonnenbrand und Eiablagen von <i>A. viridis</i> | 111 |
| Tabelle 54: Signifikanztest zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von Sonnenbrand und Eiablagen von <i>A. viridis</i> | 111 |
| Tabelle 55: Rangkorrelationen zwischen den Durchmessern der Fangbaumabschnitte (N=201) und den Eigelegezahlen (N=646) | 113 |
| Tabelle 56: Stichprobenweise Zählung der Einbohrlöcher (N=746) an den Fangbäumen | 119 |
| Tabelle 57: (Rang-) Korrelationen zwischen Umgebungsparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255) | 120 |
| Tabelle 58: Korrelationen zwischen Einzelbaumparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255) | 121 |
| Tabelle 59: Rangkorrelationen zwischen Einzelbaumparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255) | 121 |
| Tabelle 60: U-Tests zum Vergleich der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255) zwischen Fangbäumen mit und ohne „Spieße“ oder Sonnenbrand | 121 |
| Tabelle 61: Rangkorrelationen zwischen der Anzahl der Einbohrungen (N=746) je untersuchtem Gelege (N=255) und den Eigenschaften der jeweiligen Stammabschnittsteilfläche (N=112) | 122 |
| Tabelle 62: U-Test zum Vergleich der Einbohrzahlen aus Gelegen an Fangbaumabschnitten mit (n=18) und ohne Rindenverletzungen (n=237) | 122 |
| Tabelle 63: Verteilung der Ausfluglöcher (N=978) auf die mit Eiern belegten Fangbäume und Berechnung der Mortalität bis zum Imagoausflug | 123 |
| Tabelle 64: Korrelationen zwischen den Mortalitätsraten und den Umgebungs- und Einzelbaumparametern der Fangbäume, an denen es zu Imagoausflügen kam (N=5) | 124 |
| Tabelle 65: Rangkorrelationen zwischen den Mortalitätsraten und den Umgebungs- und Einzelbaumparametern der Fangbäume, an denen es zu Imagoausflügen kam (N=5) | 124 |
| Tabelle 66: U-Test zum Vergleich der Mortalitätsraten zwischen den Gruppen der dichotomen Einzelbaumparameter | 124 |
| Tabelle 67: Verteilung der gefälltten Buchen (N=58) auf die ökologischen Feuchtestufen und Wasserstressrisiken | 132 |
| Tabelle 68: U-Test zum Vergleich vertikaler Bestandesstrukturen in der Umgebung befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 134 |
| Tabelle 69: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade der umgebenden Bestände befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) | 135 |
| Tabelle 70: U-Test zum Vergleich der Buchentotholz mengen im 25m-Radius um Buchen mit (n=31) und ohne Befall (n=34) | 136 |
| Tabelle 71: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zu den unmittelbaren Nachbarbäumen der befallenen (n=31) und nicht befallenen Buchen (n=34) | 136 |
| Tabelle 72: U-Test auf Abhängigkeit zwischen Vitalitätsstufe und Besiedlung durch <i>A. viridis</i> (j/n) unter den gefälltten Buchen (N=65) | 140 |

| | |
|---|-----|
| Tabelle 73: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von „Spießen“ und Buchenprachtkäferbefall (N=65)..... | 142 |
| Tabelle 74: U-Test auf Abhängigkeit zwischen der Anzahl der „Spieße“ und Besiedlung durch <i>A. viridis</i> | 143 |
| Tabelle 75: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und Vitalitätsstufen der gefällten Buchen (N=65) | 144 |
| Tabelle 76: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zwischen Buchen mit (n=41) und ohne “Spieße” (n=24) | 144 |
| Tabelle 77: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und der Zahl von “Spießen” an den gefällten Buchen (N=65) | 144 |
| Tabelle 78: Kreuztabelle zum Vergleich der Verteilungen von Prachtkäfer- und Pilzbefall auf die 27 beprobten Buchen | 148 |
| Tabelle 79: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung auf Zusammenhänge zwischen Befall durch <i>A. viridis</i> (n=10) und <i>N. ditissima</i> (n=6) an den 27 beprobten Buchen..... | 148 |
| Tabelle 80: Kreuztabelle zur Prüfung der Abhängigkeit von Sonnenbrand und Buchenprachtkäferbefall (N=65)..... | 149 |
| Tabelle 81: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung der Abhängigkeit von Sonnenbrandsymptomen und Buchenprachtkäferbefall (N=65)..... | 149 |
| Tabelle 82: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zwischen Buchen mit (n=29) und ohne (n=36) sichtbare Sonnenbrandschäden..... | 150 |
| Tabelle 83: U-Test zum Vergleich der Vitalitätsstufen zwischen Buchen mit (n=29) und ohne (n=36) sichtbare Sonnenbrandschäden..... | 150 |

Abkürzungen

| | |
|-------------|---|
| 1. Abb. | Abbildung |
| 2. AD | Altdurchforstung |
| 3. B° | Bestockungsgrad |
| 4. BA | Baumart |
| 5. BaySF | Bayerische Staatsforsten |
| 6. BHD | Brusthöhendurchmesser |
| 7. BMEL | Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft |
| 8. BMELV | Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz |
| 9. BPK | Buchenprachtkäfer (<i>Agrilus viridis</i>) |
| 10. Bu | Buche |
| 11. BWI | Bundeswaldinventur |
| 12. d | Durchmesser |
| 13. dg | Durchmesser des Grundflächenmittelstamms |
| 14. Efm | Erntefestmeter |
| 15. Ei | Eiche |
| 16. Es | Esche |
| 17. Fi | Fichte |
| 18. fm | Festmeter |
| 19. ForstBW | Forstverwaltung in Baden-Württemberg |
| 20. FSC | Forest Stewardship Council |
| 21. FVA | Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg |
| 22. h | Höhe |
| 23. j | ja |
| 24. j/n | ja/nein |
| 25. JD | Jungdurchforstung |
| 26. JP | Jungbestandspflege |
| 27. Kap. | Kapitel |
| 28. Kat. | Kategorie |
| 29. kumul. | kumuliert |

| | |
|-------------|--|
| 30. l | Länge |
| 31. LB | Langholz der Qualitätsklasse B |
| 32. LC | Langholz der Qualitätsklasse C |
| 33. LfL | Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft |
| 34. lt. | laut |
| 35. MKULNV | Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen |
| 36. MLR | Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg |
| 37. n | nein |
| 38. PEFC | Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes |
| 39. Q | Quartil |
| 40. rd. | rund |
| 41. sog. | sogenannt |
| 42. StMELF | Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten |
| 43. StMLF | Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten |
| 44. Tmax | Höchsttemperatur |
| 45. Tmax200 | Höchsttemperatur gemessen in 200cm Höhe über dem Boden |
| 46. TMLFUN | Thüringer Ministerium für Landwirtschaft Forsten, Umwelt und Naturschutz |
| 47. TWB | Teilwuchsbezirk |
| 48. Vfm | Vorratsfestmeter |
| 49. VN | Verjüngungsnutzung |
| 50. VVJ | Vorausverjüngung |
| 51. WB | Wuchsbezirk |
| 52. WG | Wuchsgebiet |
| 53. WSL | Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft |

1 Einleitung

1.1 Anlass der Arbeit

Nach dem Trockenjahr 2003 kam es in Bayern wie auch anderen Teilen Deutschlands vermehrt zu Vitalitätsverlusten an älteren Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.), die durch Kronenverlichtungen, Rindenschäden und Befall durch Insekten, insbesondere durch den Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis* L.), gekennzeichnet waren und vielerorts noch immer deutlich sichtbar sind. Betroffen waren meist durch Freistellung oder Randlage sonnenexponierte, ältere Einzelbäume und Bestandesteile (BRESSEM 2008, DELB 2004, LOBINGER & MUCK 2007). Zu wesentlich schwerwiegenderen Schäden als in Deutschland kam es während dieser Zeit in Westungarn. Dort ereignete sich im Zeitraum 2003 bis 2006 eine Kalamität, der auch ganze Bestände zum Opfer fielen. LAKATOS & MOLNAR (2009) berichten von 120.000fm Buchenschadholz in diesem Zeitraum. Sie führen das Ereignis auf die dort schwere und langanhaltende Trockenperiode von 2000 bis 2004 mit Schwerpunkt 2003 zurück. Dabei kam es zu Sonnenbrandschäden und einem starken Befall durch Schadinsekten - insbesondere durch *A. viridis* und *Taphrorychus bicolor* Hbst.. Betroffen waren hauptsächlich lichte Altbestände, aber auch jüngere ab ca. 60 Jahren (Abb.1). In der am schwersten betroffenen Region, dem Komitat Zala, betrug die langjährige (1961 bis 2007) Jahresmitteltemperatur 9,9°C (April bis September 16,3°C), die durchschnittlichen Niederschläge lagen bei 681mm/Jahr (April bis September 427mm). Im Extremjahr 2003 waren es 11,1°C (18,8°C) und 436mm (270mm) (LAKATOS & MOLNAR 2009) – Werte, die für die kommenden Jahrzehnte auch in Teilen Bayerns denkbar sind (MAIER 2007).



Abb.1: Bestandesrelikte nach der Buchenkalamität 2003 bis 2006 in Westungarn 2010

Schadereignisse vergleichbaren Ausmaßes unter Beteiligung des Buchenprachtkäfers in Deutschland sind aus den letzten Jahrzehnten zwar nicht dokumentiert, doch lassen ältere Schilderungen darauf schließen, dass *A. viridis* das Potenzial hat, auch hierzulande zur großflächigen Schädigung oder sogar gänzlichen Vernichtung von Buchenbeständen erheblich beizutragen. Bedeutend sind in diesem Zusammenhang insbesondere die Arbeiten von HEERING (1956a und b) und KAMP (1952 und 1956). Ersterer berichtet - wenn auch ohne Angabe von Schadholzmengen - von regelmäßigen Massenvermehrungen nach Trockenjahren seit Anfang des 19. Jahrhunderts in Baden Württemberg, aber auch in Bayern. Hier waren demnach die Haßberge, die Frankenalb, das Altmühltal, das Weißenburger Land und auch das Voralpenland am stärksten betroffen. KAMP (1956) wiederum nennt konkret den Anfall von insgesamt 500.000 fm „Käferholz“ in Baden-Württemberg in den Jahren 1951 bis 1953 infolge einer mehrjährigen Trockenperiode.

1.2 Zielsetzung

Mit den Arbeiten von HEERING (1956a und b) und KAMP (1952) existieren bislang lediglich zwei ausführlichere Veröffentlichungen zu *A. viridis*. Die Untersuchungen beider Autoren wurden während mit großen ökonomischen Schäden einhergehender, extremer Massenvermehrungen durchgeführt. Über die Ökologie des Käfers in anderen Phasen seines Massenwechsels ist hingegen wenig bekannt. Die Schadsituation in Süddeutschland zu Beginn dieser Arbeit deutet auf im Vergleich deutlich geringere Populationsdichten als in den Nachkriegsjahren hin. Dennoch sind auch heute vielerorts Vitalitäts- und teilweise auch Totalverluste älterer Buchen zu beobachten. Eine wesentliche Frage war daher, welchen Anteil der Buchenprachtkäfer an diesen aktuell sichtbaren Schäden hat.

Zudem sollte die Frage beantwortet werden, welche Faktoren ein verstärktes Auftreten des Käfers begünstigen. Hierzu liegen zwar bereits insbesondere aus oben genannten Arbeiten grundsätzliche Erkenntnisse vor, jedoch wurden diese bisher nicht anhand vergleichender Untersuchungen unter verschiedenen Umweltbedingungen quantifiziert, was hier unter anderem mittels standardisierter Fangsysteme vorgenommen werden sollte. Dabei war auch das künftige Gefährdungspotenzial vor dem Hintergrund des Klimawandels zu diskutieren. Für Bayern wird in den kommenden Jahrzehnten sowohl ein Temperaturanstieg als auch eine Abnahme der Niederschläge erwartet (Kap. 1.3.1), was einerseits ein begünstigender Faktor für thermophile Insekten wie *A. viridis* sein kann und andererseits die Baumart Buche für viele Forstleute zu einem forstwirtschaftlichen Hoffnungsträger macht. Darüber hinaus sollten Wechselwirkungen mit dem Auftreten anderer Schadorganismen oder auch abiotischer Schadereignisse ermittelt werden.

Ein stärkerer Fokus als in den bisherigen Arbeiten zu *A. viridis* sollte schließlich auch auf den Einfluss der Bewirtschaftungsweise gerichtet werden. Da der horizontale und vertikale Aufbau eines Bestandes entscheidend durch das waldbauliche Handeln geprägt wird, sollte überprüft werden, ob und gegebenenfalls in welcher Weise sich die in Bayern aktuell übliche Behandlung der Buche auf die Gefährdung durch den Buchenprachtkäfer auswirken kann. Auch Unterschiede zu früheren und alternativen Waldbaukonzepten sollten unter diesem Aspekt diskutiert werden.

Vor dem Hintergrund, dass das Belassen von Totholz heute insbesondere im Staatswald fester Bestandteil der Buchenwirtschaft ist, war außerdem zu untersuchen, ob bzw. unter welchen Bedingungen von diesem eine zusätzliche Gefährdung ausgehen kann. Aus den gewonnenen Erkenntnissen schließlich sollten für die forstliche Praxis Handlungsempfehlungen zur Prävention von Massenvermehrungen und im bereits eingetretenen Gradationsfall zum Umgang mit betroffenen Bäumen oder Beständen abgeleitet werden.

1.3 Die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.)

1.3.1 Potenzielle und tatsächliche Verbreitung der Rotbuche

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), im Folgenden auch einfach als Buche bezeichnet, ist die Baumart mit dem größten potenziellen Verbreitungsgebiet in Mitteleuropa (Abb.2). Auch in weiten Teilen des übrigen Europas findet sie geeignete Bedingungen vor. Ausgenommen sind lediglich klimatisch vergleichsweise extreme Regionen wie das boreale Nordeuropa, der Mittelmeerraum und besonders ausgeprägt kontinentale Teile Osteuropas (BOHN et al. 2000).

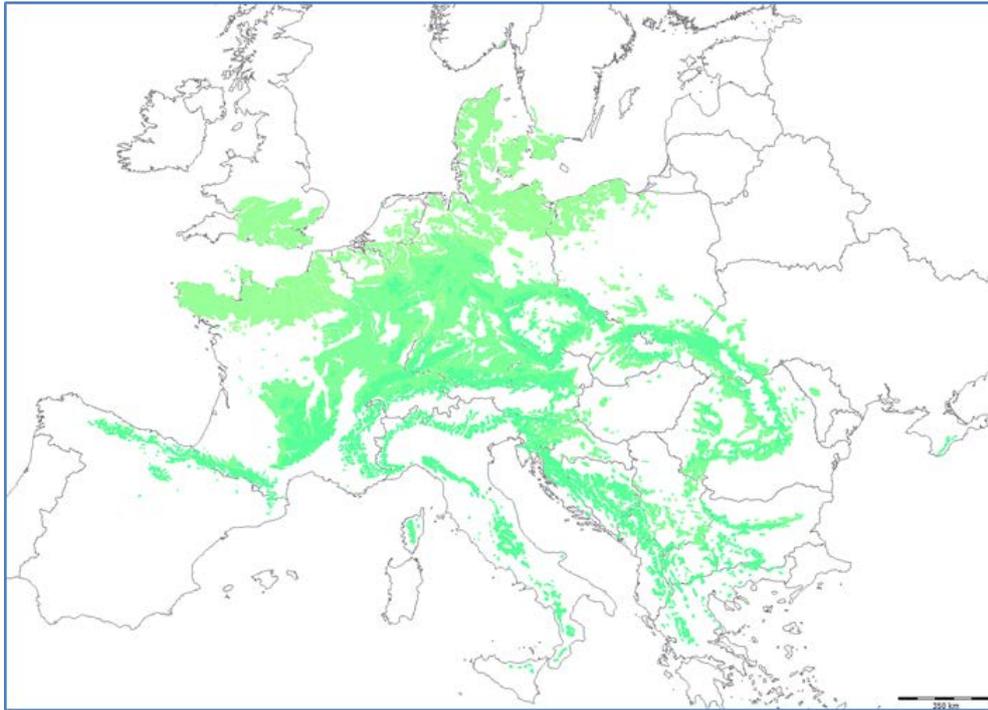


Abb.2: potenzielle Verbreitung der Buchenwälder in Europa (BOHN et al. 2000)

Für die weite Verbreitung der Rotbuche gibt es verschiedene Gründe. Durch ihre stark schattenwerfende Krone, ihre geringen Lichtansprüche in der Jugend, ihr intensives Feinwurzelsystem sowie ihre vergleichsweise geringe Anfälligkeit gegenüber Schadorganismen ist sie die konkurrenzstärkste Baumart Mitteleuropas (WALENTOWSKI et al. 2004). Auch in der Breite ihres Toleranzbereiches bezüglich des Wasserhaushalts und der Basensättigung im Boden übertrifft die Buche alle anderen mitteleuropäischen Baumarten (Abb.3). An mäßig trockenen bis trockenen Standorten ist sie potenziell ebenso dominierend wie auf feuchten – auf sauren ebenso wie auf alkalischen (LEUSCHNER et al. 1993; LEUSCHNER et al. 2006).

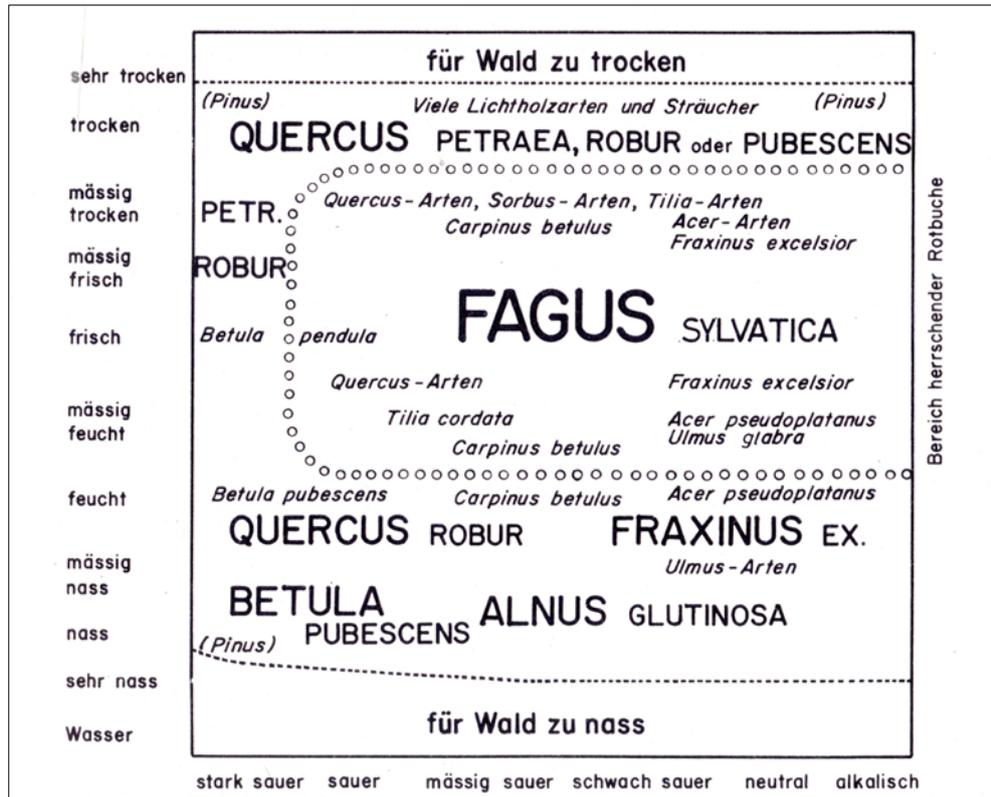


Abb.3: Ökogramm der Baumarten Mitteleuropas (ELLENBERG 1986)

Zudem verfügt diese Baumart über eine ausgesprochen weite klimatische Amplitude. KÖLLING et al. (2005) nennen für die Buche in Mitteleuropa eine Bandbreite von Jahresmitteltemperaturen zwischen 4°C und 12°C und Jahresniederschlägen von 450mm bis über 2.000mm. MICHIELS (2008) zieht lediglich die Mitteltemperaturen und die durchschnittlichen Niederschläge während der Vegetationszeit von Mai bis September heran. Er kommt zu zwei Temperaturobergrenzen als „erste Anhaltswerte“. Diese betragen für niederschlagsreichere Regionen mit Niederschlägen über 350mm in der Vegetationszeit 13°C und für die niederschlagsärmeren 12°C. CZAIKOWSKI (2006), der die bestimmenden Faktoren der Arealgrenzen in Nordosteuropa untersucht hat, kommt zu dem Schluss, „dass eine Kombination von Niederschlagsmangel (<500 mm/a bzw. <250 mm während der Vegetationsperiode), thermischer Kontinentalität mit heißen Sommern (Juli-Mitteltemperatur >19°C) und kalten, langen Wintern (>141 Tage mit <0°C Mitteltemperatur, Januar-Mitteltemperatur <-3°C) sowie einer kurzen Wachstumsperiode (<217 Tage \geq 7°C) ein langfristiges Buchenvorkommen in der Regel

ausschließt“. Er weist in diesem Zusammenhang zudem auf die „unterschiedliche ökophysiologische Anpassung einiger Buchen-Provenienzen an Klimaextreme“ hin.

Nicht zuletzt aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Klimatoleranz läge der Anteil der Baumart Buche in Bayern unter natürlichen Bedingungen bei mehr als 50%.

Buchenwaldgesellschaften würden in Bayern sogar 85% der Waldfläche einnehmen (WALENTOWSKI et al. 2004), deutschlandweit wären es 74% (BMELV 2004). Nach KÖLLING et al. (2007) wird sich an dieser potenziellen Dominanz auch in den kommenden Jahrzehnten nicht viel ändern. Die Klimahüllen veranschaulichen den tolerierten Klimabereich der Buche sowie die aktuell in Bayern (Abb.4) und Gesamtdeutschland (Abb. 5) vorkommenden Kombinationen aus Durchschnittstemperatur und Jahresniederschlag. Es wird ersichtlich, dass die Buche derzeit, zumindest was die Ansprüche an diese Parameter betrifft, nahezu überall in Bayern und auch in ganz Deutschland erfolgreich angebaut werden kann. Die rote Hülle bildet in beiden Abbildungen das zukünftige Klima nach dem als B1 bezeichneten Szenario ab (UMWELTBUNDESAMT 2007). Szenario B1 wird als „niedrigeres Emissionsszenario“ bezeichnet und geht von eher moderaten Klimaveränderungen aus. Bundesweit wird dabei ein Anstieg der Temperaturmittelwerte der Messperiode 1961 bis 1990 zu denen des Zeitraums 2071 bis 2100 um 1,8°C und für die Jahresniederschläge eine Abnahme um 40mm angenommen. Dabei geht man davon aus, dass der Norden Deutschlands stärker betroffen sein wird als der Süden.

Die Werte dieses Zukunftsszenarios liegen bayern- und bundesweit noch fast vollständig im Toleranzbereich der Buche. Lediglich im sehr warm-trockenen Bereich gehen sie über diesen hinaus. Dafür ist aber auch erkennbar, dass im Gegensatz zur aktuellen Situation kaum mehr Bereiche erwartet werden, die zu feucht und zu kühl sind. Insgesamt sind also nur geringfügige Arealverschiebungen zu erwarten. Vor diesem Hintergrund wird die Buche in Bayern als besonders zukunftsfähige Baumart gesehen.

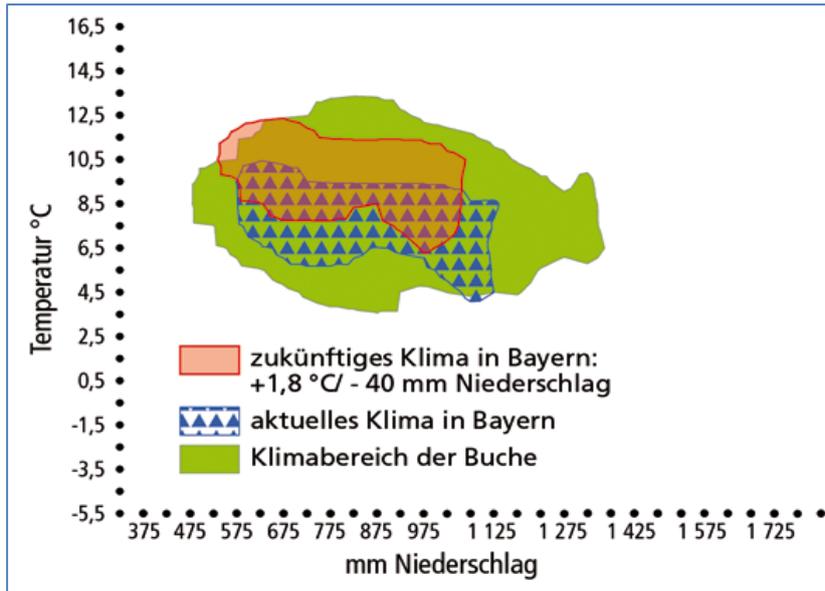


Abb.4: Klimahülle der Buche und Bereiche der aktuellen und bis 2100 erwarteten Jahrestemperaturen in Bayern (KÖLLING et al. 2007)

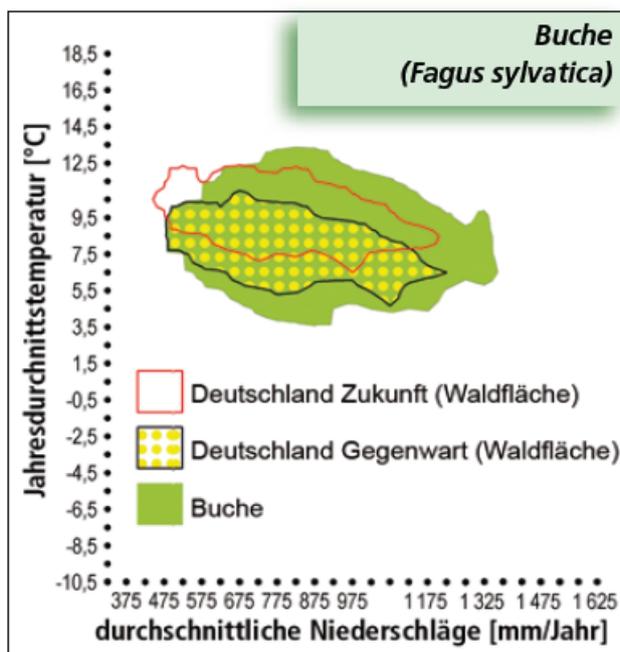


Abb. 5: Klimahülle der Buche und Bereiche der aktuellen und bis 2100 erwarteten Jahrestemperaturen in Deutschland (KÖLLING 2007)

Im deutlichen Kontrast zur potenziellen Verbreitung der Buche steht ihre tatsächliche Beteiligung am aktuellen Waldaufbau. Dabei unterscheiden sich die Buchenanteile an

der Gesamtbestockung zwischen den Bundesländern zum Teil erheblich (Abb. 6). Der Flächenanteil der Buchenbestände im Jahr 2012 betrug nach der Ergebnisdatenbank der Dritten Bundeswaldinventur in Bayern lediglich 13,4% (<https://bwi.info> 2012). Im Nachbarland Baden-Württemberg waren es 23,1%. Bundesweit am höchsten war der Buchenanteil mit 35,1% in Hessen, am geringsten mit 3,2% in Berlin-Brandenburg. Der Anteil in Gesamtdeutschland betrug 2012 16,6%. 98,1% dieser Buchenfläche werden als naturnah oder zumindest bedingt naturnah eingestuft.

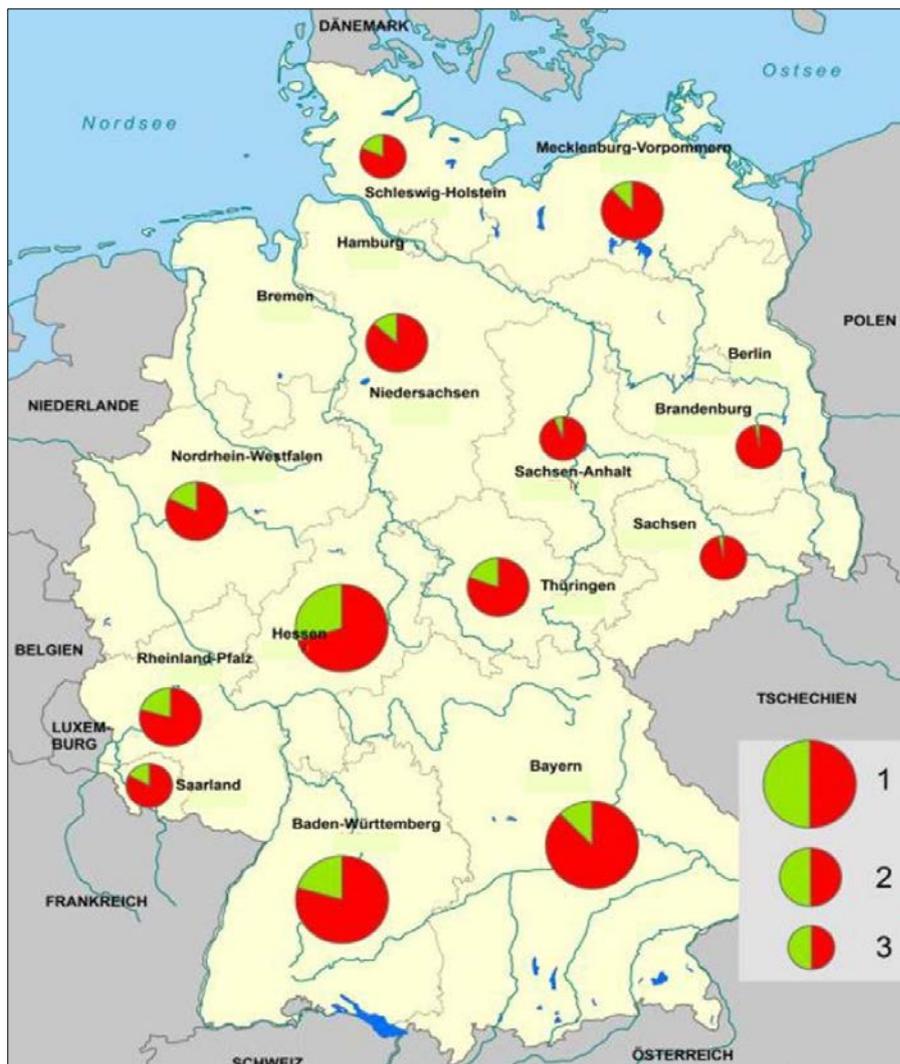


Abb. 6: Anteil von Buchenwäldern (grüner Sektor) an den Gesamtwaldflächen der Bundesländer; Kat.1 (große Kreise): > 200.000ha Buchenwald, Kat. 2: 50.000ha bis 200.000ha Buchenwald, Kat. 3: < 50.000ha Buchenwald (verändert nach KNAPP et al. 2008)

Auch andere europäischen Staaten mit potenziell hohem Buchenaufkommen weisen oft nur eine geringe tatsächliche Beteiligung dieser Baumart auf (Abb. 7). Der mit 83% höchste Buchenanteil findet sich heute in Slowenien.

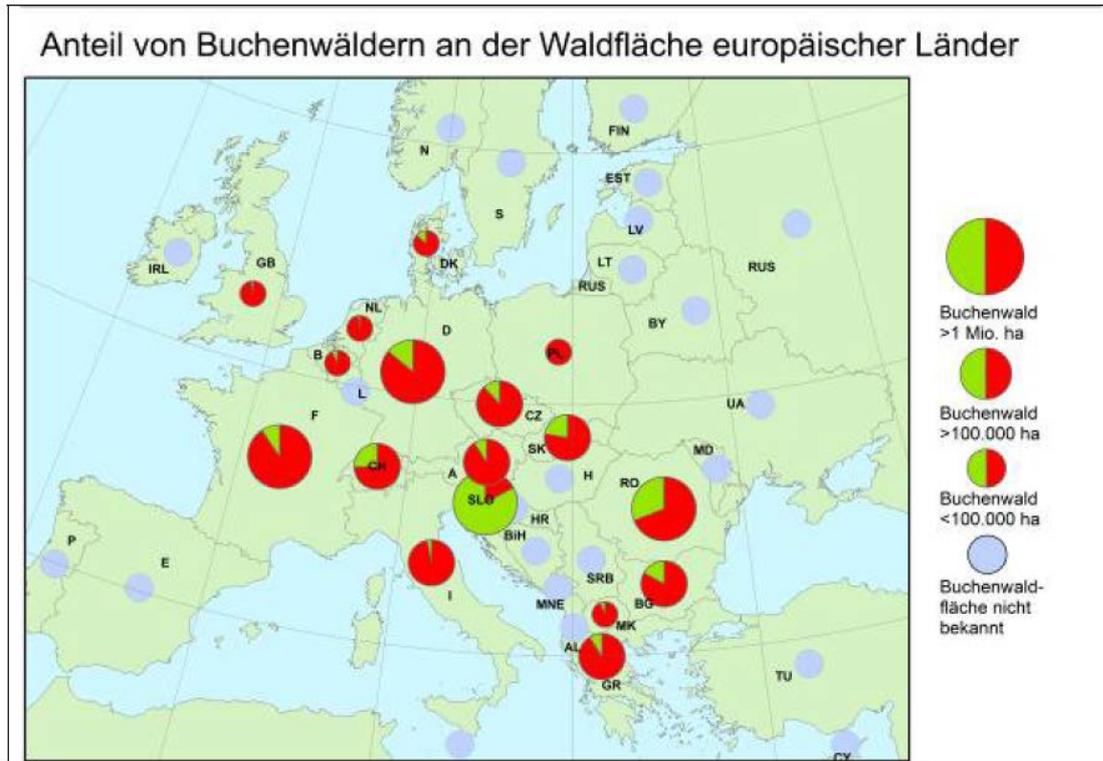


Abb. 7: Prozentualer Anteil von Buchenwald (grüner Sektor) an den Waldflächen mitteleuropäischer Länder (KNAPP et al. 2008)

Die bayerischen Hauptverbreitungsgebiete der Buche befinden sich aktuell vor allem in der Nordhälfte des Landes (Abb.8).

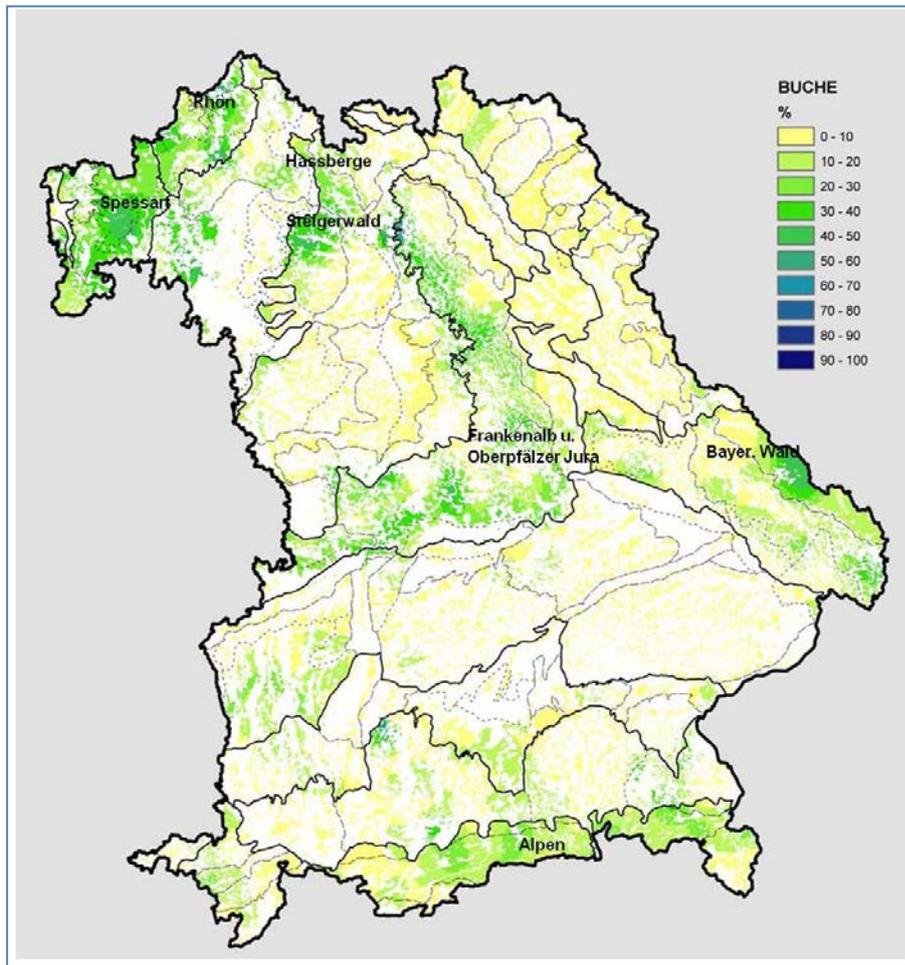


Abb.8: Verbreitung der Buche in Bayern nach BWI2 (BMELV 2004)

Um einen höheren Buchenanteil in Bayern zu erreichen, wird der Anbau der Buche als „Baum der Zukunft“ (Muck et al. 2009) im Rahmen des Waldbaulichen Förderprogramms (StMELF 2015) im Privatwald finanziell unterstützt. Auch die Bayerischen Staatsforsten (BaySF), mit einem Flächenanteil von ca. 30% größter Waldbesitzer des Freistaates, arbeiten auf eine Erhöhung des Buchenanteils hin. Erklärtes Ziel ist eine Steigerung des Buchenanteils von „derzeit rd. 16,8% in den nächsten 50 Jahren auf voraussichtlich knapp 30%“ (BAYSF 2011). Das Pflanzverjüngungsziel im bayerischen Staatswald besteht heute zu 50% aus Buche. Aber auch andere Bundesländer haben sich eine stärkere Orientierung an den

natürlichen Waldgesellschaften und damit eine Erhöhung des Buchenanteils zum Ziel gesetzt (z. B. THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 2004; LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG 2014).

Die bundesweite Zunahme der Buchenfläche von 2002 bis 2012 um 6% (BMEL 2014) zeigt, dass die angestrebte Entwicklung bereits im Gange und eine weitere Zunahme in den kommenden Jahren und Jahrzehnten wahrscheinlich ist.

1.3.2 Forstökonomische Bedeutung der Rotbuche

Im Jahr 2014 wurden bundesweit rund 12 Mio. fm der Baumartengruppe Buche, welche allerdings auch die „sonstigen Laubhölzer“, also alle übrigen außer Eiche, umfasst, eingeschlagen. Der Anteil am deutschen Gesamteinschlag lag damit bei 22%. In Bayern waren es 2,4 Mio. fm Buche (14,5%) und in Baden-Württemberg 2,5 Mio. fm (30,5%). Zum Vergleich: Der Mengenanteil der Eiche (*Quercus spp.*) am Gesamteinschlag lag 2015 bundesweit bei nur 4% und bei lediglich 3% in Bayern (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015). Vor dem Hintergrund dieser Zahlen ist *F. sylvatica* forstökonomisch mit Abstand die wichtigste Laubbaumart sowohl Bayerns als auch der Bundesrepublik. Allerdings hat der Nadelholzeinschlag weiterhin bundes- (74%) und landesweit (83%) einen mengenmäßig weitaus größeren Stellenwert als der der Buche und auch des Laubholzes allgemein.

Die Verwendungszwecke des Buchenholzes liegen wegen seiner geringen Witterungsbeständigkeit insbesondere im Innenbereich, wo es für Parkettböden und Möbel – massiv oder als Furnier – gefragt ist. Durchschnittlich wurden z. B. im I. Quartal 2015 in Bayern für das Leitsortiment LB4 92€ bis 100€/fm gezahlt (STMELF 2015). Geringwertigere Sortimente werden vor allem als Industrieholz, insbesondere zur Zellstoff- und Papierproduktion, vermarktet und erzielten im selben Zeitraum 46,50€ bis 49€/fm. Zudem ist Buchenholz angesichts steigender Heizölpreise wegen seines hohen Heizwertes als Energieholz so begehrt, dass vielerorts die Forstbetriebe die Nachfrage lokaler Selbstwerber kaum noch befriedigen können.

1.3.3 Wuchseigenschaften der Rotbuche

Die Rotbuche kann eine Höhe von 45m, einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von 150cm (selten 200cm) und ein Alter von 300 (500) Jahren erreichen (SCHÜTT et al. 2002). Sie bildet ein Herzwurzelsystem sowie eine – bei ausreichendem Standraum - weit ausladende Krone. Als Schattbaumart weist die Buche zunächst eine vergleichsweise langsame Höhenentwicklung auf. Der jährliche Höhenzuwachs kulminiert erst nach ca. 45 Jahren, der laufende Volumenzuwachs zwischen 75 und 85 Jahren. Der durchschnittliche jährliche Gesamtzuwachs der Buche bleibt bis zu einem Alter von über 150 Jahren nahezu konstant (BURSCHEL & HUSS 1997). Vitale Bäume können weit über die in den Ertragstafeln vorgesehenen Umtriebszeiten hinaus noch mit Lichtungszuwachs und Kronenerweiterung auf Umlichtung reagieren (RITTERSHOFER 1999).

1.3.4 Bewirtschaftung der Rotbuche am Beispiel Bayern

Die Bewirtschaftungsweise der Buche im Staats- bzw. Landeswald wird in den Bundesländern durch jeweils eigene Richtlinien vorgegeben. Nach den Grundsätzen der BAYSF (2011) ist der Leitgedanke „die naturnahe Bewirtschaftung von Buchenbeständen mit dem Ziel, langfristig dauerwaldartige Strukturen auf ganzer Fläche zu erzielen. Angestrebt werden – unter Berücksichtigung der natürlichen Wuchsdynamik der Buche – stabile Bestandsformen mit reichhaltiger Baumartenmischung, hoher Holzqualität sowie breiter Sortimentspalette, mit auch naturschutzfachlich wertvollem kleinflächigem Wechsel von Horizontal- und Vertikalstrukturen.“ Die Eingriffe sollen dabei „früh, mäßig und stetig“ erfolgen. Abb.9 zeigt die den Buchengrundsätzen beiliegende „Orientierungshilfe“ zu den anfallenden Maßnahmen nach Bestandesalter und –oberhöhe.

| Buchenbehandlungsgrundsätze – Orientierungshilfe bessere Standorte – | | | | | |
|---|--|---|---|--|--|
| Alter (Jahre) | 30 40 60 80 → | | | | |
| Bestandsoberhöhe | 12 m 17 m 25 m 30 m | | | | |
| Nutzungsart | JP | JD | AD1 | AD2 | VJN |
| |  |  |  |  |  |
| Wichtige Pflegeeingriffe | Jungwuchs- bzw. Dickungspflege | Auslesedurchforstung | Lichtwuchsdurchforstung: Durchmesserförderung 100 | Lichtwuchsdurchforstung: Durchmesserförderung 50 | Verjüngung/Reifung/Zielstärkennutzung |
| Maßnahmen | Mischbaumartentpflege/Kandidatensicherung | Förderung der Elitebaumanwärter (inkl. Mischbaumarten) | Umlichtung von 100 Elitebäumen, Unter- und Zwischenstand erhalten | Umlichtung von 50 Elitebäumen, Unter- und Zwischenstand erhalten | Femelartige Einleitung/ Fortführung der VJ und ggf. Voranbau, punktuelle Umlichtung einzelner Elitebäume, Zielstärkennutzung |
| Anzahl Elitebäume bzw. Elitebaumanwärter | ca. 150 | 100 (120) | 100 | 50 | |
| Zahl der Eingriffe (in 10 Jahren) | 0-1 | 1 | 1-2 | 1 | 1-2 |
| Entnahmemenge | | bis 30 Efm/ha und Eingriff | max. 60 Efm/ha und Eingriff | max. 80 Efm/ha und Eingriff | max. 80 Efm/ha u. Eingriff (Entnahme von max. 10-15 Elitebäumen je Eingriff im Jahrzehnt) |

Abb.9: Orientierungshilfe Buchenbehandlung (bessere Standorte) (BAYSF 2011)

1.3.5 Totholzmanagement in Buchenbeständen am Beispiel Bayern

Aus dem Umstand, dass der Verbreitungsschwerpunkt der Buchenwaldgesellschaften in Mitteleuropa liegt, leitet MÜLLER (2005) eine besonders große „globale Verantwortung für ihren Erhalt in Deutschland“ für diese Lebensraumtypen ab. Als naturschutzfachlich besonders wertvoll erwiesen sich nach seinen Untersuchungen anbrüchige und bereits absterbende Buchen, insbesondere solche mit Mulmhöhlen. Sie weisen sowohl höhere Arten- als auch Individuenzahlen von Vögeln und xylobionten Käfern auf als vitale Buchen, die „quasi ohne eigene charakteristische Arten“ sind. In Hinblick auf gänzlich

abgestorbene Buchen erwies sich für Vögel vor allem stehendes Totholz als wichtig, während für die xylobionten Käfer liegendes starkes (>25cm) Totholz von ebenso großer Bedeutung ist.

Um dem Wert des Buchentotholzes als Lebensraum Rechnung zu tragen, fordern die in Deutschland etablierten forstlichen Zertifizierungssysteme in ihren Standards den Erhalt von Totholz und Biotopbäumen (PEFC DEUTSCHLAND 2009; FSC DEUTSCHLAND 2012a). Zertifiziert und damit an die Standards gebunden waren 2012 mehr als 70% der deutschen Waldfläche, wobei ca. 7.400.000ha auf das PEFC (PEFC DEUTSCHLAND 2012) und ca. 540.000ha auf das FSC entfallen (FSC DEUTSCHLAND 2012b). Zudem existieren heute in den Waldbewirtschaftungskonzepten der meisten Bundesländer Vorgaben zum Erhalt bzw. zur Anreicherung absterbenden und toten Holzes in Buchenbeständen (z. B. TMLFUN 2004; FORSTBW 2010). Auch die Buchengrundsätze der BAYSF (2011) beinhalten solche Regelungen. Alt- und Biotopbäume sollen demnach erhalten und Totholz angereichert werden, jedoch ohne „starre prozentuale Zielvorgaben zu erfüllen“. Hierzu wird auf das Naturschutzkonzept der BAYSF (2009) verwiesen, in dem der Staatswald nach Alter und naturschutzfachlichen Besonderheiten in vier Klassen unterteilt wird. Die erste Klasse bilden dabei „alte naturnahe und seltene Waldbestände“. Bei der Buche versteht man darunter solche, die über ca. 180 Jahre alt sind, oder auch naturferne Bestände, welche auf besondere Weise, z. B. als Mittel- oder Niederwald, bewirtschaftet wurden. In diesen Wäldern sollen nur wertholzhaltige Stämme genutzt werden, wobei die weniger wertvollen Stammteile im Bestand verbleiben sollen. Der Vorrat, vor allem an Biotop- und Altbäumen, soll hier erhalten bleiben, so dass sich die natürlichen Alters- und Zerfallsphasen einstellen können. Für Bestände der zweiten und dritten Klasse, bei der Buche sind dies naturnahe Wälder ab ca. 140 Jahren (Kl. 2) bzw. naturnahe Bestände unter ca. 140 Jahren (Kl. 3), gibt es recht präzise Mengenvorgaben für das zu belassene Totholz. So sollen in der Klasse 2 innerhalb von 20 bis 30 Jahren 40Vfm/ha stehenden und liegenden Totholzes einschließlich Ästen und Stöcken angestrebt werden, in der Klasse 3 sind es 20Vfm/ha. Darüber hinaus sollen in den Klassen 2 und 3 durchschnittlich zehn Biotopbäume je ha erhalten werden. In Klasse 4, den übrigen Beständen, schließlich sollen ebenfalls Totholz und Biotopbäume verbleiben. Eine Mengenvorgabe existiert hier jedoch nicht, was mit den sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen begründet wird. In allen

Beständen gilt, dass Buchen mit BHD ab ca. 80cm grundsätzlich nicht mehr genutzt werden sollen.

1.3.6 Vitalitätssituation der Rotbuche

Die Buche zeigte bei Kronenzustandserhebungen in der Vergangenheit immer wieder Vitalitätsverluste, die jedoch von Jahr zu Jahr starken Schwankungen unterlagen. In den drei Folgejahren des extremen Trockenjahres 2003 nahm der Anteil der Buchen mit „deutlichen Schäden“, definiert als Blattverluste von mehr als 25%, stark zu (Abb.10).

Die anschließende Erholung dauerte zwei Jahre an. 2009 kam es dann wieder zu einer starken Zunahme der „deutlichen Schäden“, die bis 2011 auf hohem Niveau blieben, bis es wieder zu einem zweijährigen Rückgang und darauf folgenden erneuten Anstieg 2014 auf 41% der Buchen kam. Als Ursache für die zwischen 2009 und 2014 immer wieder auftretenden Blattverluste werden vor allem die damit einhergehenden Buchenmasten (Abb.11) angenommen. Auch 2014 (fehlt in Abb.11) war in Bayern wie in anderen Ländern ein Mastjahr und geprägt von starken Blattverlusten (StMELF 2015). 2014 betrug der durchschnittliche Blattverlust in Bayern 26%. In Thüringen lag er bei 27% und in Baden-Württemberg bei 35%. Auch dort sieht man die Ursache des erneuten Anstiegs in einer stark erhöhten Fruktifikation der Buche 2014 (FVA 2014; TMLFUN 2014).



Abb.10: Entwicklung der Blattverluste an der Buche in Bayern seit 1995 lt. Kronenzustanderhebung 2015 (StMELF 2015)

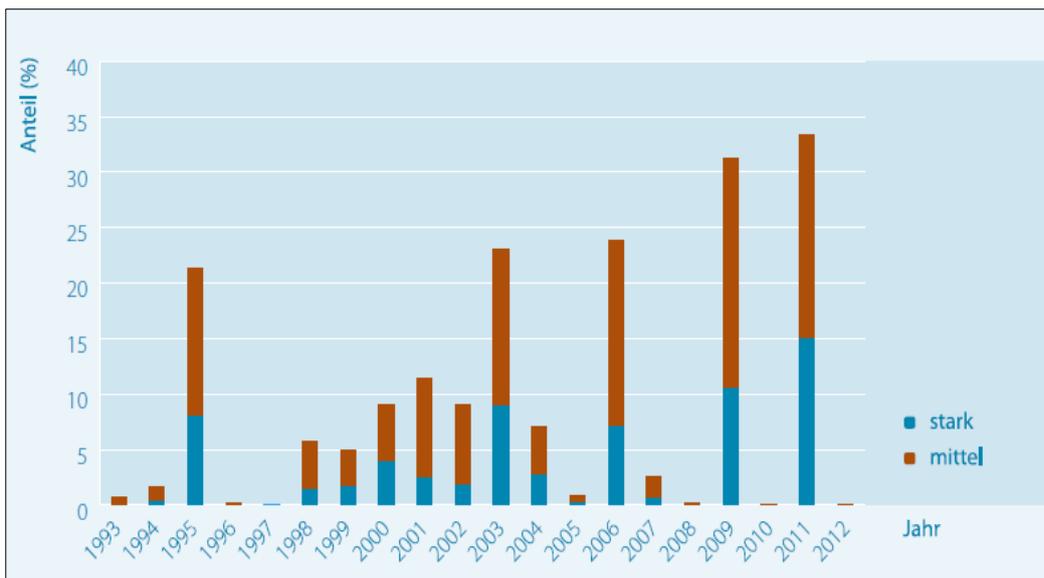


Abb.11: Fruktifikation der Buche in Bayern von 1993 bis 2012 lt. Kronenzustanderhebung 2012 (StMELF 2012)

1.4 Biotische Schaderreger an der Buche

1.4.1 Der Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis* L.)

1.4.1.1 Systematik

Der Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*) gehört zur Familie *Buprestidae*, Unterfamilie *Agrilinae*. HEERING (1956a) schließt aus von ihm zwischen verschiedenen Futterpflanzen von *A. viridis* durchgeführten Übertragungsversuchen, dass es „wirtstreue Varietäten, die vielleicht den Wert physiologischer Rassen besitzen“, gebe. Auch die Buchenform *A. viridis fagi* hält er für eine solche monophage Varietät. Möglicherweise handelt es sich bei einigen der mutmaßlichen Varietäten jedoch auch um eigenständige Arten. Gerade bei *A. viridis fagi* gibt es nach BRECHTEL & KOSTENBADER (2002) auf genetischen Untersuchungen beruhende Hinweise hierauf.

1.4.1.2 Verbreitung

Das Gesamtverbreitungsgebiet von *A. viridis* wurde von HEERING (1956a) unter Berufung auf zahlreiche Quellen (zitiert nach STEPHENS 1839, MATHIEU 1842, PERRIS 1878, KEPPEL 1880, HENRY 1892, HEYDEN 1893, BERLESE 1900, PETRI 1912, PORTCHINSKY 1913, TRÄGOARDH 1914, ZIBOLD 1915, CLEMENT 1916, KROGERUS 1922, BARBEY 1925, OBENBERGER 1927, PARFENTEV 1937, KANGAS 1942, SCHMUCKER 1942, SAALAS 1949, PALM 1951,) in Form einer Karte zusammengestellt (Abb.12). Nach dieser tritt *A. viridis* – von einigen Regionen des Mittelmeerraums abgesehen – im gesamten Verbreitungsgebiet der Rotbuche auf. BRECHTEL & KOSTENBADER 2002 schließen daraus, dass auch die Buchenform *A. viridis fagi* im nahezu gesamten Areal der Buche vorkommt. Er ist somit in kontinental geprägtem Klima ebenso zu finden wie in maritimem. Eine vertikale Verbreitungsgrenze des Buchenprachtkäfers machte KAMP (1952) während seiner Untersuchungen in Baden-Württemberg bei einer Höhe von etwa 1.000m aus.

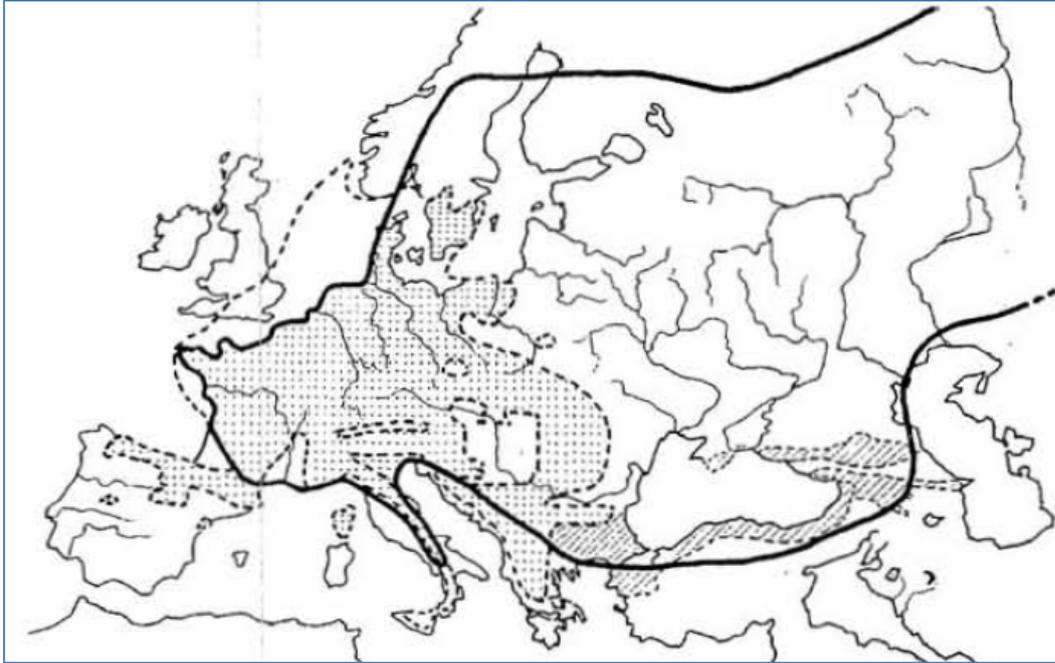


Abb.12: Gesamtverbreitung von *A. viridis* L. (durchgezogene Linie), Verbreitung der Rotbuche (gepunktet; nach RUBNER 1953) und der Ostbuche (*Fagus orientalis*) (schraffiert; nach TSCHERMAK 1950) zusammengestellt von HEERING (1956a)

1.4.1.3 Biologie und Ökologie

Nach Messungen von HEERING (1956a) und KAMP (1952) erreichen Buchenprachtkäfer Körperlängen von etwa 0,5 bis 1,1 cm wobei die weiblichen Käfer in der Regel größer sind als die männlichen. Zudem sind legereife Weibchen auch an ihrem breiten, meist unter den Elytren vorragenden Abdomen zu erkennen.

Die Eiablage erfolgt laut KAMP (1956) meist auf sonnenexponierten, geschädigten, aber noch lebenden Rindenzonen am Stamm ebenso wie an Ästen. Die Ränder von Sonnenbrandverletzungen werden dabei bevorzugt angegriffen (HEERING 1956b, KAMP 1952). Ein Gelege umfasst nach HEERING (1956a) durchschnittlich sechs bis sieben, maximal 17 Eier, wobei ein Weibchen bis zu drei solcher Gelege anlegen kann. Die Eier werden gleich nach der Ablage mit einer Deckschicht aus einem Analsekret (KAMP 1956) bedeckt, die rasch aushärtet und an ihren Rändern fest an der Rinde haftet, so dass die Eier vor Austrocknung und Überhitzung geschützt sind (Abb.13, Abb.14). Unter günstigen Bedingungen, also bei hohem Wärmeangebot, beobachtete HEERING (1956a)

eine Embryonalentwicklungsdauer von fünf bis zehn Tagen, bei ungünstigen Voraussetzungen aber auch von mehreren Wochen, was dann mit größeren Verlusten einhergeht.



Abb.13: Deckschicht über Eigelege

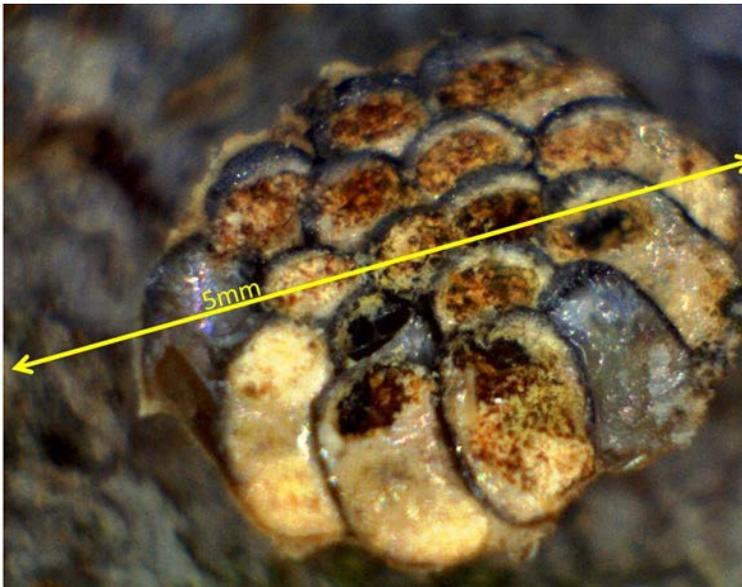


Abb.14: Unterseite eines von der Rinde abgelösten Geleges; an den Unterseiten einiger Eier sind die Ausschlupföffnungen der Eilarven erkennbar

Nach dem Schlupf bohren sich die fuß- und augenlosen Larven vom Agrilus-Typ gleich in die Rinde (Abb.15) und fressen zunächst in dieser bis sie das Kambium erreichen. Dort angelangt fressen die Larven weiter zwischen Borke und Splint, wobei auch die Splintoberfläche verletzt wird und durch häufige Richtungswechsel das typische Fraßbild („Zickzackfraß“) entsteht (Abb.16).



Abb.15: Einbohrlöcher der Eilarven von *A. viridis* in die Buchenrinde



Abb.16: Larven und Fraßgänge von *A. viridis*

Während des Fraßes werden durch den Konkurrenzkampf unter den Larven immer wieder einige von ihnen in vitalere Rindenbereiche abgedrängt, wo sie größtenteils vom

Wundkallus erdrückt oder vom Saftdruck ertränkt oder ausgeschwemmt werden, wobei die typischen Schleimflussflecken auf der Rinde entstehen. Durch wiederholtes Eindringen in das Kambium, wo die Kalluszellen entstehen, kann der Lebensraum der Larven jedoch mit der Zeit auch um bisher vitalere Bereiche der Buche erweitert werden. Der größere Teil der Larven geht jedoch dabei zugrunde (HEERING 1956b). Bei hohem Saftdruck behilft sich die Larve zudem durch das Anlegen von Saftabflusskanälen. Dennoch geht HEERING (1956b) davon aus, dass vitale Buchen einen Angriff letztlich immer erfolgreich abwehren können und nur bereits geschwächte Bäume – insbesondere bei Trockenheit – dem Befall erliegen, da Saftfluss und Kallusbildung dann zu stark eingeschränkt sind. Fressfeinde und Parasiten hingegen spielen für die Mortalität des Buchenprachtkäfers nach seiner Auffassung kaum eine Rolle.

Nach vier bis fünf Larvenstadien wird am Ende eines 25cm bis 60cm langen Fraßganges eine Puppenwiege angelegt, wozu sich die Larve bis zu 10mm tief ins Splintholz nagt (KAMP 1952). In der Puppenwiege entwickelt sich die Larve dann zunächst zur Vorpuppe, bei der es sich aber eigentlich nur um eine kontrahierte Larvenform ohne Merkmale der Imago handelt. In diesem Stadium ist *A. viridis* am unempfindlichsten gegen Feuchte und Austrocknung (HEERING 1956a und b). Die Überwinterung erfolgt nach KAMP (1952) entweder als Larve oder als Vorpuppe, nie aber als Puppe oder Imago. Der Imagoausflug beginnt nach den Beobachtungen von HEERING (1956a) zwischen Mitte April und Mitte Mai und kann bis Anfang Oktober andauern, wobei der Schwerpunkt im Juli und August liegt. Die fertig entwickelten Käfer nagen sich aus der Puppenwiege und hinterlassen die typischen, der Querschnittsform des Käfers entsprechenden halb elliptischen Ausfluglöcher (Abb.17). Es folgt ein im Mittel ca. zweiwöchiger Reifungsfraß an Buchenblättern (Abb.18) bevor es zur Paarung (Abb.19) und Eiablage kommt (HEERING 1956a).



Abb.17: Ausflugloch der Buchenprachtkäferimago



Abb.18: Fraßbild von *A. viridis* an Buchenblatt



Abb.19: *A. viridis* bei der Kopulation

Die Gesamtentwicklung vom Ei zur Imago verläuft in der Regel ein- bis zweijährig, wobei sowohl HEERING (1956a) als auch KAMP (1952) während ihrer Studien überwiegend eine einjährige Entwicklungsdauer beobachteten.

Im Gegensatz zu vielen anderen Schadinsekten aus der Ordnung Coleoptera wie z. B. dem Buchdrucker (*Ips typographus*), der in einem Jahr bis zu drei Generationen und zudem eine oder mehrere Geschwisterbruten erzeugen kann (SCHOPF & ENSSLE 2012), ist *A. viridis* univoltin. Eine Gradation kann sich daher nur über mehrere Jahre hinweg entwickeln (HEERING 1956b). KAMP (1952) berichtet von mehreren Massenvermehrungen des Buchenprachtkäfers im 19. Jahrhundert sowie der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, die jeweils eine Gradationsdauer von vier bis fünf Jahren „mit zwei bis drei empfindlichen Schadjahren“ aufwiesen.

1.4.2 Andere häufiger auftretende Schadorganismen an der Buche

1.4.2.1 Der Kleine Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor* Hbst.)

Der ca. 2mm große *Taphrorychus bicolor* gilt wie alle an der Buche zu findenden Borkenkäfer als Sekundärschädling. Er ist oligophag und brütet außer an der Buche unter anderem auch an Eiche (*Quercus spp.*) und Hainbuche (*Carpinus betulus* L.). *T. bicolor* ist bivoltin und zu jeder Zeit des Jahres können alle Entwicklungsstadien vorgefunden werden. Seine Flugzeit kann sich je nach Witterung von März bis September erstrecken (DELB 2004). Die Temperaturschwelle seiner Flugaktivität beträgt dabei laut MUCK (2008) 14°C. Er befällt vor allem liegendes Holz, bei hohen Populationsdichten jedoch auch vitalitätsgeschwächte stehende Bäume. Dabei brütet er in alter, trockener ebenso wie in noch relativ feuchter Rinde frisch gefällter bzw. geworfener Bäume und verfügt damit über eine höhere ökologische Valenz als die meisten anderen Borkenkäferarten. Stehende Bäume befällt er oft am Rand von Sonnenbrandschäden und ist dabei häufig mit anderen Sekundärschädlingen wie *Trypodendron domesticum* (Kap. 1.4.2.2) vergesellschaftet (SCHÖNHERR & KRAUTWURST 1979). HARZ & TOPP (1999) stellten an besonnten Buchenästen Käferdichten von bis zu 850 Individuen/m² fest. Die Larven fressen im Bast- und Kambialbereich des Baumes und legen dabei das für sie charakteristische sternförmige Gangsystem an (Abb.20). An noch lebenden Buchen wird dabei der Saftfluss gestört, was je nach Befallsintensität bis zum völligen Absterben führen kann. Äußerlich ist der Stehendbefall an den Einbohrlöchern von ca. 1mm Durchmesser zu erkennen, die oft von Schleimflussflecken „etwa von der Größe eines Ein-Cent-Stücks“ umgeben sind. (DELB 2004). Ein starker Anstieg der Populationsdichten wurde zuletzt nach dem Trockensommer 2003 verzeichnet (Muck 2008).



Abb.20: sternförmiges Gangsystem von *Taphrorychus bicolor* (Foto: DELB 2004)

Neben *T. bicolor* ist auch der Kleine Laubholzborkenkäfer (*Ernoporus fagi* F.) als weiterer rindenbrütender Borkenkäfer an der Buche zu erwähnen. Dieser polyphagen Art wird jedoch in keiner Veröffentlichung eine größere forstliche Bedeutung beigemessen.

1.4.2.2 Der Laubnutzholzborkenkäfer (*Trypodendron domesticum* L.)

Der Laubnutzholzborkenkäfer (*Trypodendron domesticum*) lebt polyphag an Laubbäumen, bevorzugt jedoch an *Fagus sylvatica*. Er gilt als typischer Lagerholzschädling, befällt jedoch auch stehende Bäume aller Alters- und Sozialklassen, wenn diese in ihrer Vitalität geschwächt sind (PARINI & PETERCORD 2006). GRÜNER & METZLER (2006) stellten fest, dass durch von *Neonectria ditissima* verursachte Kambiumnekrosen den Stehendbefall durch *T. domesticum* besonders begünstigen. Der monogame Käfer ist ein ausgesprochener Fröhschwärmer, dessen Flugzeit je nach Witterung bereits im Februar beginnen kann. Er galt bislang in Mitteleuropa als univoltin (SCHWERDTFEGGER 1981). Nach den Ergebnissen von PARINI & PETERCORD (2006) jedoch ist auch eine zweite Generation nicht mehr auszuschließen.

T. domesticum legt seine Brutgänge vor allem im Splintholz an, wodurch es zum Auswurf der charakteristischen hellen Bohrmehlhäufchen kommt (Abb.21). In die charakteristischen Leitergänge bringt er in seinen Mycetangien den Ambrosiapilz *Ambrosiella ferruginea* (PETERCORD 2006a) als Symbionten ein (HOLIGHAUS & SCHÜTZ 2006), von dessen Hyphen er sich ernährt (AREND et al. 2006). Das beim Nagen der Brutgänge durch den Käfer bzw. beim Nagen der Wiegen durch die Larven aufgenommene Holz hingegen spielt für die Ernährung keine Rolle (SCHNEIDER 1991). Durch die Gänge, die sich nach Absterben des Pilzes schwarz verfärben, sowie durch die Bohrlöcher kommt es zu einer spürbaren, wenn auch nicht vollständigen wirtschaftlichen Holzwertung (SEEGMÜLLER & JOCHUM 2002). Holzerstörende Pilze werden zwar nicht vom Käfer eingeschleppt, die Brutgänge können diesen aber in der Folgezeit das Eindringen erleichtern (METZLER & HECHT 2006).



Abb.21: Bohrmehlauswurf von *Trypodendron domesticum* an einer einige Tage zuvor gefällten Buche

1.4.2.3 Der Sägehörnige Werftkäfer (*Hylecoetus dermestoides* L.)

Ein weiterer an der Buche zu findender Holzbrüter ist der Sägehörnige Werftkäfer (*Hylecoetus dermestoides*). Mit *T. domesticum* weist er einige Gemeinsamkeiten auf. Auch er ist polyphag, bevorzugt jedoch die Buche (SCHWERTFEGER 1981), an der er vorwiegend als Totholzbesiedler und Lagerholzschädling auftritt. Wie *T. domesticum* ist

auch *H. dermestoides* mit einem Ambrosiapilz vergesellschaftet, von dem er sich ausschließlich ernährt (HOLIGHAUS & SCHÜTZ 2006). Im Gegensatz zu *T. domesticum* bohren sich die Imagines dieser Art jedoch nicht in das Holz ein, sondern legen ihre Eier auf die Rinde (GRAF & MANSER 2000; PETERCORD 2006b). Dabei werden die Eier mit Sporen beschmiert, so dass sich die Larven beim Schlupf an den Eischalen infizieren und so die Sporen in die Gänge einbringen (SCHWARTZ 1935).

1.4.2.4 Die Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga* Lind.)

Der Befall durch *Cryptococcus fagisuga* gilt als ein möglicher Auslöser des oft auch als Buchenkomplexkrankheit bezeichneten Buchenrindensterbens, in dessen typischem weiteren Verlauf der Befall durch *Neonectria coccinea* (Kap. 1.4.2.5), holzbrütende Käfer wie *Trypodendron domesticum* (Kap. 1.4.2.2) oder *Hylecoetus dermestoides* (Kap. 1.4.2.3) sowie holzzerstörende Pilze wie *Fomes fomentarius* folgen (BRESSEM 2008). Die bis zu 1mm große, flügellose Buchenwollschildlaus legt im Juli und August bis zu 50 Eier an die Rinde, wobei alle Altersklassen der Buche besiedelt werden (SCHWERDTFEGER 1981). Mit dem ca. 2mm langen Saugrüssel saugt die monophage Laus das Rindenparenchym an, wobei durch das abgesonderte Speichelsekret kleine Nekrosen entstehen. Bis zu einer bestimmten Befallsdichte kann die Buche diese Verletzungen durch Bildung eines sekundären Innenperiderms ausheilen (PETERCORD 2006c).

Bei Massenvermehrungen jedoch, die oft nur lokal und kurzzeitig auftreten (LUNDERSTÄDT 2002), ist dies nicht mehr erfolgreich möglich, was in der besonderen Anatomie der Buchenrinde begründet ist. Die breiten primären Baststrahlen der Buche, die von der Markröhre bis in die primäre Rinde unmittelbar unter das Oberflächenperiderm reichen, sind im Bastbereich bereits sehr frühzeitig sklerotisiert. Sie bilden im Fall einer induzierten Borkenbildung Barrieren, die eine durchgehende Phellogenbildung verhindern. So kommt es zur Bildung von Innenperidermen, „die im Bereich der Sklerose-Baststrahlen keilförmig nach innen springen und hier nicht geschlossen sind“ (BRAUN 1975) (Abb.22). Im Verlauf des Dickenwachstums der nächsten Jahre kann es in diesen Bereichen zu Rissen kommen, die eine Eintrittspforte

für pilzliche Sekundärschädlinge bieten. Wenn die Risse die Kambialzone erreichen, kommt es zu Überwallungsversuchen, deren Erfolg vor allem von der Größe und Anzahl der Nekrosen abhängt (BRAUN 1976).

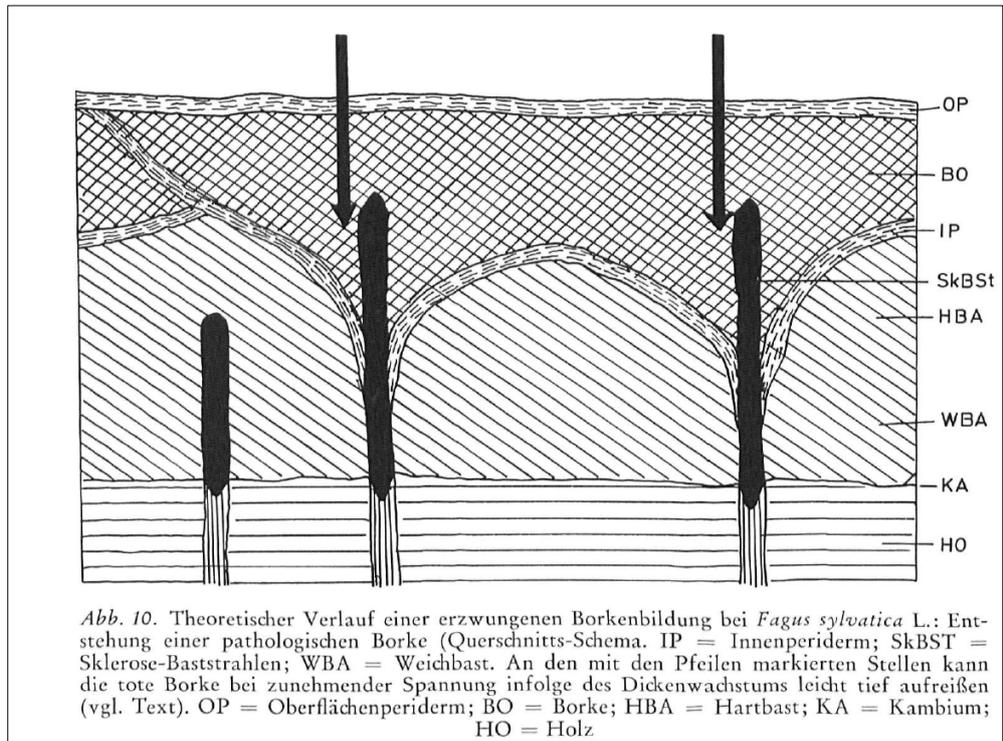


Abb.22: Theoretischer Verlauf einer pathologischen Borkenbildung bei *Fagus sylvatica* (BRAUN 1976)

1.4.2.5 *Nectria coccinea* Pers.

Nectria coccinea ist äußerlich zu erkennen an den weniger als 1mm großen gehäuften roten Perithezien (Abb.23). Rindenbereiche mit sichtbaren Fruchtkörpern sind bereits abgestorben. Der Ascomycet ist ein rindenzerstörender Pilz und gilt als der eigentliche Verursacher der Buchenrindennekrose (BRESSEM 2008). Die Infektion folgt zumeist auf vorherigen Befall durch *Cryptococcus fagi* (BRAUN 1977) (Kap. 1.4.2.4). Der ausschließlich an der Buche auftretende Pilz kann die von der Buchenwollschilddlaus verursachten Mikronekrosen erfolgreich besiedeln und deren Wachstum beschleunigen. Die Ausheilung der Nekrosen wird erschwert und ein Folgebefall durch holzerstörende Pilze wie den Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*) wahrscheinlicher (PETERCORD

2006c). In unverletzte Rinde jedoch kann *N. coccinea* nicht eindringen (SCHÜTT & LANG 1979).



Abb.23: Perithezien von *Nectria coccinea* (Foto: A. NANNIG)

1.4.2.6 *Nectria ditissima* Tul. & C. Tul.

Nectria ditissima gilt als Erreger des Buchenkrebsses (GRÜNER & METZLER 2006). Der Pilz befällt junge Pflanzen ebenso wie Altbäume. Er tritt vor allem in Regionen mit trocken-warmem, weniger in solchen mit feucht-kühlem Klima auf (METZLER & VON ERFFA 2000). Die roten Fruchtkörper ähneln denen von *Nectria coccinea*. Der Befall verursacht Wucherungen an Zweigen, Ästen und Stamm (CECH et al. 2006). Die spindelartigen Verdickungen (Abb.24) können sowohl offen als auch geschlossen sein und führen häufig zum Absterben der distalen Zweigpartien (SCHÜTT et al. 2002). GRÜNER (2009) stellte zudem eine signifikante Korrelation zwischen dem Auftreten von *N. ditissima* und dem Stehendbefall durch *Trypodendron domesticum* fest und schließt

auf eine prädisponierende Wirkung des Pilzes für den Befall durch diesen Käfer. Für *N. coccinea* hingegen konnten sie diesen Zusammenhang nicht feststellen.



Abb.24: Von *Neonectria ditissima* befallener Ast mit typischer krebstartiger Wucherung

1.4.2.7 *Phytophthora* spp.

Verschiedene Arten der Gattung *Phytophthora* (v.a. *P. cambivora*, *P. citricola* und *P. cactorum*) können an jungen wie alten Buchen Wurzelfäulen verursachen und so zum Ausfall einzelner Bäume, aber auch von Bestandesteilen führen. Der Oomycet verbreitet sich über frei bewegliche Zoosporen im Bodenwasser. Besonders gefährdet sind Standorte mit hoher Bodennässe wie z. B. schattige Unterhänge, während der Pilz an sauren, eher trockenen Standorten kaum zu finden ist. Begünstigend sind milde Winter sowie ausgeprägte Trockenphasen, die auf „Perioden mit Wasserüberschuss“ folgen (BRESSEM 2008). Durch den Befall kommt es zu einer fortschreitenden Zerstörung der Feinwurzeln sowie zur Verthyllung in stärkeren Wurzeln, wodurch der Wasser- und Nährstoffstrom eingeschränkt werden (JUNG & BLASCHKE 1996). Durch diese Wurzelschäden kommt es zu Kronenverlichtungen und höherer Anfälligkeit gegenüber Trockenstress. Oberirdisch sichtbar wird der Befall durch Schleimflussflecken und Nekrosen, die sich vom Stammfuß zungenförmig bis zu einer Höhe von 2m, vereinzelt bis zu 7m, erstrecken. Die geschädigten Rindenbereiche können schon im ersten Jahr durch Pilze oder rindenbrütende Borkenkäfer besiedelt werden (JUNG 2004).

1.4.2.8 *Biscogniauxia nummularia* Bull.

Dem an den schwarzen Stromata erkennbaren Ascomyceten *Biscogniauxia nummularia* (Abb. 25) wurde in der Vergangenheit an Schadereignissen in Deutschland keine Rolle beigemessen. Ungarische Wissenschaftler wie LAKATOS & MOLNAR (2009) und MATYAS (2010) hingegen messen diesem Pilz eine wichtige Rolle bei der Buchenkalamität 2003 bis 2006 in Zala/Ungarn bei. Sie beobachteten mit dem Insektenbefall einhergehende Schäden durch diesen Pilz vom Abfall betroffener Äste bis hin zum Absterben ganzer Kronen, wenn der Stamm verpilzt war. Auch in der an die ungarischen Schadgebiete grenzenden Steiermark (Österreich) wurde nach 2003 „an einem eher trockenen Standort“ das Absterben der Buchen vom Auftreten dieses Pilzes begleitet (TOMICZEK et al. 2005). Aus den besonders warmen italienischen Regionen Sizilien und Kalabrien wird ebenfalls von Schäden durch *B. nummularia* berichtet. GRANATA & SIDOTI (2004) bezeichnen sie dort sogar als „primäres Pathogen“. Die von ihnen beschriebenen Symptome bestanden in Vergilbung und Abfall der Blätter, Bildung von „Geschwüren“ und schließlich dem Komplettausfall der Buchen.



Abb. 25: Stromata von *Biscogniauxia nummularia* (Foto: TOMICZEK ET AL. 2005)

1.5 Schäden durch Sonnenbrand

Die Rinde der Buche erreicht lediglich Stärken von bis zu 15mm (BRAUN 1976). Als besonders dünnborkige Baumart ist sie nicht nur ausgesprochen empfindlich gegenüber Rucke- und Schlagschäden, sondern auch durch Hitzeschäden gefährdet. Hinzu kommt, dass die Rinde sehr glatt ist. Rissige Oberflächenstrukturen wie z. B. an *Quercus robur* L., die für kleinflächige Temperaturunterschiede und so für eine kühlende Luftzirkulation sorgen (KADEREIT et al. 2014), fehlen ihr weitgehend. Auch dies erhöht die Gefahr einer Überhitzung der Rinde. Solche Schäden werden als Sonnenbrand oder auch als Rindenbrand bezeichnet. Durch direkte Sonneneinstrahlung kann das Kambium der Buche auf bis zu 50°C erhitzt werden, was zum großflächigen Absterben von Kambium und Phloem führt (HUBER 1935: zitiert nach BRAUN 1976). In der Folge kommt es schließlich zu einer Ablösung betroffener Rindenpartien (Abb.26).

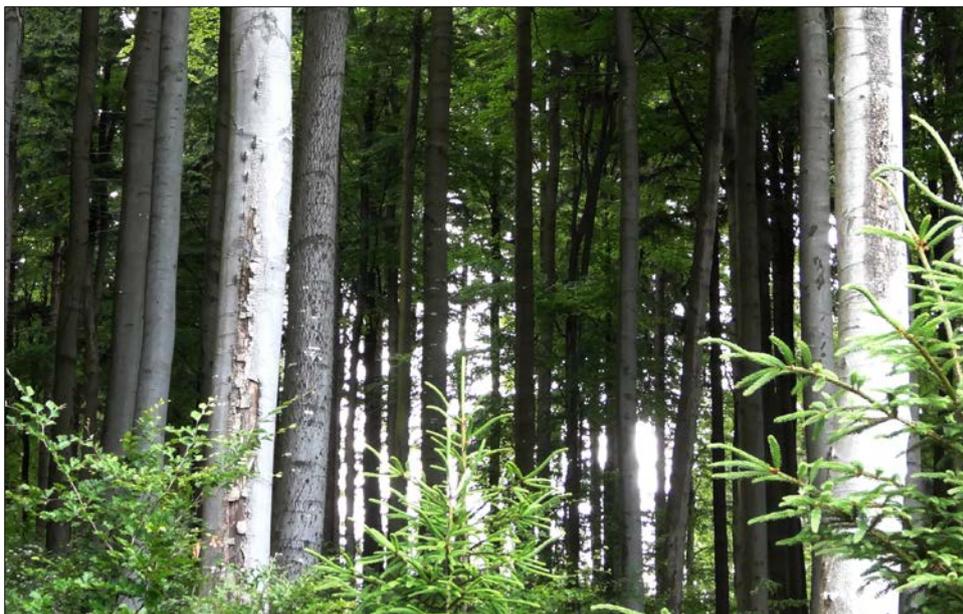


Abb.26: Sonnenbrandgeschädigter Südwestrand eines Altbestandes

Sonnenbrand trifft vor allem die West- und Südwestseite, seltener die Südseite der Stämme und tritt insbesondere nach plötzlicher Freistellung der Bäume auf. Zuweilen

können nach SCHWERDTFEGER (1981) auch Äste betroffen sein. Zu Sonnenbrand kommt es vor allem an starken Buchen, was HESS (1900) darauf zurückführt, dass schwächere aufgrund der in Relation zum Volumen größeren Mantelfläche mehr Wärme abgeben können. Durch das Auftreten der Symptome ausschließlich an den sonnenexponierten Seiten lässt sich der Sonnenbrand von Schadbildern mit ähnlichen Symptomen, wie denen des Befalls durch *Cryptococcus fagi* (Kap. 1.4.2.4), unterscheiden (BRAUN 1977).

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsflächen

2.1.1 Einrichtung von Untersuchungsbeständen

Im Frühjahr 2010 wurden acht Untersuchungsbestände ausgewählt (Tabelle 1, Abb.27). Die Bestände sollten nach den bisher vorliegenden Beschreibungen von befallenen Beständen (z. B. HEERING 1956 a und b; KAMP 1952) hohe Dichten von *A. viridis* erwarten oder zumindest für möglich halten lassen. Zudem sollten sie verschiedene Regionen Bayerns repräsentieren. Folgende Auswahlkriterien wurden definiert:

- a) Buchenanteil mindestens 50 %
- b) ältere Bestände ab ca. 80 Jahre
- c) erkennbare Anzeichen von Vitalitätsverlusten
- d) Streuung der Bestände über verschiedene Wuchsgebiete Bayerns

Tabelle 1: Orte und Wuchsgebiete der acht Untersuchungsbestände

| Bestand Nr. | Ort | Wuchsgebiet/-bezirk |
|-------------|----------------|---|
| 1 | Sailershausen | WG 4 Fränkische Platte WB 4.1 Nördl. Fränkische Platte |
| 2 | Finning | WG 14 Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge WB 14.4 Oberbayerische Jungmoräne und Molassevorberge TWB 14.4/1 |
| 3 | Aschenroth | WG 4 Fränkische Platte WB 4.1 Nördl. Fränkische Platte |
| 4 | Neuwirtshaus | WG 3 Rhön WB 3.1 Vorrhön TWB 3.1/1 Saale- und Sinn-Vorrhön |
| 5 | Behringersdorf | WG 5 Fränkischer Keuper und Albvorland WB 5.8 Südliches Albvorland |
| 6 | Mönchröden | WG 5 Fränkischer Keuper und Albvorland WB 5.4 Itz-Baunach-Hügelland |
| 7 | Syrgenstein | WG 6 Frankenalb und Oberpfälzer Jura WB 6.3 Schwäbische Riesalb |
| 8 | Ronheim | WG 6 Frankenalb und Oberpfälzer Jura 6.3 Schwäbische Riesalb |

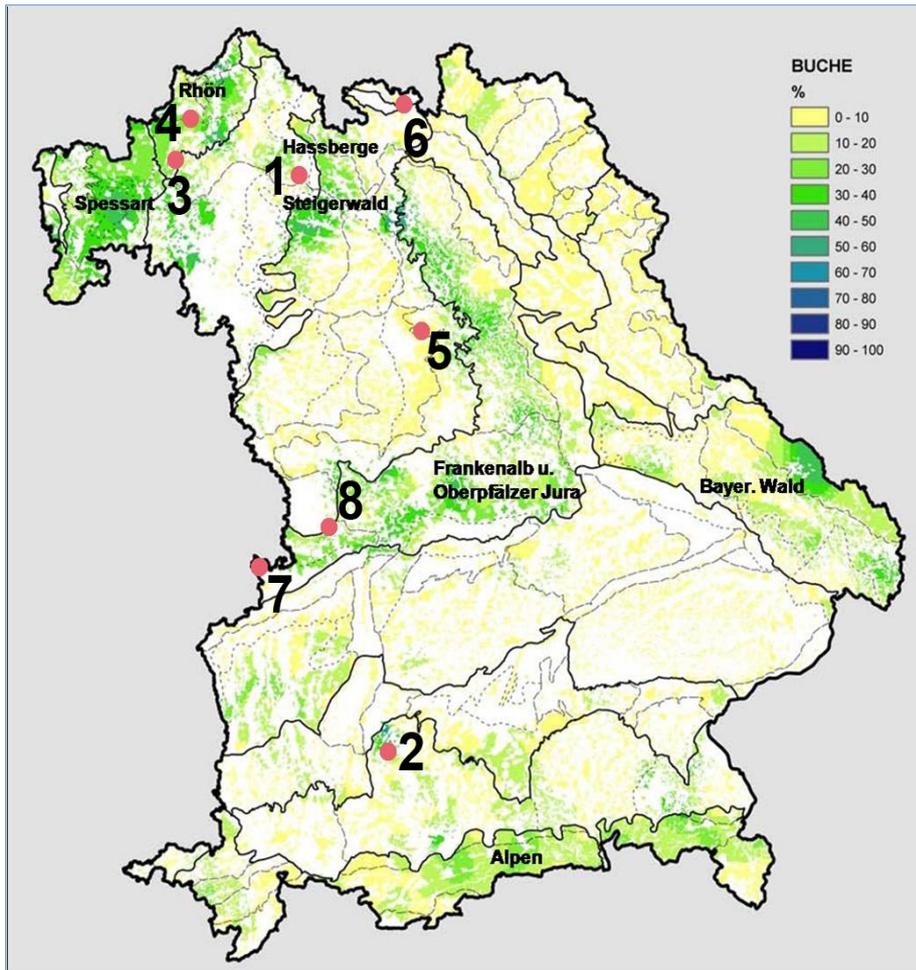


Abb.27: Lage der acht Untersuchungsbestände (auf Grundlage der Buchenverbreitungskarte von KÖLLING et al. 2005)

Die Bestände wurden durch Parameter beschrieben, die im Wesentlichen auf dem in der Forsteinrichtung gebräuchlichen Schema beruhen. Es handelt sich dabei um standortkundliche und waldbauliche Merkmale (Tabelle 2). Die Klimadaten wurden der Online-Datenbank der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) entnommen. Herangezogen wurde die dem jeweiligen Untersuchungsbestand nächstgelegene Wetterstation. Die Entfernungen dieser Wetterstationen zu den Untersuchungsbeständen betragen fünf bis 25km.

Tabelle 2: Aufnahmeparameter zu den Untersuchungsbeständen am Beispiel von Bestand 1

| Parameter | Wert | Quelle |
|---|--|--|
| Waldort | VI. 11 0 Heeg | Forsteinrichtungswerk |
| Größe | 7,5 ha | Forsteinrichtungswerk |
| Wuchsgebiet und -bezirk | WG 4 Fränkische Platte WB 4.1 Nördl. Fränkische Platte | Waldatlas Bayern (KÖLLING et al. 2005) |
| Standorteinheit | 822 „mäßig frischer nährstoffreicher Schichtlehm“ | Standortkarte des Forstbetriebes |
| Wasserstressrisiko (Tabelle 3) | mäßig | Abgeleitet aus Standorteinheit nach Schema des ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996) |
| Geländeneigung | <2% | eigene Messung mit Neigungsmesser |
| Meereshöhe | 400m | GPS |
| Klimatönung | subozeanisch | Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns (WALENTOWSKI et al. 2004) |
| langjähriges Niederschlagsmittel | 650-700mm | Online-Datenbank der LfL |
| langjähriges Temperaturmittel | 7-8°C | Online-Datenbank der LfL |
| Länge der Vegetationszeit | 155 Tage | Waldatlas Bayern (Kölling et al. 2005) |
| Bestandesform | Bu/Ei/Es/Bu | Forsteinrichtungswerk |
| Nutzungsart | Verjüngungsnutzung (VN) | Forsteinrichtungswerk |
| Baumartenanteile | 90 Bu 5 Es 5 Ei | Forsteinrichtungswerk |
| Alter je Baumart | 151 (alle BA) | Forsteinrichtungswerk |
| Schlussgrad (Tabelle 4) | licht geschlossen | okulare Schätzung |
| Mischungsart | ein- bis zweischichtig | okulare Schätzung |
| Mischungsform | einzel | okulare Schätzung |
| Vorausverjüngung (VVJ-%) | 25% Bu | okulare Schätzung |
| sonstiges | zugelassener Saatgutbestand | Forsteinrichtungswerk |
| Nachweise des Buchenprachtkäfers | am älteren liegenden Totholz zahlreiche Gänge; wenige Ausfluglöcher an liegenden Totästen, keine an liegenden Stämmen; | nach eigener Ansprache |

Tabelle 3: Ökologische Feuchtestufen und daraus abgeleitete Wasserstressrisiken in den Untersuchungsbeständen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1996)

| Bestand | ökologische Feuchtestufe | Wasserstressrisiko |
|---------|--------------------------|--------------------|
| 1 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 2 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 3 | 1 (mäßig trocken) | mittel |
| 4 | 4 (frisch) | mittel |
| 5 | 7 (mäßig wechselfeucht) | gering |
| 6 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 7 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 8 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |

Tabelle 4: Definition der Kronenschlussgrade (z. B. BURSCHEL & HUSS 1997; RITTERSHOFER 1999)

| Schlussgrad | Definition |
|-------------------|---|
| gedrängt | die Kronen greifen tief ineinander |
| geschlossen | die Kronen berühren sich mit den Spitzen |
| licht geschlossen | der Abstand zwischen den Kronen ist kleiner als eine Kronenbreite |
| licht | der Abstand zwischen den Kronen beträgt etwa eine Kronenbreite |
| räumig | der Abstand zwischen den Kronen beträgt mehrere Kronenbreiten |

2.1.2 Einrichtung von Probekreisen in den Untersuchungsbeständen

In jedem Untersuchungsbestand wurden zwei Probekreise mit je 25m Radius eingerichtet. Je einer davon wurde in einem Bestandesteil mit erkennbaren Vitalitätsverlusten platziert und als Probekreis a bezeichnet, ein anderer (Probekreis b) in einem nicht oder weniger geschädigten Bereich. Die Kreise wurden zunächst im Ganzen nach den gleichen Parametern beschrieben wie die Bestände (Tabelle 2). Darüber hinaus wurden die Brusthöhendurchmesser (BHD) und Höhen aller Bäume ab einem BHD von 20cm („Baumholzstärke“) gemessen und hieraus die Bestockungsgrade, Vorräte und Baumartenanteile innerhalb der Probekreise errechnet. Die Höhenmessung erfolgte mit dem Vertex IV des Herstellers Haglöf. Das Gerät ermöglicht im Gegensatz zu anderen wie z. B. dem bekannten „Blume-Leiss“ die zunächst nötige Messung der Horizontaldistanz mit einem Ultraschalltransponder. Da dabei kein Sichtkontakt zum Stammfuß des zu messenden Baumes erforderlich ist, stellen Sichtbarrieren wie dichter Unterstand meist kein Problem dar. Noch detailliertere Daten wurden zu den Bäumen erhoben, an denen die Fangeinrichtungen installiert wurden (Kap. 2.1.3):

„Soziale Stellung“

Die Stellung der Fallenbäume im Konkurrenzgefüge wurde durch ihre Klasse nach KRAFT (1884) (Tabelle 5) und den Schlussgrad (Tabelle 4) zu den Nachbarbäumen dokumentiert. Da die Kronen von Waldbäumen naturgemäß oft nicht zu allen Seiten gleichmäßige Abstände aufweisen, wurden jeweils die Schlussgrade zu den Nachbarn

in nördlicher, östlicher, westlicher und südlicher Richtung separat erfasst. So konnte der Einfluss des Schlussgrades für jede Himmelsrichtung einzeln untersucht werden.

Tabelle 5: Baumklassen nach KRAFT (1884)

| Klasse | Merkmale |
|--------|--|
| 1 | Vorherrschende Bäume mit ausnahmsweise kräftig entwickelten Kronen |
| 2 | Herrschende in der Regel den Hauptbestand bildende Bäume mit verhältnismäßig gut entwickelten Kronen |
| 3 | Gering mitherrschende Bäume. Kronen gegenüber denen der Klasse 2 schwächer entwickelt und eingeengt |
| 4 | Beherrschte Bäume. Kronen mehr oder weniger verkümmert (allseitig eingeengt oder einseitig fahnenförmig) |
| 5 | Ganz unterständige Bäume mit noch lebensfähiger, absterbender oder abgestorbener Krone |

Vitalität

Der Vitalitätszustand der Fallenbäume wurde anhand von Merkmalen der Krone und der Rinde des Stammes beschrieben.

Zunächst wurden fünf (0 bis 4) Vitalitätsstufen bestimmt. Diese Stufen dienten zur Beschreibung des Verzweigungs- und Belaubungsgrades und wurden anhand der Beispielbilder von ROLOFF (2001) (Abb. 28) zugeordnet. Das Vorhandensein abgestorbener Äste bzw. Astenden in der Oberkrone (landläufig als „Spieße“ bezeichnet) wurde bei der Ansprache der Vitalitätsstufe nicht berücksichtigt, sondern gesondert erfasst. Zum einen wurde dabei nur dichotom zwischen „Ja“ und „Nein“ unterschieden, zum anderen wurde auch – so gut dies vom Boden aus möglich war – die Zahl der „Spieße“ geschätzt. Wegen der durch die beschränkte Einsehbarkeit der Kronen unvermeidbaren Ungenauigkeit solcher Schätzungen wurde statt mit vermeintlich genauen Anzahlen mit fünf Klassen gearbeitet (Tabelle 6). Abb.29 zeigt exemplarisch zwei Bäume unterschiedlicher Vitalitätsstufen und Ausprägungen der „Spießbildung“. Ein weiteres Kronenmerkmal, das untersucht wurde, war das mögliche Auftreten einer Sekundärkrone.

Die Untersuchung des Stammes umfasste die Suche nach Rindenverletzungen wie Schlag- oder Rückeschäden, deren Anzahl sowie geschätzte Flächengröße notiert wurde. Zudem wurde festgehalten, ob Symptome von Sonnenbrand (Kap. 1.5) vorlagen.

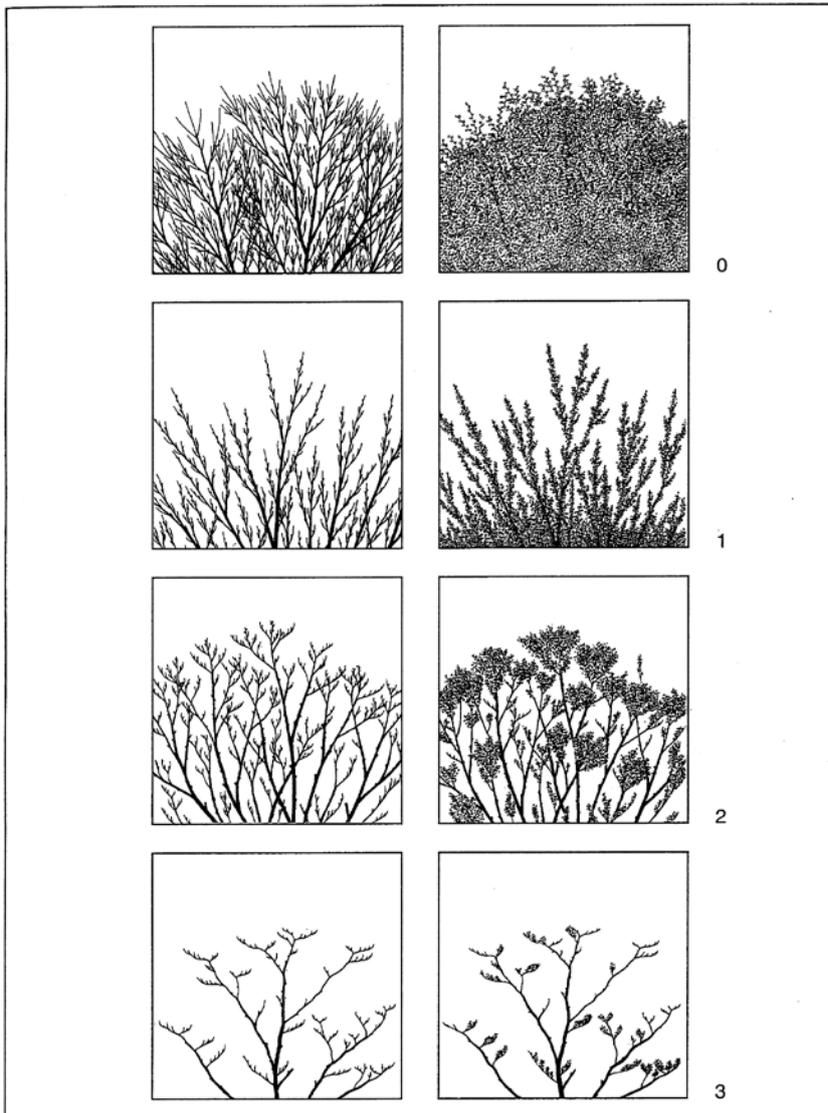


Abb. 28: Vitalitätsstufen 0 bis 3 an der Buche im Winter- (links) und Sommerzustand (rechts) (ROLOFF 2001); Stufe 4 (abgestorben) fehlt in der Abbildung

Tabelle 6: Klassifizierung der Fallenbäume nach Anzahl der abgestorbenen Astenden in der Oberkrone (sog. „Spieße“)

| Klasse | Anzahl „Spieße“ |
|--------|-----------------------------------|
| 0 | keine „Spieße“ in der Oberkrone |
| 1 | 1 – 3 „Spieße“ |
| 2 | 4 – 6 |
| 3 | 7 – 9 |
| 4 | 10 und mehr |
| 5 | Oberkrone vollständig abgestorben |



Abb.29: Fallenbaum 5a1 (links) mit Vitalitätsstufe 3,0 und „Spieß“-Klasse 4 und Fallenbaum 5a2 (rechts) mit Vitalitätsstufe 2,0 und „Spieß“-Klasse 2

Totholz

Gemäß dem Verfahren der 2. Bundeswaldinventur (BW12) (BMELV 2000) wurde in den Probekreisen das Volumen des stehenden und liegenden Buchentotholzes gemessen. Berücksichtigt wurde liegendes Holz ab 20cm Mittendurchmesser und 50cm Länge, stehendes ab 20cm BHD sowie Stöcke ab 50cm Höhe oder 60cm Schnittflächendurchmesser. Neben der Unterteilung in stehendes und liegendes Totholz sowie Wurzelstöcke wurde auch nach Zersetzungsgrad des Totholzes differenziert (Tabelle 7). Totholz anderer Baumarten wurde nicht berücksichtigt.

Tabelle 7: Totholzzersetzungsgrade nach Aufnahmeanweisung der BW12 (BMELV 2000)

| Bezeichnung | Zersetzungsgrad | Merkmale |
|-------------|-----------------------------|---|
| Z1 | frisch abgestorben | Rinde noch am Stamm |
| Z2 | beginnende Zersetzung | Rinde in Auflösung bis fehlend, Holz noch beifest, bei Kernfäule < 1/3 des Durchmessers |
| Z3 | fortgeschrittene Zersetzung | Splint weich, Kern nur noch teilweise beifest, bei Kernfäule > 1/3 des Durchmessers |
| Z4 | stark vermodert | Holz durchgehend weich, beim Betreten einbrechend, Umrisse aufgelöst |

2.1.3 Auswahl und Platzierung der Fallen

Im Zentrum jedes Probekreises wurde im Frühjahr 2010 ein Fallenbaum ausgewählt. An diesem wurde ein Set aus zwei sogenannten Kombifallen, je einer knapp über dem Boden und einer im darüber befindlichen Kronenraum (Abb.30 a und b) etwa in mittlerer Kronenhöhe installiert, so dass über die acht Bestände insgesamt 32 Fallen im Einsatz waren. Jede Falle erhielt eine individuelle Bezeichnung. So bedeutet z. B. Falle „1a“ „Falle in Bestand 1“, „Probekreis a“, „unten“. Bei der verwendeten Kombifalle nach DUELLI et al. (1999) handelt es sich um eine Kombination aus Kreuzfensterfalle und Gelbschale, die sich im Rahmen einer Vorstudie (Bachelorarbeit KIRCHHOF 2009) im Vergleich mit einigen anderen Fallentypen als die bei weitem fängischste gegenüber *A. viridis* erwiesen hatte. Montage und Installation sind in Box 1 detailliert beschrieben.

Da die Fallen in Bodennähe im ersten Fangjahr 2010 kein einziges Exemplar von *A. viridis* (Kap. 3.1.1) fingen, wurden sie danach nicht mehr eingesetzt, so dass 2011 noch 16 Fallen – nun ausschließlich im Kronenraum – verwendet wurden.

2012 wurden aus logistischen Gründen in den Beständen 2 (Finning), 6 (Mönchröden) und 8 (Ronheim), keine Fallen mehr installiert. Diese Bestände hatten besonders weite und damit kostenintensive Anfahrten erfordert, jedoch die wenigsten bzw. keine Fänge gebracht. Dafür wurde in den verbleibenden fünf Beständen in jedem Probekreis eine zweite Kombifalle angebracht. Und zwar in der Krone des unmittelbaren Nachbarbaumes zum bereits verwendeten Fallenbaum (Kap. 3.1.1). Je Probekreis gab es 2012 also nun zwei Kronenfallen mit den Bezeichnungen z. B. 1a1 (Probekreis 1a, Falle 1) oder 1a2 (Probekreis 1a, Falle 2).

Zusammengefasst waren also 2010 in acht Beständen je zwei Kronen- und zwei Bodenfallen, 2011 in acht Beständen je zwei Kronenfallen und 2012 in fünf Beständen je vier Kronenfallen installiert.



Abb.30 a und b: Kombifallen am Boden (Falle 1au) und im Kronenraum (Falle 1ao)

Box 1: Detaillierte Bau- und Installationsbeschreibung der Kombifallen

Bau und Installation der Kombifallen

Die Fallen wurden in Eigenbauweise hergestellt. Als Prallfläche dienten zwei klare Plexiglasscheiben mit den Maßen 600 x 400 x 1,5 mm. Diese wurden jeweils bis zur halben Länge, also 30 cm, eingeschnitten und dann rechtwinklig ineinander gesteckt. So ergaben sich vier Prallflächen von je 60 cm Höhe und 20 cm Breite. Um den Einfall von Laub und Knospenschuppen zu verringern, wurde dieses „Prallkreuz“ mit einem Dach versehen. Hierzu diente ein handelsüblicher, terracottafarbener Pflanzkübeluntersetzer aus Kunststoff mit 42 cm Durchmesser, der mit Kabelbindern an den Scheiben angebracht wurde. Zum Auffangen der auf die Scheiben geprallten Insekten wurde direkt darunter ein Trichter mit einem oberen Durchmesser von 42 cm und einem unteren Durchmesser von 3 cm angebracht. Der Trichter wurde innen und außen mit Sprühlack „rapsgelb“ eingefärbt und ebenfalls mit Kabelbindern befestigt. Durch diesen Trichter schließlich sollten die Insekten in einen Fangbehälter rutschen. Zum Einsatz kam dabei jeweils eine PEHD-Flasche mit 1 l Volumen und 8 cm Öffnungsdurchmesser. Der Schraubverschluss wurde durchbohrt und dauerhaft und „käferdicht“ um den Auslass des Trichters installiert. So konnten zur Leerung der Fallen einfach die Fangbehälter ab- und wieder angeschraubt werden. Die Herstellungskosten je Falle beliefen sich auf ca. 40 €.

Für die Aufhängung der Fallen wurde geflochtenes Nylonseil mit 6 mm Stärke verwendet. Zur Installation der Fallen im Kronenraum wurde zunächst jedoch eine geflochtene Angelschnur an einem Stahlbolzen befestigt und mit einer Armbrust über einen geeigneten Kronenast geschossen. Geflochtene Angelschnüre sind wesentlich reißfester als monofile und zudem von deutlich geringerer Elastizität. An der Angelschnur konnte dann das zum Schießen zu schwere Nylonseil über den Ast gezogen werden. An diesem Seil wiederum wurde dann die jeweilige Falle hinaufgezogen. Mit Hilfe eines dauerhaft an der Falle angebrachten Rückholseils konnten diese dann zur Kontrolle bzw. Leerung jederzeit problemlos wieder hinabgelassen werden.

Jede Falle wurde unter ihrem „Dach“ - und damit geschützt vor direkter Strahlung - mit einem Datenlogger zur Temperaturmessung in dreißigminütigem Intervall ausgestattet. Als Fangflüssigkeit wurde Wasser mit einem Tropfen Spülmittel verwendet. Die Tenside im Spülmittel reduzieren die Kohäsion des Wassers, so dass Insekten sofort in der Flüssigkeit untergehen und verenden. Um eine unterschiedliche Beeinflussung des Fangergebnisses z. B. durch Duftstoffe zu vermeiden, wurde immer das gleiche Spülmittel verwendet. Die Fallen wurden in den drei Untersuchungsjahren jeweils für die Zeit von Mitte April bis Mitte Oktober installiert und wurden in etwa wöchentlichem Abstand geleert. Bei Zeitangaben zu den Käferfängen handelt es sich immer um die Funddaten. Es ist also möglich, dass sich gefundene Buchenprachtkäfer bereits seit bis zu sieben Tagen in der Falle befunden haben, Flugzeiten also auch einige Tage vor den genannten Daten begonnen und geendet haben können.

Die Fallenfänge sollten insbesondere Kenntnisse über die Phänologie von *A. viridis* bringen. Zudem sollten sie ermöglichen, die Aktivitätsdichten, Geschlechterverhältnisse und Individuengrößen unter den verschiedenen Umweltbedingungen der Bestände, Probekreise und einzelnen Fallenbäume zu vergleichen.

2.1.4 Untersuchung der gefangenen Individuen

Im Labor wurden zunächst die Beifänge aussortiert. Befanden sich andere Buprestidae als *A. viridis* darunter, wurde dies dokumentiert. Jedes Exemplar von *A. viridis* erhielt eine individuelle Nummer, so dass jedes Tier einem Funddatum und einer Falle zuordenbar ist. Unter einem Binokular wurden die Größe und Geschlecht jedes Buchenprachtkäfers bestimmt. Zum Größenvergleich wurde statt der Körperlänge die Länge der Elytren gemessen, da zum Zeitpunkt des Auffindens häufig bereits der Kopf oder auch das Abdomen der Käfer fehlten, während die Flügeldecken fast immer erhalten waren. Um das Geschlecht zu ermitteln, wurden die Käfer schließlich seziiert. Da eine Geschlechtsbestimmung anhand äußerer Merkmale meist nicht zuverlässig möglich ist, mussten auf diese Weise die Geschlechtsorgane sichtbar gemacht werden (Abb.31).



Abb.31: Männlicher Buchenprachtkäfer neben ausgelöstem Aedeagus

2.2 Fangbäume

An liegenden Buchenstämmen wurden die zeitliche Verteilung der Eiablagen, Präferenzen für Ablagestellen und die Entwicklungsfähigkeit des Buchenprachtkäfers an liegendem Totholz untersucht. Auch sollten Erkenntnisse über mögliche Auswirkungen der heute vor allem aus Naturschutzgründen häufig praktizierten Totholzanreicherung gewonnen werden. Die meisten Fangbäume wurde in den in Kap. 2.1.1 genannten Untersuchungsbeständen gelegt. Um die Möglichkeit einer wechselseitigen Beeinflussung mit den Ergebnissen der dortigen Fallenfänge zu minimieren, wurde jeweils ein Abstand von mindestens 50m zu den Probekreisen mit den Fallenbäumen eingehalten.

In drei Untersuchungsbeständen wurden Mitte Mai 2010 je zwei Buchen gefällt (Tabelle 8). Anfang 2011 wurden weitere vier Fangbäume ausgelegt, drei davon in einem Bestand, der nicht gleichzeitig als Untersuchungsbestand für die Fallenfänge diente. 2012 schließlich kamen zehn weitere Fangbäume sowohl innerhalb als auch außerhalb der Untersuchungsbestände hinzu. Drei dieser Stämme wurden dieses Mal bereits mit

dem Wintereinschlag gefällt. Da in der Praxis ein Teil des Totholzes aus der üblicherweise im Winter durchgeführten Holzernte stammt, sollten so Hinweise erlangt werden, ob dieses im folgenden Sommer noch fängisch für *A. viridis* ist oder keinen potenziellen Brutraum mehr darstellt. Abb.32 zeigt die Verteilung der 20 Fangbäume in Bayern.

Tabelle 8: Standorte und Fällungsdaten der 20 Fangbäume

| Fangbaum | Ort | gefällt am |
|----------|--|------------|
| 1c | Sailershausen (U-Bestand 1) | 17.05.2010 |
| 1d | Sailershausen (U-Bestand 1) | 17.05.2010 |
| 4c | Neuwirtshaus (U-Bestand 4) | 17.05.2010 |
| 4d | Neuwirtshaus (U-Bestand 4) | 17.05.2010 |
| 7c | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 12.05.2010 |
| 7d | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 12.05.2010 |
| 9 | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 |
| 10a | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 |
| 10b | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 |
| 7e | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 05.06.2011 |
| 1e | Sailershausen (U-Bestand 1) | 18.04.2012 |
| 1f | Sailershausen (U-Bestand 1) | 18.04.2012 |
| 1g | Sailershausen (U-Bestand 1) | 01.07.2012 |
| 7f | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 01.07.2012 |
| 11a | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 |
| 11b | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 |
| 11c | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 |
| 12 | Gerolzhofen | 15.06.2012 |
| 13 | Hessenreuth | 18.04.2012 |
| 14 | Hessenreuth | 18.04.2012 |

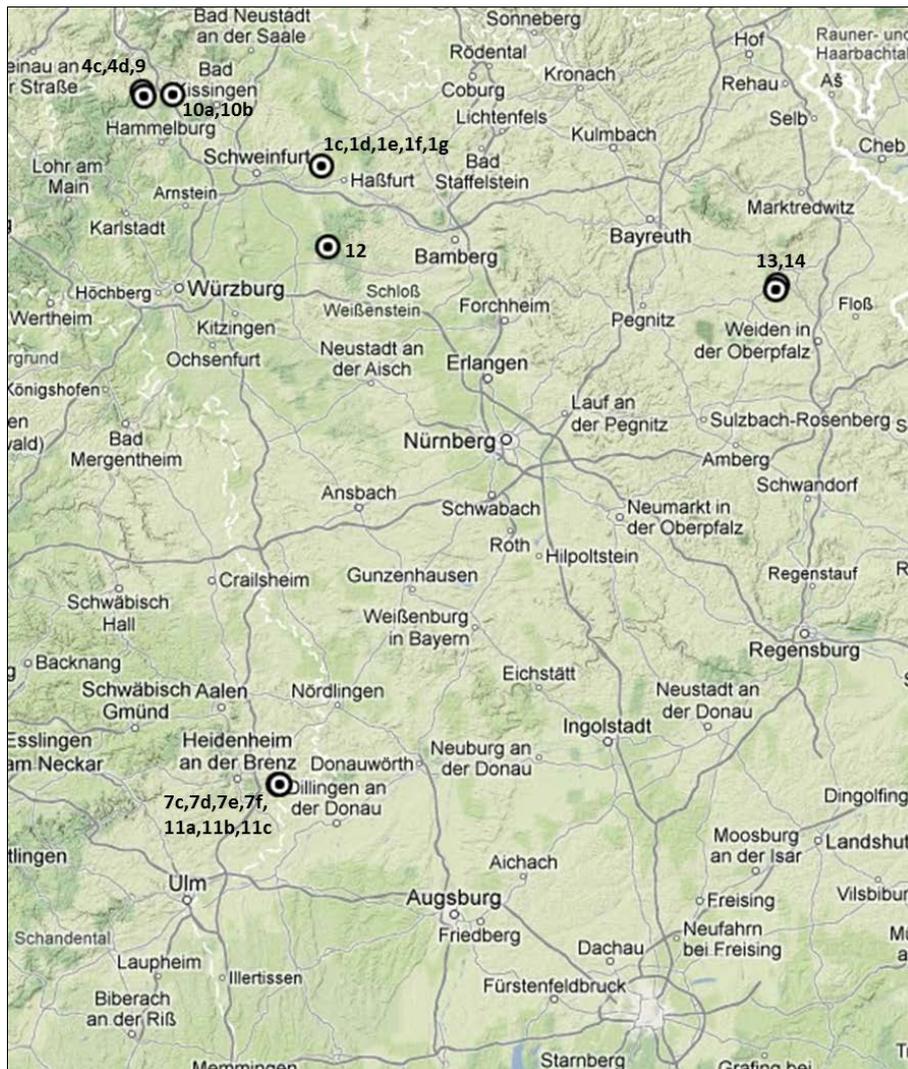


Abb.32: Standorte der 20 Fangbäume

Bei den Fangbäumen handelte es sich nach jeweiliger Verfügbarkeit zum Teil um einige Meter lange Stammabschnitte und zum Teil um ganze Bäume einschließlich ihrer Kronen. Um eine zu rasche Austrocknung zu verhindern wurden Laub und Feinreisig gleich nach der Fällung entfernt. Noch vor der Fällung wurden in der bereits in Kap. 2.1.2 beschriebenen Weise Vitalität und soziale Stellung der Bäume beschrieben und im Radius von 25m um die Fangbäume der Schluss- und Bestockungsgrad bestimmt sowie die Totholz mengen gemessen.

Im selben etwa wöchentlichen Turnus, in dem die Fallenleerungen durchgeführt wurden, wurden die Stämme aufgesucht und ihre Oberflächen nach Eigelegen und

Ausfluglöchern des Buchenprachtkäfers abgesehen. Gefundene Gelege wurden mit Stecknadeln gekennzeichnet und nummeriert (Abb.33).



Abb.33: Eigelege an einem Fangbaum

Das Datum Ihres Auffindens wurde ebenso dokumentiert wie Lage, Durchmesser, Exposition, Rindenbeschaffenheit sowie erkennbare Vorschädigungen der Fundstelle. Zur Lagebeschreibung der Fundstellen wurden die Fangbäume in Längsabschnitte (Abb.34) von je einem Meter gegliedert und vom Stammfuß aus gesehen nach Ober- (a), rechter (b) und linker (c) Seite differenziert (Abb.35), wobei die Unterseite natürlich unberücksichtigt blieb. So handelt es sich z. B. bei Abschnittsteilfläche 4b um die rechte Seite des vierten Laufmeters. Die Durchmesser der Abschnitte wurden wegen ihrer breiten Streuung zur Vereinfachung in je 5cm umfassende Stärkeklassen eingeteilt (Tabelle 9).

Tabelle 9: Klassenbildung der Stammabschnittsdurchmesser

| Stärkeklasse | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|------------------|-----|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Durchmesser (cm) | 0-4 | 5-9 | 10-14 | 15-19 | 20-24 | 25-29 | 30-34 | 35-39 | 40-44 | 45-49 | 50-54 | 55-59 | 60-64 | 65-69 |

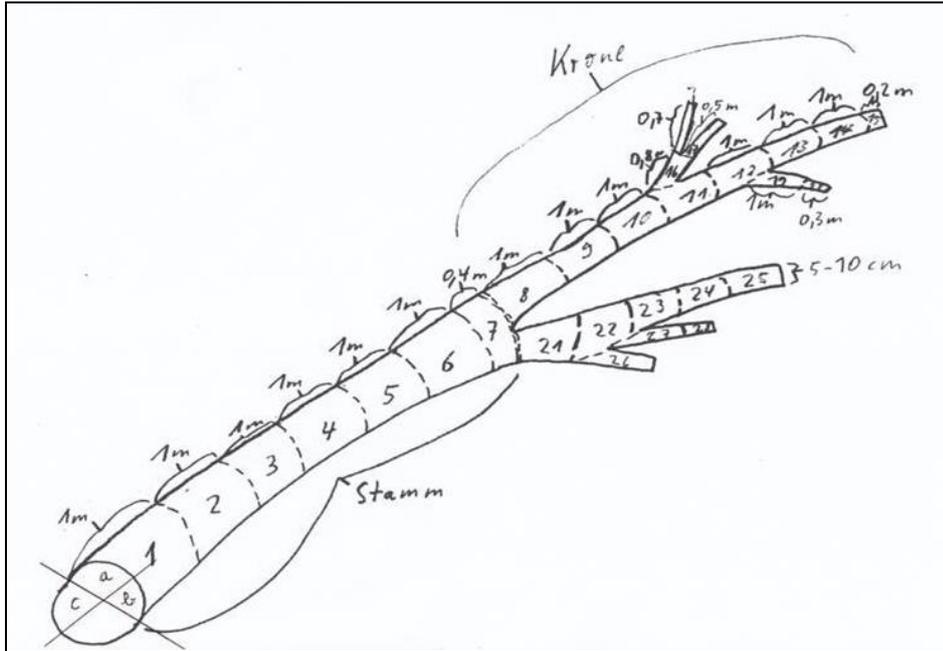


Abb.34: Längsgliederung der Fangbäume in Meterabschnitte

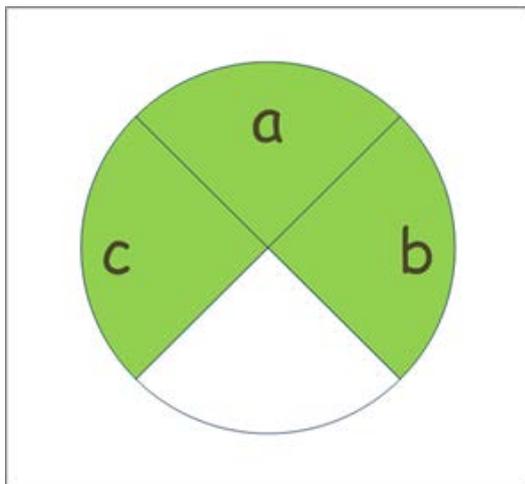


Abb.35: Querschnittsgliederung der Stammseiten der Fangbäume vom Stammfuß aus betrachtet

Die Exposition der Stammseiten im liegenden Zustand wurde ebenso aufgenommen wie ihre vorherige Ausrichtung während der Baum noch stand. Für die statistische Verarbeitung wurden die möglichen Expositionen nach potenziellem Strahlungsgenuss der jeweiligen Himmelsrichtung ordinalskaliert (Tabelle 10). Am liegenden Baum wurde zudem für die nach oben gerichtete, also in keine Himmelsrichtung gewandte, Stammseite die Stufe 0 hinzugefügt.

Tabelle 10: Ordinale Skalierung der Stammseitenexpositionen nach Strahlungsgenuss

| Stammseite | Stufe |
|------------------------------------|-------|
| Oberseite (nur am liegenden Stamm) | 0 |
| Süd | 1 |
| Südwest | 2 |
| Südost | 3 |
| West | 4 |
| Ost | 5 |
| Nordwest | 6 |
| Nordost | 7 |
| Nord | 8 |

Die Rindenrauigkeit jeder Abschnittsteilfläche wurde in vier Kategorien nach GRÜNER (2009) eingewertet (Abb.36). Zuvor war versucht worden, die Rauigkeit präziser zu erfassen. Hierzu waren taktile und optische (Laser) Messgeräte getestet worden. Beide erwiesen sich jedoch wegen der kleinflächig zu starken Streuung der Rauigkeit der Buchenrinde als ungeeignet. Die getesteten Messverfahren sind vor allem für die Werkstoffprüfung in der Metallverarbeitung und damit nur für deutlich homogenere Oberflächenstrukturen vorgesehen und geeignet.



Abb.36: Beispielfotos der vier Rauigkeitsstufen (verändert nach GRÜNER 2009)

Neben der Dokumentation und Untersuchung des Ablageverhaltens war es ein weiteres Ziel, den Reproduktionserfolg an den Fangbäumen zu ermitteln. Wegen der ausgehärteten Schutzschicht über den Gelegen (Abb.13), ist es zumeist nicht möglich, die Eier zerstörungsfrei, nur anhand des Reliefs der Schutzabdeckung, zu zählen. Daher wurden jeweils im Herbst, wenn davon auszugehen war, dass alle überlebenden Eilarven sich bereits in die Rinde gebohrt hatten, die verbliebenen Abdeckungen entfernt und die Einbohrlöcher (Abb.15) gezählt. In den Folgejahren wurde dann regelmäßig nach Ausfluglöchern (Abb.17) gesucht, um festzustellen, ob und ggf. wie viele Larven nach welcher Entwicklungsdauer als Imago ausfliegen konnten. Ermittelt wurde also die Differenz zwischen der Anzahl der eingebohrten Larven und der Zahl der ausgeflogenen Imagines.

2.3 Probebaumfällungen

2.3.1 Auswahl der Bäume

Um Häufigkeit und Ausmaß des Befalls durch *A. viridis* an vitalitätsgeschwächten Buchen zu untersuchen, wurden 17 ältere Bestände in unterschiedlichen Regionen (Abb.37) Bayerns aufgesucht und dort insgesamt 65 Buchen gefällt. Die Auswahl der Bestände erfolgte aufgrund von Schadensmeldungen der Besitzer oder Forstbehörden sowie eigener Beobachtungen. Sie wurden anhand der bereits verwendeten Bestandesparameter (Kap. 2.1.1) charakterisiert. Anschließend wurden in Absprache mit dem Waldbesitzer mehrere geschwächte, aber auch einzelne vital wirkende Bäume ausgewählt und noch vor der Fällung in gleicher Weise wie die Fallenbäume (Kap. 2.1.2) und die Fangbäume (Kap. 2.2) beschrieben. Für die statistische Auswertung wurden zur Vereinfachung die BHD (Tabelle 9) und die Höhen in Klassen eingeteilt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Klasseneinteilung der Baumhöhen

| Höhenstufe | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Höhe (m) | 20-22 | 23-25 | 26-28 | 29-31 | 32-34 |

2.3.2 Untersuchungsschema

Nach der Fällung wurden die Bäume auf Befall durch *A. viridis* untersucht. Dabei wurde die Oberfläche der Stämme vollständig abgesucht, während für die Kronen eine Suchdauer von 15 Minuten festgelegt wurde. Gesucht wurde nach Gelegen bzw. Gelegeresten, Ausfluglöchern und Fraßgängen. Um letztere zu finden, wurde an verdächtig erscheinenden Stellen, wie solchen mit Rindenläsionen und -nekrosen, aber auch an zufällig ausgewählten Stamm- und Astbereichen die Rinde entfernt (Abb.38). Während dieser Arbeiten wurde die Zeitmessung angehalten, da der Aufwand von Stichprobe zu Stichprobe sehr unterschiedlich war und nur so die Dauer der eigentlichen Oberflächenabsuche an allen Bäumen konstant gehalten werden konnte.

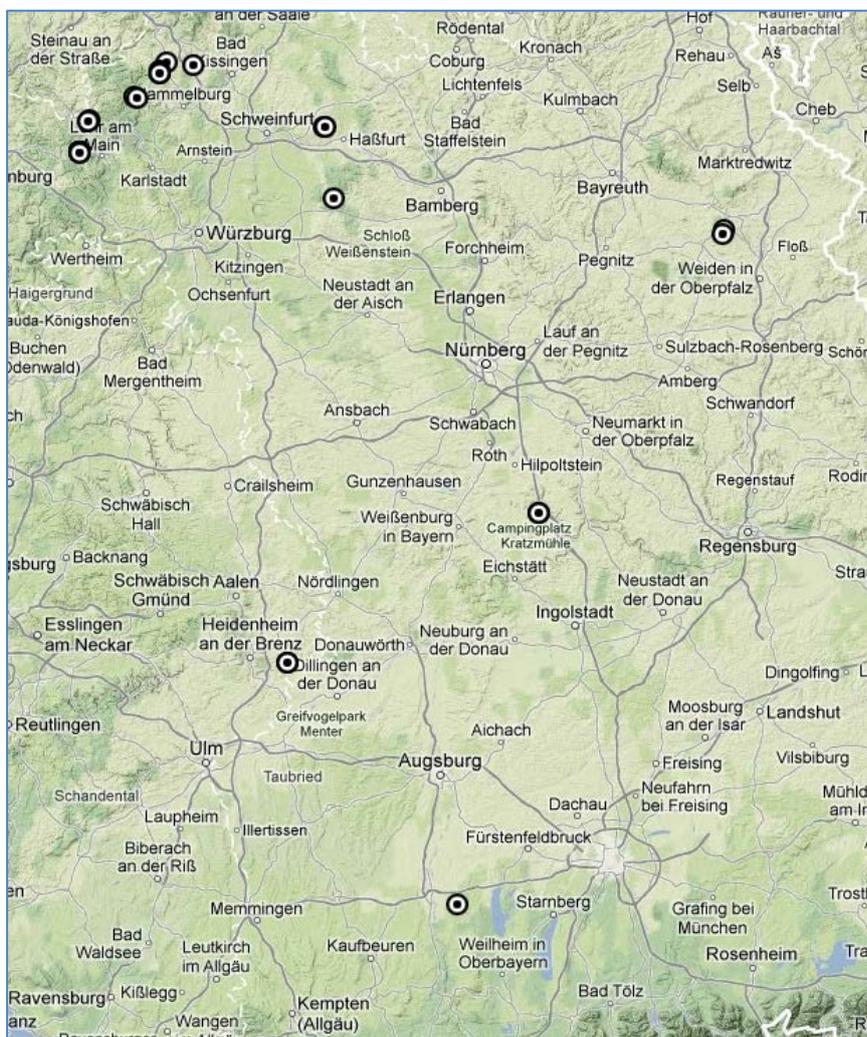


Abb.37: Standorte der Probebaumfällungen über Bayern



Abb.38: Fraßgangsystem des Buchenprachtkäfers nach Entfernen der Rinde

Zahl und Art der Nachweise wurden ebenso dokumentiert wie ihre Fundstellen. Hierzu wurden Nachweise am Stamm nach Exposition, unterem, mittlerem oder oberem Stammdrittel und dem Durchmesser an der betreffenden Stelle differenziert. Nachweise in der Krone wurden nach Ober- oder Unterkrone und Aststärke an der Befallsstelle unterschieden. Die Aststärken wurden dabei in fünf Klassen zusammengefasst (Tabelle 12).

Die zu untersuchenden Kronenäste wurden dabei nicht zufällig ausgewählt, sondern es wurde gezielt nach Befallshinweisen gesucht. Dabei konnte nicht die gesamte Krone abgesucht werden, da nach der Fällung insbesondere die unten liegenden Bereiche oft nicht zugänglich waren. Die Anteile der befallenen Äste an den Buchen wurden daher lediglich grob geschätzt und in dementsprechend breite Klassen eingeteilt (Tabelle 13).

Tabelle 12: Klasseneinteilung der Aststärken an Befallsstellen

| Klasse | Durchmesser |
|--------|-------------|
| 1 | <1cm |
| 2 | 1-2,9cm |
| 3 | 3-4,9cm |
| 4 | 5-9,9cm |
| 5 | >10cm |

Tabelle 13: Klasseneinteilung der Anteile befallener Äste je Buchenkrone

| Klasse | Anteil |
|--------|-----------------|
| 0 | keine |
| 1 | 1 – 5% der Äste |
| 2 | 6 – 30% |
| 3 | 31 – 60% |
| 4 | > 60% |

Neben *A. viridis* wurde auch nach anderen potenziellen Schadinsekten wie rinden- (z. B. *Taphrorychus bicolor*) und holzbrütenden (z. B. *Xyloterus domesticus*) Borkenkäfern (Kap. 1.4.2.1, Kap. 1.4.2.2) und ihren Spuren gesucht und auch abiotische Schäden wie Sonnenbrand (Kap. 1.5) dokumentiert. Außerdem wurde auch nach makroskopisch erkennbaren Merkmalen von Pilzbefall gesucht.

Im Blickpunkt standen dabei vor allem *Nectria coccinea* (Kap. 1.4.2.5) und *Nectria ditissima* (Kap. 1.4.2.6), die als Erreger des Buchenrindensterbens bzw. des Buchenkrebsses gelten (GRÜNER & METZLER 2006). Um ihre Anwesenheit festzustellen, wurden jeweils einige nekrotische Rindenstücke und Äste als Proben genommen. Im Labor konnte dann unter dem Mikroskop nach den Fruchtkörpern dieser Pilze gesucht werden. Das mögliche Auftreten anderer Pilze wie *Phytophthora* sp. (Kap. 1.4.2.7) oder *Biscogniauxia nummularia* (Kap. 1.4.2.8) wurde vor Ort makroskopisch geprüft.

2.4 Klima- und Wetterdaten

2.4.1 Temperatursummen

Zur Untersuchung der Phänologie von *A. viridis* wurden auch Temperatursummenberechnungen herangezogen. Hierzu wurden von Jahresbeginn bis zum Fang eines Käfers die Gradzahlen summiert, um die die an der nächstgelegenen Wetterstation gemessenen (Kap. 2.1.1) Tagesmaximaltemperaturen den Wert von 15°C überschritten. Dieser beruht auf der von HEERING (1956a) ermittelten Aktivitätsschwelle der Imago von „14 bis 16°C“. Wurde an der einer Falle nächstgelegenen Wetterstation ein Tagesmaximum von z. B. 17°C gemessen, wurden also 2°C zur Temperatursumme

addiert. Jedem gefangenen Buchenprachtkäfer wurde die bis zu seinem Fang erreichte Temperatursumme $>15^{\circ}\text{C}$ zugeordnet. Darüber hinaus wurden auch Temperatursummen während der Entwicklungsdauer vom Ei bis zur Imago in den Fangbäumen errechnet. Hier wurde ebenfalls ein Grenzwert von 15°C gewählt, da Heering (1956a) diesen auch als durchschnittlichen Schwellenwert der Larvenaktivität angibt.

2.4.2 Klimadiagramme

Um die Verläufe von Niederschlägen und Temperaturen im Monatsmittel über längere Zeiträume abzubilden und dabei Trockenphasen kenntlich zu machen, wurden hygrothermische Klimadiagramme nach WALTER & LIETH (1960) erstellt und diesen noch je eine Linie für die langfristigen Mittelwerte (1961-1990) der Temperaturen und Niederschläge hinzugefügt. In solchen Diagrammen wird auf der y1-Achse die Temperatur und auf der y2-Achse der Niederschlag aufgetragen. Dabei wird der Niederschlag mit doppelt so großen Abständen skaliert wie die Temperatur. 10°C stehen also 20mm gegenüber, 30°C 60mm usw. Bei den Monaten, deren Temperaturkurve oberhalb der Niederschlagskurve verläuft, handelt es sich nach WALTER & LIETH (1960) um aride Monate. Im abgebildeten Beispiel gilt dies für die Monate Mai bis Oktober. Abb.39 zeigt ein solches Diagramm am Beispiel von Würzburg 1947.

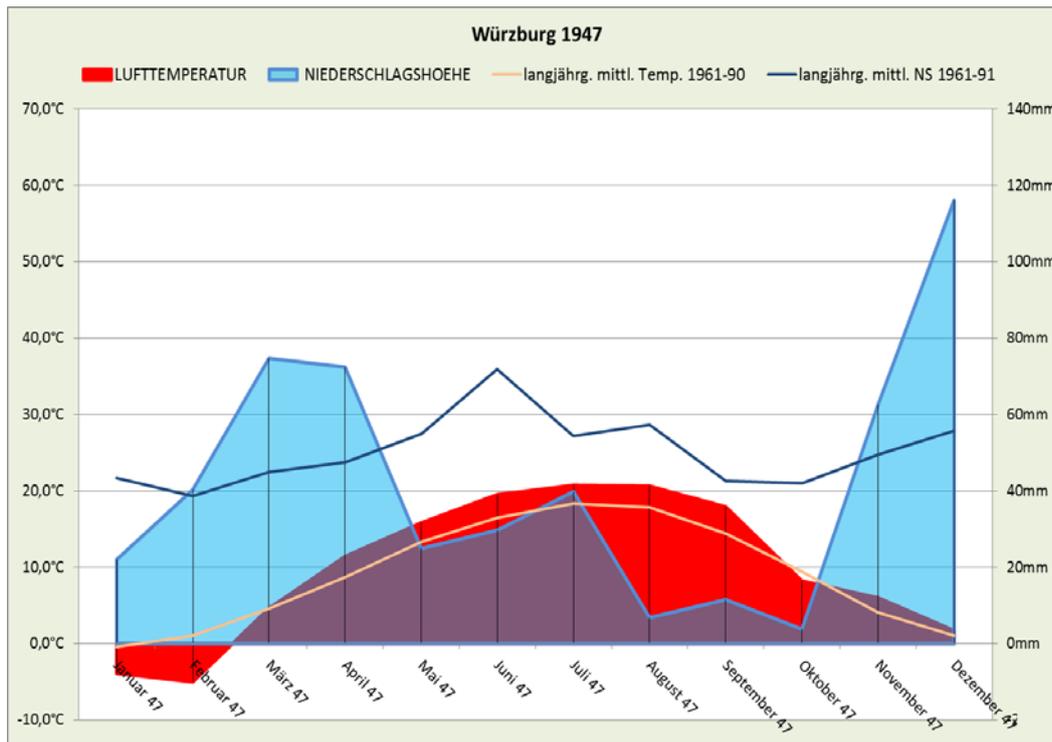


Abb.39: Beispiel für ein Klimadiagramm verändert nach WALTER & LIETH (1960)

2.5 Angewandte statistische Verfahren

Die statistische Auswertung der aufgenommenen Daten sowie die Erstellung von Grafiken wurden größtenteils mit der Statistiksoftware SPSS (IBM) in den Versionen 20 bis 22 vorgenommen. Einzelne grafische Darstellungen, die mit SPSS nicht möglich waren, sowie einfachere Berechnungen wurden zudem mit Excel 2010 (Microsoft) erstellt. Als Signifikanzniveau wurde bei allen Tests eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $<5\%$ ($p < 0,05$, zweiseitig) festgelegt.

Bedingt durch Struktur und Beschaffenheit der verwendeten Daten, die oft durch fehlende Normalverteilung oder Ordinalskalierung gekennzeichnet waren, kamen in dieser Arbeit mehrheitlich nichtparametrische, aber auch einige parametrische statistische Verfahren zum Einsatz, welche im Folgenden kurz beschrieben sind:

Vergleich der Mittelwerte aus zwei oder mehr Stichproben

Zum Vergleich der Mittelwerte zweier unabhängiger Stichproben wurde bei Vorliegen der Voraussetzungen Normalverteilung und Intervallskalierung der T-Test angewandt. Die hierzu nötige Prüfung auf Normalverteilung erfolgte durch einen Kolmogorov-Smirnov-Test. Zudem führt SPSS beim T-Test einen Levene-Test auf Homoskedasität der Daten durch und gibt bei Fehlen dieser Eigenschaft einen dann heranzuziehenden alternativen p-Wert aus.

Bei nicht normalverteilten oder nicht intervallskalierten Daten kam statt des T-Tests der nichtparametrische U-Test nach Mann und Whitney, der statt der Mittelwerte lediglich Rangreihen vergleicht, bei abhängigen Stichproben der U-Test nach Wilcoxon zum Einsatz. Zum Vergleich von mehr als zwei unabhängigen, nicht normalverteilten Stichproben wurde der nichtparametrische H-Test nach Kruskal und Wallis durchgeführt.

Vergleich zweier Stichproben anhand dichotomer Parameter

Um zwei Stichproben mit jeweils dichotomer Ausprägung einer Eigenschaft, z. B. „ja oder nein“ auf Unterschiede zu prüfen wurde der Chi-Quadrat-Test nach Pearson durchgeführt. Bei zu geringen Erwartungswerten wurde stattdessen der Exakte Test nach Fisher angewandt.

Korrelationen

Zur Prüfung von Abhängigkeiten wurde bei intervallskalierten oder dichotomen und zudem normalverteilten Variablen der Korrelationskoeffizient nach Pearson, der Auskunft über die Linearität von Zusammenhängen gibt, bei Fehlen einer dieser Voraussetzungen der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman berechnet.

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Fallenfänge

3.1.1 Phänologie

Da sich kein einziger Buchenprachtkäfer in den insgesamt 16 in Bodennähe installierten Kombifallen fangen ließ, wurden diese in den Folgejahren nicht wieder installiert (Kap. 2.1.3). Die hier und in den folgenden Kapiteln angeführten Fangzahlen stammen also ausschließlich aus den Fallen im Kronenraum.

Im Jahr 2010 wurden in den insgesamt 16 Kronenfallen 158 Buchenprachtkäfer gefangen (Abb.40).

2011 waren es 124 Käfer und damit 21,5% weniger als im Vorjahr.

2012 wurden 102 Exemplare gefangen.

Wie bereits in Kap. 2.1.3 erläutert sind 2012 zum einen in drei Beständen keine Fallen mehr installiert worden und zum anderen in den übrigen fünf Beständen die Fallenzahl von zwei auf vier, also insgesamt von 16 auf 20, erhöht worden. Uneingeschränkt vergleichbar sind also nur die Gesamtfangzahlen von 2010 mit denen von 2011.

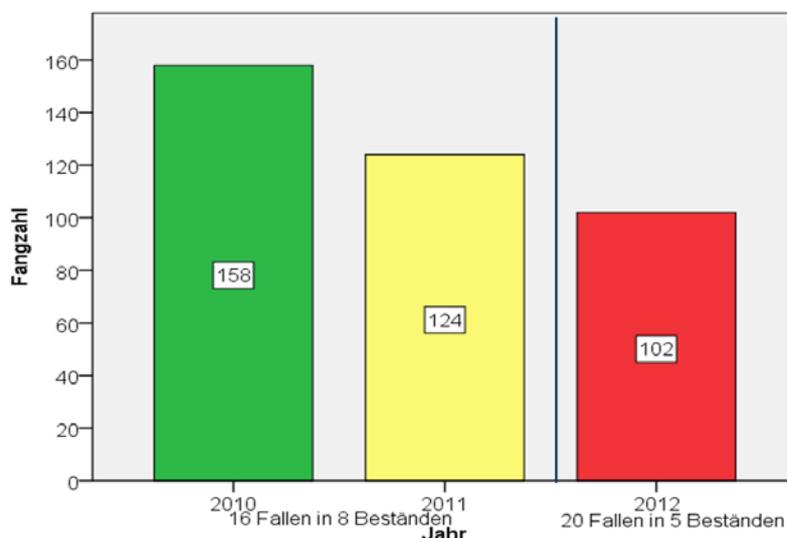


Abb.40: Gesamtfangzahlen 2010 bis 2012

Will man Gesamtfangzahlen aller drei Jahre vergleichen, lassen sich also nur die fünf Bestände, in denen auch 2012 noch Fallen installiert waren, heranziehen. Und in diesen wiederum nur die insgesamt zehn Fallen (je zwei), die bereits seit 2010, also über den vollständigen Untersuchungszeitraum, installiert waren.

Der Vergleich zeigt, dass die Abnahme der Aktivitätsdichten von 2010 auf 2011, nicht aber von 2011 auf 2012 signifikant war (Tabelle 14). Zwar wurden 2011 im Mittel sogar mehr Käfer je Falle gefangen, doch wurden 2010 die höheren Spitzenwerte erzielt (Abb. 41). Bei dieser Rechnung ist allerdings darauf hinzuweisen, dass 2012 durch die Fallen in den Nachbarbäumen eine Beeinflussung der Fangzahlen nicht gänzlich auszuschließen ist.

Tabelle 14: Wilcoxon-Teststatistik zum Vergleich der mittleren Fangzahlen in den über den Gesamtzeitraum eingesetzten Fallen (N=10)

| Teststatistiken ^a | | |
|------------------------------|---------------------|---------------------|
| | 2010 auf 2011 | 2011 auf 2012 |
| U | -2,149 ^b | -1,605 ^p |
| Asymp. p (2-seitig) | ,032 | ,108 |

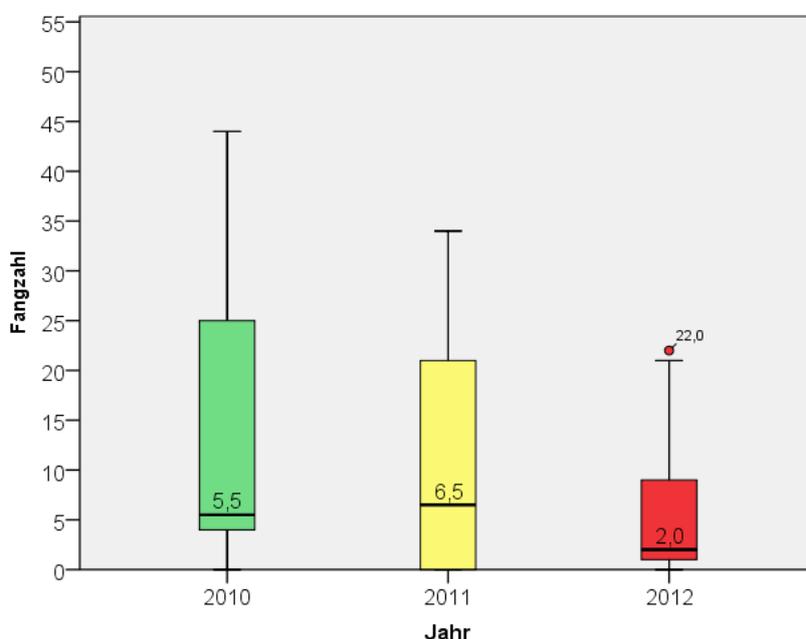


Abb. 41: Mediane der Jahresfangzahl pro Falle in den Jahren 2010 bis 2012

Der erste Käfer 2010 wurde mit der Fallenkontrolle am 30. Mai und der letzte am 26. September gefunden (Abb.42). Die Hauptschwärmzeit, hier definiert als Zeitraum in dem die mittleren 50% der Fänge (zweites und drittes Quartil) gefunden wurden, lag 2010 in den 33 Tagen zwischen dem 07. Juli und dem 09. August.

2011 wurden bereits am 12.Mai die ersten Fänge verzeichnet, nach dem 04. September dafür keiner mehr. Die mittleren 50% waren hier auf die 43 Tage vom 14. Juni bis 27.Juli, also eine viel frühere Periode konzentriert.

2012 wiederum wurden am 24. Mai die ersten Tiere gefunden, die letzten am 10. September. Die Fangperiode lag damit zwischen den Werten von 2010 und 2011. Die Hauptflugzeit erstreckte sich 2012 vom 21. Juni bis 30. Juli, also über 39 Tage.

Berücksichtigt man das einwöchige Leerungsintervall und die sich daraus ergebende mögliche Abweichung von Flug- und Funddatum (Kap. 2.1.3), ergeben sich für die Schwärmdauer keine exakten, sondern minimal und maximal mögliche Zeitspannen (Tabelle 15).

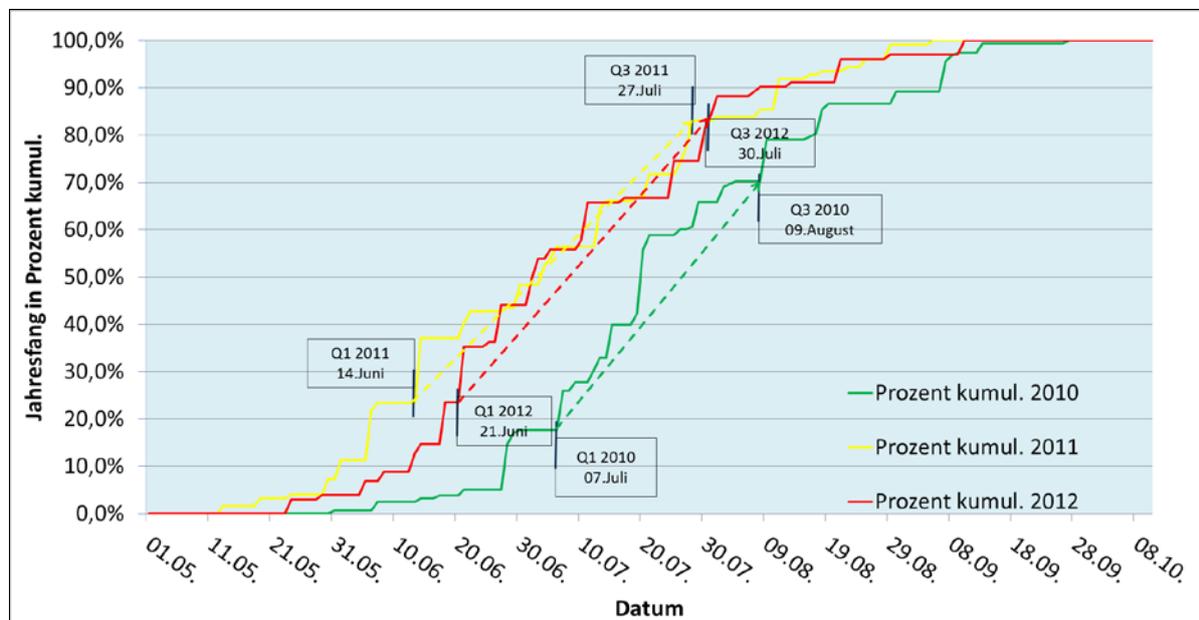


Abb.42: Zeitliche Verteilung der Fänge 2010 (n=158), 2011 (n=124), 2012 (n=102) und Hauptschwärmzeiten (2. und 3. Quartil der Fänge)

Tabelle 15: Schwärmdauer des Buchenprachtkäfers 2010 (n=158), 2011 (n=124), 2012 (n=102)

| Jahr | Schwärmzeit gesamt | Hauptschwärmzeit (2. und 3. Quartil der Fänge) |
|------|--------------------|--|
| 2010 | 113 – 127 Tage | 27 – 41 Tage |
| 2011 | 109 – 123 Tage | 30 – 44 Tage |
| 2012 | 103 – 117 Tage | 33 – 47 Tage |

Um zu untersuchen, ob es Abhängigkeiten zwischen Aktivitätsdichte und Umgebungstemperatur gibt, wurden anhand der Daten der jeweils nächstgelegenen Wetterstation (Kap. 2.1.1) die Temperatursummen $>15^{\circ}\text{C}$ ab Jahresbeginn ermittelt (Kap. 2.4.1). Jedem einzelnen gefangenen Individuum wurde dabei eine Temperatursumme zugeordnet. Abb.43 zeigt die Entwicklung der Fangzahlen mit zunehmender Temperatursumme.

Eine Temperatursumme ($>15^{\circ}\text{C}$) als Schwellenwert für den Beginn des Käferfluges lässt sich hier nicht erkennen. 2010 wurde der erste Käfer bereits bei Erreichen von 143°C aufgefunden, während dies 2012 erst bei 216°C der Fall war. Auffällig ist nur der in allen drei Jahren recht gleichmäßige Verlauf. Lediglich 2010 ließ sich bei Erreichen einer Temperatursumme ab Jahresbeginn von 540°C eine steilere Zunahme der Aktivitätsdichten feststellen, was sich jedoch in den beiden Folgejahren nicht bestätigte. Zum Vergleich der Untersuchungsbestände und Jahre sind die Anzahlen der Tage pro Jahr mit Maximaltemperaturen über 15°C in Tabelle 16 noch einmal zusammengefasst.

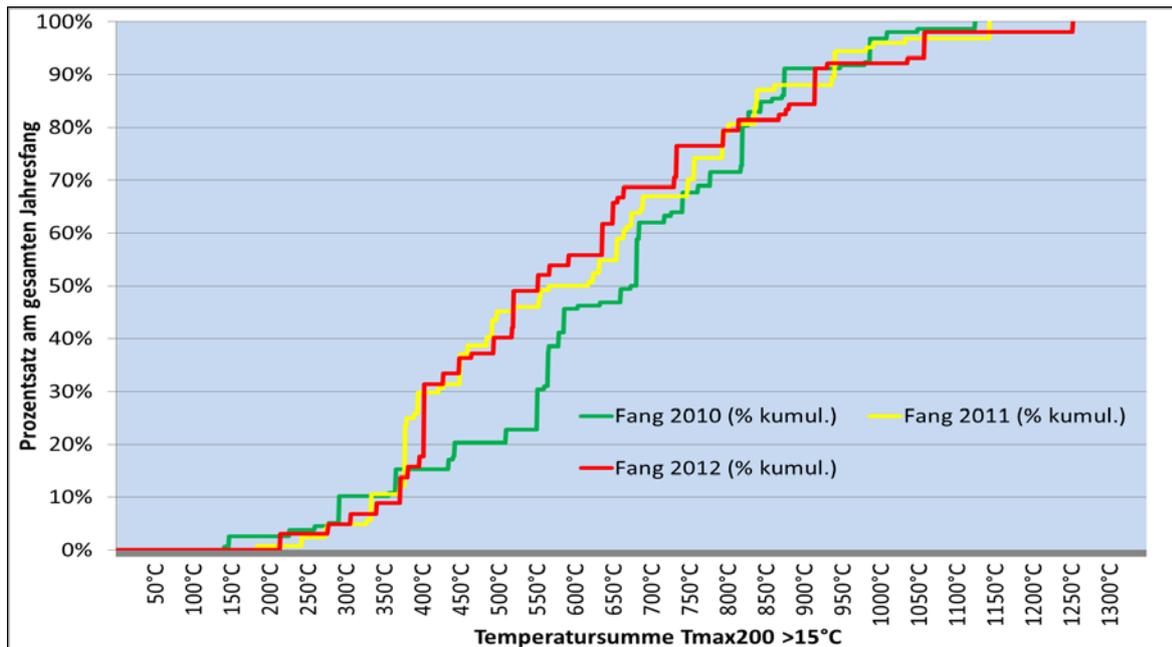


Abb.43: Entwicklung der Fangzahlen 2010 (n=158), 2011 (n=124) und 2012 (n=102) mit zunehmender Temperatursumme (>15°C)

Tabelle 16: Zahlen der Tage mit Tmax200 >15°C

| Bestand | 2010 | 2011 | 2012 |
|---------|------|------|--------------|
| 1 | 145 | 179 | 167 |
| 2 | 144 | 179 | keine Fallen |
| 3 | 167 | 195 | 177 |
| 4 | 167 | 195 | 177 |
| 5 | 176 | 195 | 186 |
| 6 | 166 | 195 | keine Fallen |
| 7 | 158 | 179 | 175 |
| 8 | 158 | 185 | keine Fallen |

Die geringste Umgebungstemperatur, bei der im Rahmen dieser Arbeit Flugaktivität von *A. viridis* nachgewiesen werden konnte, betrug 17,9°C. Dies war die Höchsttemperatur der ersten Septemberwoche 2010 in Bestand 1. Am Ende dieser Woche wurden dort drei Käfer vorgefunden.

Vergleicht man die Schwärmverläufe differenziert nach Geschlechtern (Kap. 3.1.5) erweisen sich diese in allen drei Jahren als nahezu synchron (Abb. 44 a, b, c).

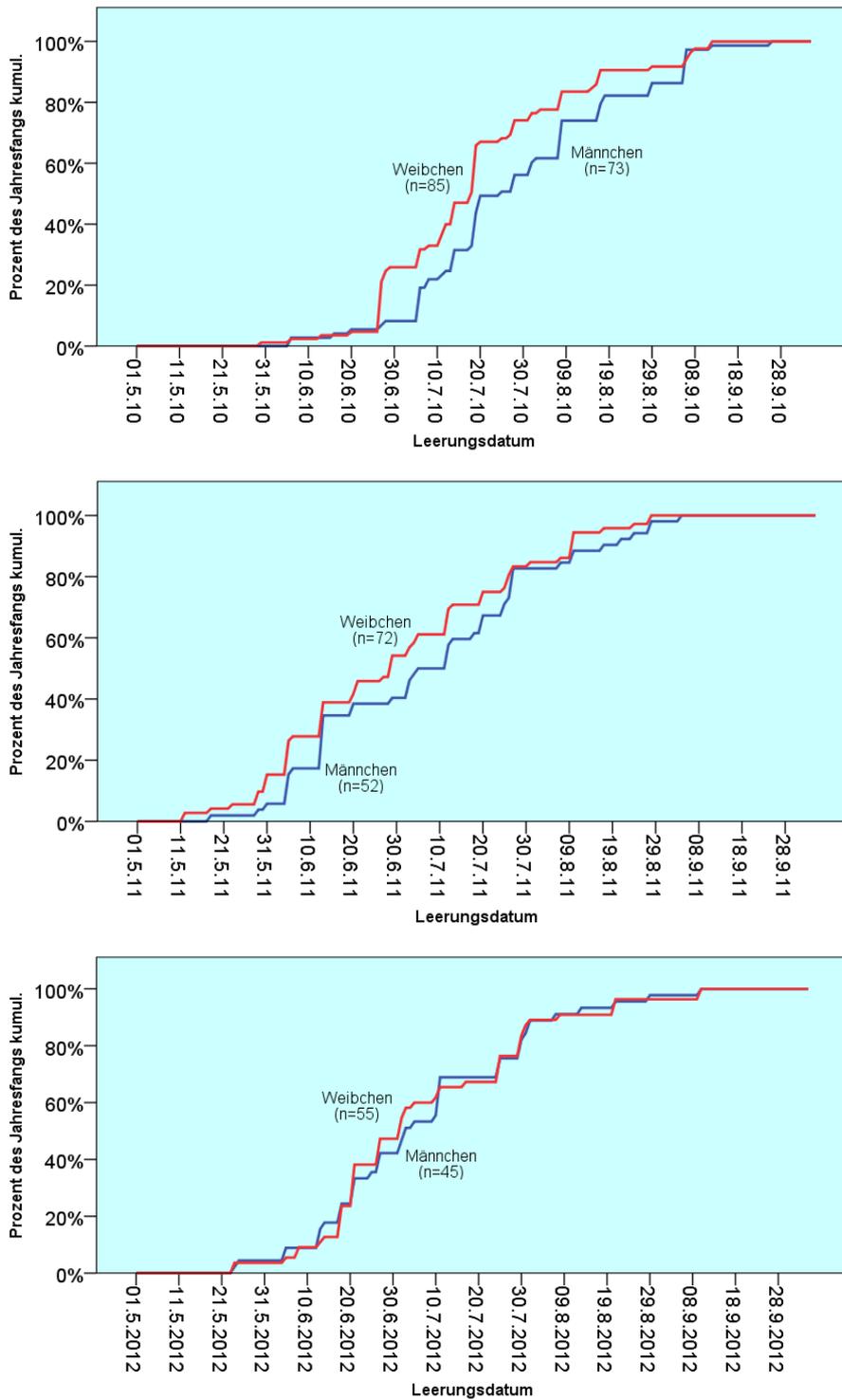


Abb. 44 a, b, c: Entwicklung der Aktivitätsdichten von *A. viridis* differenziert nach männlichen (blau) und weiblichen (rot) Individuen in den Fangjahren 2010, 2011, 2012

3.1.2 Aktivitätsdichten auf Bestandesebene

Die „Hotspots“ der Aktivitätsdichten (Abb. 45) bildeten 2010 wie 2011 die Bestände 1 (Sailershausen), 4 (Neuwirtshaus) und 5 (Behringersdorf). Nur in Bestand 6 (Mönchröden) wurde überhaupt kein Buchenprachtkäfer gefangen.

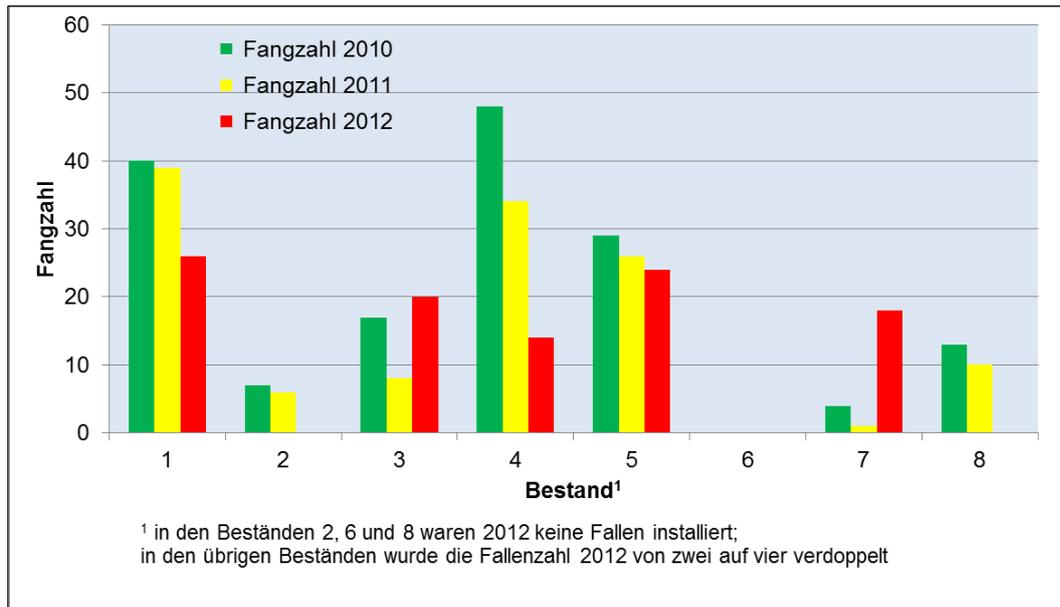


Abb. 45: Verteilung der Fangzahlen 2010 (n=158), 2011 (n=124) und 2012 (n=102) auf die acht Untersuchungsbestände

Der Rückgang der Aktivitätsdichten von 2010 auf 2011 (Abb.40) war in ausnahmslos allen Beständen zu beobachten. Die Ergebnisse aus 2012 sind wegen der Verdopplung der Fallen in den verbliebenen Beständen nicht direkt mit denen der Vorjahre vergleichbar (Kap. 2.1.3).

3.1.2.1 Klimatische Bedingungen und Aktivitätsdichte

Aus den mittleren Jahresniederschlägen und –temperaturen, gemessen an den jeweils nächstgelegenen Wetterstationen der LfL (Kap. 2.1.1), lässt sich nach der Formel Niederschlag/(Temperatur+10) für jeden Bestand und jedes Jahr der Ariditätsindex i nach MARTONNE (1926) errechnen. Niedrigere Werte bedeuten dabei eine höhere Aridität. Während des Untersuchungszeitraums blieb der Index nur im Jahr 2011 merklich unter den vieljährigen Mittelwerten, erreichte aber bei weitem nicht das Niveau des Extremjahres 2003 (Abb. 46). Weder die Jahresniederschläge und -mitteltemperaturen, noch die daraus errechneten Ariditätsindizes wiesen zwischen 2010 und 2012 signifikante Korrelationen mit den Aktivitätsdichten von *A. viridis* auf (Tabelle 17).

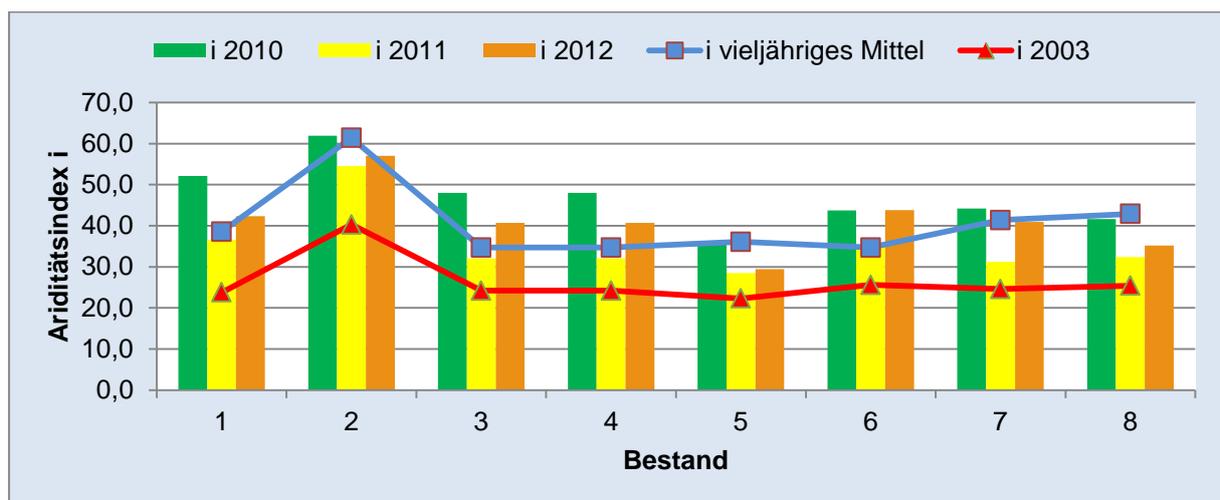


Abb. 46: Ariditätsindizes i in den Untersuchungsbeständen von 2010 bis 2012 sowie im Extremjahr 2003 auf Grundlage der Messwerte der Wetterstationen des LfL

Tabelle 17: Rangkorrelationen zwischen jährlichen Aktivitätsdichten und Klimadaten der acht (2010/2011) bzw. fünf (2012) Untersuchungsbestände nach Messwerten der jeweils nächsten Wetterstationen des LfL

| Korrelationen | | | | | |
|---------------|------------------------|----------------|--------------------|------------------------|-------------------------|
| | | | Jahresniederschlag | Jahresmitteltemperatur | Jahres-Ariditätsindex i |
| Spearman-Rho | Bestandesfangzahl 2010 | r _s | ,156 | ,506 | ,180 |
| | | p (2-seitig) | ,713 | ,201 | ,670 |
| | | N | 8 | 8 | 8 |
| | Bestandesfangzahl 2011 | r _s | -,060 | ,626 | -,180 |
| | | p (2-seitig) | ,888 | ,097 | ,670 |
| | | N | 8 | 8 | 8 |
| | Bestandesfangzahl 2012 | r _s | ,205 | ,103 | ,205 |
| | | p (2-seitig) | ,741 | ,870 | ,741 |
| | | N | 5 | 5 | 5 |

Neben diesen Jahreswerten, lassen sich auch die monatlichen Daten betrachten. Die hygrothermischen Diagramme der fünf über den gesamten Untersuchungszeitraum beobachteten Bestände zeigen, dass 2010, 2011 und 2012 keine längeren ariden Perioden zu verzeichnen waren (Abb. 47 bis Abb. 50). Lediglich 2011 kam es in der Region um Bestand 1 zu einem (April), den Regionen um die Bestände 3, 4 und 5 zu zwei (April, Mai) schwach ausgeprägt ariden Monaten nach Definition von WALTER & LIETH (1960), denen aber überdurchschnittlich niederschlagsreiche Monate folgten.

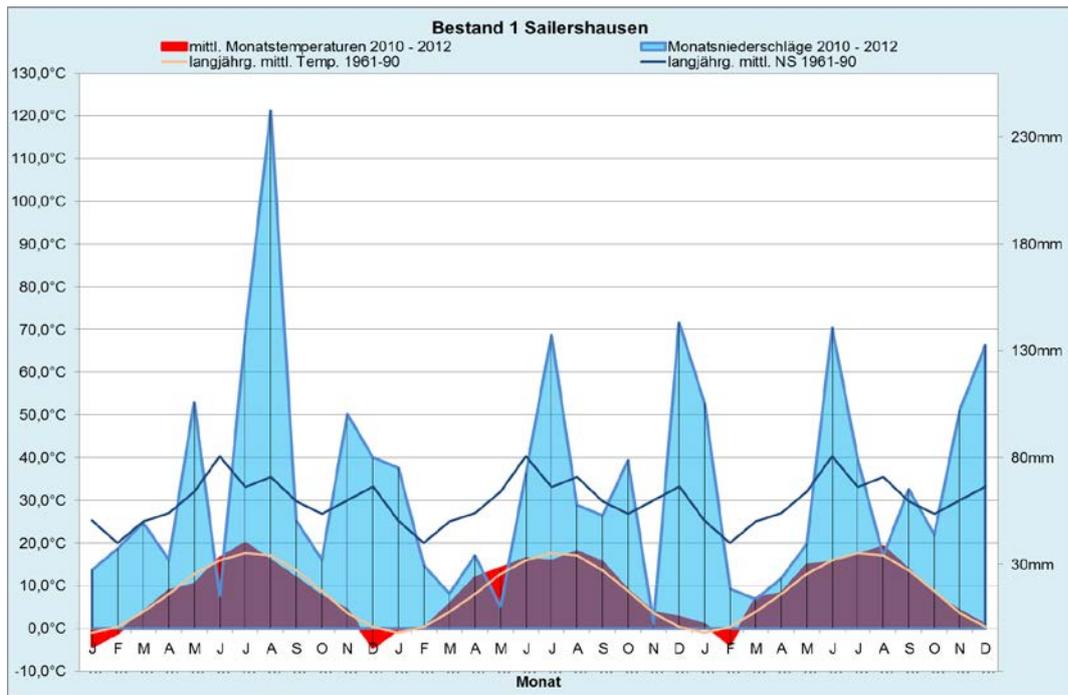


Abb. 47: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 1 (Wetterstation Köslau)

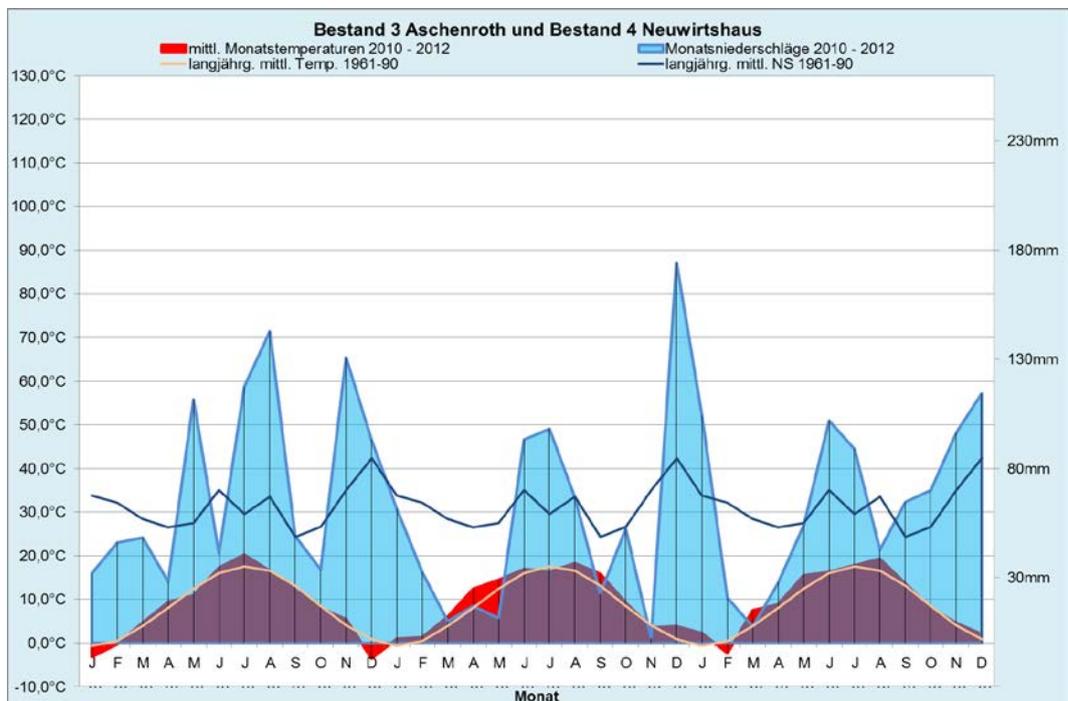


Abb. 48: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für die Untersuchungsbestände 3 und 4 (Wetterstation Steinfeld)

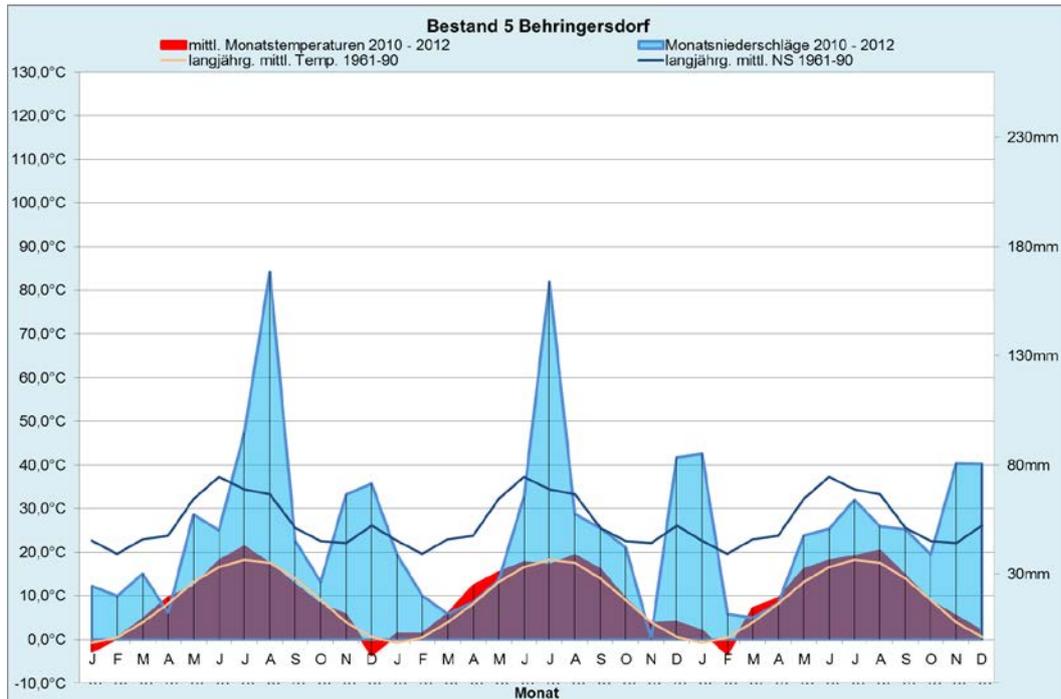


Abb. 49: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 5 (Wetterstation Buch)

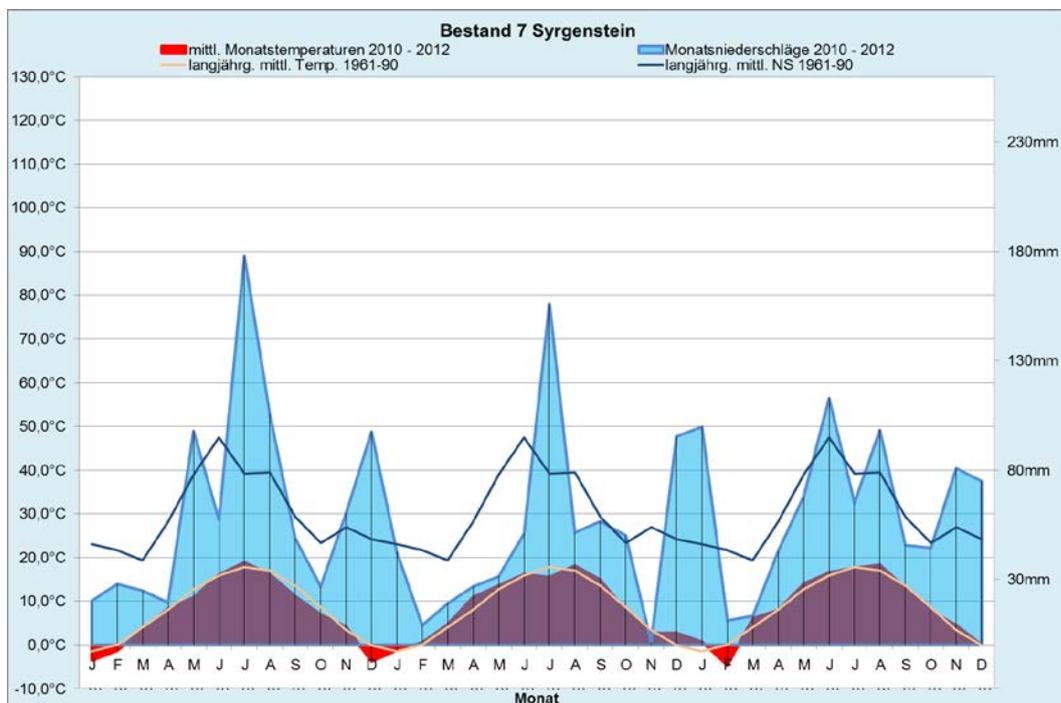


Abb. 50: Klimadiagramm 2010 bis 2012 einschl. langjähriger Mittelwerte für Untersuchungsbestand 7 (Wetterstation Frauenriedhausen)

3.1.2.2 Wasserhaushaltsstufe und Aktivitätsdichte

Die aus Bodenprofilen abgeleiteten ökologischen Feuchtestufen von Waldböden sind in forstlichen Standortkarten dokumentiert und geben anhand des Bodenprofils und der Topografie eines Standorts Auskunft über die zu erwartende Häufigkeit, Intensität und Dauer von Wassermangel. Sie werden vom ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996) Wasserstressrisiken zugeordnet. Die Feuchtestufen der acht Untersuchungsbestände und das jeweils daraus abgeleitete Wasserstressrisiko sind in Tabelle 18 aufgeführt. Innerhalb der Bestände lagen nach den Standortkarten keine unterschiedlichen Risikostufen vor. Für einen der Bestände besteht demnach ein geringes, für fünf ein mäßiges und für zwei ein mittleres Wasserstressrisiko. Extremstandorte befinden sich nicht darunter. Signifikante Zusammenhänge zwischen Wasserstressrisiko und Aktivitätsdichte wurden in keinem der drei Jahre festgestellt (Tabelle 19).

Tabelle 18: Ökologische Feuchtestufen und daraus abgeleitete Wasserstressrisiken in den Untersuchungsbeständen

| Bestand | ökologische Feuchtestufe | Wasserstressrisiko |
|---------|--------------------------|--------------------|
| 1 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 2 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 3 | 1 (mäßig trocken) | mittel |
| 4 | 4 (frisch) | mittel |
| 5 | 7 (mäßig wechselfeucht) | gering |
| 6 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 7 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |
| 8 | 2 (mäßig frisch) | mäßig |

Tabelle 19: Rangkorrelationen zwischen Aktivitätsdichten und Wasserstressrisiko in den Untersuchungsbeständen

| Korrelationen | | | | | |
|------------------|--------------------|----------------|------------------|------------------|------------------|
| | | | Fangzahl 2010 | Fangzahl 2011 | Fangzahl 2012 |
| Spearman- Rho | Wasserstressrisiko | r _s | ,261 | ,069 | -,580 |
| | | p (2-seitig) | ,532 | ,872 | ,306 |
| | | N | 8 | 8 | 5 |

3.1.2.3 Bestandesstruktur und Aktivitätsdichte

Tabelle 20 gibt eine Übersicht über die untersuchten Bestandesstrukturparameter.

Tabelle 20: Untersuchte Strukturparameter

| Bestand | Nutzungsart | Buchenanteil | Schlussgrad | Mischungsart | Mischungsform |
|---------|-------------|--------------|-------------|---------------|---------------|
| 1 | VN | 90 | 3 | einschichtig | einzel |
| 2 | AD | 100 | 3 | einschichtig | einzel |
| 3 | AD | 50 | 2 | zweischichtig | truppweise |
| 4 | VN | 70 | 3 | zweischichtig | einzel |
| 5 | VN | 70 | 3 | zweischichtig | einzel |
| 6 | AD | 100 | 3 | zweischichtig | einzel |
| 7 | VN | 60 | 4 | einschichtig | einzel |
| 8 | AD | 90 | 2 | einschichtig | einzel |

Der Schlussgrad hat wesentlichen Einfluss auf den Strahlungseinfall und damit auf die Temperatur- und Lichtbedingungen innerhalb eines Bestandes. Zwischen den Schlussgraden der Untersuchungsbestände und den dort ermittelten Aktivitätsdichten ließen sich keine signifikanten Zusammenhänge nachweisen (Tabelle 21). Ebenso wenig wiesen die Anteile der Buche sowie die jeweilige Mischungsform und –art signifikante Rangkorrelationen zu den Aktivitätsdichten auf.

Tabelle 21: Rangkorrelationen zwischen Bestandesstrukturparametern und Aktivitätsdichten in den Untersuchungsbeständen

| Korrelationen | | | | | |
|---------------|---------------------|--------------|---------------|---------------|---------------|
| | | | Fangzahl 2010 | Fangzahl 2011 | Fangzahl 2012 |
| Spearman-Rho | Schlussgrad Bestand | r_s | -,206 | -,206 | -,224 |
| | | p (2-seitig) | ,624 | ,624 | ,718 |
| | | N | 8 | 8 | 5 |
| | Buchenanteil (%) | r_s | -,327 | -,170 | ,462 |
| | | p (2-seitig) | ,429 | ,688 | ,434 |
| | | N | 8 | 8 | 5 |
| | Mischungsart | r_s | ,218 | 0,000 | -,289 |
| | | p (2-seitig) | ,604 | 1,000 | ,638 |
| | | N | 8 | 8 | 5 |
| | Mischungsform | r_s | ,082 | -,082 | 0,000 |
| | | p (2-seitig) | ,846 | ,846 | 1,000 |
| | | N | 8 | 8 | 5 |

3.1.3 Aktivitätsdichten auf Probekreisebene

Wie zwischen den Beständen (Kap. 3.1.2) unterschieden sich die Aktivitätsdichten auch zwischen den Probekreisen innerhalb der Bestände deutlich, oft sogar um ein Vielfaches (Abb.51, Abb.52). Die Mittelwerte der Fangzahlen in den Probekreisen mit stärker ausgeprägten Schadsymptomen, also den a-Probekreisen, waren in allen drei Jahren signifikant höher als in Kreisen vom Typ b (Tabelle 22, Abb. 53). Sogar höchst signifikant war dieser Unterschied im Jahr 2012, also nach der Stilllegung der Untersuchungsbestände 2, 6 und 8 sowie der Verdopplung der Fallenzahl in den verbleibenden fünf Beständen.

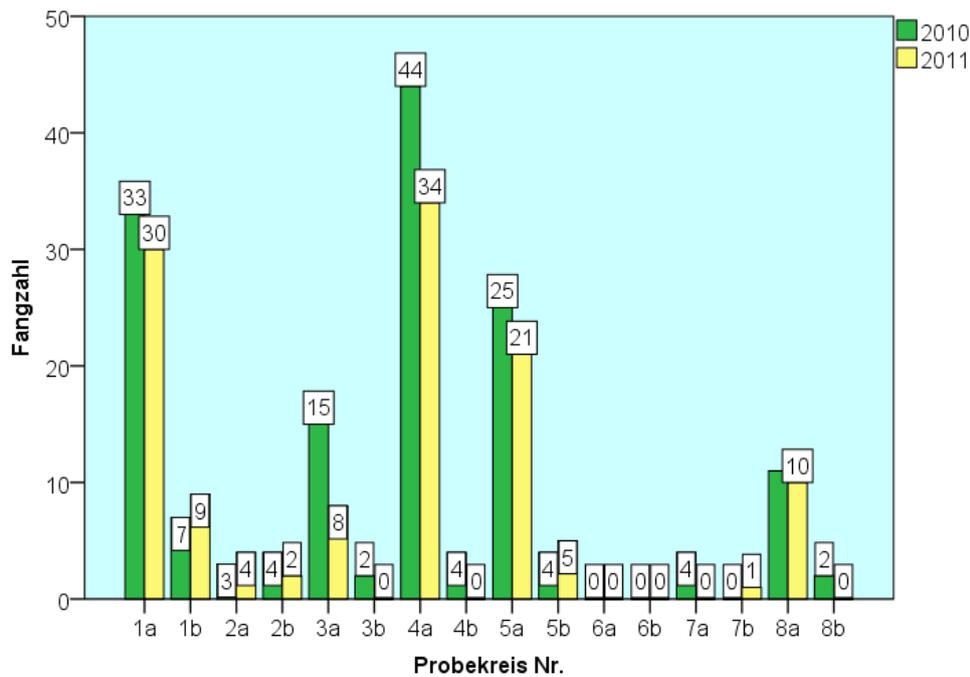


Abb.51: Verteilung der Fänge 2010 (N=158; grüne Balken) und 2011 (N=124, gelbe Balken) auf die 16 Probekreise mit je einer Falle

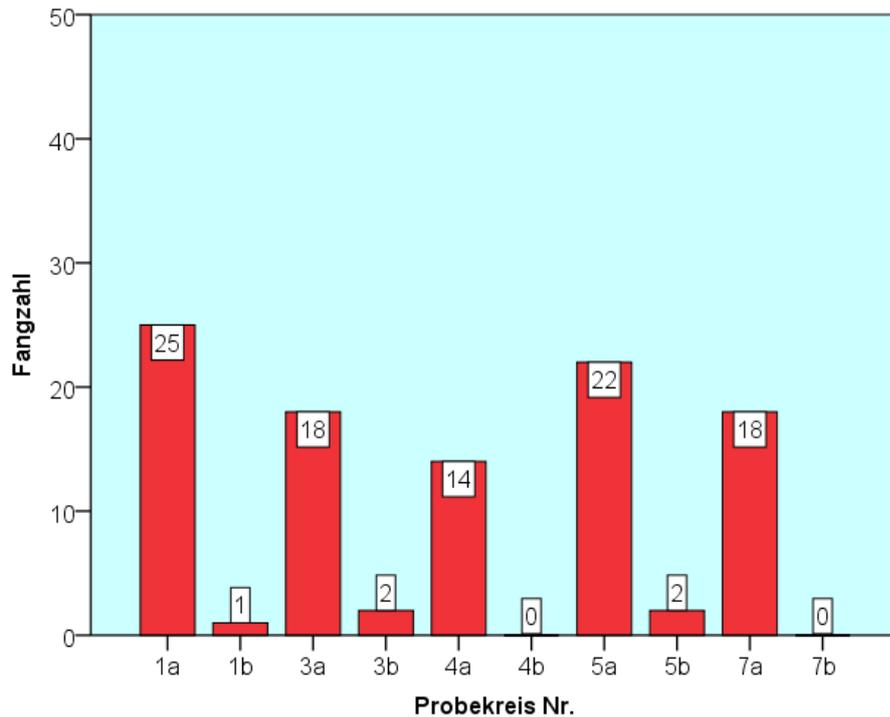


Abb.52: Verteilung der Fänge 2012 (N=102) auf die zehn Probekreise mit je zwei Fallen

Tabelle 22: Vergleich der mittleren Fangzahlen zwischen a- und b-Probekreisen 2010 (N=158), 2011 (N=124) und 2012 (N=102)

| | | Test bei unabhängigen Stichproben ^a | | | | | | | | |
|-------------|------------------------------------|--|------|-------------------------------------|-------|--------------|---------------------|-------------------------|--------------------------------------|--------|
| | | Levene-Test der Varianzgleichheit | | T-Test für die Mittelwertgleichheit | | | | | | |
| | | F | p | t | df | p (2-seitig) | Mittelwertdifferenz | Standardfehlerdifferenz | 95% Konfidenzintervall der Differenz | |
| | | | | | | | | Unterer | Oberer | |
| 2010 | Varianzgleichheit nicht angenommen | 15,527 | ,001 | 2,482 | 7,312 | ,041 | 14,000 | 5,641 | ,777 | 27,223 |
| 2011 | Varianzgleichheit nicht angenommen | 16,213 | ,001 | 2,317 | 7,838 | ,050 | 11,250 | 4,856 | ,011 | 22,489 |
| 2012 | Varianzgleichheit nicht angenommen | 6,756 | ,032 | 9,489 | 4,448 | ,000 | 18,400 | 1,939 | 13,224 | 23,576 |

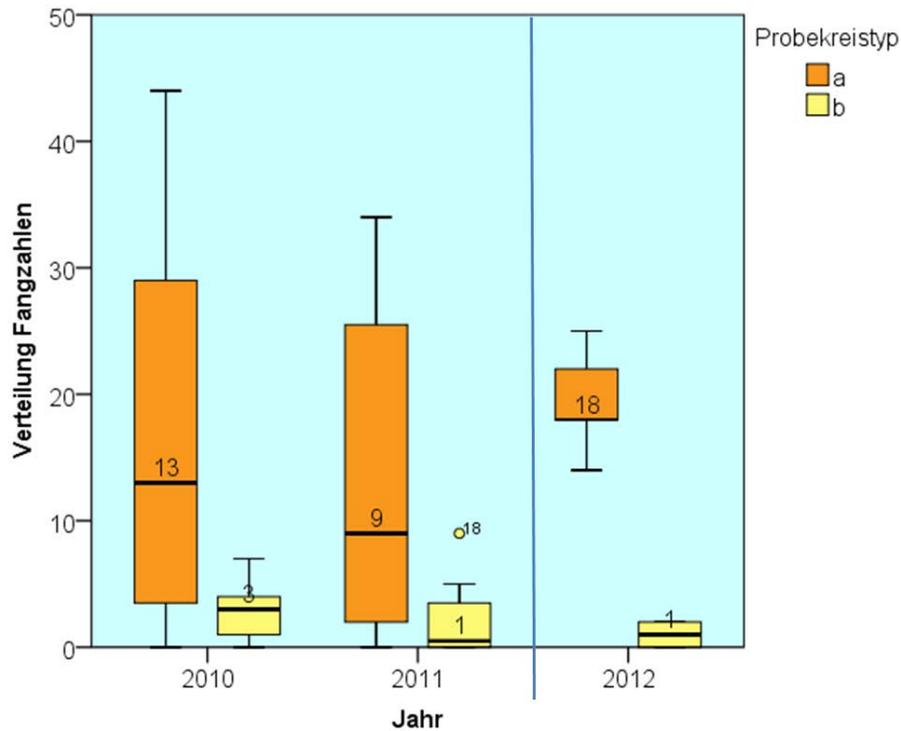


Abb. 53: Verteilung der Fangzahlen pro Falle auf die je acht a- und b-Probekreise 2010/2011 mit je einer Falle und die je fünf a- und b-Probekreise 2012 mit je zwei Fallen

3.1.3.1 Vitalität und Aktivitätsdichte

Die Einteilung der Probekreise in Typ a und Typ b war anhand der Vitalität des jeweiligen Buchenkollektivs erfolgt (Kap. 2.1.2). Die a-Probekreise sollten einen weniger vitalen, die b-Probekreise einen vitaleren Bereich des Untersuchungsbestandes repräsentieren. Ausschlaggebende Parameter waren das Vorhandensein bzw. Nichtvorhandensein von „Spießern“ und Anzeichen von Sonnenbrand sowie die Vitalitätsstufe der einzelnen Buchen. In jedem Bestand unterschieden sich die a- von den b-Kreisen mindestens hinsichtlich einer dieser Eigenschaften signifikant (Tabelle 23).

Tabelle 23: Vergleich der Vitalitätsparameter zwischen a- und b-Probekreisen innerhalb der Bestände (j/n = ja/nein)

| Bestand | Buchen (BHD \geq 20cm) im a-Probekreis | Buchen (BHD \geq 20cm) b-Probekreis | Vitalitätsstufe (U-Test) | "Spieße" j/n (Pearson Chi ²) | Sonnenbrand j/n (Pearson Chi ²) |
|---------|--|---------------------------------------|--------------------------|--|---|
| 1 | 10 | 14 | U=-2,503; p=0,012 | $\chi^2=17,14$; p=0,000 | $\chi^2=11,2$; p=0,001 |
| 2 | 24 | 23 | U=-1,1611; p=0,107 | $\chi^2=4,063$; p=0,044 | keine Bu mit Symptomen |
| 3 | 21 | 30 | U=-2,002; p=0,045 | $\chi^2=11,243$; p=0,001 | $\chi^2=7,919$; p=0,005 |
| 4 | 14 | 13 | U=-2,831; p=0,005 | $\chi^2=5,057$; p=0,025 | $\chi^2=20,057$; p=0,00 |
| 5 | 27 | 25 | U=-1,855; p=0,064 | $\chi^2=0,618$; p=0,432 | $\chi^2=7,49$; p=0,006 |
| 6 | 18 | 25 | U=-2,251; p=0,024 | $\chi^2=4,289$; p=0,38 | $\chi^2=7,858$; p=0,005 |
| 7 | 20 | 16 | U=-2,32; p=0,02 | $\chi^2=1,496$; p=0,221 | $\chi^2=5,76$; p=0,16 |
| 8 | 45 | 57 | U=-0,322; p=0,748 | $\chi^2=5,68$; p=0,580 | $\chi^2=5,273$; 0,022 |

Über alle acht Bestände betrachtet waren die Anteile der Buchen mit Sonnenbrandsymptomen und solcher mit „Spießen“ sowie auch die gemittelte Vitalitätsstufe in den a-Probekreisen signifikant höher als in denen vom Typ b (Tabelle 24). Während die Ausbildung von „Spießen“ (Abb. 54) jedoch in allen b-Probekreisen ebenfalls sichtbar war, waren in keinem dieser Kreise Anzeichen von Sonnenbrand zu erkennen (Abb. 55). In Bestand 2 war überhaupt kein Sonnenbrand festzustellen. Die Vitalitätsstufen wiederum unterschieden sich zwischen den Probekreistypen in den Medianen nur gering oder auch gar nicht, erreichten jedoch außer in Bestand 8 immer in Typ a die höheren Maxima (Abb. 56).

Tabelle 24: U-Test zum Vergleich der Vitalitätsparameter zwischen a- und b-Probekreisen

| | Anteil der Buchen mit Sonnenbrandsymptomen | Anteil der Buchen mit Spießen | mittlere Vitalitätsstufe |
|------------------------|--|-------------------------------|--------------------------|
| Mann-Whitney-U-Test | 4,000 | 7,000 | 15,000 |
| U | -3,240 | -2,635 | -2,175 |
| Asymp. Sig. (2-seitig) | ,001 | ,008 | ,030 |

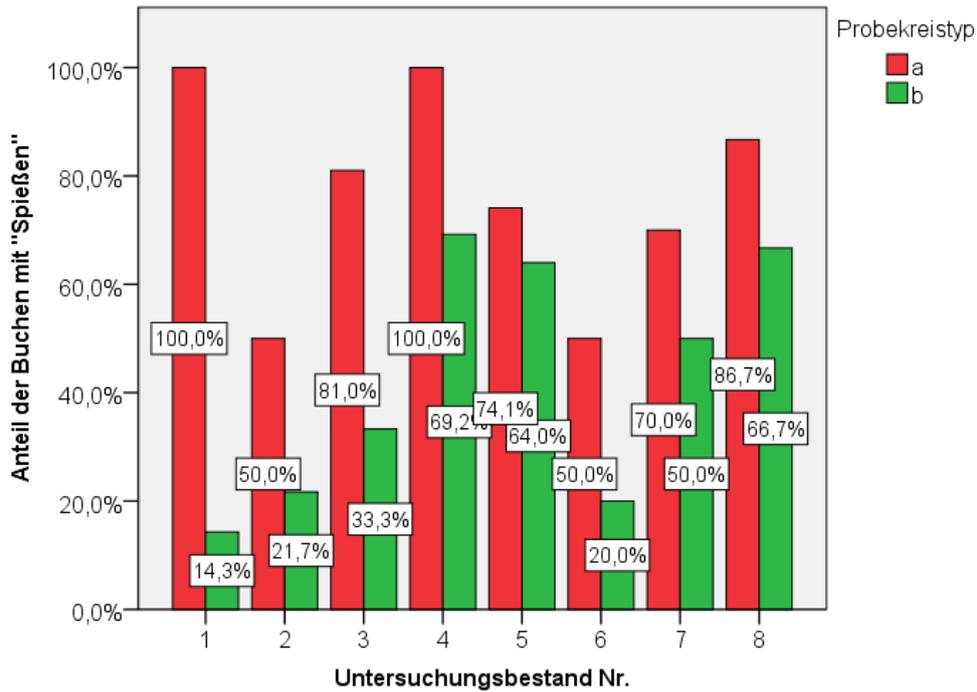


Abb. 54: Anteil der Buchen mit „Spieß“ in den a- und b-Probekreisen der acht Untersuchungsbestände

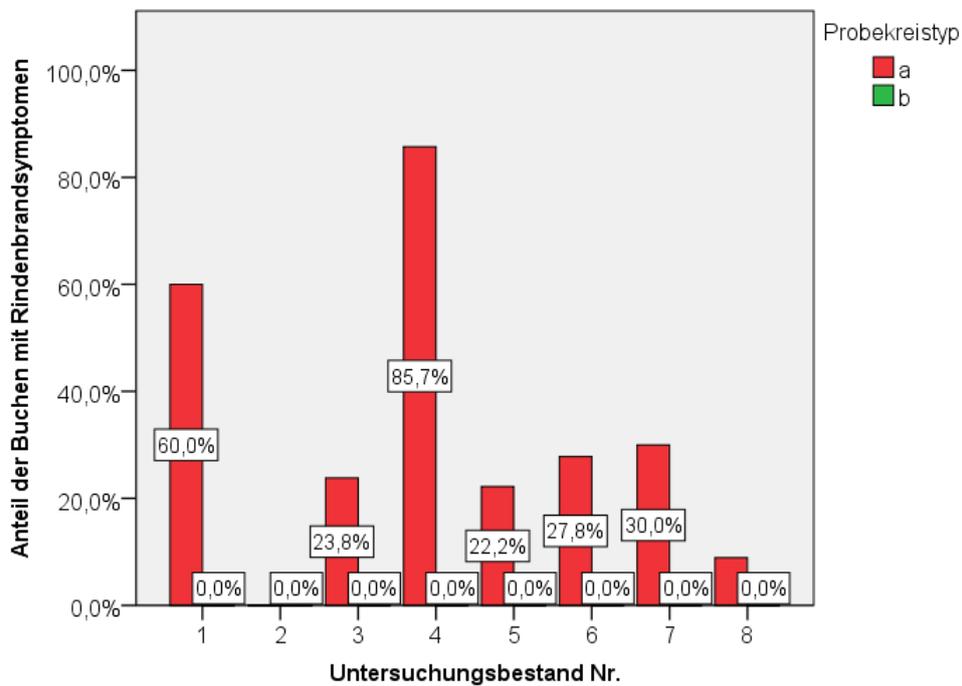


Abb. 55: Anteil der Buchen mit Sonnenbrandsymptomen in den a- und b-Probekreisen der acht Untersuchungsbestände

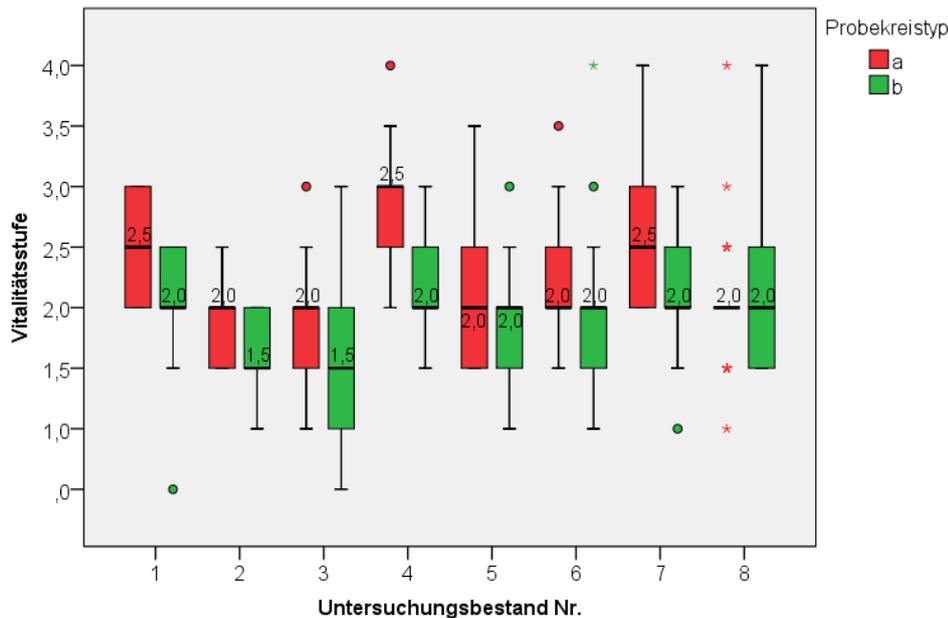


Abb. 56: Verteilung der Vitalitätsstufen unter den Buchen der einzelnen Probekreise

Zwischen den Vitalitätsstufen und den Aktivitätsdichten in den Probekreisen ergeben sich keine signifikanten Rangkorrelationen. Der Anteil der Buchen mit „Spießern“ hingegen korreliert in allen drei Jahren signifikant mit den Anzahlen gefangener Buchenprachtkäfer. Für den Buchenanteil mit Sonnenbrandsymptomen trifft dies für die Jahre 2010 und 2012 ebenfalls zu (Tabelle 25).

Tabelle 25: Rangkorrelationen zwischen den Vitalitätsmerkmalen der Probekreise und den Aktivitätsdichten

| | | | mittlere Vitalitätsstufe | Anteil der Buchen mit Spießern | Anteil der Buchen mit Sonnenbrandsymptomen |
|--------------|-----------------|--------------|--------------------------|--------------------------------|--|
| Spearman-Rho | Fangzahlen 2010 | r_s | ,465 | ,702 | ,582 |
| | | p (2-seitig) | ,070 | ,002 | ,018 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| Spearman-Rho | Fangzahlen 2011 | r_s | ,388 | ,535 | ,451 |
| | | p (2-seitig) | ,137 | ,033 | ,080 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| Spearman-Rho | Fangzahlen 2012 | r_s | ,446 | ,730 | ,770 |
| | | p (2-seitig) | ,196 | ,017 | ,009 |
| | | N | 10 | 10 | 10 |

3.1.3.2 Strukturparameter und Aktivitätsdichte

Die Struktur der Probekreise wurde anhand von Schlussgrad, Bestockungsgrad, mittlerem Durchmesser, mittlerer Höhe sowie der Flächenabdeckung durch Vorausverjüngung beschrieben. Dabei zeigte sich, dass die Schlussgrade innerhalb der Kreise signifikant mit der Häufigkeit von Sonnenbrand korrelierten (Tabelle 26). Je lockerer der Kronenschluss also war, desto mehr Buchen zeigten entsprechende Symptome. Andere signifikante Zusammenhänge zwischen Strukturparametern und Vitalität waren jedoch nicht festzustellen.

Die Überprüfung der Aktivitätsdichten innerhalb der Probekreise auf Zusammenhänge mit den erhobenen Strukturmerkmalen ergab keine signifikanten Rangkorrelationen.

Tabelle 26: Rangkorrelationen zwischen Struktur- und Vitalitätsparametern innerhalb der Probekreise (N=16)

| Korrelationen | | | | | |
|---------------|--------------------------------|----------------|---------------------------------|---|--------------------------|
| | | | Anteil der Buchen mit „Spießen“ | Anteil der Buchen mit Sonnenbrand-symptomen | mittlere Vitalitätsstufe |
| Spearman-Rho | Schlussgrad | r _s | ,310 | ,517 | ,411 |
| | | p (2-seitig) | ,243 | ,040 | ,113 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| | mittlerer Durchmesser (dg) | r _s | -,139 | ,175 | ,346 |
| | | p (2-seitig) | ,608 | ,517 | ,189 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| | mittlere Höhe (aus Höhenkurve) | r _s | -,303 | -,317 | ,243 |
| | | p (2-seitig) | ,253 | ,231 | ,365 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| | Bestockungsgrad (B°) | r _s | -,276 | -,444 | -,471 |
| | | p (2-seitig) | ,301 | ,085 | ,065 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |
| | Vorausverjüngung (in %) | r _s | -,115 | ,261 | ,223 |
| | | p (2-seitig) | ,672 | ,330 | ,407 |
| | | N | 16 | 16 | 16 |

3.1.3.3 Totholz und Aktivitätsdichte

Lediglich in Probekreis 7a wurden 2fm Totholz des Zersetzungsgrades Z1 und 1fm der Kategorie Z4 vorgefunden. Eine aussagefähige statistische Überprüfung möglicher Zusammenhänge zwischen Totholz mengen und Aktivitätsdichten war daher an dieser Stelle nicht möglich.

3.1.4 Aktivitätsdichten auf Einzelbaumebene

2010 und 2011 war in jedem Probekreis eine Buchenkrone mit einer Kombifalle versehen, so dass in diesen Jahren die Fangzahlen je Probekreis (Kap. 3.1.3, Abb.51) denen je Falle entsprechen. Da die stark differierenden Fangergebnisse zwischen a- und b-Probekreisen innerhalb der Bestände 2010 und 2011 auf bereits kleinräumig sehr unterschiedliche Aktivitätsdichten von *A. viridis* hindeuteten, wurde 2012 in jedem Probekreis eine zweite Falle in der Krone eines Nachbarbaumes des bisherigen Fallenbaumes installiert (Kap. 2.1.3). Die „alten“, seit 2010 verwendeten Fallenorte werden im Folgenden mit dem Zusatz 1, die 2012 neu hinzugekommenen mit 2 gekennzeichnet. So gab es nun z. B. in Probekreis 1a die Fallen 1a1 und 1a2.

Die Hinzunahme der jeweiligen Nachbarbäume zeigte, dass sich die Aktivitätsdichten in den vitalitätsschwachen Bestandesteilen (a-Probekreise) sogar noch kleinräumiger, nämlich auch innerhalb der Probekreise zwischen unmittelbar benachbarten Buchenkronen deutlich unterschieden (Abb. 57). So wurde z. B. in der neu hinzugekommenen Falle 5a2 in Probekreis 5a überhaupt kein Buchenprachtkäfer gefangen, während in der „alten“ Falle mit 22 Exemplaren etwa das Niveau der Vorjahre erreicht wurde. In Probekreis 7a wiederum wurden in der „neuen“ Falle 3,5 mal so viele Individuen aufgefunden wie in der „alten“. Die zusätzlichen Fallen in den b-Probekreisen bestätigten hingegen lediglich die in den vitaleren Bestandesteilen geringen Aktivitätsdichten der Vorjahre. Das sehr unterschiedliche Auftreten von *A. viridis* selbst in unmittelbar benachbarten Buchen deutet auf eine Abhängigkeit der Aktivitätsdichten von Eigenschaften der Einzelbäume hin.

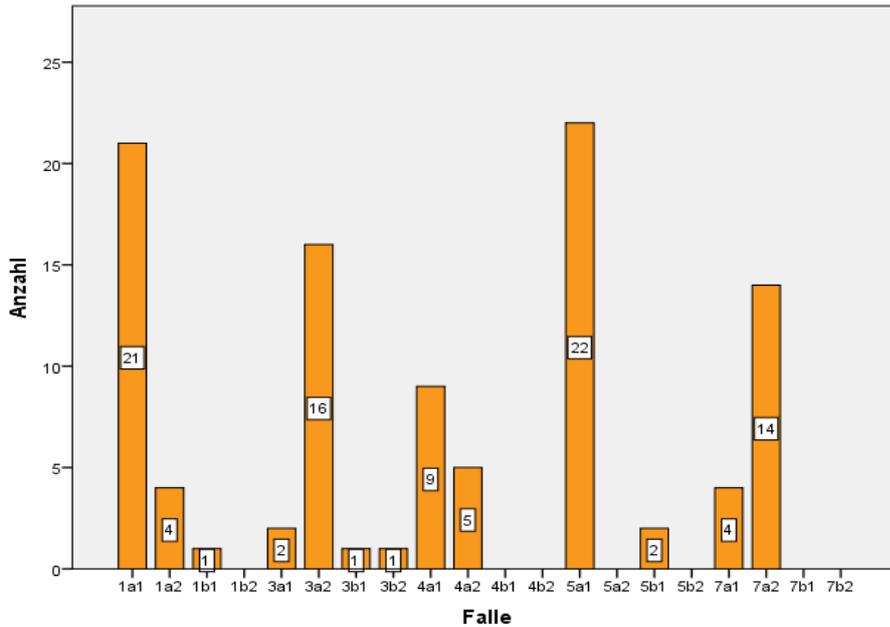


Abb. 57: Verteilung der Fänge 2012 (N=102) auf die fünf Probekreise mit je zwei Fallen

3.1.4.1 Vitalität und Aktivitätsdichte

Die Vitalität der mit Fallen versehenen Buchen wurde anhand der in Kap. 2.1.2 erläuterten Kriterien beschrieben. In Tabelle 27 und Tabelle 28 sind die erhobenen Parameter für die 16 Fallenbäume 2010 und 2011 sowie 20 Fallenbäume 2012 aufgeführt.

Tabelle 27: Vitalitätsmerkmale der Fallenbäume 2010/2011 (N=16; j = ja, n = nein)

| Fallenbäume 2010 u. 2011 (N=16) | 1a | 1b | 2a | 2b | 3a | 3b | 4a | 4b | 5a | 5b | 6a | 6b | 7a | 7b | 8a | 8b |
|---------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Vitalitätsstufe | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 1 | 4 | 2 | 3 | 1 | 2 | 1 | 3 | 2 | 2 | 3 |
| Spieße | j | n | j | n | j | n | j | j | j | j | j | j | j | j | j | j |
| Anzahl Spieße (Klassen) | 2 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 5 | 2 | 4 | 1 | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 |
| Sonnenbrand | j | n | n | n | j | n | j | n | j | n | j | n | j | n | j | n |
| Sekundärkrone | j | j | n | j | j | n | n | n | n | n | j | n | n | j | j | n |

Tabelle 28: Vitalitätsmerkmale der Fallenbäume 2012 (N=20)

| Fallenbäume 2012 (N=20) | 1a1 | 1a2 | 1b1 | 1b2 | 3a1 | 3a2 | 3b1 | 3b2 | 4a1 | 4a2 | 4b1 | 4b2 | 5a1 | 5a2 | 5b1 | 5b2 | 7a1 | 7a2 | 7b1 | 7b2 |
|-------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Vitalitätsstufe | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 4 | 3 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2,5 |
| Spieße | j | j | n | n | j | j | n | n | j | j | j | n | n | n | j | j | j | j | j | j |
| Anzahl Spieße (Klassen) | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 5 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 |
| Sonnenbrand | j | j | n | n | j | j | n | n | j | j | n | n | n | n | j | n | j | j | n | n |
| Sekundärkrone | j | n | j | n | j | n | n | n | n | n | n | n | n | j | n | j | n | j | j | j |

Vitalitätsstufe

In Abb.58 bis Abb.60 sind die mittleren Fangzahlen je Falle, differenziert nach Vitalitätsstufe des zugehörigen Fallenbaumes, abgebildet. Es war nur im Jahr 2012 eine geringe signifikante Rangkorrelation nachweisbar ($r_s=0,444$; $p=0,05$). Ein deutlicher Sprung ist dabei in allen drei Jahren von den mittleren Fangzahlen in Vitalitätsstufe 2,5 zu denen in Vitalitätsstufe 3 zu erkennen. An den drei (2010, 2011) bzw. fünf (2012) Fallenbäumen der Vitalitätsstufen ≥ 3 wurde verglichen mit den übrigen 13 bzw. 15 Bäumen im Mittel ein Vielfaches an Käfern gefangen. Zwischen den Vitalitätsstufen 1 bis 2,5 hingegen unterschieden sich die mittleren Fangzahlen nur geringfügig und auf überwiegend geringem Niveau.

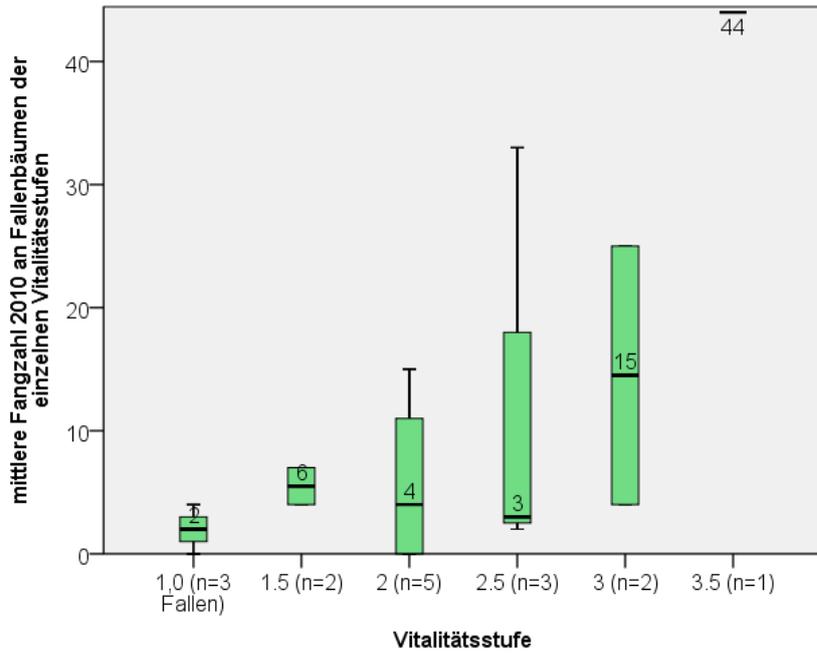


Abb.58: mittlere Aktivitätsdichten von *A. viridis* 2010 (N=158) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume

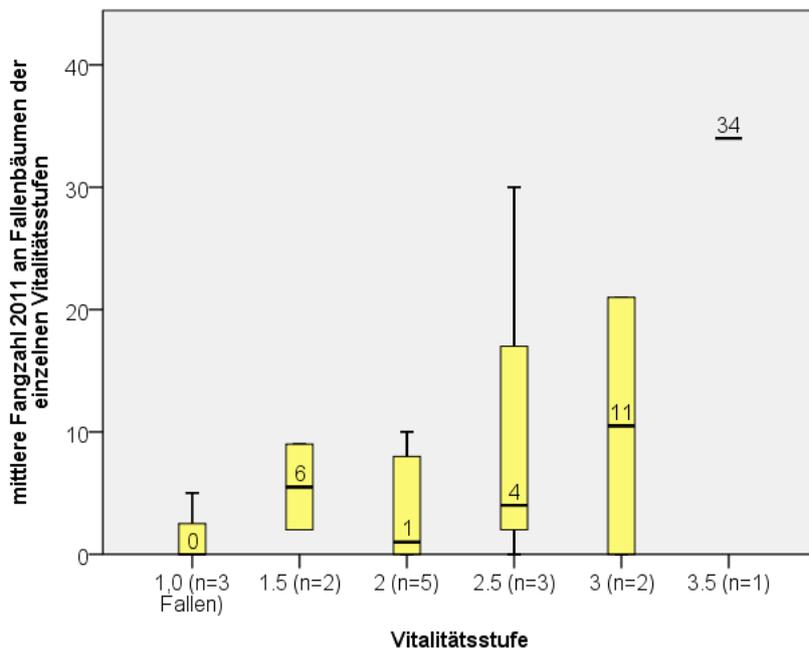


Abb.59: mittlere Aktivitätsdichten von *A. viridis* 2011 (n=124) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume

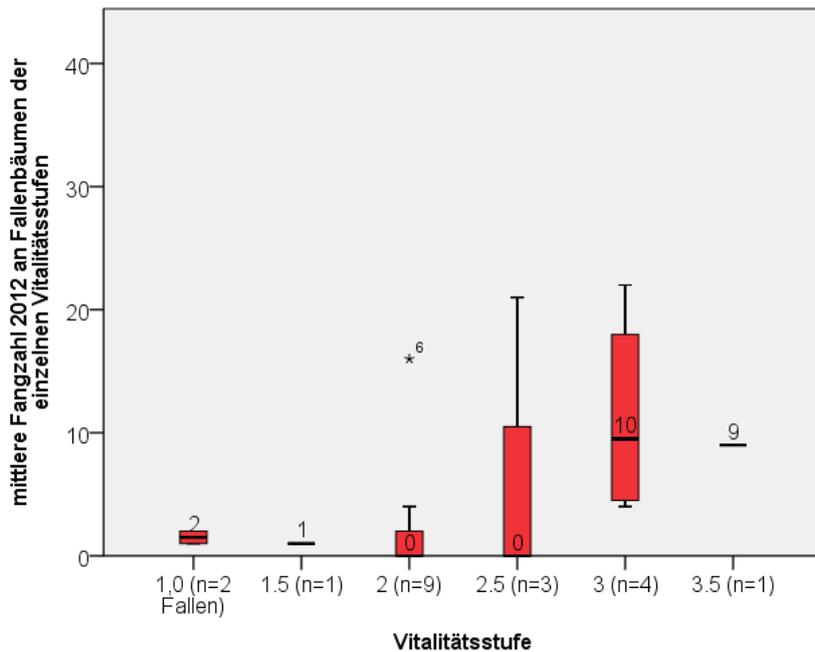


Abb.60: mittlere Aktivitätsdichten von *A. viridis* 2012 (n=102) nach Vitalitätsstufe der Fallenbäume

Auftreten von „Spießen“

Vergleicht man dichotom die Mittelwerte der Fangzahlen an Fallenbäumen mit „Spießen“ mit denen an Bäumen ohne „Spieße“, so ergibt sich kein signifikanter Unterschied (Tabelle 29). Jedoch wurden in allen drei Jahren an den Bäumen mit „Spießen“ deutlich höhere Maxima der Aktivitätsdichten erreicht, während an denen ohne tote Astenden nie mehr als zehn Buchenprachtkäfer gefangen wurden (Abb.61).

Tabelle 29: U-Test zum Vergleich der Aktivitätsdichten in Kronen mit „Spießen“ und ohne „Spieße“

| | Fangzahlen 2010 | Fangzahlen 2011 | Fangzahlen 2012 |
|----------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Mann-Whitney-U-Test | 18,000 | 17,500 | 22,500 |
| U | -,204 | -,276 | -1,867 |
| Asymp. p (2-seitig) | ,838 | ,782 | ,062 |

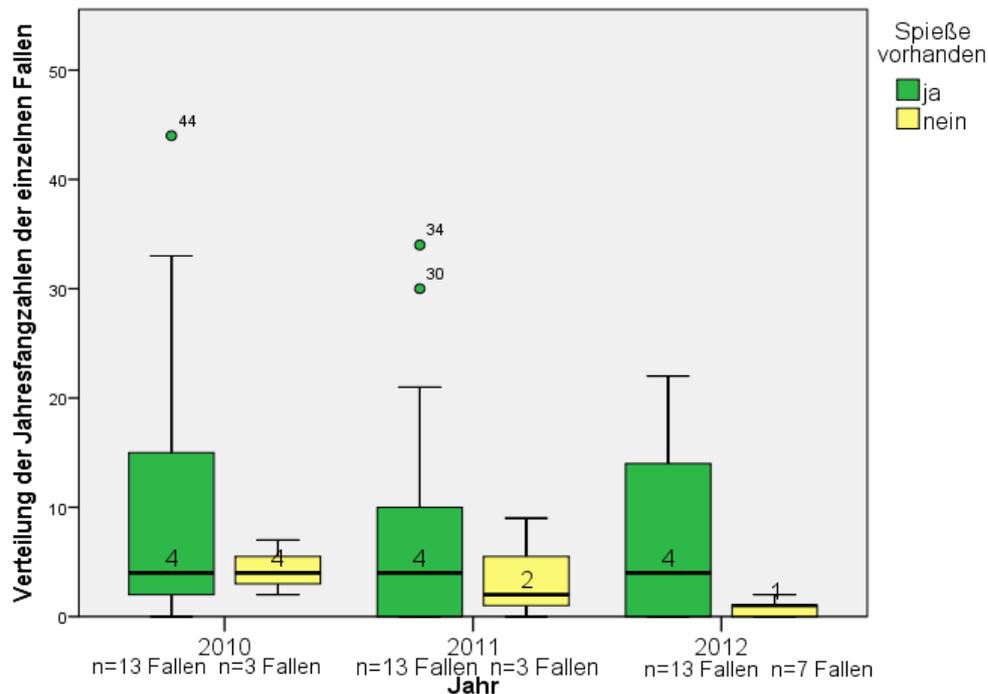


Abb.61: Vergleich der Aktivitätsdichten zwischen Bäumen mit „Spießen“ und ohne „Spieße“

Berücksichtigt man auch die Anzahl der „Spieße“ in der Krone des jeweiligen Fallenbaumes, eingeteilt in sechs Klassen (Kap. 2.1.2), zeigt sich nur für das Jahr 2012, also das Jahr mit geänderter Fallenkonstellation (Kap. 2.1.3), eine sehr signifikante positive Korrelation (Tabelle 30). Auch hier ist jedoch anhand der Boxplots (Abb.62) der Trend zu erkennen, dass in allen drei Jahren bei größeren Anzahlen von Spießen höhere Maxima der Aktivitätsdichten erreicht werden.

Tabelle 30: Rangkorrelationen zwischen Fangzahlen in den einzelnen Buchenkronen und Anzahl der „Spieße“

| Korrelationen | | | |
|---------------|-----------------|--------------|-------------------------|
| | | | Anzahl Spieße (Klassen) |
| Spearman-Rho | Fangzahlen 2010 | r_s | ,387 |
| | | p (2-seitig) | ,139 |
| | | N | 16 |
| | Fangzahlen 2011 | r_s | ,293 |
| | | p (2-seitig) | ,271 |
| | | N | 16 |
| | Fangzahlen 2012 | r_s | ,625** |
| | | p (2-seitig) | ,003 |
| | | N | 20 |

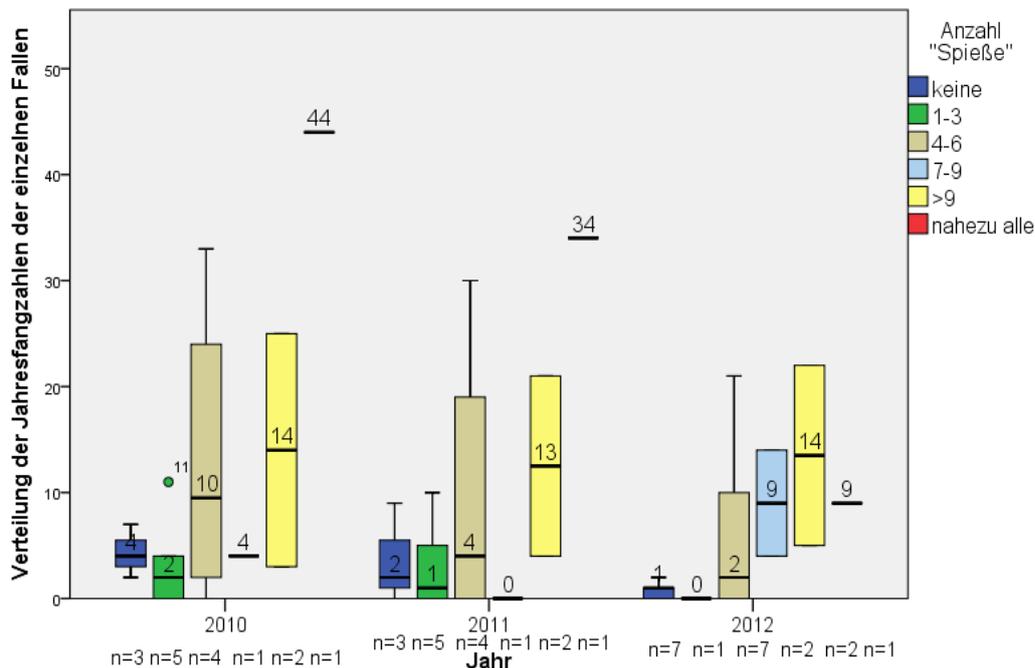


Abb.62: Vergleich der mittleren Fangzahlen bei unterschiedlicher Anzahl von "Spießen"

Sonnenbrand

Mechanische Rindenverletzungen wie Schlag- oder Rückeschäden wurden nur vereinzelt und nur in geringer Größe (maximal handgroß) an den Fallenbäumen gefunden und blieben hier unberücksichtigt. Größere Rindenbeschädigungen wurden an allen Bäumen auf Sonnenbrand zurückgeführt. Die äußeren Kennzeichen des Sonnenbrandes (Kap. 1.5) wurden unter den Fallenbäumen 2010/2011 sieben und 2012 neunmal festgestellt (Tabelle 27). 2010 und 2012 wurden an Buchen mit äußerlich erkennbaren Sonnenbrandsymptomen signifikant mehr Buchenprachtkäfer gefangen als an solchen ohne Symptome (Tabelle 31, Abb.63). Nur 2011 wurde das Signifikanzniveau mit $p=0,073$ nicht ganz erreicht.

Tabelle 31: Vergleich der Fangzahlen an Buchen mit (2010/2011: n=7; 2012: n=9) und ohne Symptome von Sonnenbrand (2010/2011: n=9; 2012: n=11)

| | BPK 2010 | BPK 2011 | BPK 2012 |
|---------------------|----------|----------|----------|
| Mann-Whitney-U-Test | 10,500 | 15,000 | ,500 |
| U | -2,248 | -1,793 | -3,813 |
| Asymp. p (2-seitig) | ,025 | ,073 | ,000 |

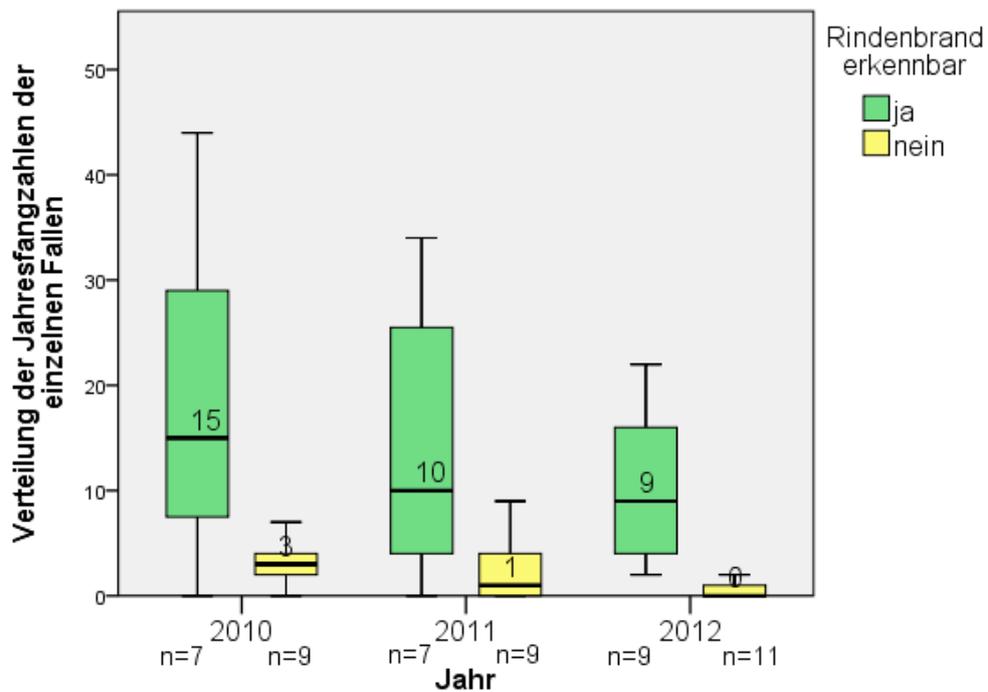


Abb.63: Vergleich der mittleren Fangzahlen an Buchen mit sichtbaren Sonnenbrandsymptomen und ohne solche

Sekundärbekronung

Der Vergleich der Fangzahlen in Kronen von Buchen mit Sekundärkronen mit solchen ohne Sekundärkronen erbrachte keinerlei signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Gruppen (U=-0,217; p=0,829).

3.1.4.2 Baumgröße und Aktivitätsdichte

Abb. 64 und Abb. 65 zeigen die BHD und Höhen der Fallenbäume. Zwischen den Aktivitätsdichten in den Kronen der einzelnen Buchen und deren BHD und Höhe konnten keine signifikanten Rangkorrelationen nachgewiesen werden (Tabelle 30).

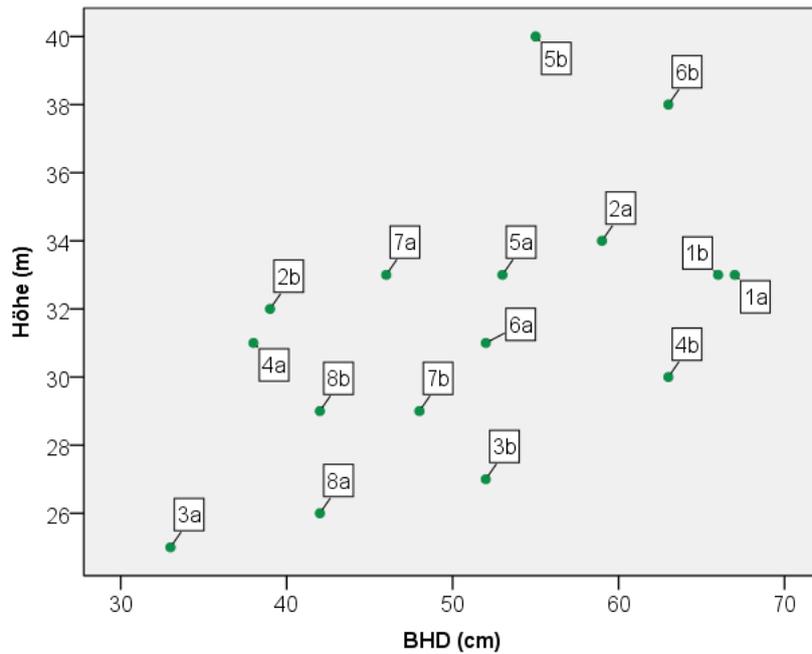


Abb. 64: Höhen und BHD der Fallenbäume 2010/2011 (N=16)

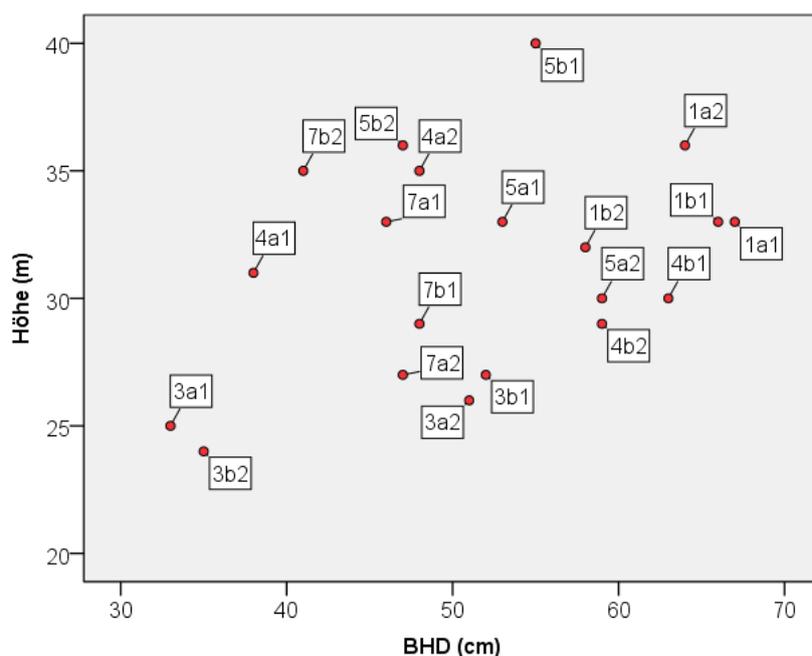


Abb. 65: Höhen und BHD der Fallenbäume 2012 (N=20)

Tabelle 32: Rangkorrelationen von Baumhöhen bzw. BHD mit Aktivitätsdichten

| Korrelationen | | | |
|---------------|--------------|----------|----------|
| | | BHD (cm) | Höhe (m) |
| Fangzahl 2010 | r_s | -,116 | -,018 |
| | p (2-seitig) | ,670 | ,947 |
| | N | 16 | 16 |
| Fangzahl 2011 | r_s | -,039 | ,086 |
| | p (2-seitig) | ,887 | ,751 |
| | N | 16 | 16 |
| Fangzahl 2012 | r_s | -,055 | ,030 |
| | p (2-seitig) | ,819 | ,899 |
| | N | 20 | 20 |

3.1.4.3 „Soziale Stellung“ und Aktivitätsdichte

Kraft-Klasse

Die Kraft-Klasse, in der Forstwirtschaft gängigste Kenngröße zur Beschreibung der „sozialen Stellung“ eines Baumes (Tabelle 5), wies keine signifikanten Rangkorrelationen zu den Aktivitätsdichten in den Buchenkronen auf (Tabelle 33).

Tabelle 33: Rangkorrelationen zwischen Fangzahlen und Kraft-Klasse der Fallenbäume

| Korrelationen | | | | | |
|---------------|--------------|--------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | | Fangzahlen 2010 | Fangzahlen 2011 | Fangzahlen 2012 |
| Spearman-Rho | Kraft-Klasse | r_s | ,112 | -,070 | -,064 |
| | | p (2-seitig) | ,678 | ,798 | ,787 |
| | | N | 16 | 16 | 20 |

Schlussgrad

Zusammenhänge zeigten sich hingegen zwischen den Aktivitätsdichten des Buchenprachtkäfers und den Schlussgraden der Fallenbäume zu den direkten Nachbarbäumen. In allen drei Jahren ergaben sich signifikante Rangkorrelationen zum Schlussgrad nach Westen, in den Jahren 2010 und 2012 außerdem zum Schlussgrad Süd (Tabelle 34, Abb.66 bis Abb.69). Bäume, die zu den potenziell

strahlungsintensiveren Himmelsrichtungen West und Süd weniger von Nachbarbäumen bedrängt und damit auch beschattet waren, wiesen die höheren Aktivitätsdichten von *A. viridis* auf. Die Nähe zu den nördlichen und östlichen Nachbarn hingegen steht offenbar nicht in Zusammenhang mit dem Auftreten des Käfers.

Tabelle 34: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und Aktivitätsdichten

| Korrelationen | | | | | | |
|---------------|---------------|--------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| | | | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West |
| Spearman-Rho | Fangzahl 2010 | r_s | ,378 | ,426 | ,501 | ,610 |
| | | p (2-seitig) | ,149 | ,100 | ,048 | ,012 |
| | | N | 16 | 16 | 16 | 16 |
| Spearman-Rho | Fangzahl 2011 | r_s | ,495 | ,251 | ,389 | ,533 |
| | | p (2-seitig) | ,051 | ,348 | ,136 | ,033 |
| | | N | 16 | 16 | 16 | 16 |
| Spearman-Rho | Fangzahl 2012 | r_s | ,115 | ,285 | ,497 | ,657 |
| | | p (2-seitig) | ,630 | ,223 | ,026 | ,002 |
| | | N | 20 | 20 | 20 | 20 |

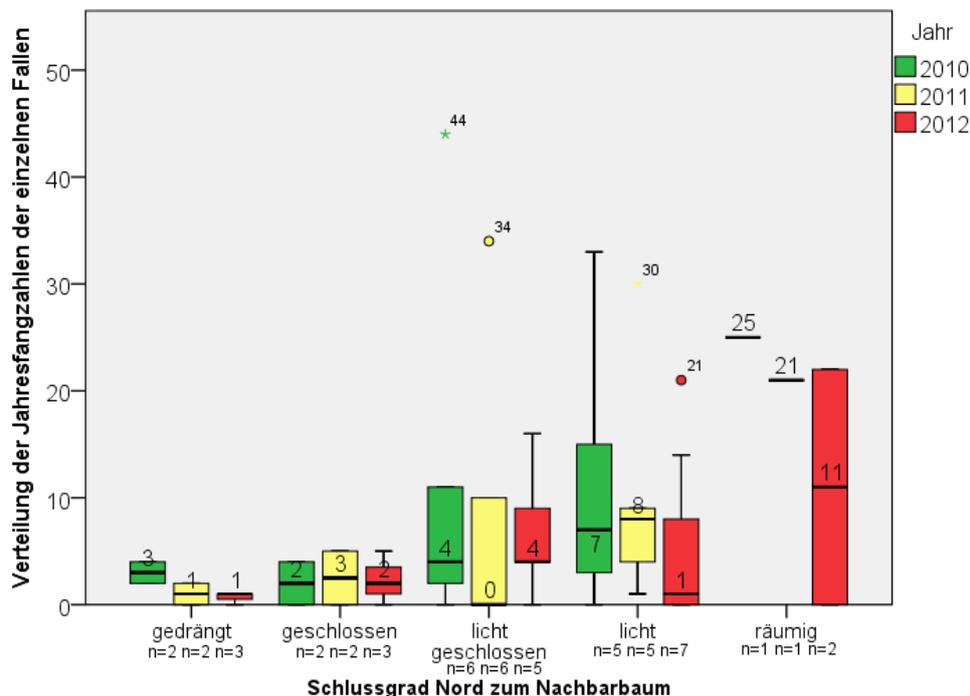


Abb.66: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum nördlichen Nachbarn

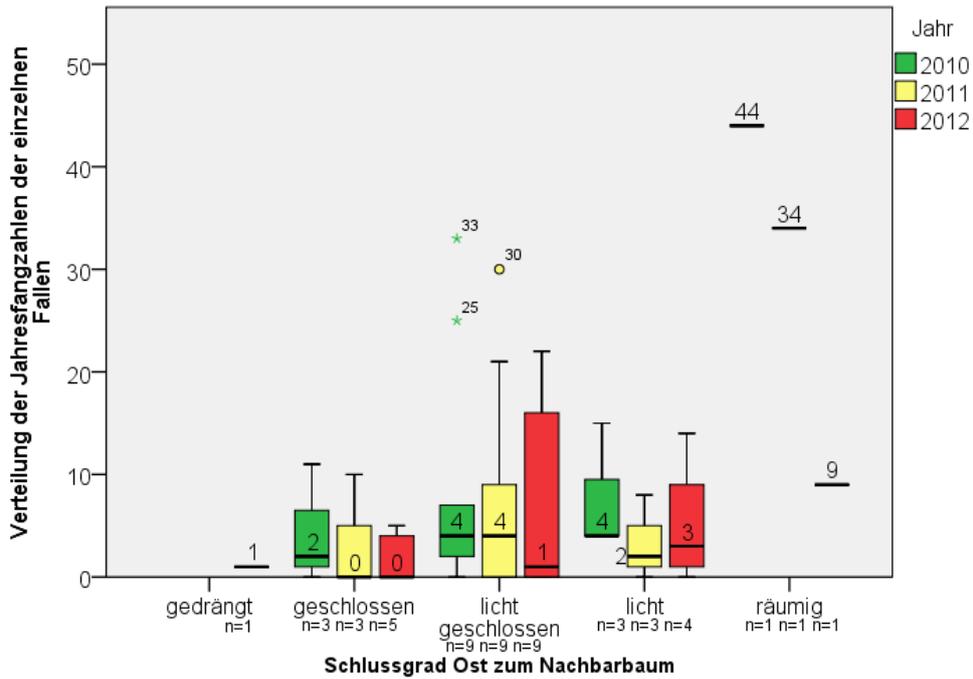


Abb.67: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum östlichen Nachbarn

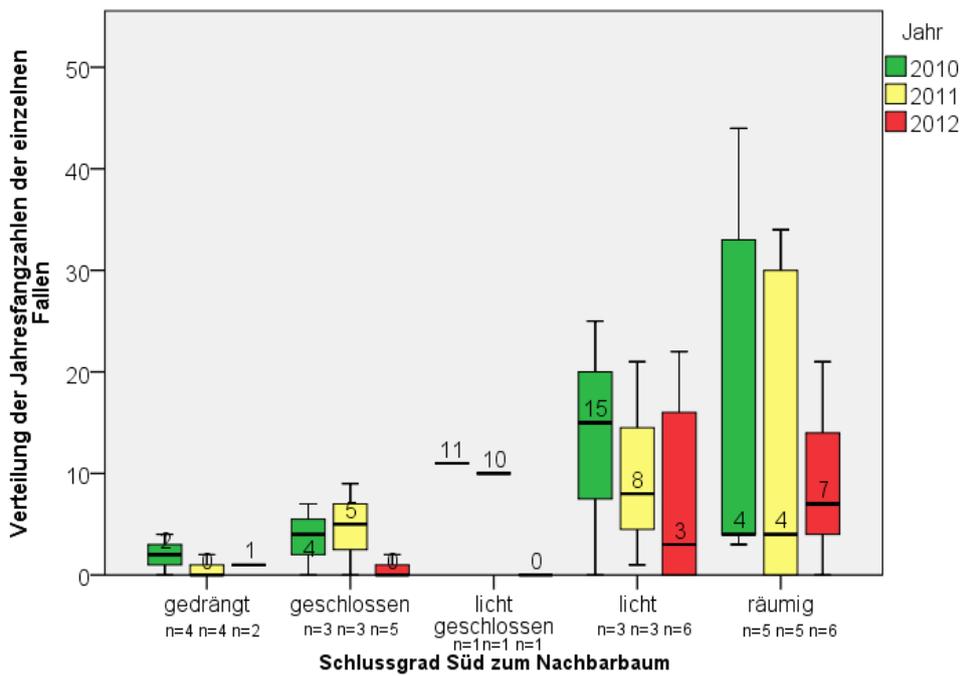


Abb.68: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum südlichen Nachbarn

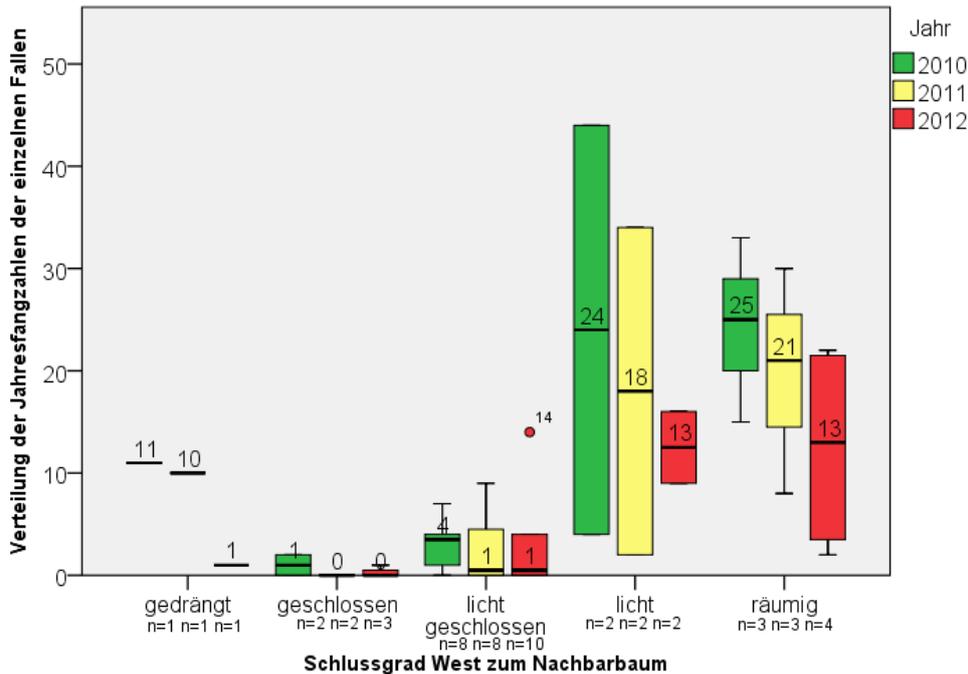


Abb.69: Verteilung der Jahresfangzahlen der Fallen bei unterschiedlichen Schlussgraden zum westlichen Nachbarn

3.1.4.4 Kronenraumtemperatur und Aktivitätsdichte

Die Kronentemperaturen während der drei Fangperioden 2010 bis 2012 (jeweils 04.05. bis 28.09.) waren mit an den Fallen angebrachten Datenloggern halbstündig gemessen worden (Kap. 2.1.3). Die gemessenen Tagesmaximaltemperaturen wurden über die Fangsaison gemittelt und auf Rangkorrelationen zu den Aktivitätsdichten in diesen Kronen untersucht. In allen drei Jahren konnte ein hoch signifikanter Zusammenhang festgestellt werden (Tabelle 35). In den Kronen, in denen während einer Fangsaison die höchsten Tagesmaxima erreicht wurden, herrschten auch die höchsten Aktivitätsdichten von *A. viridis* (Abb.70 bis Abb.72).

Tabelle 35: Rangkorrelationen zwischen den mittleren Tagesmaxima der Fangsaison und den Fangzahlen

| Korrelationen | | | | | |
|---------------|----------------------|--------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | | Fänge 2010 (n=158) | Fänge 2011 (n=124) | Fänge 2012 (n=102) |
| Spearman-Rho | Mittlere Tagesmaxima | r_s | ,657** | ,671** | ,631** |
| | | p (2-seitig) | ,006 | ,004 | ,003 |
| | | N | 16 | 16 | 20 |

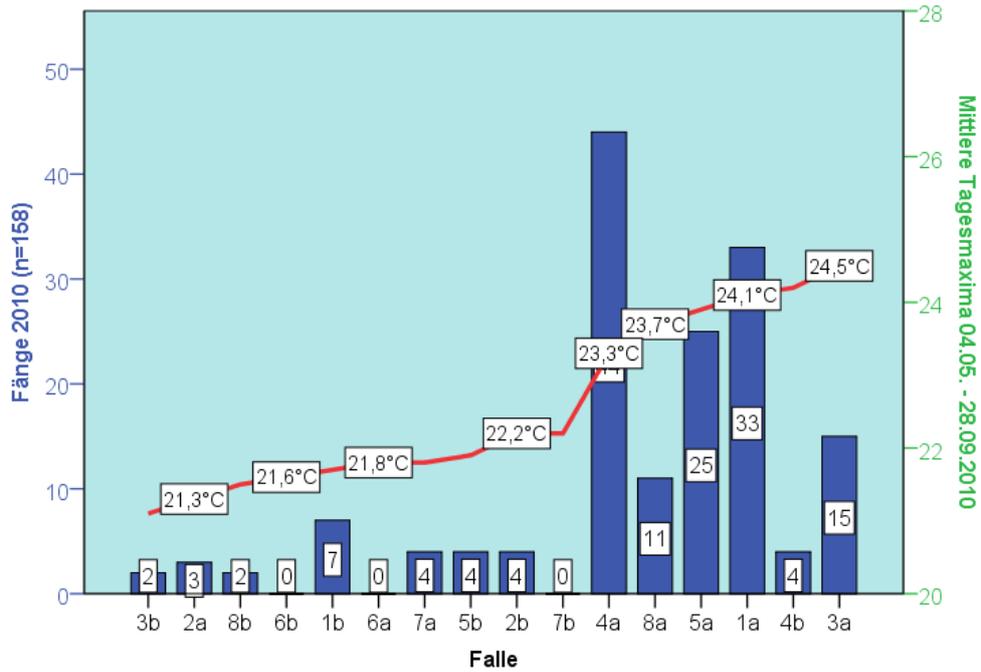


Abb.70: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=16) während der Fangsaison 2010; Fallen sortiert nach Tagesmaxima

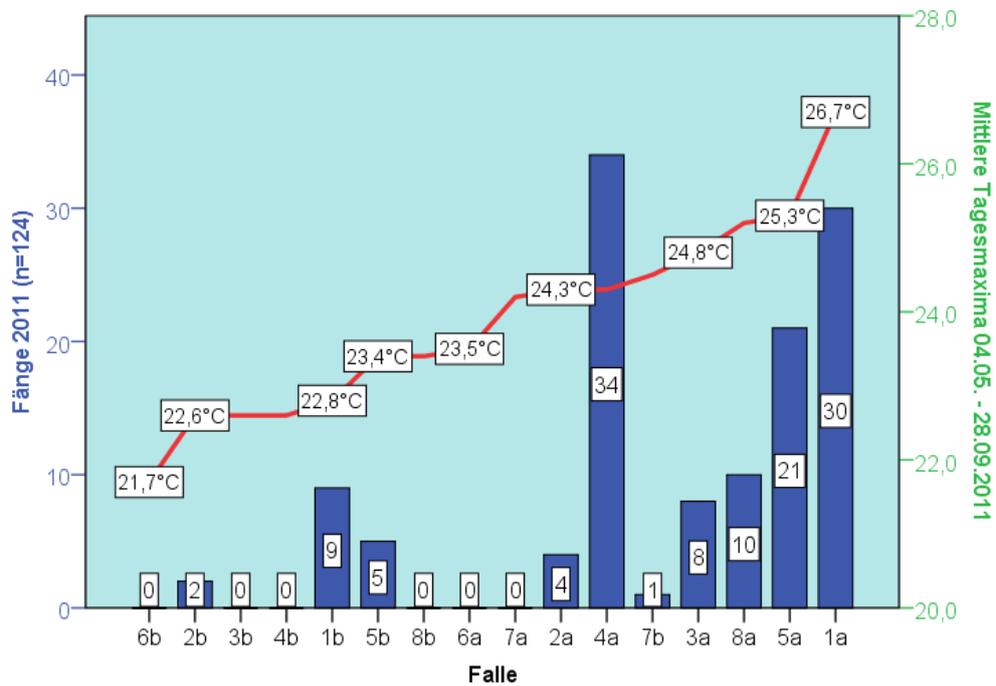


Abb.71: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=16) während der Fangsaison 2011; Fallen sortiert nach Tagesmaxima

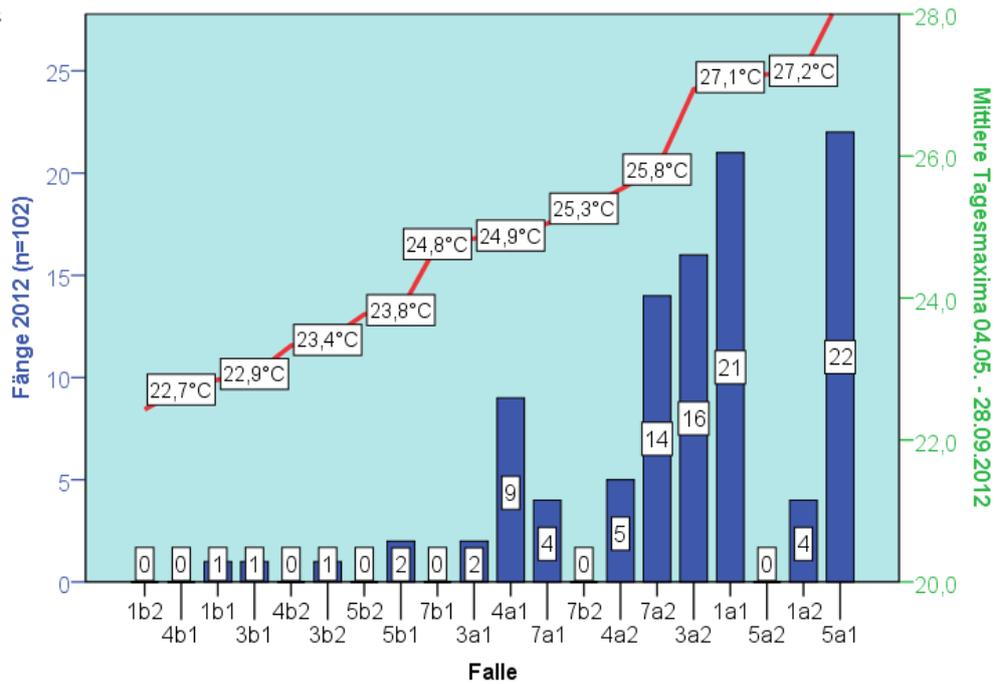


Abb.72: Mittlere Tagesmaximaltemperaturen und Fangergebnisse der einzelnen Fallen (N=20) während der Fangsaison 2012; Fallen sortiert nach Tagesmaxima

Die an den Fallen im Kronenraum gemessenen Tagesmaxima korrelierten dabei weder signifikant mit den Vitalitätsparametern, noch mit Schluss- oder Bestockungsgrad und auch nicht mit den regionalen Mitteltemperaturen der jeweiligen Jahre.

3.1.5 Geschlechterverhältnis

Sowohl 2010 mit 53,8%, 2011 mit 58,1% und auch 2012 mit 55,0% war die Zahl der gefangenen weiblichen Exemplare größer als die der männlichen (Abb.73).

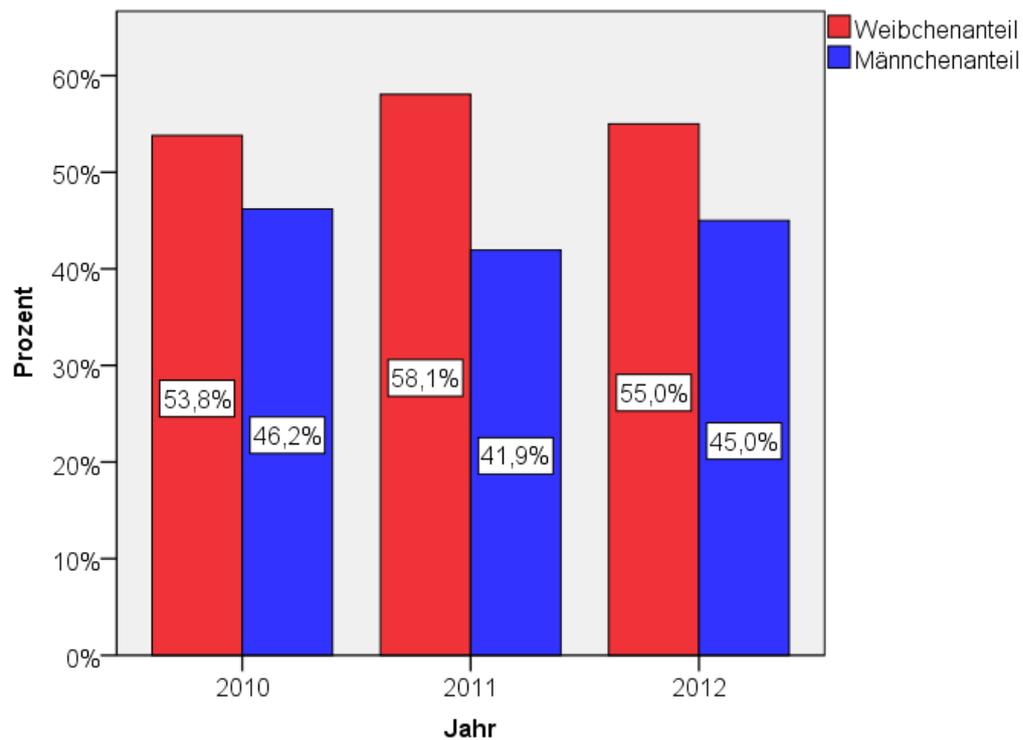


Abb.73: Geschlechterverhältnisse der gefangenen Käfer 2010 (N=158), 2011 (N=124) und 2012 (N=100)*

*an zwei der 2012 gefangenen 102 Käfer war keine Geschlechtsbestimmung mehr möglich

Es konnten dabei keine Anhaltspunkte für einen Einfluss der Aktivitätsdichte auf das Geschlechterverhältnis gefunden werden ($r_s = -0,1$; $p = 0,563$).

3.1.6 Individuengröße

Wie in Kap. 2.1.4 erläutert lagen Gesamtkörperlängen nur in geringem Stichprobenumfang ($N=87$) vor. Aus den gemessenen Längen ergab sich für die Weibchen ($n=47$) ein Median von 8,1mm, für die Männchen ($n=40$) von 7,7mm, womit die Weibchen hoch signifikant größer waren ($U=-3,26$; $p=0,001$). Die geringste gemessene Größe eines weiblichen Käfers betrug 5,3mm, die höchste 9,3mm. Die Längen der Männchen lagen zwischen 4,3mm und 8,7mm.

Aus dem Vergleich dieser Gesamtlängen mit den in größerem Stichprobenumfang vorliegenden Elytrenlängen ($N=381$) ließ sich sowohl für weibliche als auch männliche Individuen jeweils ein mittleres (Median) Verhältnis Körper- zu Elytrenlänge von 1,3:1 errechnen (Abb. 74 a und b).

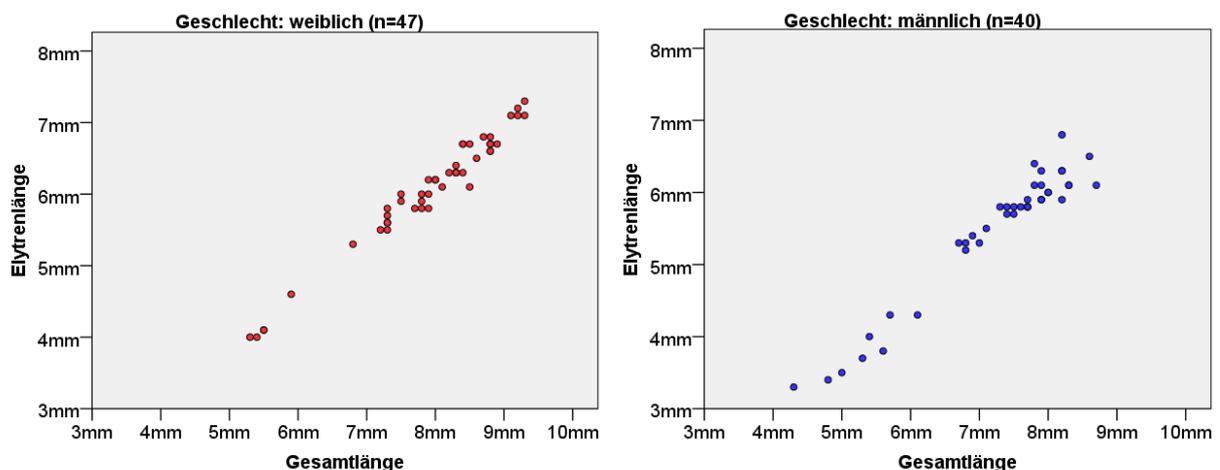


Abb. 74 a und b: Verhältnis Gesamtkörperlänge zu Elytrenlänge der weiblichen und männlichen Buchenprachtkäfer (Regressionsgerade wegen fehlender Normalverteilung nicht zulässig (Abb.75 a und b))

3.1.6.1 Größenunterschiede zwischen den Geschlechtern

Unter beiden Geschlechtern waren die Elytrenlängen in jedem Jahr für sich und auch über den Gesamtzeitraum betrachtet nicht normalverteilt (Abb.75 a und b). Weibliche Exemplare von *A. viridis* waren höchst signifikant größer als männliche (Tabelle 36). Die

Mediane der Elytrenlängen der Weibchen betragen in den drei Jahren 6,1mm, 6,2mm und 6,3mm, die der Männchen 5,6mm, 5,2mm und 5,8mm. Bei Elytren von über 7,5mm handelte es sich stets um Weibchen, bei weniger als 3,4mm immer um Männchen (Abb.76).

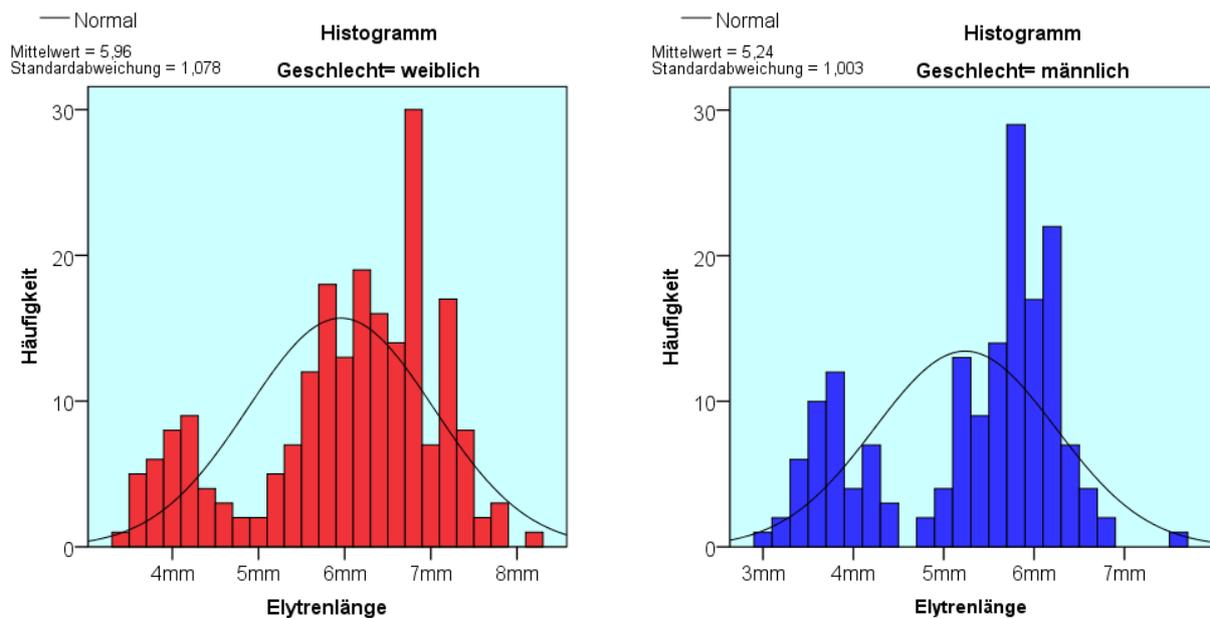


Abb.75 a und b: Verteilung der Elytrenlängen der gefangenen Buchenprachtkäfer nach Geschlechtern

Tabelle 36: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen von Männchen (n=169) und Weibchen (n=212)

| | Gesamtzeitraum | 2010 | 2011 | 2012 |
|----------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| U-Test | Elytrenlänge | Elytrenlänge | Elytrenlänge | Elytrenlänge |
| Mann-Whitney-U-Test | 10222,000 | 2028,500 | 945,500 | 636,500 |
| Asymp. p (2-seitig) | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 |

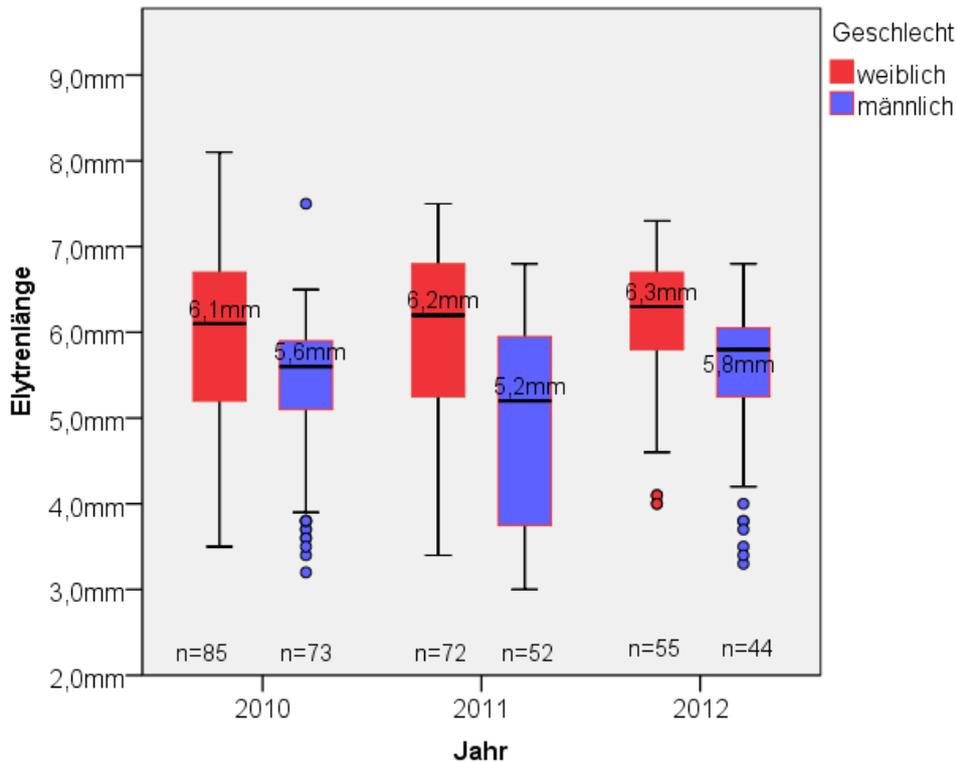


Abb.76: Elytrenlängen nach Fangjahr und Geschlecht

3.1.6.2 Größenunterschiede zwischen den einzelnen Fangjahren

Betrachtet man die Größen der gefangenen Buchenprachtkäfer während des gesamten Untersuchungszeitraums, zeigt sich, dass sich die Elytrenlängen der Weibchen wie auch der Männchen (Tabelle 37) zwischen den drei Jahren nicht signifikant verändert haben. Sowohl Weibchen als auch Männchen waren also in allen drei Jahren etwa gleich groß.

Tabelle 37: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Elytrenlängen in den Jahren 2010, 2011 und 2012

| Kruskal-Wallis-Test | | |
|--|---------------------------|-------|
| Elytrenlänge Weibchen 2010: n=85 2011: n=72 2012: n=55 | Chi-Quadrat | ,699 |
| | df | 2 |
| | Asymptotische Signifikanz | ,705 |
| Elytrenlänge Männchen 2010: n=73 2011: n=52 2012: n=44 | Chi-Quadrat | 4,160 |
| | df | 2 |
| | Asymptotische Signifikanz | ,125 |

3.1.6.3 Größenunterschiede im Saisonverlauf

Auch die Entwicklung der Elytrenlängen während des Saisonverlaufs wurde untersucht. Bei Berechnung der Rangkorrelationen ergibt sich bei den Männchen 2010 eine gering signifikant positive und bei den Weibchen 2011 eine gering signifikant negative Korrelation. Über alle drei Jahre und beide Geschlechter hinweg betrachtet (Tabelle 38), lässt sich jedoch angesichts der ausschließlich geringen und sehr geringen und zudem teils positiven, teils negativen Rangkorrelationen kein Zusammenhang zwischen der Größe und dem Ausflugzeitpunkt der Imagines ableiten.

Tabelle 38: Rangkorrelationen zwischen Fangdatum und Elytrenlänge innerhalb der einzelnen Jahre

| | | N | r _s | P |
|------|----------|----|----------------|--------------|
| 2010 | Weibchen | 85 | 0,145 | 0,185 |
| 2010 | Männchen | 73 | 0,252 | 0,032 |
| 2011 | Weibchen | 72 | -0,265 | 0,024 |
| 2011 | Männchen | 52 | -0,028 | 0,843 |
| 2012 | Weibchen | 55 | 0,01 | 0,945 |
| 2012 | Männchen | 44 | -0,133 | 0,389 |

3.1.6.4 Größenunterschiede in Abhängigkeit von Aktivitätsdichten

Um zu prüfen, ob es Zusammenhänge zwischen den Aktivitätsdichten in den einzelnen Buchenkronen und der Größe der dort gefangenen Käfer gibt, wurden die Elytrenlängen der einzelnen Käfer der Jahresfangzahl der jeweiligen Falle gegenübergestellt. Hier konnten sowohl bei den Weibchen als auch bei den Männchen geringe, aber höchst signifikante positive Rangkorrelationen festgestellt werden (Tabelle 39). In Buchenkronen mit höheren Aktivitätsdichten waren also auch die Individuen beider Geschlechter größer.

Tabelle 39: Rangkorrelationen zwischen Elytrenlänge und Aktivitätsdichte

| Korrelationen | | | |
|---------------|----------------|----------|----------|
| | | Weibchen | Männchen |
| Spearman-Rho | r _s | ,230 | ,376 |
| | p (2-seitig) | ,001 | ,000 |
| | N | 212 | 169 |

3.1.6.5 Größenunterschiede in Abhängigkeit von Einzelbaumparametern

Weitere signifikante Zusammenhänge ließen sich zwischen Individuengröße und Eigenschaften der Fallenbäume ausmachen (Tabelle 40). Sowohl die Elytrenlängen der weiblichen als auch die der männlichen Buchenprachtkäfer wiesen geringe, aber signifikante bis höchst signifikante Rangkorrelationen mit den Abständen zu den Nachbarbäumen auf. Je stärker ein Baum umlichtet war, desto größer waren die Käfer. Das Gleiche lässt sich für die Vitalitätsparameter „Vitalitätsstufe“ und „Spießanzahl“ feststellen. In Kronen mit geringerer Vitalität wurden die größeren Tiere gefangen. Auch die dichotomen Merkmale „Spieße“ und „Sonnenbrand“ bestätigen den Zusammenhang zwischen der Vitalität einer Buche und der Größe von *A. viridis*. Wiesen Bäume eines dieser Merkmale auf, waren die Käfer signifikant größer (Tabelle 40 bis Tabelle 42; Abb. 77 u. Abb. 78).

Tabelle 40: Rangkorrelationen zwischen Elytrenlängen weiblicher (n=212) und männlicher Individuen (n=169) und Einzelbaumparametern

| Korrelationen | | | | | | | | | | |
|---------------|---------------------|----------------|----------|----------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|---------------|
| | | | BHD (cm) | Höhe (m) | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West | Vitalitätsstufe | Anzahl Spieße |
| Spearman-Rho | Elytrenlänge weibl. | r _S | ,017 | ,040 | ,192** | ,116 | ,201** | ,244** | ,212** | ,176* |
| | | p (2-seitig) | ,804 | ,558 | ,005 | ,091 | ,003 | ,000 | ,002 | ,010 |
| | | N | 212 | 212 | 212 | 212 | 212 | 212 | 212 | 212 |
| Spearman-Rho | Elytrenlänge männl. | r _S | ,011 | ,121 | ,174* | ,314** | ,523** | ,398** | ,480** | ,452** |
| | | p (2-seitig) | ,883 | ,118 | ,023 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 |
| | | N | 169 | 169 | 169 | 169 | 169 | 169 | 169 | 169 |

Tabelle 41: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen weibl. Individuen (n=212) an Buchen mit (n₁=11) und ohne (n₂=15) Sonnenbrandschäden sowie mit (n₁=19) und ohne „Spieße“ (n₂=7)

| | Mann-Whitney-U-Test | U | Asymp. p (2-seitig) |
|-----------------|---------------------|--------|---------------------|
| Sonnenbrand j/n | 1554,000 | -3,970 | ,000 |
| „Spieße“ j/n | 943,000 | -2,337 | ,019 |

Tabelle 42: U-Test zum Vergleich der Elytrenlängen männl. Individuen (n=169) an Buchen mit (n₁=11) und ohne Sonnenbrandschäden (n₂=15) sowie mit „Spießen“ (n₁=19) und ohne „Spieße“ (n₂=7)

| | Mann-Whitney-U-Test | U | Asymp. p (2-seitig) |
|-------------|---------------------|--------|---------------------|
| Sonnenbrand | 344,500 | -5,773 | ,000 |
| „Spieße“ | 329,500 | -3,755 | ,000 |

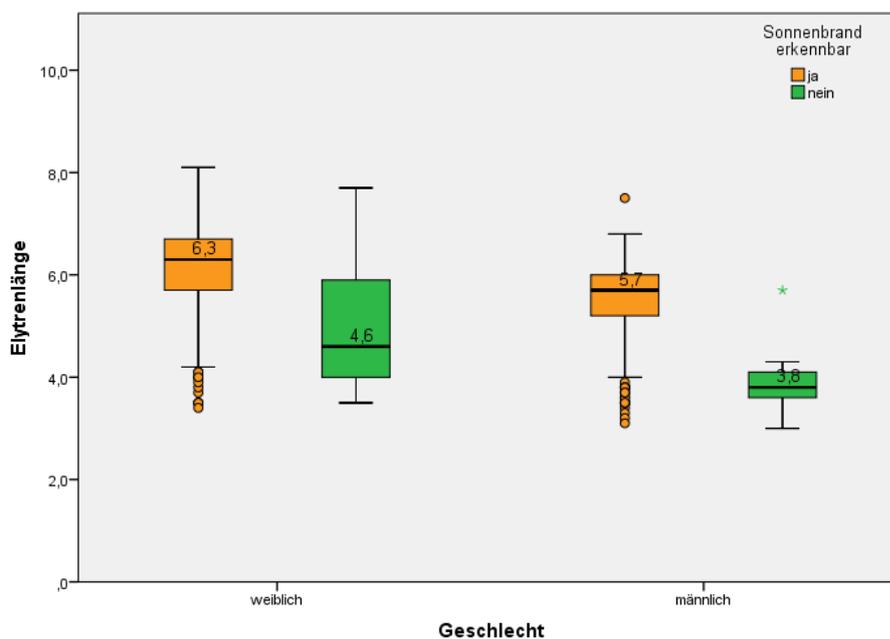


Abb. 77: Verteilung der Elytrenlängen weiblicher (n₁=212) und männlicher Buchenprachtkäfer (n₂=169) an Buchen mit (n₁=11) und ohne Sonnenbrand (n₂=15)

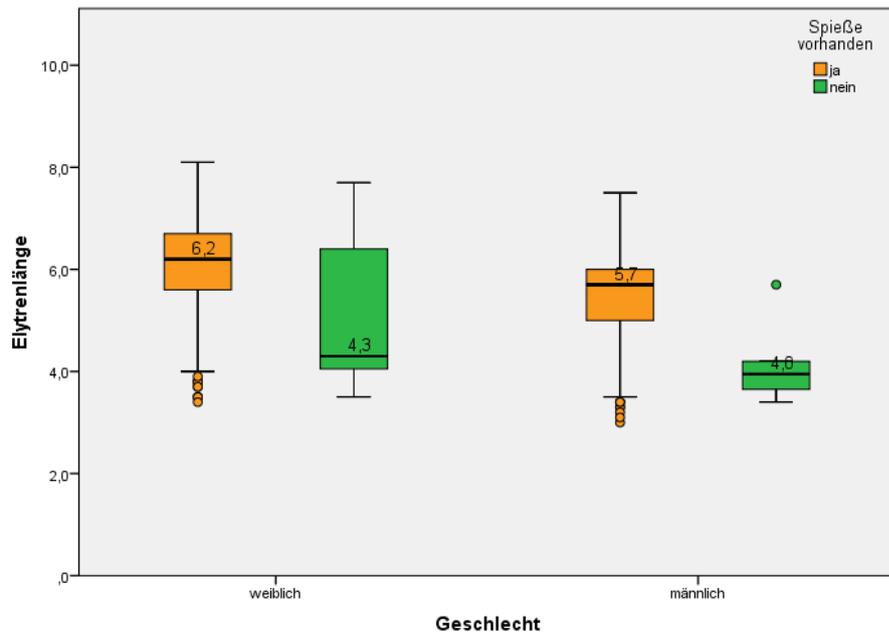


Abb. 78: Verteilung der Elytrenlängen weiblicher (n1=212) und männlicher Buchenprachtkäfer (n2=169) an Buchen mit "Spießen" (n1=19) und ohne "Spieße" (n2=7)

3.2 Eiablagen an den Fangbäumen

Im Jahr 2010 wurden an den sechs Fangbäumen insgesamt 440 Eigelege gezählt (Tabelle 43). Während die Gesamtzahlen der Gelege in Bestand 1 und 7 ähnlich hoch waren, wurden die Bäume in Bestand 4 - von je einem Gelege abgesehen - nicht von *A. viridis* angenommen. Auffällig ist, dass Fangbaum 4c lediglich ca. 60m von Probekreis 4a (Kap. 2.1.1) entfernt lag, in welchem mit der Kombifalle in diesem Jahr die höchste Aktivitätsdichte gefunden wurde (Kap. 3.1.3). Auf der anderen Seite wurden die Fangbäume in Bestand 7 vergleichsweise stark belegt, während in den Fallen in den 50 bis 100m entfernten Probekreisen 7a und 7b kaum Käfer vorgefunden wurden.

Auch der dritte Fangbaum in Bestand 7, der 2011 gefällt wurde Baum 7e, brachte – unter Berücksichtigung der mit 8m deutlich geringeren Länge – ähnlich hohe Gelegezahlen während die Fangzahlen im benachbarten Probekreis 7a weiterhin gering blieben.

2011 waren außer in Bestand 7 noch drei weitere Fangbäume in verschiedenen Beständen des Forstreviers Neuwirtshaus, in dem sich auch Untersuchungsbestand 4 befindet, gefällt worden. Einer davon wurde mit 85 Gelegen vergleichsweise zahlreich

angenommen, während die beiden anderen gänzlich unbelegt blieben. Insgesamt kam es 2011 zu 142 Eiablagen (Tabelle 44).

2012 schließlich wurde nur eine der zehn gefälltten Buchen, und zwar wieder in Untersuchungsbestand 7 (Syrgenstein), mit Eiern belegt (Tabelle 45). Von den übrigen neun, die vom Buchenprachtkäfer ungenutzt blieben, stammten allerdings drei aus dem Wintereinschlag, lagen also schon seit mehreren Monaten. Zudem wurden am bereits 2011 gefälltten Baum 9 weitere 28 Gelege gefunden. Dieser Fangbaum war der einzige, der auch im Jahr nach der Fällung noch von *A. viridis* mit Eiern belegt wurde.

Tabelle 43: Verteilung der Eigelege 2010 (N=440) auf die sechs Fangbäume

| Fangbaum | Ort | gefällt am | L | d | Gelege |
|----------|-----------------------------|------------|-----|------|--------|
| 1c | Sailershäusen (U-Bestand 1) | 17.05.2010 | 24m | 38cm | 159 |
| 1d | Sailershäusen (U-Bestand 1) | 17.05.2010 | 23m | 36cm | 55 |
| 4c | Neuwirtshaus (U-Bestand 4) | 17.05.2010 | 21m | 33cm | 1 |
| 4d | Neuwirtshaus (U-Bestand 4) | 17.05.2010 | 23m | 39cm | 1 |
| 7c | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 12.05.2010 | 29m | 36cm | 67 |
| 7d | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 12.05.2010 | 28m | 34cm | 157 |

Tabelle 44: Verteilung der Eigelege 2011 (N=142) auf die vier Fangbäume

| Fangbaum | Ort | gefällt am | L | d | Gelege |
|----------|--------------------------------------|------------|-----|------|--------|
| 9 | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 | 23m | 35cm | 85 |
| 10a | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 | 19m | 33cm | 0 |
| 10b | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | 06.06.2011 | 15m | 35cm | 0 |
| 7e | Syrgenstein (in U-Bestand 7) | 05.06.2011 | 8m | 29cm | 57 |

Tabelle 45: Verteilung der Eigelege 2012 (N=66) auf die zehn 2012 gefällten Fangbäume sowie den 2011 gefällten Fangbaum 9

| Fangbaum | Ort | gefällt am | L | d | Gelege |
|----------|--------------------------------------|-------------------|-----|------|--------|
| 1e | Sailershausen (U-Bestand 1) | 18.04.2012 | 7m | 26cm | 0 |
| 1f | Sailershausen (U-Bestand 1) | 18.04.2012 | 6m | 24cm | 0 |
| 1g | Sailershausen (U-Bestand 1) | 01.07.2012 | 19m | 28cm | 0 |
| 7f | Syrgenstein (U-Bestand 7) | 01.07.2012 | 11m | 33cm | 38 |
| 11a | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 | 12m | 22cm | 0 |
| 11b | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 | 15m | 27cm | 0 |
| 11c | Syrgenstein (außerhalb U-Bestand 7) | 13.02.2012 | 14m | 29cm | 0 |
| 12 | Gerolzhofen | 15.06.2012 | 6m | 37cm | 0 |
| 13 | Hessenreuth | 18.04.2012 | 17m | 37cm | 0 |
| 14 | Hessenreuth | 18.04.2012 | 3m | 44cm | 0 |
| 9 | Neuwirtshaus (außerhalb U-Bestand 4) | <u>06.06.2011</u> | 23m | 35cm | 28 |

Bei der im Folgenden beschriebenen Untersuchung der die Umgebung und Beschaffenheit der Fangbäume betreffenden Parameter wurden wegen der zu geringen Vergleichbarkeit die drei Bäume aus dem Wintereinschlag nicht berücksichtigt. Nach KAMP (1952) sind solche Bäume aufgrund der längeren Liegezeit nicht mehr fängisch. Von den übrigen 17 Fangbäumen waren neun von *A. viridis* mit Eiern belegt worden. Davon wurden die Fangbäume 4c und 4d, an denen jeweils nur ein Eigelege gefunden worden war, als nicht belegt gewertet. Folglich stehen für die Berechnungen sieben belegte Buchen zehn nicht belegten gegenüber.

3.2.1 Umgebungsparameter und Eiablagen

3.2.1.1 Dichotomer Vergleich mit Eiern belegter und nicht belegter Fangbäume

Von allen untersuchten Parametern (Tabelle 46) wies lediglich der Schlussgrad im Radius von 25m signifikante Unterschiede zwischen belegten und nicht belegten Fangbäumen auf. Um Buchen mit Eiablagen war er weiter (Abb.79).

Tabelle 46: U-Test zum Vergleich mit Eiern belegter (n=7) und nicht belegter Fangbäume (n=10) anhand verschiedener Umgebungsparameter

| | Mann-Whitney-U-Test | U | Asymp. p (2-seitig) |
|---|---------------------|--------|---------------------|
| Kraft-Klasse | 27,500 | -,986 | ,324 |
| Schlussgrad 25m Radius | 12,000 | -2,418 | ,016 |
| Schlussgrad Bestand | 18,500 | -1,833 | ,067 |
| liegendes Buchentotholz Z1 (fm im Radius 25m) | 25,000 | -1,742 | ,081 |
| liegendes Buchentotholz Z2 (fm im Radius 25m) | 31,500 | -,837 | ,403 |
| liegendes Buchentotholz Z3 (fm im Radius 25m) | 30,000 | -,656 | ,512 |
| liegendes Buchentotholz Z4 (fm im Radius 25m) | 30,000 | -1,195 | ,232 |
| stehendes Buchentotholz Z1 (fm im Radius 25m) | 30,000 | -1,195 | ,232 |
| stehendes Buchentotholz Z2 (fm im Radius 25m) | 31,500 | -,837 | ,403 |
| stehendes Buchentotholz Z3 (fm im Radius 25m) | 35,000 | 0,000 | 1,000 |
| stehendes Buchentotholz Z4 (fm im Radius 25m) | 35,000 | 0,000 | 1,000 |
| Buchenstöcke Z1 (fm im Radius 25m) | 35,000 | 0,000 | 1,000 |
| Buchenstöcke Z2 (fm im Radius 25m) | 33,500 | -,262 | ,793 |
| Buchenstöcke Z3 (fm im Radius 25m) | 35,000 | 0,000 | 1,000 |
| Buchenstöcke Z4 (fm im Radius 25m) | 35,000 | 0,000 | 1,000 |
| Vorausverjüngung (%) in 25m Radius | 34,500 | -,050 | ,960 |

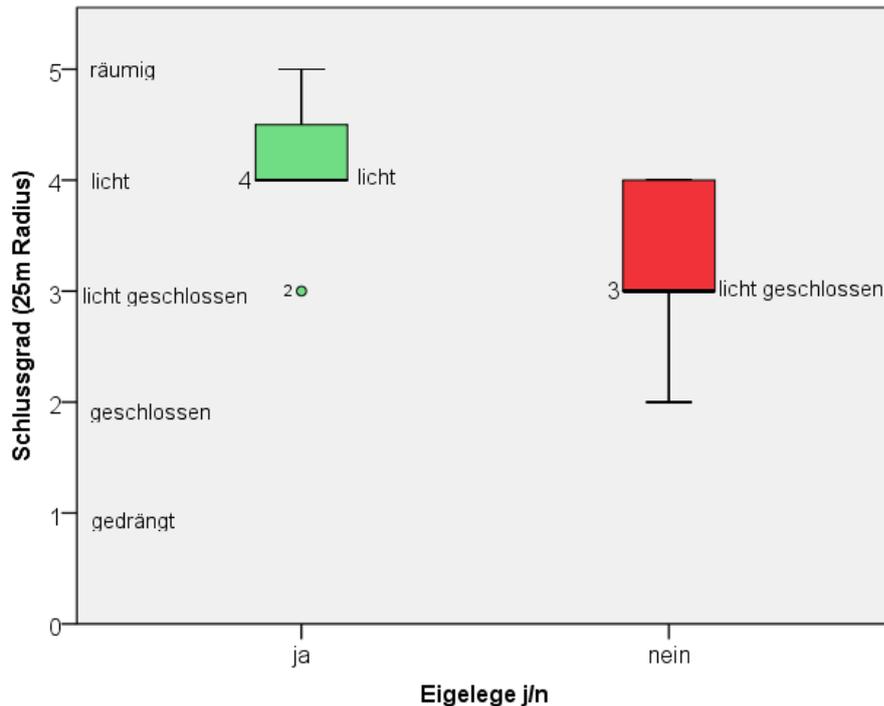


Abb.79: Verteilungen der Schlussgrade im Umkreis von 25m zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10)

3.2.1.2 Vergleich der Gelegezahlen der belegten Fangbäume

Die Kraft-Klassen ($r_s=0,408$; $p=0,363$) wiesen ebenso wie die Schlussgrade auf Bestandesebene ($r_s=-0,020$; $p=0,966$) und im 25m-Radius ($r_s=0,199$; $p=0,668$) keine signifikanten Rangkorrelationen mit den Gelegezahlen auf.

Gleiches gilt auch für die im Umkreis von 25m differenziert nach Zersetzungsgrad (Kap. 2.1.2) gemessenen Mengen von Buchentotholz (Kap. 2.1.2). Grundsätzlich wurde in der Umgebung der Fangbäume nur wenig Buchentotholz vorgefunden. Einige Zersetzungsstufen kamen gar nicht vor. Um Fangbaum 7d waren es 2fm stehenden Totholzes der Kategorie Z1, ansonsten lag die Gesamtmenge immer zwischen 0 und 0,5fm.

3.2.2 Einzelbaumparameter und Eiablagen

3.2.2.1 Dichotomer Vergleich mit Eiern belegter und nicht belegter Fangbäume

Die Fangbäume mit Eiablagen unterschieden sich von den übrigen signifikant in ihrer Länge und auch in ihrer Höhe vor der Fällung (Tabelle 47; Tabelle 48). Belegte Bäume waren im Mittel höher (Abb.80) bzw. nach der Fällung länger (Abb.81) als nicht belegte. Zwischen der Höhe einer Buche und ihrer Länge als Fangbaum bestand dabei im Übrigen kein signifikanter Zusammenhang ($r=0,244$; $p=0,345$). Da von den Waldbesitzern aus wirtschaftlichen Gründen oft nur ein Abschnitt eines gefällten Baumes als Fangbaum zur Verfügung gestellt worden war, wurden aus den höchsten Buchen keineswegs immer auch die längsten Fangbäume.

Die Durchmesser der Fangbäume sowie ihr BHD vor der Fällung unterschieden sich hingegen nicht zwischen den beiden Gruppen (Tabelle 47).

Tabelle 47: T-Test zum Vergleich mit Eiern belegter ($n=7$) und nicht belegter Fangbäume ($n=10$) anhand verschiedener Einzelbaumparameter

| Test bei unabhängigen Stichproben | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|------|-------------------------------------|----|--------------|---------------------|-------------------------|--------------------------------------|--------|
| | | Levene-Test der Varianzgleichheit | | T-Test für die Mittelwertgleichheit | | | | | | |
| | | F | p | t | df | p (2-seitig) | Mittelwertdifferenz | Standardfehlerdifferenz | 95% Konfidenzintervall der Differenz | |
| | | | | | | | | | Unterer | Oberer |
| BHD (cm) | Varianzgleichheit angenommen | ,735 | ,405 | 1,182 | 15 | ,256 | 3,843 | 3,251 | -3,087 | 10,773 |
| Höhe (m) | Varianzgleichheit angenommen | ,312 | ,584 | 3,538 | 15 | ,003 | 3,414 | ,965 | 1,357 | 5,471 |
| d liegend (cm) | Varianzgleichheit angenommen | ,517 | ,483 | ,332 | 15 | ,744 | ,771 | 2,323 | -4,180 | 5,723 |

Tabelle 48: U-Test zum Vergleich mit Eiern belegter ($n=7$) und nicht belegter Fangbäume ($n=10$) anhand verschiedener Einzelbaumparameter

| | Mann-Whitney-U-Test | U | Asymp. p (2-seitig) |
|----------------------|---------------------|--------|---------------------|
| l liegend (m) | 13,500 | -2,110 | ,035 |

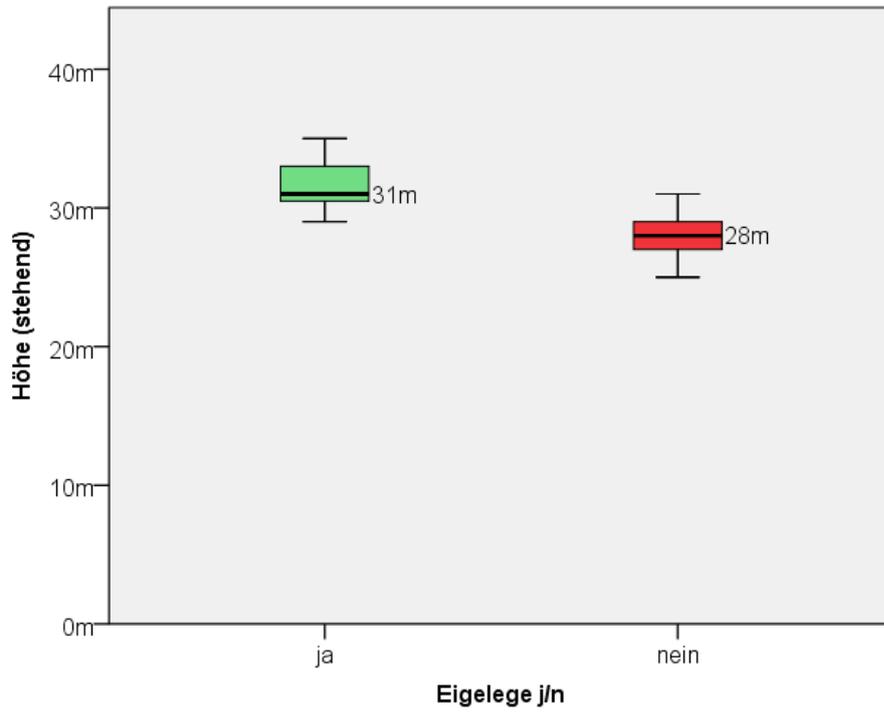


Abb.80: Höhenverteilungen zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10)

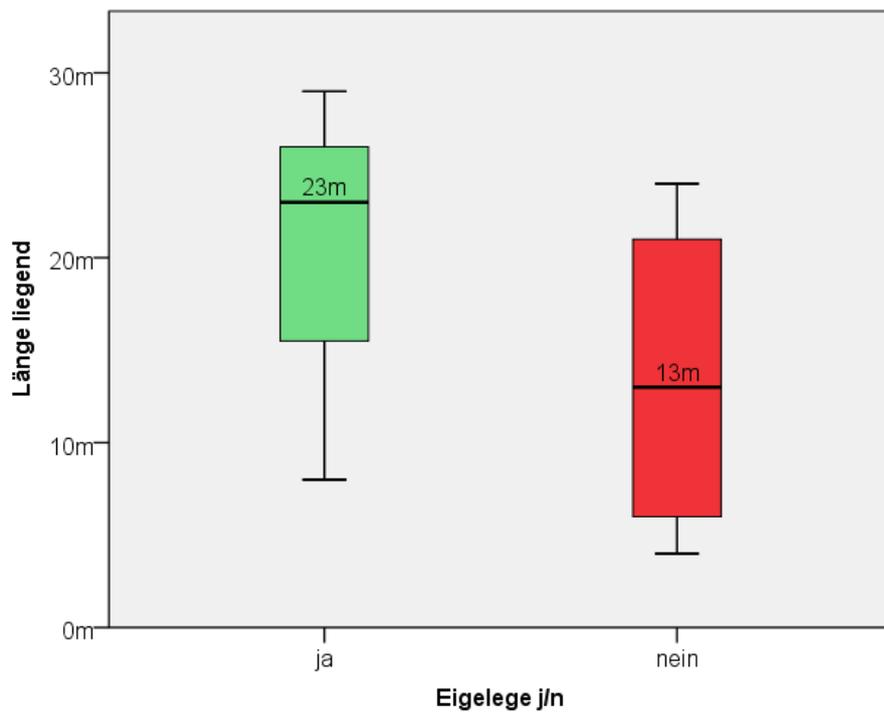


Abb.81: Längenverteilungen zwischen Fangbäumen mit (n=7) und ohne Eiablagen (n=10)

Weitere erhobene Einzelbaumdaten betreffen die vor der Fällung dokumentierte Vitalität der Fangbäume. Die statistische Überprüfung („Exakter Test nach Fisher“) ergab jedoch für das Auftreten von Sonnenbrand ($p=1,000$) oder von „Spießern“ ($p=0,338$) ebenso wie von einer Sekundärkrone ($p=1,000$) keine signifikanten Unterschiede zwischen belegten und nicht belegten Bäumen.

3.2.2.2 Vergleich der Gelegezahlen der belegten Fangbäume

Weder der Brusthöhendurchmesser des stehenden ($r_s=0,464$; $p=0,294$) noch der Mittendurchmesser des gefällten Baumes ($r_s=0,541$; $p=0,210$) zeigten signifikante Zusammenhänge zur späteren Belegung mit Eiern. Selbiges gilt für die Länge des liegenden Baumes ($r_s=0,636$; $p=0,124$) ebenso wie für die Höhe der Buche vor der Fällung ($r_s=0,054$; $p=0,908$).

Auch die am Einzelbaum erfassten Vitalitätsparameter wiesen keine signifikanten Zusammenhänge zur Anzahl gefundener Eigelege von *A. viridis* auf (Tabelle 49).

Tabelle 49: Rangkorrelationen zwischen Vitalität der Fangbäume und Eigelegezahl (N=646)

| Korrelationen | | | | | | | |
|------------------|--------|-----------------|----------------------------------|------------------------------|-----------------------|---------------------------------|----------------------|
| | | | Vitalitätsstufe (Roloff 2001) | Sonnenbrand erkennbar j/n | "Spieße" vorhanden | Anzahl "Spieße" (Klassen) | Sekundärkrone j/n |
| Spearman- Rho | Gelege | r_s | ,374 | 0,000 | -,408 | ,291 | ,158 |
| | | Sig. (2-seitig) | ,408 | 1,000 | ,363 | ,527 | ,735 |
| | | N | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 |

3.2.3 Bevorzugte Ablagestellen

Wie in Kap. 2.2 beschrieben waren die Fangbäume zur Zuordnung der Ablagestellen in 1m lange Abschnitte und der Umfang dieser wiederum in je drei Abschnittsteilflächen eingeteilt worden. An den sieben Fangbäumen, an denen die insgesamt 646 Eiablagen gefunden wurden, verteilten sich die Funde auf 85 Abschnitte bzw. auf 112

Abschnittsteilflächen (Tabelle 50). Es wurde untersucht, ob die Auswahl der einzelnen Fangbaumabschnitte bzw. deren Teilflächen durch *A. viridis* mit Eigenschaften dieser Stammbereiche zusammenhing.

Tabelle 50: Anzahlen belegter Abschnitte und Abschnittsteilflächen an den sieben belegten Fangbäumen

| Fangbaum | 1c | 1d | 7c | 7d | 7e | 7f | 9 | ges. |
|--------------------------------------|----|-----|-----|-----|----|----|----|------------|
| Abschnitte gesamt | 28 | 35 | 34 | 62 | 6 | 8 | 28 | 201 |
| Abschnittsteilflächen gesamt | 84 | 105 | 102 | 186 | 18 | 24 | 84 | 603 |
| belegte Abschnitte | 9 | 5 | 13 | 28 | 5 | 6 | 19 | 85 |
| belegte Abschnittsteilflächen | 11 | 7 | 13 | 33 | 10 | 8 | 30 | 112 |

3.2.3.1 Exposition

Zu den drei sichtbaren Fangbaumseiten a, b und c (Kap. 2.2) wurden jeweils ihre aktuelle Exposition nach der Fällung, also als liegender Fangbaum (Abb.82), sowie ihre ehemalige Ausrichtung als stehender Baum vor der Fällung (Abb.83) bestimmt. So sollte die Präferenz für bestimmte Expositionen bei der Eiablage untersucht werden. Die Expositionen sind nach potenziellem Strahlungsgenuss ordinal skaliert (Tabelle 10).

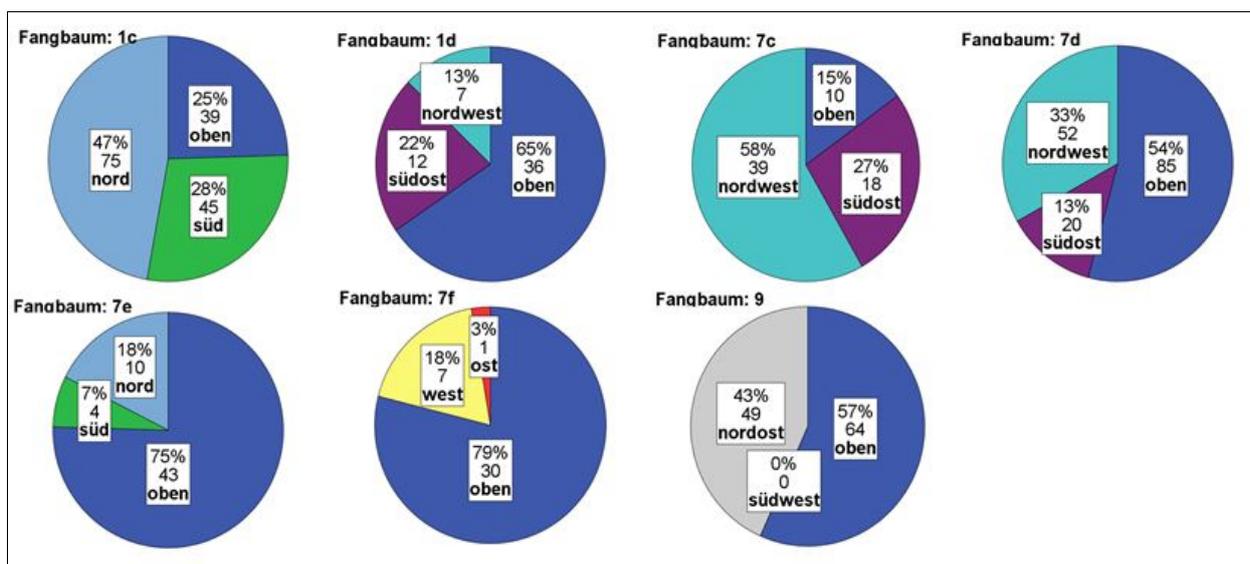


Abb.82: Prozentuale und absolute Verteilung der Eigelege (N=646) auf die jeweils drei Stammseiten der sieben belegten Fangbäume unterschieden nach ihrer Exposition nach der Fällung (liegend)

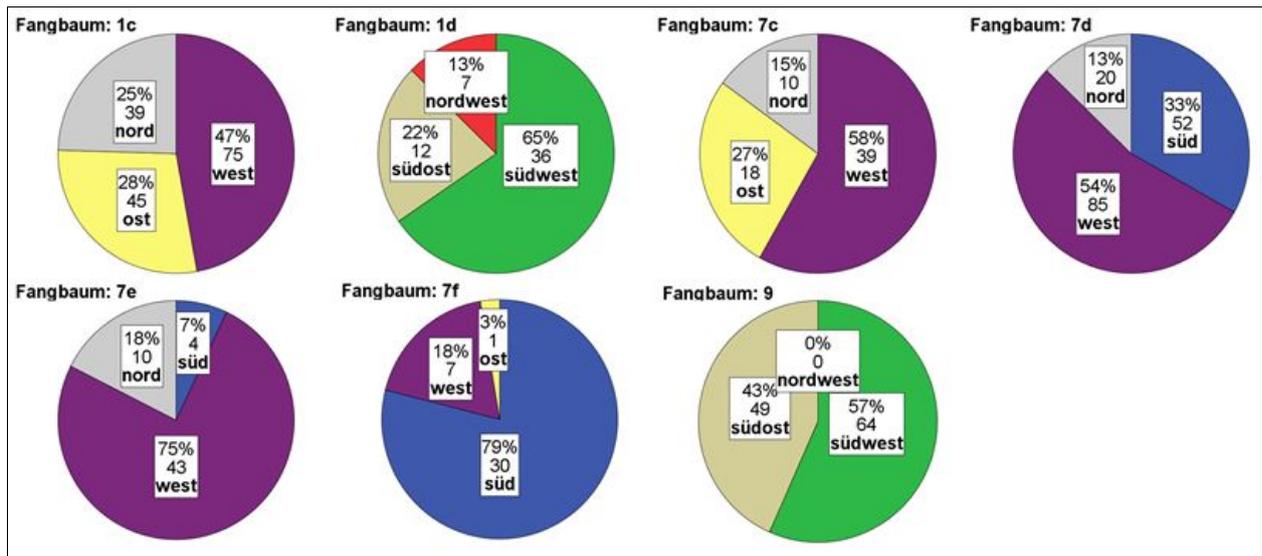


Abb.83: Prozentuale und absolute Verteilung der Eigelege (N=646) auf die Stammseiten der sieben belegten Fangbäume unterschieden nach ihrer Exposition vor der Fällung (stehend)

Zwischen der prozentualen Verteilung der Eigelege und den Expositionen der Stammseiten nach der Fällung war kein signifikanter Zusammenhang festzustellen. Bei Betrachtung der Expositionen der Stammseiten vor der Fällung hingegen ist die Korrelation hoch signifikant (Tabelle 51). Je sonnenexponierter eine Stammseite vor der Fällung gewesen war, desto bevorzugter war sie nach der Fällung als Eiablageort.

Tabelle 51: Rangkorrelationen zwischen der Verteilung der Gelege auf die Stammseiten und deren Exposition vor (stehend) und nach der Fällung (liegend)

| Korrelationen | | | | |
|---------------|-------------|--------------|--------------------|--------------------|
| | | | Exposition liegend | Exposition stehend |
| Spearman-Rho | Gelege in % | r_s | -,296 | -,538 |
| | | p (2-seitig) | ,192 | ,012 |
| | | N | 21 | 21 |

3.2.3.2 Rindenverletzungen

Nach der Fällung wurden die einzelnen Fangbaumabschnittsteilflächen (Kap. 2.2) auf Rindenverletzungen untersucht. Als solche wurden alle Stellen bewertet, an denen Rinde fehlte oder sich erkennbar ablöste. Fast immer handelte es sich dabei augenscheinlich um Rindenablösungen durch fortgeschrittenen Sonnenbrand, nur sehr selten um mechanische Verletzungen wie z. B. Schlag- oder Rückeschäden. Vier der sieben mit Eiern belegten Fangbäume wiesen Rindenverletzungen auf. Am stärksten betroffen war Baum 1c, bei dem 24% der Abschnittsteilflächen geschädigt waren (Abb.84).

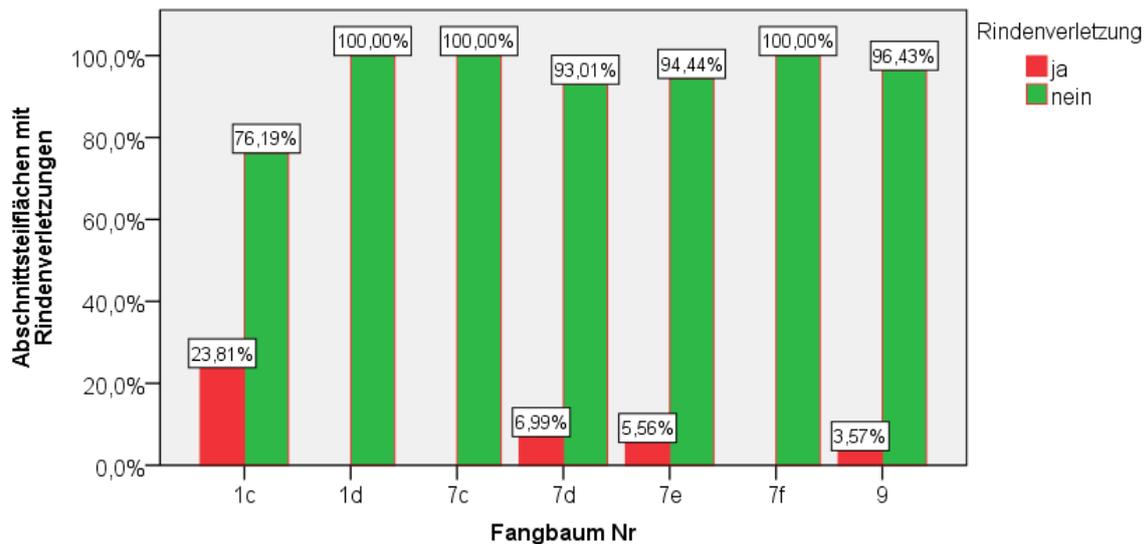


Abb.84: Anteile der Abschnittsteilflächen ohne (n=566) und mit (n=37) Rindenschäden an den sieben mit Eiern belegten Fangbäumen

Es wurde zum einen dichotom geprüft, ob Abschnittsteilflächen mit Rindenverletzungen häufiger oder seltener mit Eiern belegt wurden (belegt j/n) und zum anderen, ob an ihnen eine größere oder geringere Anzahl von Gelegen angeheftet wurde. Beide Fragestellungen erbrachten keinen signifikanten Unterschied zwischen verletzten und nicht verletzten Bereichen (Tabelle 52 bis Tabelle 54).

Tabelle 52: U-Test zum Vergleich der Eiablagehäufigkeit an Abschnittsteilflächen der belegten Fangbäume (N=7) mit (n=37) und ohne Rindenverletzungen (n=566)

| | Gelegeanzahl |
|----------------------------|--------------|
| Mann-Whitney-U-Test | 9877,500 |
| U | -,657 |
| Asymp. p (2-seitig) | ,511 |

Tabelle 53: Kreuztabelle zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von Sonnenbrand und Eiablagen von *A. viridis*

| | | Eigelege j/n | |
|------------------------------|------|--------------|------|
| | | ja | nein |
| Sonnenbrand erkennbar j/n | ja | 5 | 6 |
| | nein | 2 | 4 |
| Gesamtsumme | | 7 | 10 |

Tabelle 54: Signifikanztest zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von Sonnenbrand und Eiablagen von *A. viridis*

| | Wert | Exakte Sig. (zweiseitig) | Exakte Sig. (einseitig) |
|----------------------------------|------|-----------------------------|----------------------------|
| Exakter Test nach Fisher | | 1,000 | ,516 |
| Anzahl der gültigen Fälle | 17 | | |

3.2.3.3 Durchmesser

Die insgesamt 201 Abschnitte (Kap. 2.2) der sieben mit Eiern belegten Buchen wiesen Stammdurchmesser von 5cm bis 50cm, im Mittel 27cm (Median), auf. In Abb.85 ist die Durchmesserverteilung grafisch dargestellt. Die Durchmesser wurden hierzu in Stärkeklassen zusammengefasst (Tabelle 9).

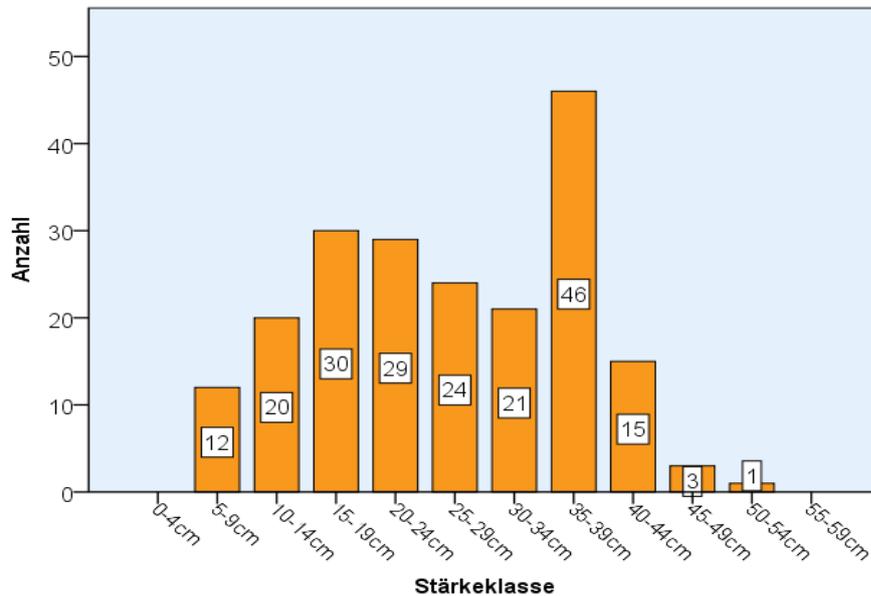


Abb.85: Durchmesserverteilung der Fangbaumabschnitte (N=201) der sieben belegten Fangbäume

Die Durchmesser der mit Eigelegen versehenen Fangbaumabschnitte unterschieden sich signifikant von denen ohne Eiablagen ($U=-2,49$; $p=0,013$). Belegte Abschnitte gehörten im Mittel der Stärkeklasse von 25 – 29cm, solche ohne Gelege nur der Stufe von 15 – 19cm (Abb.86) an.

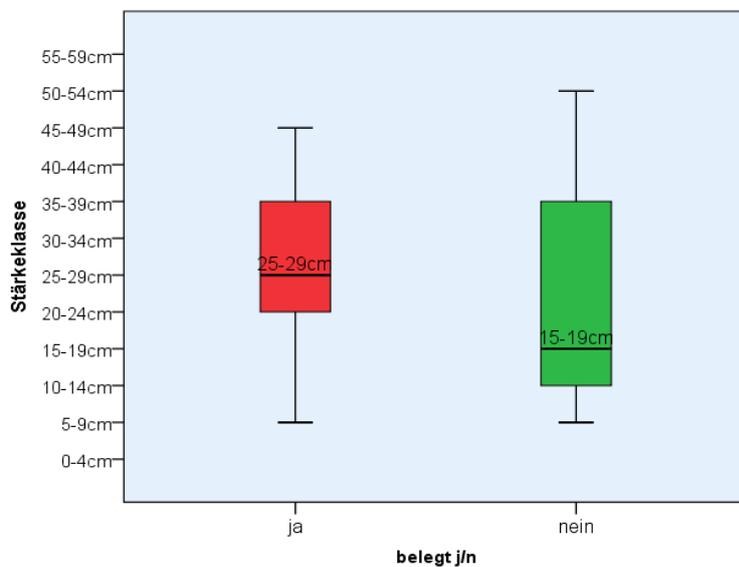


Abb.86: Stärkeklassen mit Eiern belegter (n=130) und nicht belegter (n=71) Fangbaumabschnitte

Auch wenn man die Gelegeanzahlen an den Abschnitten berücksichtigt, zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang in Form einer allerdings sehr geringen positiven Rangkorrelation (Tabelle 55). Mit zunehmendem Durchmesser der Abschnitte stieg auch die an diesen vorgefundene Zahl der Eigelege.

Tabelle 55: Rangkorrelationen zwischen den Durchmessern der Fangbaumabschnitte (N=201) und den Eigelegezahlen (N=646)

| Korrelationen | | | |
|---------------|---------------|----------------|--------------|
| | | | Stärkeklasse |
| Spearman-Rho | Anzahl Gelege | r _s | ,161 |
| | | p (2-seitig) | ,023 |
| | | N | 201 |

3.2.3.4 Rindenrauigkeit

Die 603 Abschnittsteilflächen der mit Eiern belegten Fangbäume wiesen überwiegend Rinde der Rauigkeitsstufe „normalglatt“ (nach GRÜNER 2009) auf (Abb.87). Eigelege wurden an Abschnittsteilflächen der Rauigkeitsstufen a, b und c, nicht aber d vorgefunden. Rinde vom Typ d wurde allerdings auch nur an den unteren zwei Metern von Fangbaum 9 vorgefunden (Abb.87).

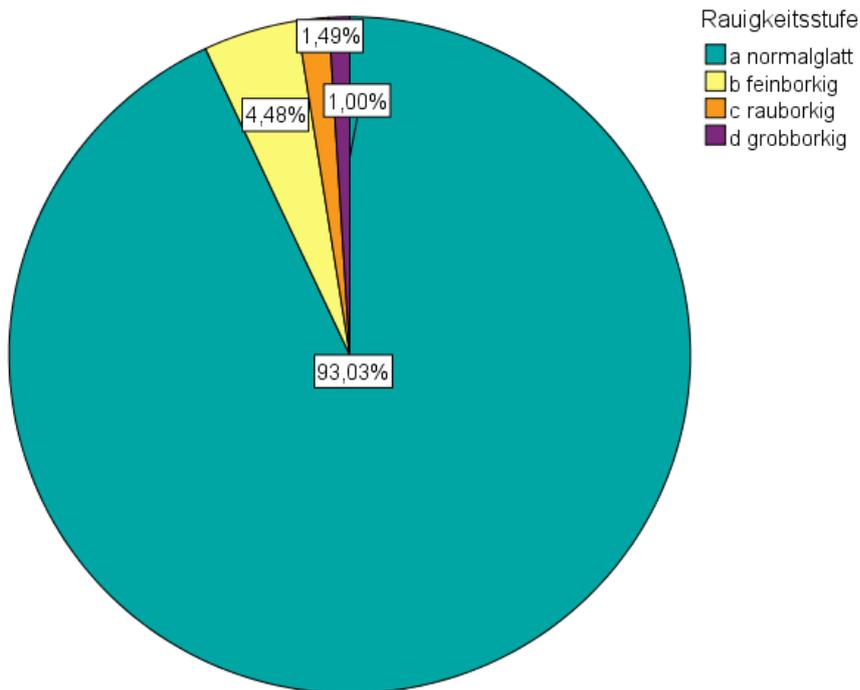


Abb.87: Häufigkeit der Rauigkeitsstufen nach GRÜNER (2009) an den Abschnittsteilflächen (N=603) der belegten Fangbäume (N=7)

Weder unterschieden sich die Rauigkeitsstufen belegter und unbelegter Abschnittsteilflächen signifikant ($U=-1,236$; $p=0,217$), noch zeigte sich eine signifikante Rangkorrelation zwischen Gelegezahlen und Rauigkeitsstufen ($r_s=-0,55$; $p=0,177$).

3.2.4 Zeitliche Verteilung der Eiablagen

Die Bäume 1c und 1d waren am 17.05.2010 gefällt worden (Abb.88). Die ersten Eiablagen wurden am 07.06.2010 gefunden. Auf dieses Datum entfielen an beiden Bäumen auch mehr als 50% der Gesamtablagen. Der Großteil der Eiablagen fand also an beiden Bäumen in den ersten drei Wochen nach der Fällung statt. Die letzten Eier in Bestand 1 wurden Mitte August an Baum 1c gelegt.

An den bereits am 12.05.2010 gefällten Fangbäumen 7c und 7d wurden die ersten Eier ebenfalls in der ersten Juniwoche gelegt (Abb.89). Auch hier entfielen die ersten 50% der Gelege auf die erste Ablagewelle Anfang Juni, während sich die übrigen Ablagen eher gleichmäßig bis Ende September verteilten. Wie an den Bäumen 1c und 1d entfiel der Großteil der Gelege also auf die ersten drei Wochen nach der Fällung.

Die ebenfalls 2010 gefällten Bäume 4c und 4d mit nur je einem Gelege wurden hier nicht berücksichtigt.

Im Folgejahr 2011 wurden zwei von insgesamt vier Buchen belegt. Sie waren am 06.06.2011 gefällt worden. Die Eiablage begann Ende Juni (Abb.90). Auch hier kam es wie 2010 innerhalb von drei (Baum 7e) bzw. vier Wochen (Baum 9) zu den ersten Ablagen. Die 50%-Marke wurde hier aber an beiden Bäume erst Mitte Juli erreicht. Die übrigen Ablagen erstreckten sich dann wieder eher gleichmäßig bis Mitte August (Baum 7e) bzw. sogar Ende September (Baum 9).

2012 waren zehn Bäume gefällt worden, von denen neun – darunter die drei Buchen aus dem Wintereinschlag – gar nicht belegt wurden. Auch die vier Mitte April 2012 gefällten Buchen blieben also ohne Eiablagen. Von den drei Mitte Juni bzw. Anfang Juli ausgelegten Stämmen wurde einer angenommen. Bei diesem am 01.07. gefällten Baum 7f wurden die ersten Gelege Anfang August, also einen Monat später, gefunden. Die ersten 50% der Ablagen waren nach der ersten Augustwoche erreicht (Abb.91).

Eine Besonderheit 2012 war, dass der im Vorjahr gefällte Fangbaum 9 noch mit insgesamt 28 Eigelegen belegt wurde. Bisher war man davon ausgegangen, dass Fangbäume je nach Witterung meist nur vier Wochen, maximal drei Monate fängisch bleiben (KAMP 1952). Ungewöhnlich an diesem Baum war auch, dass Teile der Rinde auch im zweiten Jahr noch frisch wirkten, also nicht ausgetrocknet waren und noch fest am Stamm hafteten. Die Ablagen verteilten sich im zweiten Jahr eher gleichmäßig auf die Zeit von Ende Juni bis Mitte August.

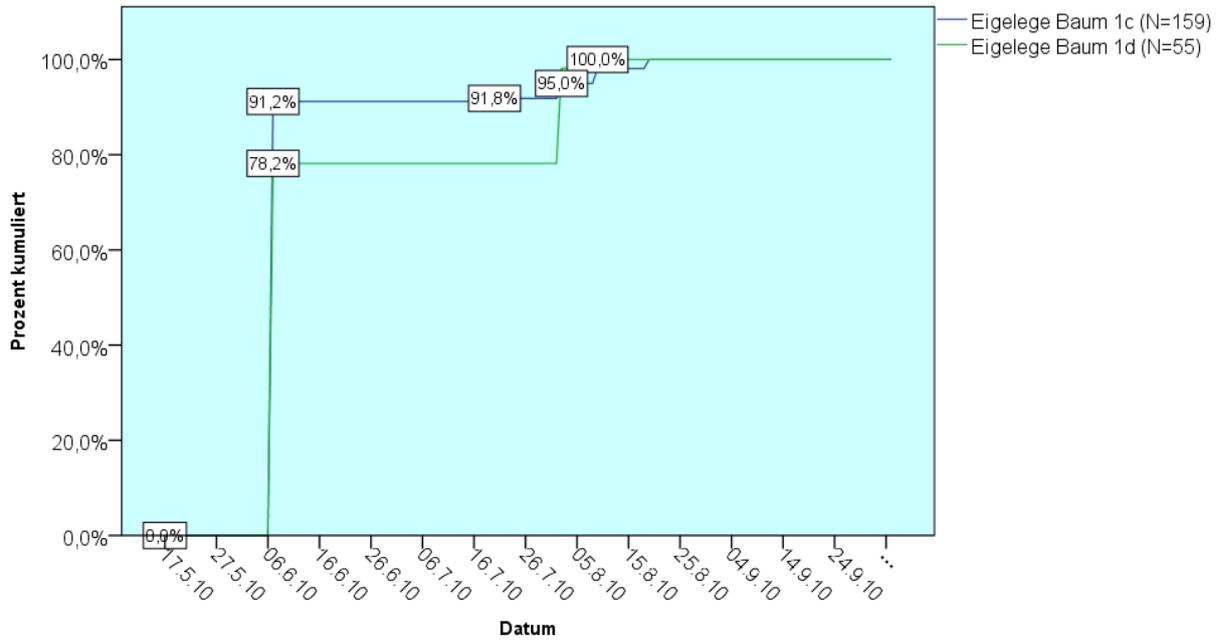


Abb.88: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2010 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 1c und 1d, gefällt am 17.05.2011

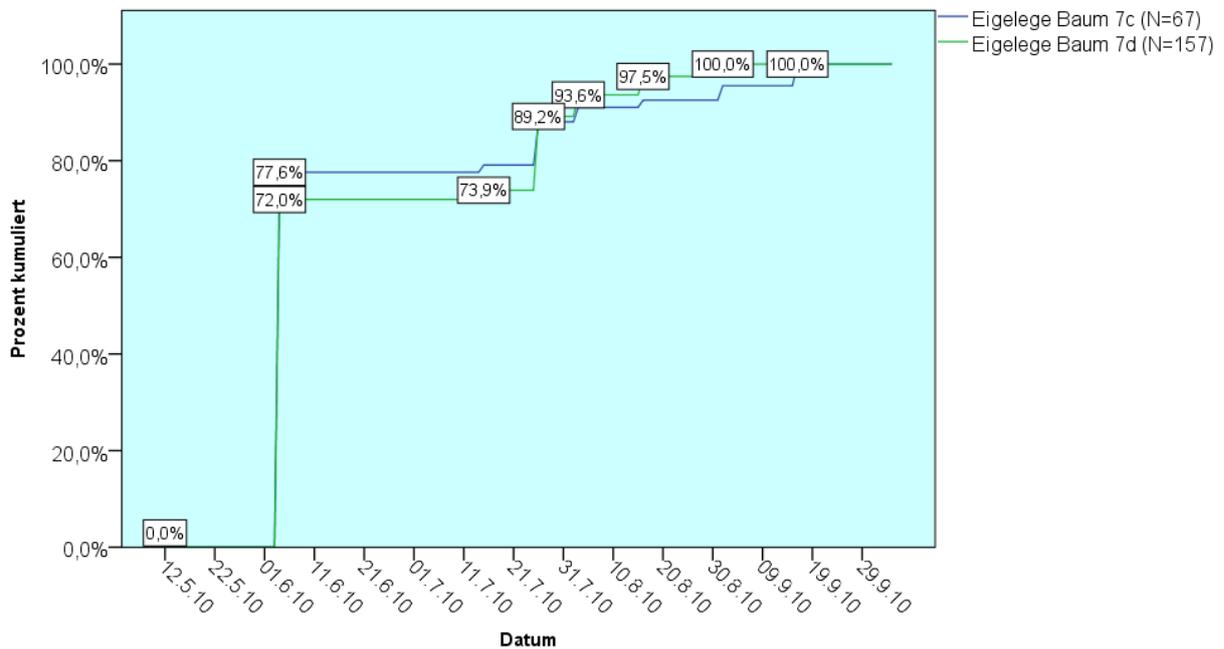


Abb.89: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2010 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 7c und 7d, gefällt am 12.05.2010

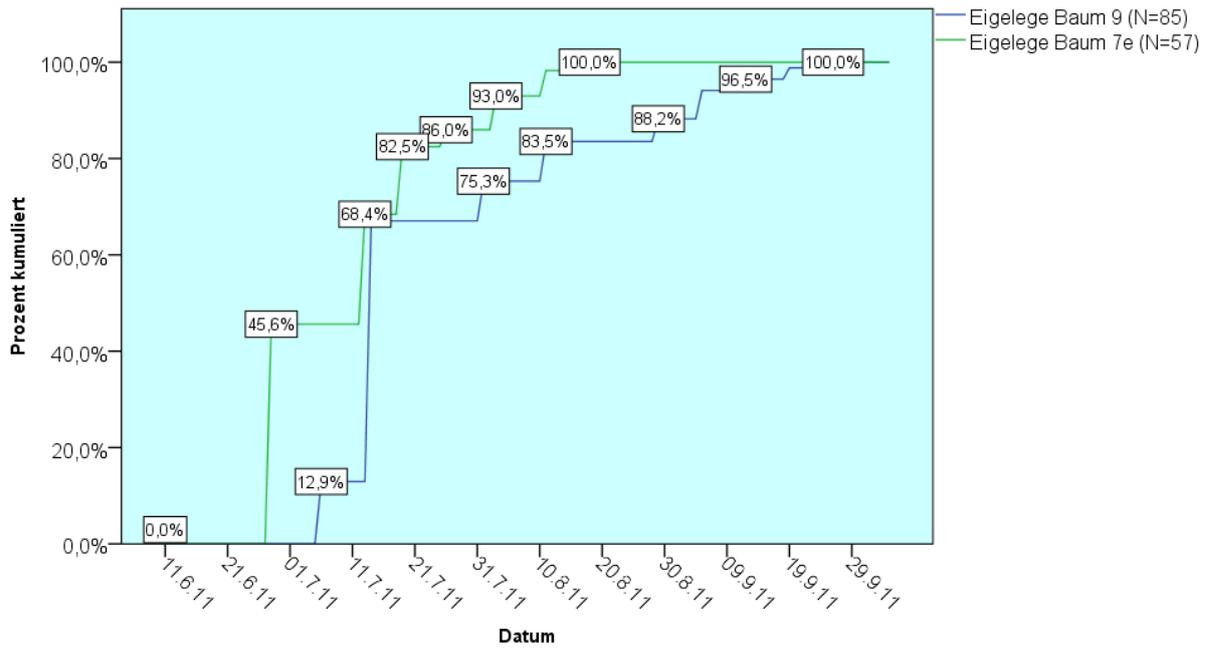


Abb.90: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2011 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 9 und 7e, gefällt am 06.06.2011

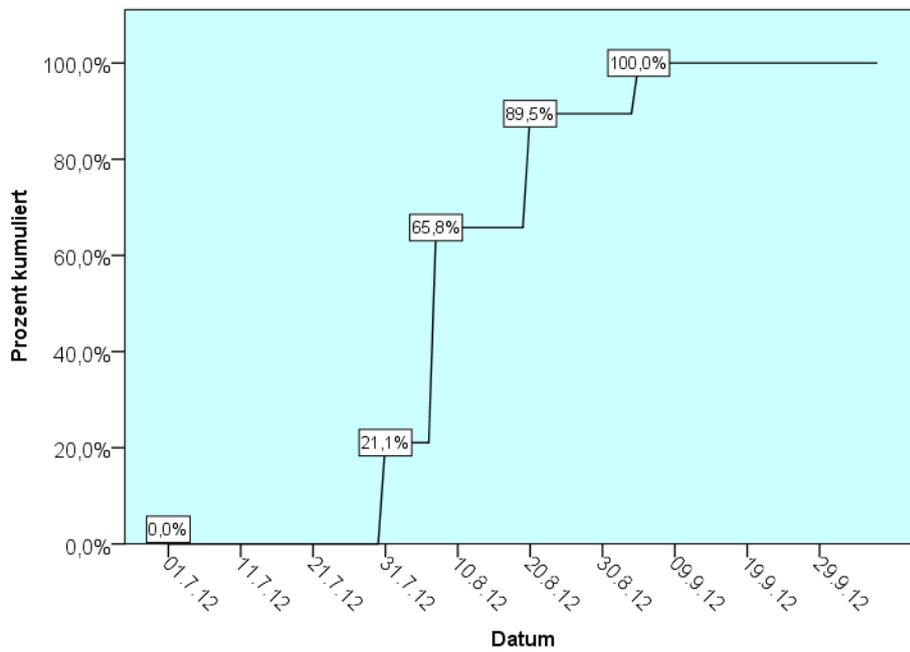


Abb.91: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2012 (Prozent kumuliert) an Fangbaum 7f (N=38), gefällt am 01.07.2012

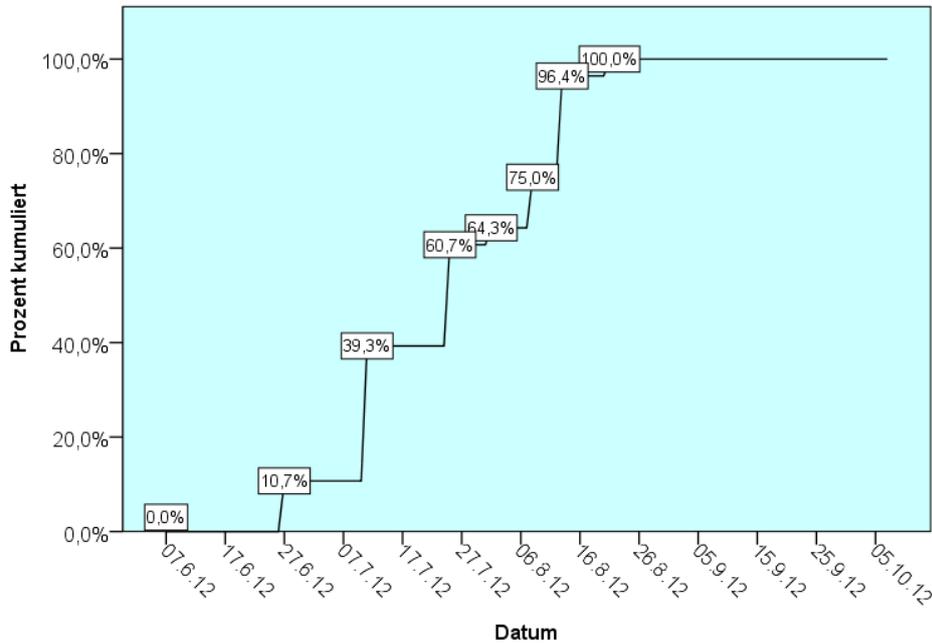


Abb.92: Zeitliche Verteilung der Eiablagen 2012 (kumuliert) an Fangbaum 9 (N=28), gefällt am 06.06.2011

3.3 Einbohrlöcher an den Fangbäumen

Wegen der von *A. viridis* angelegten Deckschicht über den Gelegen (Abb.13) war es nicht zerstörungsfrei möglich, die Eier an den Fangbäumen zu zählen. Es wurden jedoch einige Gelege (N=27) an drei nicht als Fangbaum verwendeten, liegenden Buchenstämmen geöffnet und ausgezählt. Dabei wurden je 2 bis 17 (Abb.14), im arithmetischen Mittel 7,0 Eier gefunden. Es ist anzumerken, dass bei der Sektion der Käfer (Kap. 2.1.4) in Weibchen bis zu 30 ungelegte Eier gefunden wurden.

An den Fangbäumen jedoch war der nächste Schritt zur Ermittlung des Reproduktionserfolgs die stichprobenweise Zählung der Einbohrlöcher je Gelege. An 114 der insgesamt 255 untersuchten Eigelege wurden überhaupt keine Einbohrlöcher vorgefunden (Tabelle 56). Im Mittel befanden sich unter den Gelegen je 2,93 Einbohrungen. Bei Nichtberücksichtigung der komplett ausgefallenen Gelege, also solcher mit 0 Einbohrungen, waren es 5,29 je Gelege. Der Höchstwert lag bei 17 Einbohröchern. Im Sonderfall des Fangbaumes 9, der sowohl 2011 als auch 2012 belegt wurde, lassen sich die Einbohrzahlen auch getrennt nach Jahren betrachten.

Dabei erkennt man, dass im zweiten Jahr die Zahl der Einbohrungen je Gelege deutlich höher war.

Tabelle 56: Stichprobenweise Zählung der Einbohrlöcher (N=746) an den Fangbäumen

| Baum | Gelege | Stichprobe (ausgezählte Gelege) | davon ohne Ein- bohrungen | Gelege- anteil ohne Ein- bohrungen | davon mit Einbohrungen | Anzahl Einbohrungen | mittl. Einbohrzahl | mittl. Einbohrzahl ohne 0 |
|-----------------|--------|---------------------------------------|---------------------------------|---|---------------------------|------------------------|-----------------------|---------------------------------|
| 1c | 159 | 14 | 2 | 14.29% | 12 | 59 | 4.21 | 4.92 |
| 1d | 55 | 12 | 0 | 0.00% | 12 | 78 | 6.5 | 6.5 |
| 7c | 67 | 14 | 12 | 85.71% | 2 | 9 | 0.64 | 4.5 |
| 7d | 157 | 43 | 24 | 55.81% | 19 | 111 | 2.58 | 5.84 |
| 7e | 57 | 36 | 14 | 38.89% | 22 | 139 | 3.86 | 6.32 |
| 7f | 38 | 23 | 11 | 47.83% | 12 | 38 | 1.65 | 3.17 |
| 9 | 113 | 113 | 51 | 45.13% | 62 | 312 | 2.76 | 5.03 |
| ges. | 646 | 255 | 114 | 44.71% (mittel) | 141 | 746 | 2,93 (mittel) | 5,29 (mittel) |
| 9 (nur 2011) | 85 | 85 | 47 | 55.29% | 38 | 210 | 2.47 | 5.53 |
| 9 (nur 2012) | 28 | 28 | 4 | 14.29% | 24 | 102 | 3.64 | 4.25 |

3.3.1 Umgebungsparameter und Einbohrlöcher

Zwischen den mittleren Einbohrzahlen der einzelnen Fangbäume und den aufgenommenen Merkmalen des umgebenden Bestandes sowie im Radius von 25m konnten keine signifikanten Zusammenhänge festgestellt werden (Tabelle 57).

Tabelle 57: (Rang-) Korrelationen zwischen Umgebungsparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255)

| Korrelationen | | | Einbohrlöcher je Gelege |
|------------------------------------|---|----------------|-------------------------|
| Spearman-Rho | Schlussgrad Bestand | r _s | -,598 |
| | | p (2-seitig) | ,156 |
| | | N | 7 |
| | Schlussgrad 25m Radius | r _s | -,179 |
| | | p (2-seitig) | ,701 |
| | | N | 7 |
| | liegendes Buchentotholz Z1 (fm im Radius 25m) | r _s | ,045 |
| | | p (2-seitig) | ,924 |
| | | N | 7 |
| | liegendes Buchentotholz Z3 (fm im Radius 25m) | r _s | ,204 |
| | | p (2-seitig) | ,661 |
| | | N | 7 |
| | liegendes Buchentotholz Z4 (fm im Radius 25m) | r _s | -,204 |
| | | p (2-seitig) | ,661 |
| | | N | 7 |
| | stehendes Buchentotholz Z1 (fm im Radius 25m) | r _s | -,204 |
| | | p (2-seitig) | ,661 |
| | | N | 7 |
| | Buchenstöcke Z2 (fm im Radius 25m) | r _s | 0,000 |
| | | p (2-seitig) | 1,000 |
| | | N | 7 |
| Vorausverjüngung (%) in 25m Radius | r _s | -,296 | |
| | p (2-seitig) | ,518 | |
| | N | 7 | |
| Ariditätsindex im Eiablagejahr | r | 0,,371 | |
| | p (2-seitig) | ,365 | |
| | N | 8 | |

3.3.2 Einzelbaumparameter und Einbohrlöcher

Auch zwischen den Einbohrzahlen je Gelege und den aufgenommenen Einzelbaumparametern (Tabelle 58 bis Tabelle 60) waren keine Zusammenhänge auszumachen.

Tabelle 58: Korrelationen zwischen Einzelbaumparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255)

| | | Höhe (m) | d liegend (cm) |
|-------------------------|--------------|----------|----------------|
| Einbohrlöcher je Gelege | r (Pearson) | ,033 | ,271 |
| | p (2-seitig) | ,944 | ,556 |
| | N | 7 | 7 |

Tabelle 59: Rangkorrelationen zwischen Einzelbaumparametern der mit Eiern belegten Fangbäume (N=7) und der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255)

| | | l liegend (m) | Kraft-Klasse | Vitalitätsstufe | Anzahl „Spieße“ | |
|------------------|----------------------------|----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|
| Spearman -Rho | Einbohrlöcher je Gelege | r _s | -,291 | -,612 | -,112 | -,243 |
| | | p (2-seitig) | ,527 | ,144 | ,811 | ,600 |
| | | N | 7 | 7 | 7 | 7 |

Tabelle 60: U-Tests zum Vergleich der mittleren Anzahl der Larveneinbohrungen (N=746) je Gelege (N=255) zwischen Fangbäumen mit und ohne „Spieße“ oder Sonnenbrand

| | Spieße j/n | Sonnenbrand j/n |
|-------------------------------------|-------------------|-----------------|
| Mann-Whitney-U | 0,000 | 3,000 |
| Z | -1,500 | -,775 |
| p (2-seitig) | ,134 | ,439 |
| Exakte Signifikanz [2*(1-seitig p)] | ,286 ^b | ,571 |

Ein auffälliges Auftreten möglicher Antagonisten konnte an den Bäumen 1c, 7c und 7d festgestellt werden. Alle drei Buchen, ganz besonders aber 7c, waren stark von Wegameisen (*Lasius niger* L.) frequentiert. Lediglich an 7c kam es zudem nach der Eiablage zum vollständigen Verlust zahlreicher Eigelege. Allerdings konnten die Ameisen nie beim Zerstören der Gelege beobachtet werden. Andere Fressfeinde oder Parasiten wurden an keinem Fangbaum in nennenswertem Ausmaß festgestellt.

3.3.3 Parameter der Fangbaumabschnitte und Einbohrlöcher der Eilarven

Die 255 untersuchten Gelege mit insgesamt 746 Einbohrlöcher verteilten sich auf 112 Abschnittsteiflächen der sieben Fangbäume (Kap. 3.2.3). Die Eigenschaften der Abschnittsteiflächen um die einzelnen Eigelege wie Durchmesser, Exposition,

Rindenverletzungen oder –rauigkeit wiesen keine Korrelationen zur Zahl der Einbohrungen je Gelege auf (Tabelle 61 und Tabelle 62).

Tabelle 61: Rangkorrelationen zwischen der Anzahl der Einbohrungen (N=746) je untersuchtem Gelege (N=255) und den Eigenschaften der jeweiligen Stammabschnittsteilfläche (N=112)

| Korrelationen | | | | | | | | |
|---------------|--------------|----------------|-------------|--------------------|--------------------|------------------|--------------------------------------|----------------------|
| | | | Durchmesser | Exposition stehend | Exposition liegend | Rauhigkeitsstufe | Gelegeanzahl an Abschnittsteilfläche | Gelege Fangbaum ges. |
| Spearman-Rho | Einbohrungen | r _s | -,011 | ,039 | -,071 | -,081 | ,018 | -,080 |
| | | p (2-seitig) | ,863 | ,531 | ,260 | ,195 | ,770 | ,201 |
| | | N | 255 | 255 | 255 | 255 | 255 | 255 |

Tabelle 62: U-Test zum Vergleich der Einbohrzahlen aus Gelegen an Fangbaumabschnitten mit (n=18) und ohne Rindenverletzungen (n=237)

| | Einbohrungen |
|---------------------|--------------|
| Mann-Whitney-U-Test | 2073,000 |
| U | -,209 |
| Asymp. p (2-seitig) | ,835 |

3.4 Ausfluglöcher an den Fangbäumen

An keinem der in den drei Jahren ausgelegten Stämme wurden unmittelbar nach der Fällung Ausfluglöcher des Buchenprachtkäfers gefunden. Dies lässt den Schluss zu, dass es an diesen in den Jahren zuvor nicht zu zahlreichen Eiablagen, also zu keinem erheblichen Stehendbefall, gekommen sein kann. Die später ausgeflogenen Imagines stammen demnach zumindest überwiegend, wenn nicht gänzlich, aus den Eiablagen nach der Fällung. Ferner wurden im zweiten Jahr nach der Fällung auch keine weiteren Ausflüge, also keine zweijährige Entwicklungsdauer festgestellt. Alle Individuen, die sich nicht bis zum ersten Folgejahr fertig entwickelt hatten, sind folglich vor dem Erreichen des Imaginalstadiums verendet.

Insgesamt wurden 2011 an den im Vorjahr gefällten Fangbäumen 1c, 1d, 7c und 7d 968 Ausfluglöcher gefunden (Tabelle 63). Der geringste Durchmesser der Fundstellen betrug 11cm. Der Großteil der Ausfluglöcher entfiel auf die zwei Bäume in Bestand 1,

die auch die höchste Zahl an Einbohrungen je Gelege (Tabelle 56) aufgewiesen hatten. Und auch das Verhältnis von Ausflug- zu Einbohrlochzahlen war an diesen deutlich höher als an den Bäumen 7c und 7d. Damit hatte *A. viridis* hier die geringste Mortalität sowohl während der Entwicklung vom Ei bis zur Einbohrung als auch von der eingebohrten Larve zur Imago.

2011 waren an zwei der vier gefällten Fangbäume, nämlich 7e und 9, Eiablagen gefunden worden (Kap. 3.1.5). Nur an diesen Stämmen kam es 2012 zu Imagoausflügen. Da die Ausflüge aus Fangbaum 7e unter Laborbedingungen (nicht Bestandteil dieser Arbeit) stattfanden, werden diese hier nicht weiter behandelt. An Baum 9 wurden trotz 85 Eigelegen aus 2011 im Folgejahr lediglich zehn Ausfluglöcher, alle am 21.06.2012, gefunden, wodurch sich an diesem Baum die höchste Mortalität zwischen Einbohrung und Ausflug ergab.

Tabelle 63: Verteilung der Ausfluglöcher (N=978) auf die mit Eiern belegten Fangbäume und Berechnung der Mortalität bis zum Imagoausflug

| Fangbaum | 1c | 1d | 7c | 7d | 9 | gesamt |
|---|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Anzahl Gelege | 159 | 55 | 67 | 157 | 85 | 523 |
| Anzahl Eier (Annahme: 7Eier/Gelege) | 1113 | 385 | 469 | 1099 | 595 | 3661 |
| Anzahl Einbohrlöcher | 669 | 358 | 43 | 405 | 235 | 1709 |
| Anzahl Ausfluglöcher | 594 | 335 | 4 | 35 | 10 | 978 |
| Mortalität Ei bis Einbohrung | 40% | 7% | 91% | 63% | 61% | 53% |
| Mortalität Einbohrung bis Ausflug | 11% | 6% | 91% | 91% | 96% | 43% |
| Gesamt mortalität Ei bis Imago | 47% | 13% | 99% | 97% | 98% | 73% |

3.4.1 Zusammenhänge zwischen Fangbaum- bzw. Umgebungseigenschaften und Reproduktionserfolg

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Mortalitätsraten der beobachteten Entwicklungsabschnitte und Eigenschaften und Lage der Fangbäume wurde nur für den Parameter Schlussgrad (25m Radius) als Korrelation mit der Sterberate zwischen Einbohrung der Eilarve und dem Ausflug der Imago erkennbar (Tabelle 64 bis Tabelle

66). Bei lockereren Schlussgraden war die Mortalität der Larven nach ihrer Einbohrung höher.

Tabelle 64: Korrelationen zwischen den Mortalitätsraten und den Umgebungs- und Einzelbaumparametern der Fangbäume, an denen es zu Imagoausflügen kam (N=5)

| Mortalität | | Höhe (m) | d liegend (cm) | l liegend (m) | Vorausverjüngung (%) in 25m Radius |
|------------------------|--------------|----------|----------------|---------------|------------------------------------|
| Ei bis Einbohrung | r (Pearson) | -,458 | -,295 | ,757 | ,613 |
| | p (2-seitig) | ,438 | ,630 | ,138 | ,272 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Einbohrung bis Ausflug | r (Pearson) | -,525 | -,719 | ,571 | ,278 |
| | p (2-seitig) | ,364 | ,171 | ,314 | ,650 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Ei bis Ausflug gesamt | r (Pearson) | -,357 | -,548 | ,613 | ,477 |
| | p (2-seitig) | ,555 | ,339 | ,272 | ,417 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |

Tabelle 65: Rangkorrelationen zwischen den Mortalitätsraten und den Umgebungs- und Einzelbaumparametern der Fangbäume, an denen es zu Imagoausflügen kam (N=5)

| Mortalität | | Kraft-Klasse | Vitalitätsstufe | Anzahl „Spieße“ (Klassen) | Schlussgrad im 25m Radius |
|------------------------|----------------|--------------|-----------------|---------------------------|---------------------------|
| Ei bis Einbohrung | r _s | ,707 | ,359 | ,300 | ,447 |
| | p (2-seitig) | ,182 | ,553 | ,624 | ,450 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Einbohrung bis Ausflug | r _s | ,725 | ,763 | ,821 | ,918 |
| | p (2-seitig) | ,165 | ,133 | ,089 | ,028 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Ei bis Ausflug gesamt | r _s | ,707 | ,359 | ,400 | ,671 |
| | p (2-seitig) | ,182 | ,553 | ,505 | ,215 |
| | N | 5 | 5 | 5 | 5 |

Tabelle 66: U-Test zum Vergleich der Mortalitätsraten zwischen den Gruppen der dichotomen Einzelbaumparameter

| | | Mortalität Ei bis Einbohrung | Mortalität Einbohrung bis Ausflug | Ei bis Ausflug gesamt |
|---------------------------|---------------------|------------------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| Sonnenbrand erkennbar j/n | Mann-Whitney-U-Test | 2,000 | 1,500 | 1,000 |
| | U | -,577 | -,889 | -,155 |
| | p (2-seitig) | ,564 | ,374 | ,248 |
| Spieße vorhanden | Mann-Whitney-U-Test | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | U | -1,414 | -1,451 | -1,414 |
| | p (2-seitig) | ,157 | ,147 | ,157 |

3.4.2 Zeitliche Verteilung der Imagoausflüge

Die ersten Ausfluglöcher 2011 wurden am 13.05. an den Fangbäumen 1c und 1d vorgefunden, die letzten am 26.09. an denselben Bäumen. Betrachtet man lediglich die Hauptausflugzeit, definiert als Ausflugzeit der mittleren 50% (2. und 3. Quartil) der Buchenprachtkäfer, ergeben sich deutliche Unterschiede (Abb.93). So flog der Großteil der Imagines aus Fangbaum 7d innerhalb von nur ein bis zwei Wochen aus. Ebenfalls auf ein bis zwei Wochen konzentriert war das Aufkommen der mittleren 50% aus Fangbaum 1c während sich diese Zeit am benachbarten Baum 1d über vier bis fünf Wochen erstreckte.

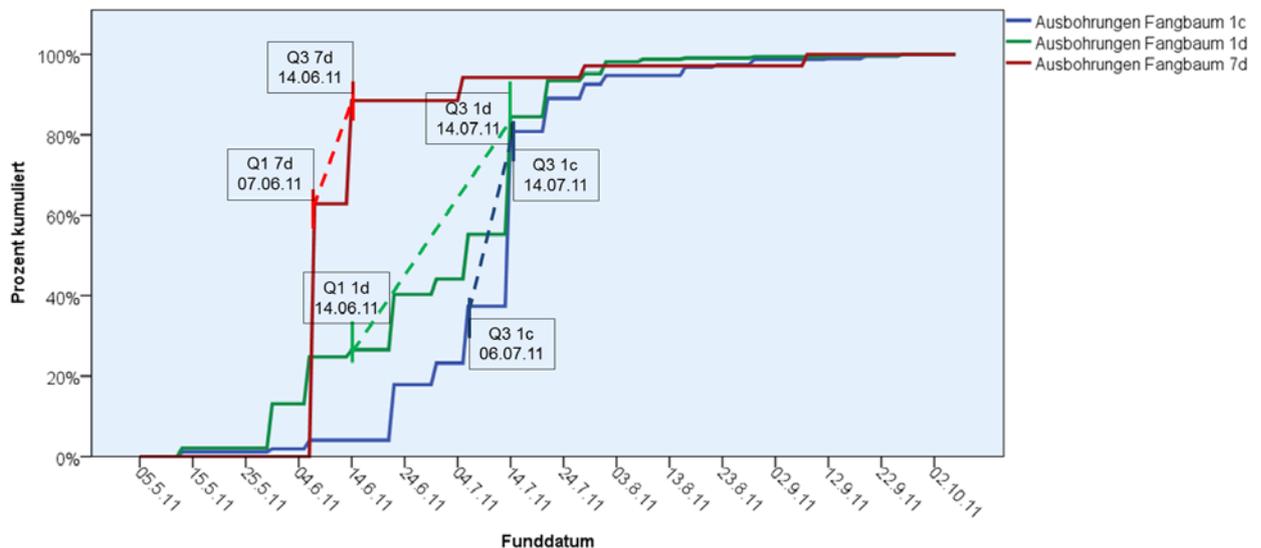


Abb.93: Zeitverlauf der Imagoausflüge 2011 (N=964) an den Fangbäumen 1c (n=594), 1d (n=335) und 7d (n=35) sowie jeweils Zeitraum des 2. und 3. Quartils der Ausflüge (gestrichelt)

An Fangbaum 7c wurden lediglich am 14.06.2011 vier Ausfluglöcher gefunden, so dass hier auf eine grafische Darstellung verzichtet wird. Die Imagines, die 2012 aus Fangbaum 9 ausgeflogen waren, stammten aus zwei am 06.07.2011 gefundenen Gelegen. Die zehn Ausfluglöcher wurden am 21.06.2012 gefunden. Diese Imagines waren also in der dritten Juniwoche ausgeflogen.

3.5 Entwicklungsdauer

Untersucht wurde die Gesamtdauer von der Eiablage bis zum Ausflug der zur Imago entwickelten Buchenprachtkäfer. Da an den Fangbäumen 1c, 1d und 7d wegen unerwartet rasch abgefallener Rinde und hoher Fraßgangdichten nur wenige Ausfluglöcher bestimmten Eiablagen zugeordnet werden konnten, wurde für diese Bäume die mittlere Entwicklungsdauer, vom Median des Eiablagedatums bis zum Median des Ausflugsdatums, ermittelt (Abb.94 bis Abb.97). Lediglich am 2011 gefällten Fangbaum 9 konnten die Ausbohrungen bestimmten Gelegen zugeordnet werden (Abb.98).

Neben der Entwicklungsdauer in Tagen sind in diesen Abbildungen – unter Annahme des von HEERING (1956a) ermittelten durchschnittlichen Schwellenwertes der Larvenaktivität von 15°C – die Temperatursummen (Tmax200) über 15°C seit Auffinden des ersten Geleges am jeweiligen Baum aufgetragen.

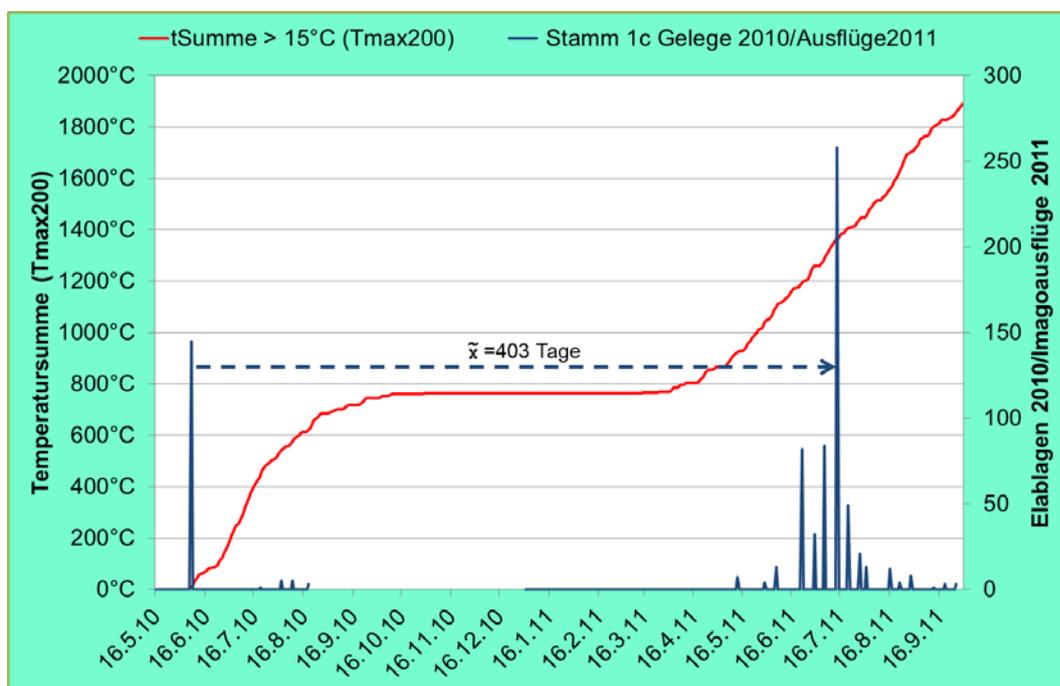


Abb.94: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=159) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=594) an Fangbaum 1c

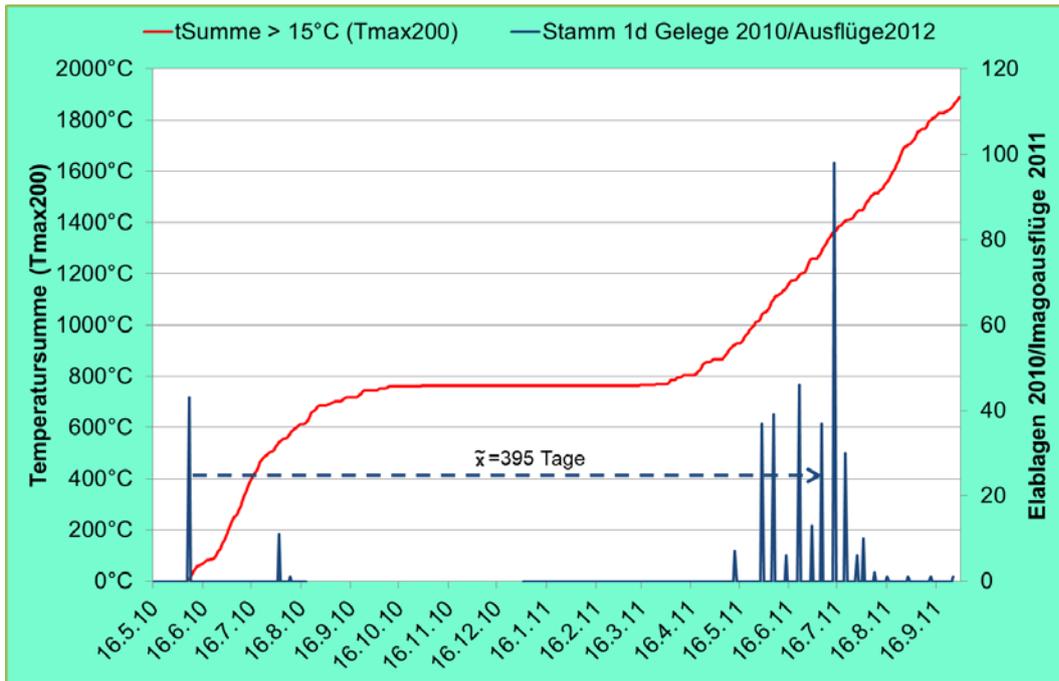


Abb.95: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=55) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=335) an Fangbaum 1d

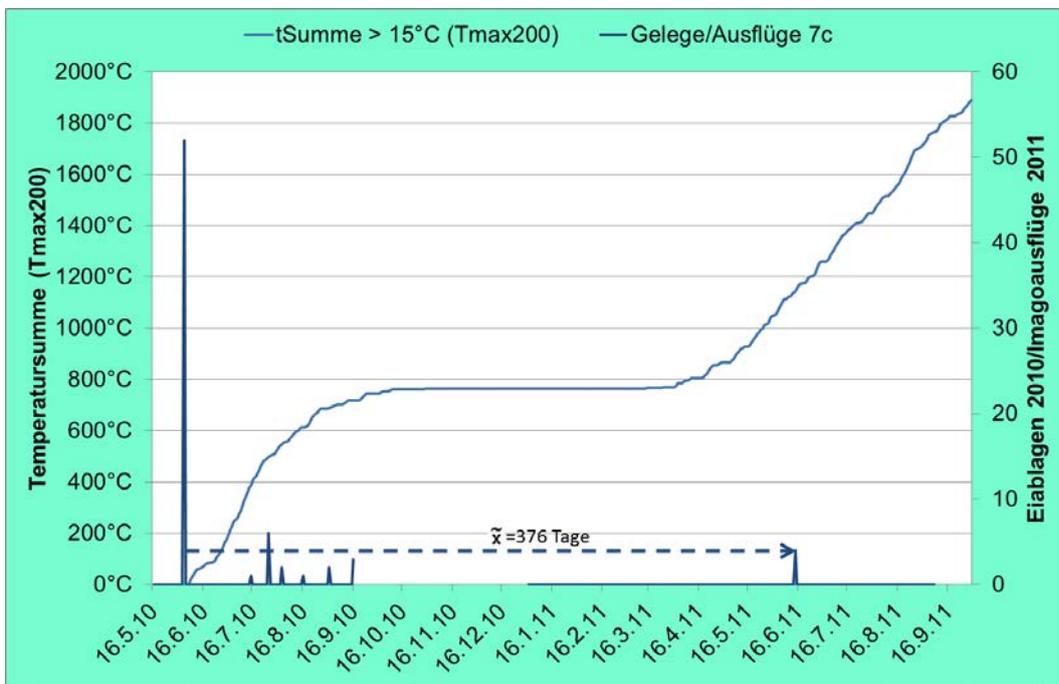


Abb.96: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=67) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=4) an Fangbaum 7c

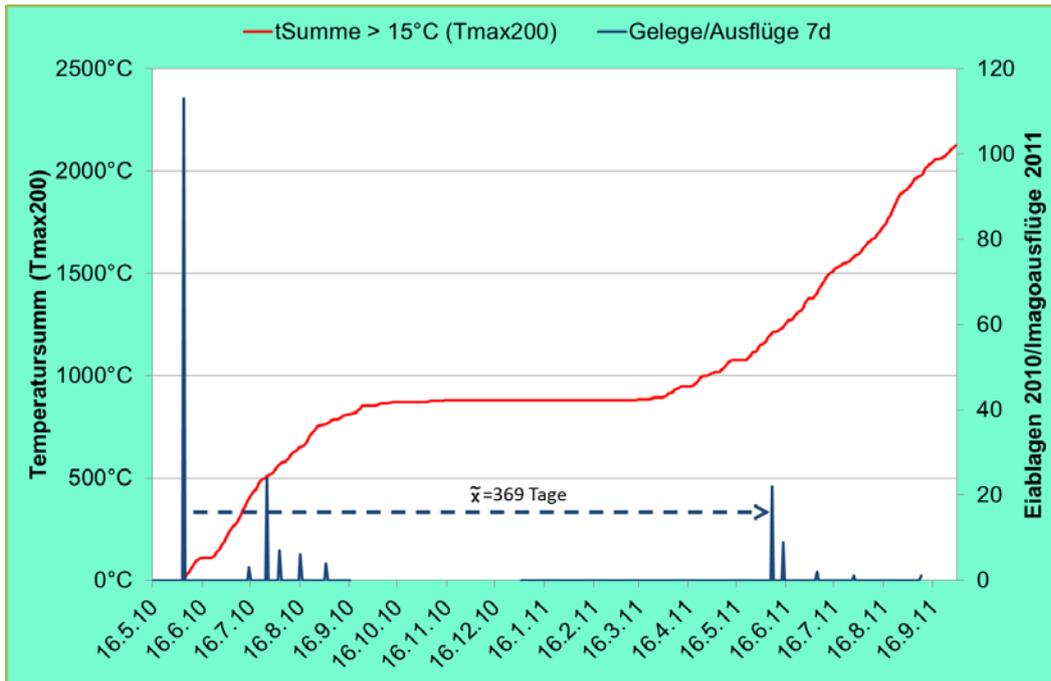


Abb.97: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2010 (N=157) bis zu den Imagoausflügen 2011 (N=35) an Fangbaum 7d

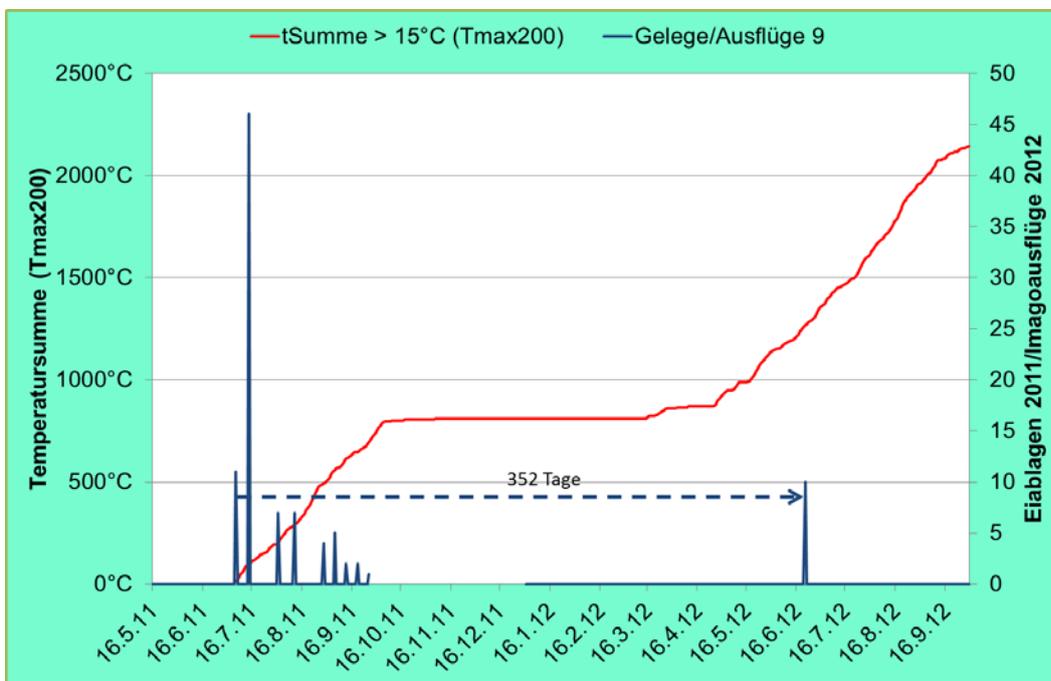


Abb.98: Zeitspanne und Temperatursummenverläufe von den Eiablagen 2011 (N=85) bis zu den Imagoausflügen 2012 (N=10) an Fangbaum 9

An den Fangbäumen wurde ausschließlich eine einjährige Entwicklungsdauer von *A. viridis* beobachtet. Es kam also nur im ersten Jahr nach der Eiablage zu Imagoausflügen. Auch konnten im Herbst nach den Ausflügen keine lebenden Larven unter der Rinde gefunden werden. Der 2011 gefällte Fangbaum 9, der 2012 erneut mit Eiern belegt worden war, wurde im Spätsommer 2013 nochmals aufgesucht, um nach hinzugekommenen Ausfluglöchern zu suchen, was jedoch erfolglos blieb. Die hier ausnahmsweise mehr als ein Jahr nach der Fällung gelegten Eier hatten sich also nicht mehr zu Imagines entwickelt.

Die mittlere Entwicklungsdauer betrug am Fangbaum 1c, der die höchste Gelege- und Ausbohrzahl aufwies (Kap. 3.4), den hier ermittelten Höchstwert von 403 Tagen (Abb.99). Am 2011 gefällten Fangbaum 9 stammten die zehn Ausfluglöcher aus nur zwei Gelegen und konnten diesen zugeordnet werden. Hier betrug die Zeitspanne von der Eiablage bis zum Ausflug der Imagines 352 Tage. Mit Ausnahme von Baum 9 betrug die mittlere Entwicklungsdauer also immer mehr als 365 Tage.

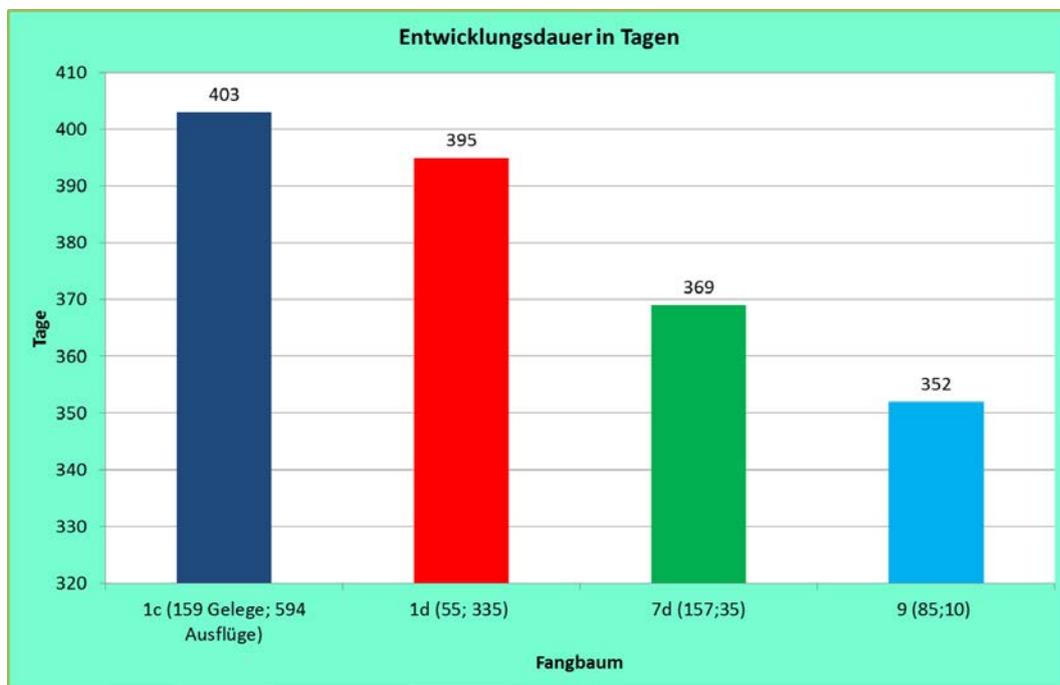


Abb.99: mittlere Entwicklungsdauer vom Ei zur Imago an den 2010 gefällten Fangbäumen

Betrachtet man statt der zur Entwicklung benötigten Zeit die an den Wetterstationen gemessenen Temperatursummen (Abb.100), sind für die angenommene Aktivitätsschwelle von 15°C an den Fangbäumen 1c, 1d, 7d und 9 ergeben sich Werte von 1210°C bis 1365°C.

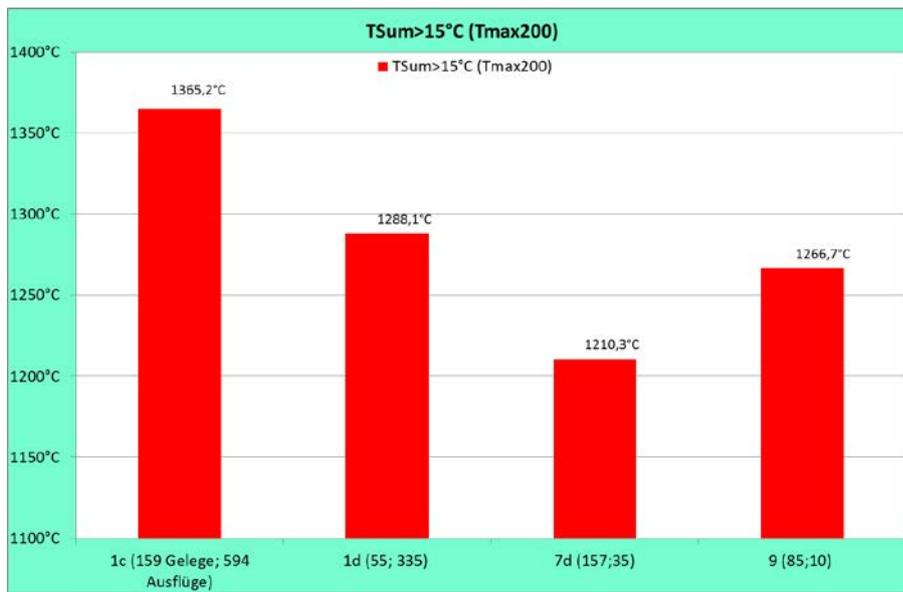


Abb.100: Temperatursummen >15°C von Eiablage bis Imagoausflug an den Fangbäumen

Signifikante statistische Zusammenhänge der Fangbaum- und Umgebungsparameter waren weder mit der mittleren Entwicklungsdauer noch der benötigten Temperatursumme festzustellen.

3.6 Probebaumfällungen

3.6.1 Häufigkeit des Befalls durch *A. viridis*

An 31 der 65 gefällten Bäume (48%) wurden Befallsspuren von *A. viridis* festgestellt (Abb.101). An 13 dieser Buchen (20%) wurde jüngerer Befall in Form von Ausfluglöchern und Fraßgängen in noch frischen, lebenden Ast- und Stammbereichen nachgewiesen. An weiteren 18 Bäumen (28%) konnten nur Hinweise für länger zurückliegende Besiedlung durch *A. viridis* festgestellt werden. Hier befanden sich die Gangsysteme in bereits abgestorbenen, zum Teil bereits entrindeten Bereichen. An 12 Buchen (18,5%) wurden sowohl frischere als auch ältere Spuren gefunden, lediglich an einer (1,5%) ausschließlich frischere.

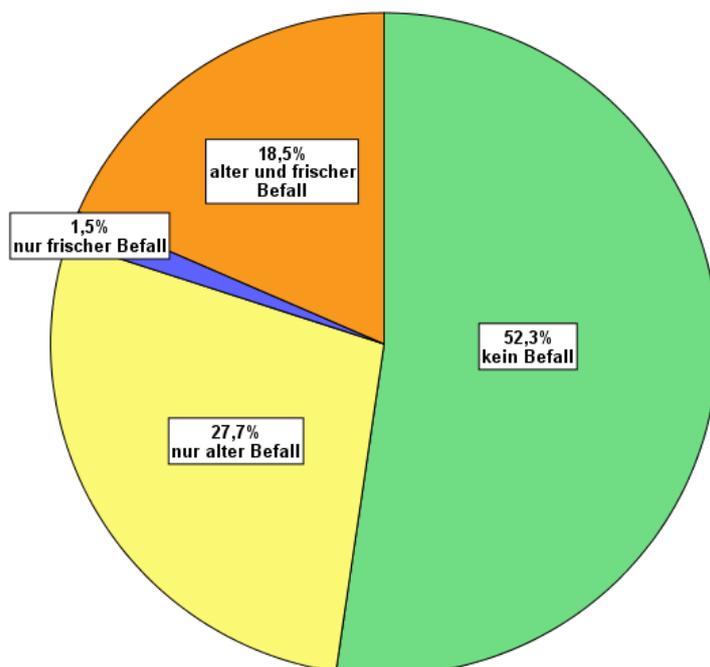


Abb.101: gefällte Buchen (N=65) mit bzw. ohne Befall durch *A. viridis*

3.6.2 Standort und Befall durch *A. viridis*

Um die gefälltten Buchen wurden laut Standortkartierung vier verschiedene ökologische Feuchtestufen mit den daraus resultierenden Wasserstressrisiken (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1996) angetroffen (Tabelle 67). Die Wasserrisikoeinstufungen der Standorte um befallene Buchen unterschieden sich nicht signifikant von denen der übrigen ($U=407,5$; $p=0,831$).

Tabelle 67: Verteilung der gefälltten Buchen (N=58) auf die ökologischen Feuchtestufen und Wasserstressrisiken

| Ökologische Feuchtestufe | frisch | mäßig frisch | mäßig wechselfeucht | wechselfeucht |
|--------------------------|--------|--------------|---------------------|---------------|
| Wasserstressrisiko | gering | mäßig | gering | mäßig |
| Anzahl Fällungen | 13 | 34 | 5 | 6 |

3.6.3 Bestandesstruktur und Befall durch *A. viridis*

Die Buchen, an denen *A. viridis* nachgewiesen werden konnte, befanden sich meist in einschichtiger Bestandesumgebung (Abb.102). Der Zusammenhang zwischen der Mischungsart und dem Befall durch den Buchenprachtkäfer erwies sich als hoch signifikant (Tabelle 68). Auch die Flächenanteile bereits aufgekommener Vorausverjüngung in den die gefälltten Buchen umgebenden Bestände wurden verglichen (Abb.103). Um die Bäume, an denen der Buchenprachtkäfer nachgewiesen werden konnte, war hoch signifikant mehr Fläche bereits verjüngt.

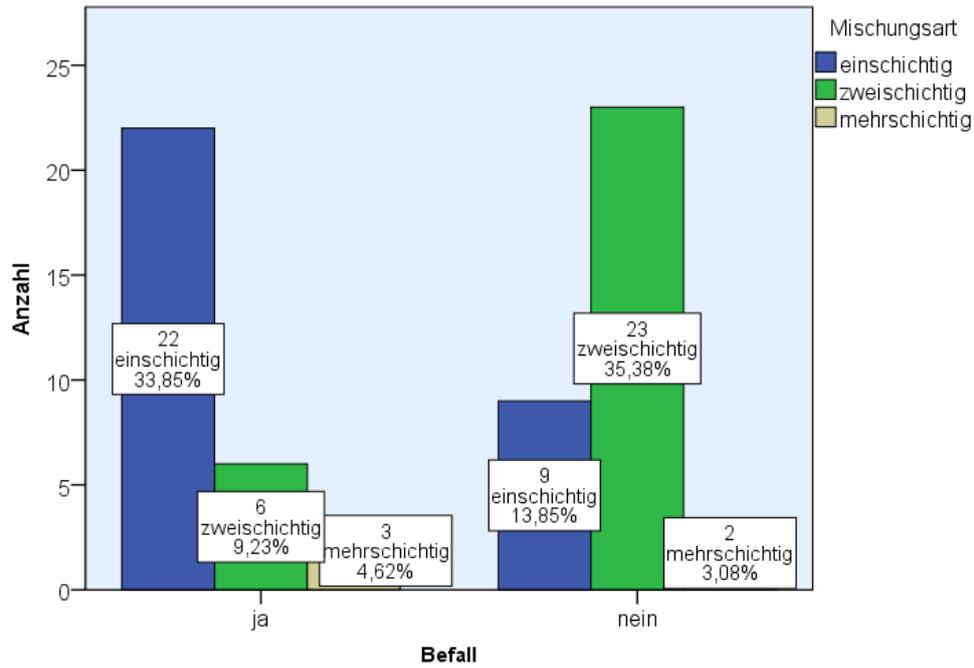


Abb.102: Verteilung der Mischungsarten in den umgebenden Beständen (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34) in Prozent und Anzahl

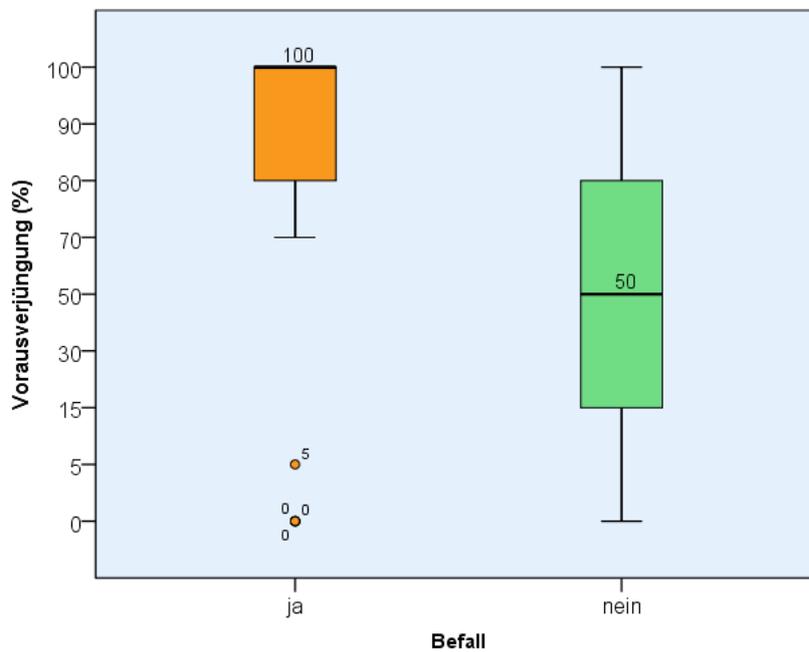


Abb.103: Verteilung der Vorausverjüngungsflächenanteile unter den umgebenden Beständen (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

Tabelle 68: U-Test zum Vergleich vertikaler Bestandesstrukturen in der Umgebung befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

| | Vorausverjüngung (%) | Mischungsart |
|--------------------------------------|----------------------|--------------|
| Mann-Whitney-U | 301,000 | 321,000 |
| Z | -3,056 | -3,020 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,002 | ,003 |

Neben den obigen vertikalen Strukturparametern wurde auch die horizontale Bestandesgliederung untersucht. Als höchst signifikant (Tabelle 69) erwies sich dabei der Unterschied der Schlussgrade der umgebenden Bestände. So wurde etwa nur ein befallener Baum in einem geschlossenen Bestand gefunden, während acht Bäume in solchen Beständen ohne Befall waren (Abb.104). Die sieben Buchen, die in räumigen Beständen, also der lichtesten Kategorie, gefällt worden waren, waren alle von *A. viridis* besiedelt.

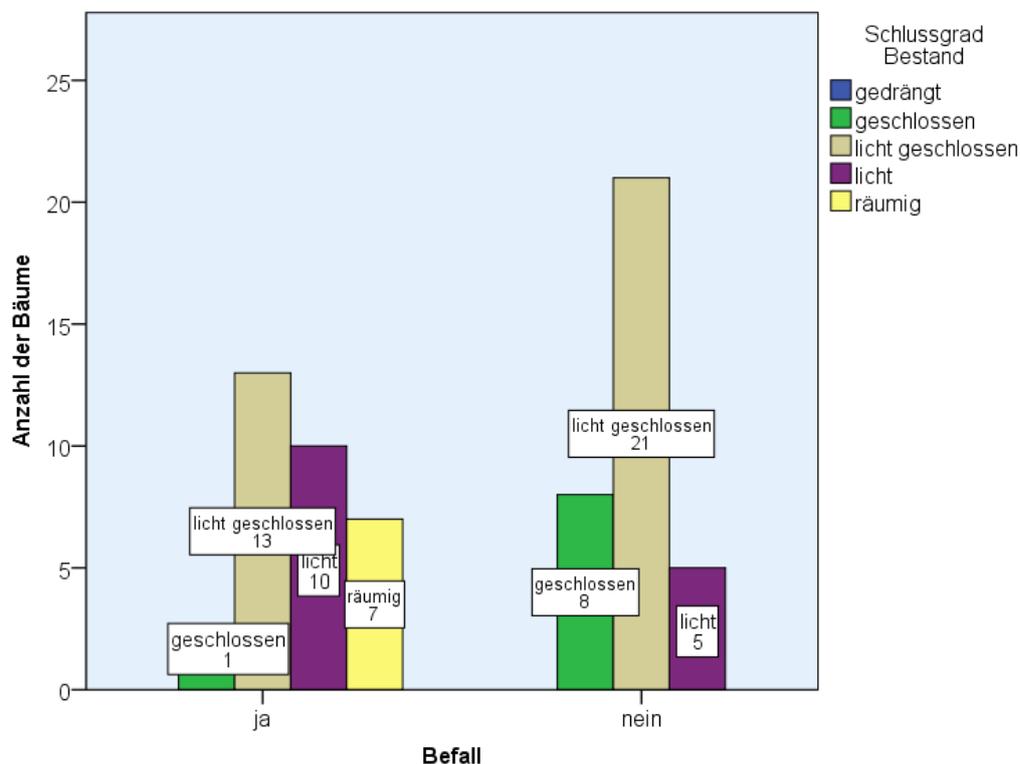


Abb.104: Häufigkeit der Schlussgrade der umgebenden Bestände (N=17) befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

Tabelle 69: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade der umgebenden Bestände befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

| | Schlussgrad Bestand |
|--------------------------------------|---------------------|
| Mann-Whitney-U | 256,500 |
| Z | -3,874 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,000 |

3.6.4 Totholz und Befall durch *A. viridis*

Im Radius von 25m um die zu fällenden Buchen wurde das stehende und liegende Buchentotholz gemessen (Kap. 2.1.2). Totholz der Zersetzungsgrade Z1 und Z4 wurde überhaupt nicht gefunden. Die Höchstmenge Z2 mit 1fm wurde um den vom Prachtkäfer befallenen Baum 31 gefunden, die größte gemessene Menge Z3 lag bei 1,5 fm um den ebenfalls befallenen Baum 50 (Abb.105). Die Mengen beider vorgefundenen Zersetzungsstufen waren in der Umgebung befallener Buchen signifikant größer als in der der nicht befallenen (Tabelle 70).

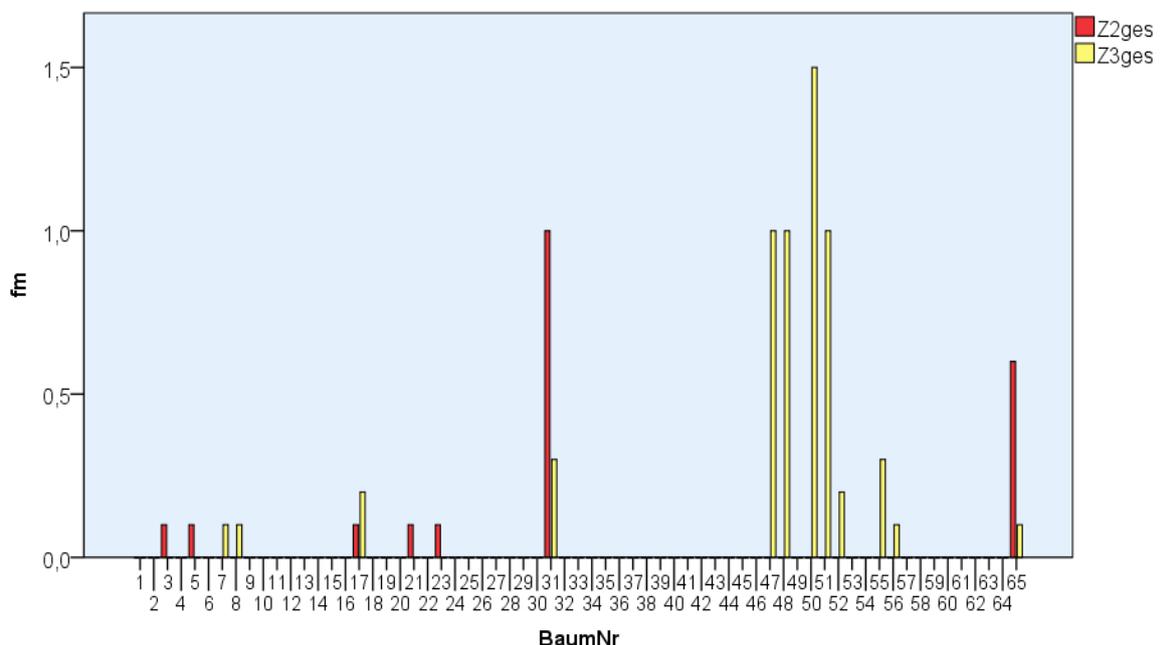


Abb.105: Totholz mengen der Zersetzungsgrade Z2 und Z3 im Radius von 25m um die gefällten Buchen (N=65)

Tabelle 70: U-Test zum Vergleich der Buchentotholz mengen im 25m-Radius um Buchen mit (n=31) und ohne Befall (n=34)

| | Z2 | Z3 |
|---|---------|---------|
| Mann-Whitney-U | 439,500 | 380,000 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,033 | ,004 |

3.6.5 „Soziale Stellung“ der Buchen und Befall durch *A. viridis*

Neben dem Schlussgrad des umgebenden Bestandes wurde auch hier der Schlussgrad zu den unmittelbaren Nachbarbäumen in den vier Himmelsrichtungen auf Abhängigkeiten zum Befall durch den Buchenprachtkäfer untersucht. Während zum Schlussgrad zu den nördlichen und östlichen Nachbarn keine Zusammenhänge festzustellen waren, ergab sich für Süd ein fast und für West sogar ein höchst signifikanter Unterschied zwischen befallenen und nicht befallenen Buchen (Tabelle 71). Die Kronen der Bäume, an denen *A. viridis* nachgewiesen wurde, wiesen zu diesen beiden Himmelsrichtungen im Mittel weitere Abstände zu denen der Nachbarbäume auf.

Tabelle 71: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zu den unmittelbaren Nachbarbäumen der befallenen (n=31) und nicht befallenen Buchen (n=34)

| | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West |
|---|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Mann-Whitney-U | 434,000 | 426,500 | 385,500 | 275,500 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,208 | ,169 | ,054 | ,000 |

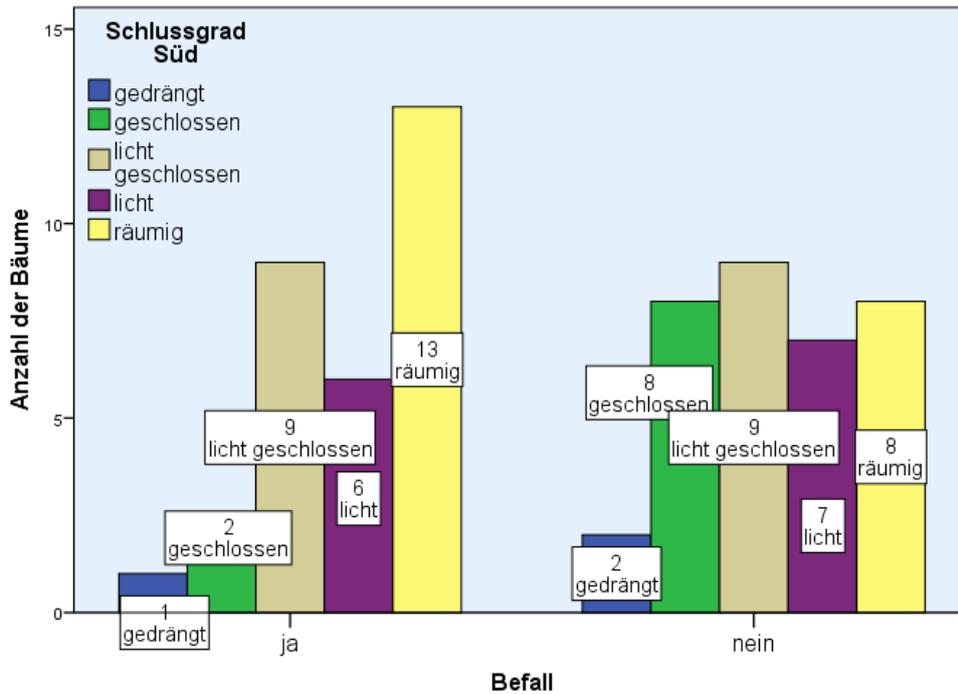


Abb.106: Häufigkeiten der Schlussgrade zum südlichen Nachbarbaum befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

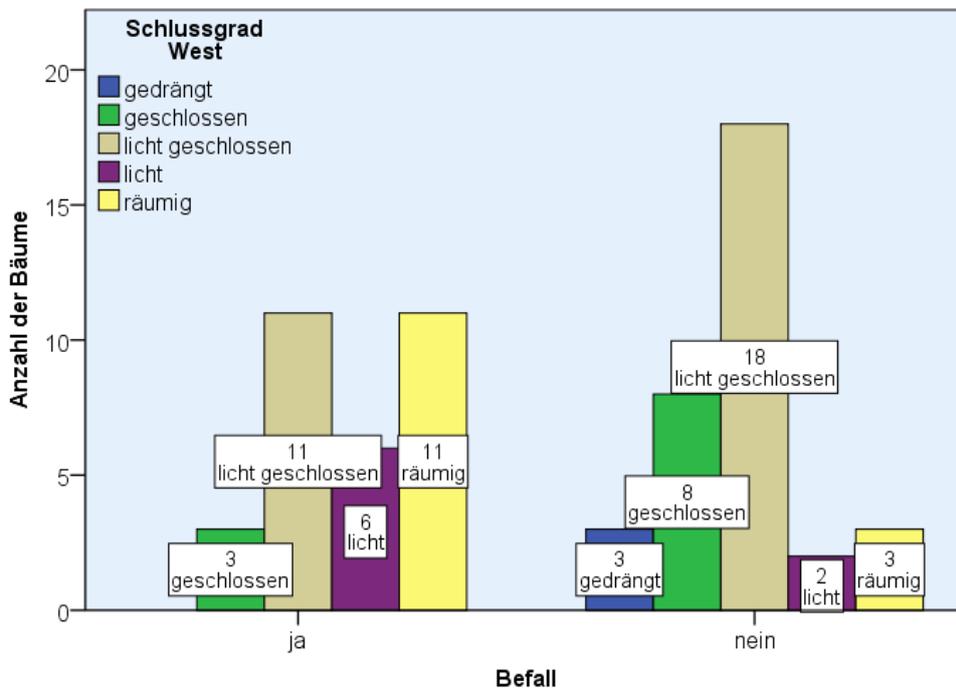


Abb.107: Häufigkeit der Schlussgrade zum westlichen Nachbarbaum befallener (n=31) und nicht befallener Buchen (n=34)

Ein weiterer Parameter zur Beschreibung der Stellung eines Baumes im Nachbarschaftsgefüge ist die Kraft-Klasse. Alle gefällten Bäume stammten aus den Kraft-Klassen 1 bis 3, wobei in beiden Gruppen die Klasse 2 überwog. Signifikante Zusammenhänge zwischen der Kraft-Klasse einer Buche und dem Auftreten des Buchenprachtkäfers an ihr konnten nicht festgestellt werden ($U=436,0$; $p=0,183$).

3.6.6 Baumgröße und Befall durch *A. viridis*

Die insgesamt 65 Buchen, die in 17 Beständen gefällt und untersucht wurden, waren nicht zufällig ausgewählt worden, sondern es handelte sich um ältere Bäume, von denen die meisten sichtbare Vitalitätsschwächen aufwiesen (Kap. 2.3). Die Brusthöhendurchmesser betragen 26 bis 65cm (Abb.108) und wurden entsprechend Tabelle 9 in Stärkeklassen eingeteilt. Der arithmetische Mittelwert der BHD lag bei 43,6cm. Die ebenfalls in Klassen (Tabelle 11) eingeteilten Höhen der gefälltten Bäume betragen 20 bis 34m (Abb.109), ihr Median betrug 28,0m.

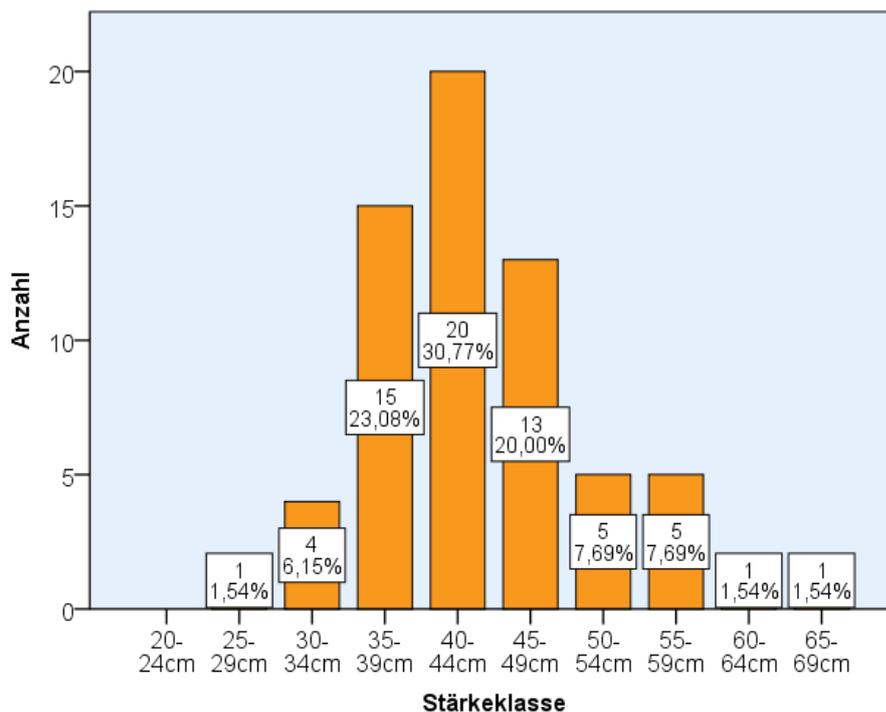


Abb.108: Prozentuale und anzahlmäßige Verteilung der BHD-Stärkeklassen auf die 65 gefälltten Buchen

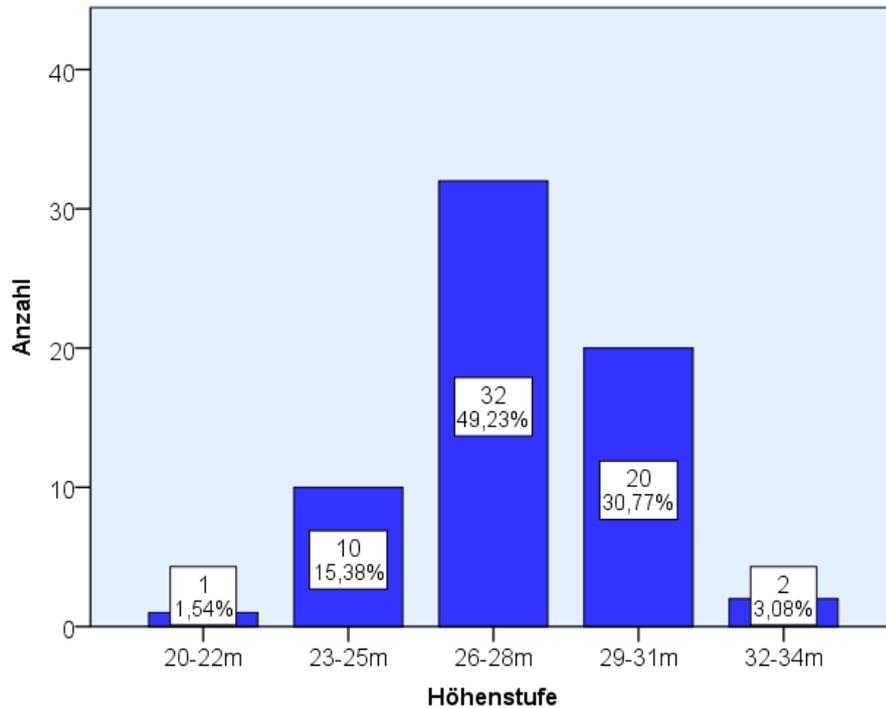


Abb.109: Prozentuale und anzahlmäßige Verteilung der Höhenstufen auf die 65 gefällten Buchen

Buchen, an denen nach der Fällung der Buchenprachtkäfer nachgewiesen konnte, wiesen im arithmetischen Mittel einen BHD von 44cm auf, die übrigen einen von 41cm (Abb.110). Allerdings verfehlte dieser Unterschied knapp das Signifikanzniveau ($T=1,952$; $p=0,055$). Kein befallener Baum maß weniger als 36cm.

Beim Vergleich der Höhen der befallenen und nicht befallenen Buchen hingegen zeigte sich kein auch nur annähernd signifikanter Unterschied ($U=468,0$; $p=0,43$).

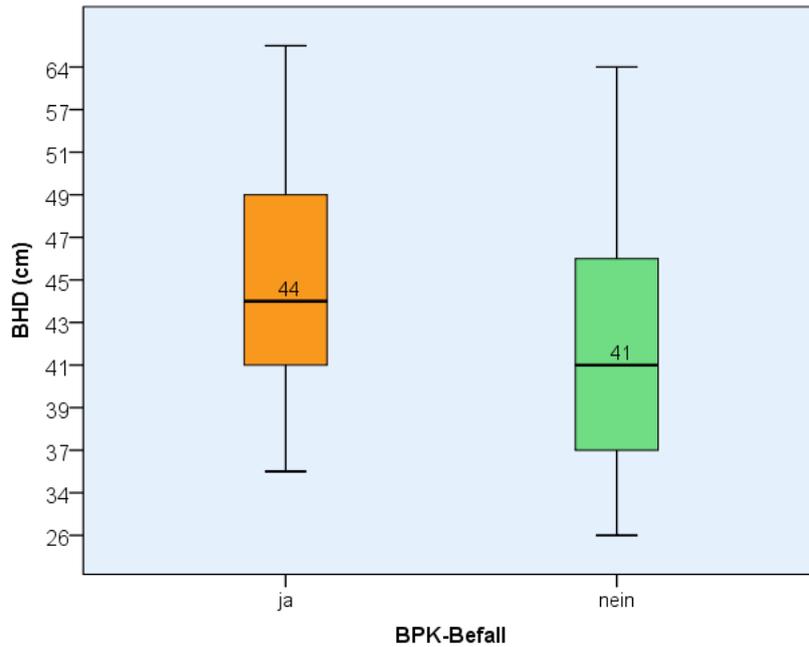


Abb.110: BHD-Verteilung unter befallenen (n=31) und nicht befallenen Buchen (n=34)

3.6.7 Einzelbaumvitalität und Befall durch *A. viridis*

Zwischen der Vitalitätsstufe der gefällten Buchen und dem Befall durch den Buchenprachtkäfer besteht ein höchst signifikanter Zusammenhang (Tabelle 72). Kein Baum der Vitalitätsstufen 1 und 1,5 wies Befallsspuren auf (Abb.111). 65% der befallenen Bäume waren der Vitalitätsstufe 3 oder schlechter zugeordnet worden. Unter den Buchen ohne Befallsnachweise war dieser Anteil nur halb so groß.

Tabelle 72: U-Test auf Abhängigkeit zwischen Vitalitätsstufe und Besiedlung durch *A. viridis* (j/n) unter den gefällten Buchen (N=65)

| | Vitalitätsstufe |
|--------------------------------------|-----------------|
| Mann-Whitney-U | 282,500 |
| Z | -3,373 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,001 |

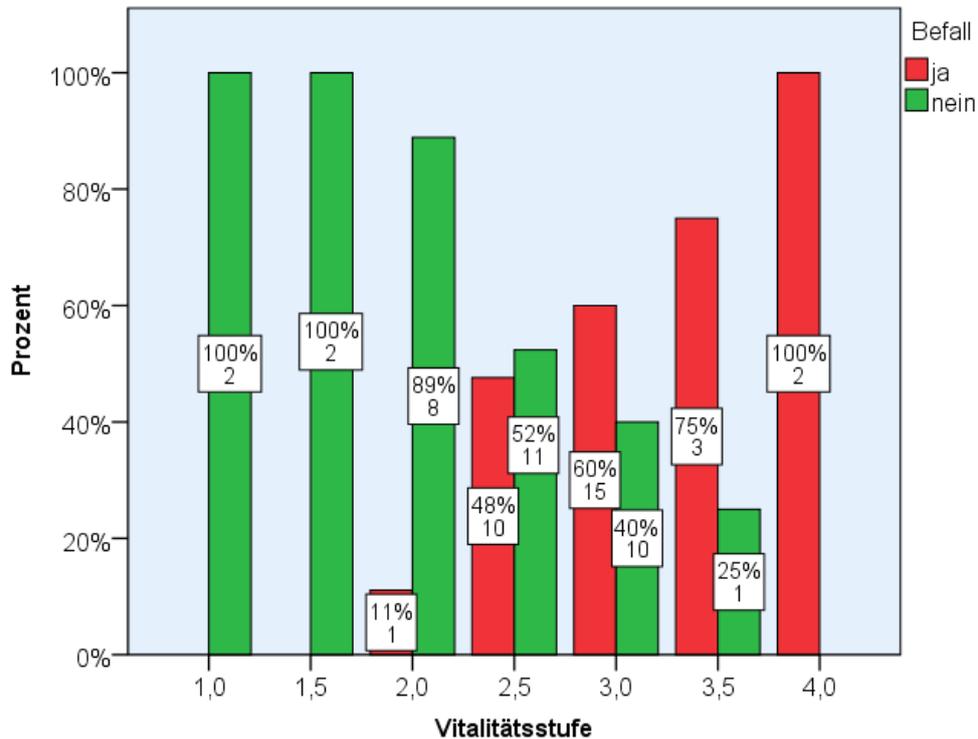


Abb.111: Anteile und Anzahlen von *A. viridis* befallener (n=31) und nicht befallener (n=34) Buchen innerhalb der einzelnen Vitalitätsstufen

Weitere höchst signifikante Abhängigkeiten konnten zwischen dem Befall durch *A. viridis* und sowohl dem Auftreten von „Spießen“ (ja/nein) (Abb.112, Tabelle 73) als auch deren Anzahl (Abb.113, Tabelle 74) festgestellt werden. Nur drei von 24 Buchen ohne dieses Schadsymptom wiesen hingegen Spuren des Käfers auf.

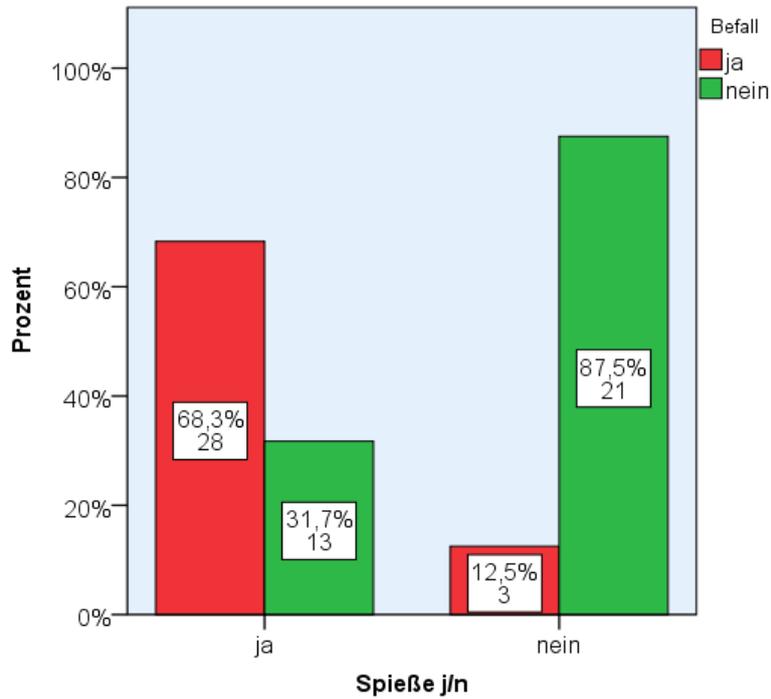


Abb.112: Befallshäufigkeit unter Buchen mit "Spießen" und ohne "Spieße"

Tabelle 73: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung der Abhängigkeit zwischen dem Auftreten von „Spießen“ und Buchenprachtkäferbefall (N=65)

| Chi-Quadrat-Tests | | | |
|--------------------------|--------|----|--------------------------------------|
| | Wert | df | Asymptotische Signifikanz (2-seitig) |
| Chi-Quadrat nach Pearson | 18,890 | 1 | ,000 |

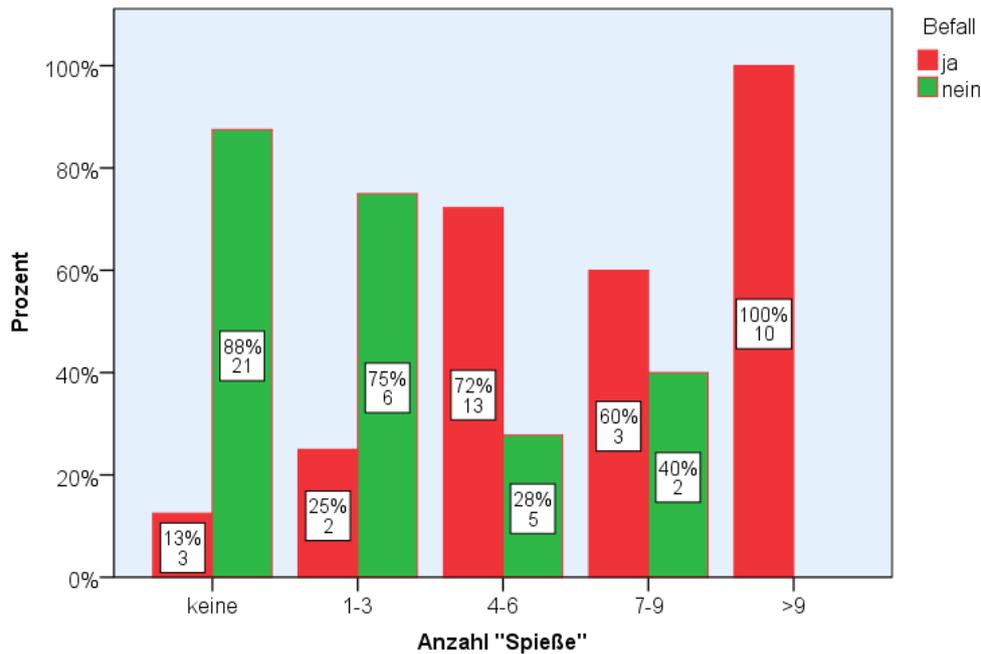


Abb.113: Anteile und Anzahlen von *A. viridis* befallener (n=31) und nicht befallener (n=34) Buchen innerhalb der sechs Anzahlklassen von „Spießen“

Tabelle 74: U-Test auf Abhängigkeit zwischen der Anzahl der „Spieße“ und Besiedlung durch *A. viridis*

| | Anzahl "Spieße" |
|---|-----------------|
| Mann-Whitney-U | 152,000 |
| Z | -5,127 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,000 |

Neben Zusammenhängen zwischen dem Auftreten des Buchenprachtkäfers und der Vitalitätsstufe sowie dem Vorhandensein von „Spießen“ wurde auch untersucht, ob solche auch zwischen den genannten Vitalitätsmerkmalen und verschiedenen Umgebungsparametern existieren. Dabei zeigte sich, dass weder die Vitalitätsstufe ($r_s = -0,124$; $p = 0,353$) noch Auftreten ($U = -1,260$; $p = 0,208$) oder Anzahl ($r_s = 0,104$; $p = 0,435$) von „Spießen“ in signifikantem Zusammenhang mit dem aus der ökologischen Feuchtestufe resultierenden standortbedingten Wasserstressrisiko (Kap. 2.1.1) zusammenhängen.

Signifikante Rangkorrelationen fanden sich jedoch zwischen den Strahlungsverhältnissen und der Vitalität der Bäume. Nach Süden und Westen lockerer stehende wiesen „schlechtere“ Vitalitätsstufen auf als solche, die durch näher an ihren

Nachbarn standen und dadurch stärker beschattet waren. Und auch bei bestandesweiser Betrachtung zeigte sich, dass Buchen in lichter Beständen eine geringere Vitalität aufwiesen (Tabelle 75). Das Gleiche gilt für das Vorhandensein von „Spießern“ (Tabelle 76) sowie deren Anzahl (Tabelle 77).

Tabelle 75: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und Vitalitätsstufen der gefällten Buchen (N=65)

| Korrelationen | | | | | | | |
|---------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|---------------------|-------------|
| | | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West | Schlussgrad Bestand | |
| Spearman-Rho | Vitalitätsstufe | r _s | ,126 | ,168 | 0,254 | 0,263 | 0,258 |
| | | Sig. (2-seitig) | ,317 | ,182 | ,042 | ,034 | ,038 |
| | | N | 65 | 65 | 65 | 65 | 65 |

Tabelle 76: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zwischen Buchen mit (n=41) und ohne „Spieße“ (n=24)

| | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West | Schlussgrad Bestand |
|---|------------------|-----------------|-----------------|------------------|---------------------|
| Mann-Whitney-U | 377,500 | 413,000 | 302,000 | 290,000 | 326,500 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,109 | ,263 | ,008 | ,004 | ,014 |

Tabelle 77: Rangkorrelationen zwischen Schlussgraden und der Zahl von „Spießern“ an den gefällten Buchen (N=65)

| Korrelationen | | | | | | | |
|---------------|-------------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|---------------------|-------------|
| | | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West | Schlussgrad Bestand | |
| Spearman-Rho | Anzahl Spieße (Klassen) | r _s | ,183 | 0,267 | 0,294 | 0,294 | 0,395 |
| | | Sig. (2-seitig) | ,144 | ,032 | ,018 | ,017 | ,001 |
| | | N | 65 | 65 | 65 | 65 | 65 |

3.6.8 Von *A. viridis* bevorzugte Kronen- und Stammbereiche

Befallsnachweise des Buchenprachtkäfers wurden an Ast- und Zweigbereichen mit Durchmessern von 0,9cm bis 20cm gefunden. Der überwiegende Teil fiel dabei auf die stärkeren Durchmesserklassen, insbesondere auf den Bereich zwischen 10 und 20cm (Abb. 114).

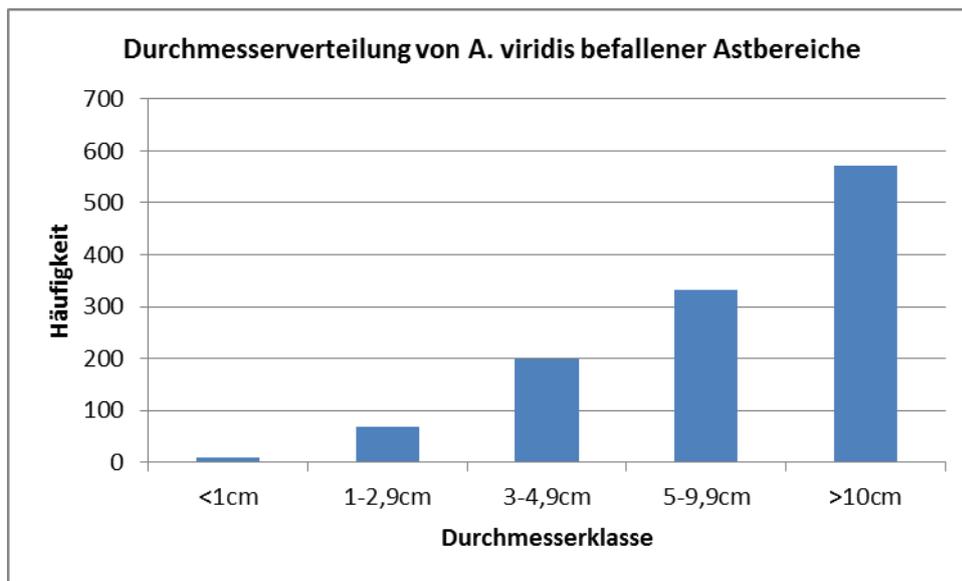


Abb. 114: Häufigkeitsverteilung der Stärkeklassen an von *A. viridis* befallenen Astbereichen (N=1182)

Die Befallsintensität in den Kronen, hier der Anteil der Äste, an denen der Buchenprachtkäfer nachgewiesen werden konnte, lag bei 23 Bäumen in der Klasse von 1% bis 5% (Kap. 2.3.2). Acht Buchen lagen in der nächsten Klasse mit 6% bis 30%. Diese wiesen allesamt „Spieße“ und bis auf einen auch Sonnenbrandsymptome auf. Buchen, an denen mehr als 30% der Krone befallen waren, wurden nicht gefunden. Es waren also immer nur Teile der Kronen besiedelt, während der übrige Kronenraum verschont geblieben war. Der Schwerpunkt des Befalls lag bei allen Bäumen in der oberen Kronenhälfte.

Nur an fünf gefällten Bäumen wurde auch am Stamm Befall festgestellt. Alle diese Buchen wiesen auch Kronenbefall auf, vier davon gehörten zu den Bäumen mit den

stärker befallenen Kronen (5% bis 30% der Äste). Der Schwerpunkt der Prachtkäfernachweise am Stamm lag an drei Bäumen auf der Südseite, einmal war es die West- und einmal die Südwestseite. Die Nachweise an den Stämmen beschränkten sich an allen untersuchten Buchen auf das obere Stammdrittel.

3.6.9 Befall durch andere Schadorganismen und abiotische Schäden

3.6.9.1 Insekten

Die vorgefundenen Nachweise anderer Schadinsekten beschränken sich im Wesentlichen auf die Bohrlöcher und die darunter liegenden Gangsysteme des Kleinen Buchenborkenkäfers (*Taphrorychus bicolor*) (Kap. 1.4.2.1). Ein Befall durch holzbrütende Käfer wie *Trypodendron domesticum* wurde an keinem der Bäume festgestellt. An 17 (26%) der gefällten Buchen wurde Befall durch *T. bicolor* nachgewiesen (Abb.115). Dieser war damit wesentlich seltener als der Befall durch den Buchenprachtkäfer mit 31 Bäumen (48%) (Kap. 3.6.1). Fraßgänge und Bohrlöcher auch an frischen, noch lebenden Ast- und Stammbereichen, die auf jüngeren Befall deuten, wurden an 16 Buchen (25%) gefunden, bei *A. viridis* waren es mit 13 Bäumen nur 20% (Abb.101). Zehn dieser Bäume (15%) wiesen Besiedlung sowohl durch Borken- als auch Buchenprachtkäfer auf. Eine signifikante statistische Abhängigkeit zwischen Buchenborkenkäfer- und Buchenprachtkäferbefall wurde nicht festgestellt ($X^2=1,143$; $p=0,285$).

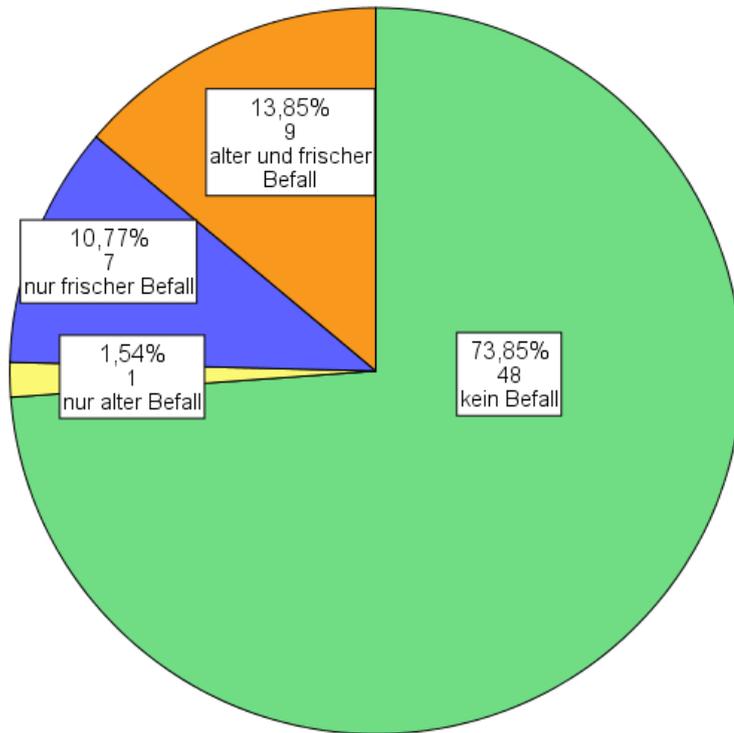


Abb.115: Anzahlen und Prozentsätze gefällter Buchen (N=65) mit und ohne Borkenkäferbefall

3.6.9.2 Pilze

An keinem der 65 gefällten Bäume wurden äußere Symptome von *Phytophthora spp.* (Kap. 1.4.2.7) gefunden. Stromata von *Biscogniauxia nummularia* waren an der Rinde von nur einer dieser Buchen sichtbar. Diese wies keine Befallsspuren von *A. viridis*, sondern lediglich von *T. bicolor* an einigen bereits abgestorbenen Astbereichen auf.

Von 27 der 65 gefällten Buchen wurden nekrotische Veränderungen an Zweigen, Ästen und Rinde beprobt und mikroskopisch auf die Anwesenheit von pathogenen Pilzen untersucht. Während *Nectria coccinea* (Kap. 1.4.2.5) an keiner der Buchen nachgewiesen wurde, konnte *Nectria ditissima* (Kap. 1.4.2.6) an sechs dieser Bäume festgestellt werden. An den Proben der anderen 21 Bäume wurden trotz teilweise sehr auffälliger Nekrosen keine Pilze identifiziert. Die Hälfte der von *Nectria ditissima* besiedelten Bäume wies auch Befall durch *A. viridis* auf, wobei kein signifikanter Zusammenhang zwischen Prachtkäfer- und Pilzbefall festzustellen war (Tabelle 78 und Tabelle 79). Ein gleichzeitiges Vorkommen von *Nectria ditissima* und *T. bicolor* wurde hingegen nicht festgestellt.

Tabelle 78: Kreuztabelle zum Vergleich der Verteilungen von Prachtkäfer- und Pilzbefall auf die 27 beprobten Buchen

| Anzahl | | Nectria ditissima | |
|------------|------|-------------------|------|
| | | ja | nein |
| BPK-Befall | ja | 3 | 7 |
| | nein | 3 | 14 |

Tabelle 79: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung auf Zusammenhänge zwischen Befall durch *A. viridis* (n=10) und *N. ditissima* (n=6) an den 27 beprobten Buchen

| Chi-Quadrat-Tests | | | |
|----------------------------|------|----|--------------------------|
| | Wert | df | Asymp. Sig. (zweiseitig) |
| Pearson-Chi-Quadrat | ,556 | 1 | ,456 |

3.6.9.3 Sonnenbrand

29 (45%) der 65 gefälltten Buchen wiesen sichtbare Schäden durch Sonnenbrand (Kap. 1.5) in Gestalt sich ablösender oder bereits abgefallener Rinde auf. 24 dieser Bäume waren auch vom Buchenprachtkäfer befallen, während dies bei nur fünf Buchen ohne sichtbaren Sonnenbrand der Fall war (Abb.116, Tabelle 80). Zwischen dem Befall durch *A. viridis* und dem Auftreten von Sonnenbrandschäden besteht eine höchst signifikante Abhängigkeit (Tabelle 81).

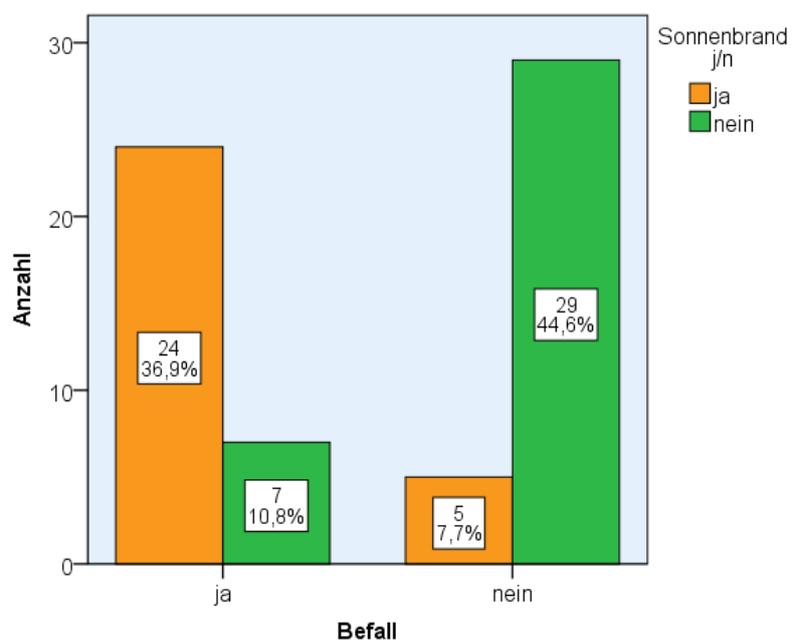


Abb.116: Häufigkeit von Sonnenbrandsymptomen an Buchen mit (n=31) und ohne Befall durch *A. viridis* (n=34)

Tabelle 80: Kreuztabelle zur Prüfung der Abhängigkeit von Sonnenbrand und Buchenprachtkäferbefall (N=65)

| BPK-Befall * Sonnenbrand j/n Kreuztabelle | | | | |
|---|-------------|--------------------------|-----------------|-------------|
| | | | Sonnenbrand j/n | |
| | | | ja (n=29) | nein (n=36) |
| Befall | ja (n=31) | Anzahl | 24 | 7 |
| | | Erwartete Anzahl | 13,8 | 17,2 |
| | | Standardisierte Residuen | 2,7 | -2,5 |
| | nein (n=34) | Anzahl | 5 | 29 |
| | | Erwartete Anzahl | 15,2 | 18,8 |
| | | Standardisierte Residuen | -2,6 | 2,3 |

Tabelle 81: Chi-Quadrat-Test zur Prüfung der Abhängigkeit von Sonnenbrandsymptomen und Buchenprachtkäferbefall (N=65)

| | Wert | df | Asymptotische Signifikanz (2-seitig) |
|--------------------------|--------|----|--------------------------------------|
| Chi-Quadrat nach Pearson | 25,809 | 1 | ,000 |

Buchen mit Sonnenbrandschäden wiesen im Übrigen zu den Himmelsrichtungen mit direkter Sonneneinstrahlung, also nach Osten, Westen und Süden, signifikant weitere Schlussgrade auf als solche ohne Symptome (Tabelle 82).

Tabelle 82: U-Test zum Vergleich der Schlussgrade zwischen Buchen mit (n=29) und ohne (n=36) sichtbare Sonnenbrandschäden

| | Schlussgrad Nord | Schlussgrad Ost | Schlussgrad Süd | Schlussgrad West |
|---|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Mann-Whitney-U | 420,000 | 373,000 | 368,500 | 361,500 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,165 | ,040 | ,036 | ,025 |

Und auch mit der Vitalitätsstufe wurde ein höchst signifikanter Zusammenhang festgestellt. Buchen mit Sonnenbrandsymptomen wiesen geringere Belaubungs- und Verzweigungsdichten auf als solche ohne Symptome (Tabelle 83)

Tabelle 83: U-Test zum Vergleich der Vitalitätsstufen zwischen Buchen mit (n=29) und ohne (n=36) sichtbare Sonnenbrandschäden

| | Vitalitätsstufe |
|---|-----------------|
| Mann-Whitney-U | 175,500 |
| Asymptotische Signifikanz (2-seitig) | ,000 |

4 Diskussion

4.1 Zur Auswahl des Fangsystems und zu künftigen Alternativen

Die für diese Arbeit verwendeten Kombifallen waren von DUELLI et al. (1999) zur Biodiversitätsermittlung entwickelt worden und hatten sich zum Fang von *A. viridis* im Vergleich mit anderen Methoden im Rahmen einer Bachelorarbeit als am effektivsten erwiesen (Kap. 2.1.3). Der Fang ergibt sich bei diesem System aus den zufällig gegen die transparenten Prallflächen fliegenden sowie aus den durch die gelben Trichter angelockten Käfern. Dass einige Kombifallen gänzlich ohne Fang blieben, während ebensolche im Nachbarbaum zum Teil relativ zahlreiche Individuen fingen (Kap. 3.1.4), zeigt, dass die Farbe Gelb jedoch nur über geringe Entfernungen, höchstens innerhalb einer Buchenkrone, über eine Lockwirkung verfügt.

Vergleichende Untersuchungen mit verschiedenen Farben existieren zu *A. viridis* bislang nicht, wohl aber zum invasiven Asiatischen Eschenprachtkäfer (*Agilus planipennis* Fairmare) in Nordamerika. Der Käfer wurde dort 2002 erstmalig nachgewiesen (CAPPAERT et al. 2005), breitet sich seitdem sehr schnell aus und hat bereits Millionen Bäume der dort vorkommenden *Fraxinus*-Arten vernichtet (KNIGHT et al. 2013), während er in seiner asiatischen Heimat vergleichsweise geringe Schäden verursacht, was auf die Koevolution der dortigen Eschen und *A. planipennis* zurückgeführt wird (EYLES et al. 2007). Entsprechend groß ist die wissenschaftliche Aufmerksamkeit in Nordamerika. Dort zeigen Versuche mit verschiedenfarbigen Leimtafeln eine Affinität zur Farbe Violett (FRANCESE et al. 2005). Auch die Wirkung verschiedener Duftstoffe auf *A. planipennis* ist im Gegensatz zu *A. viridis* bereits bekannt. Als besonders fängisch für männliche Individuen erwies sich dabei eine auf Leimtafeln aufgebraute Kombination aus weiblichen Pheromonen und Blattduftstoffen („green leaf volatiles“), deren Wahrnehmung durch den Käfer durch Elektroantennogramme bestätigt wurde. Die Fangergebnisse zeigten zudem, dass die Fangzahlen mit der Installationshöhe der Fallen innerhalb der Eschenkronen signifikant zunahm (RYALL et al. 2012; SILK et al. 2011). Die Bedeutung dieses Stratums wurde auch in anderen Fangversuchen zu *A. planipennis* festgestellt (FRANCESE et al. 2010) und ließ sich hier auch für *A. viridis* nachweisen (Kap. 3.1.1).

Insbesondere männliche Eschenprachtkäfer zeigten positive Reaktionen auf lebende Artgenossen sowie auf beleimte Blätter geklebte tote Käfer (LELITO et al. 2008).

Bei ihren Untersuchungen in ungarischen Eichenwäldern stellten DOMINGUE et al. (2013) die Wirksamkeit von toten Individuen auch für den Zweipunkt-Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* F.) fest. Sie verglichen die Fangergebnisse neuartiger „branch-traps“ (beleimte Pappen, die um Zweige gefaltet werden) mit denen an beleimten Blättern. Die „branch-traps“ wurden zudem mit verschiedenfarbigen Oberflächen und außerdem sowohl mit als auch ohne Beködierung mit toten Käfern getestet. Dabei erwiesen sich die grünen „branch-traps“ für verschiedene *Agrilus*-Arten als mit Abstand am fängischsten. Insbesondere die Fangzahlen des in Deutschland als bedeutender Schädling bekannten *A. biguttatus* konnten an diesen Fallen durch Beködierung mit toten Käfern noch einmal hoch signifikant gesteigert werden. Die Farbe Violett, die sich für *A. planipennis* als besonders fängisch erwiesen hatte (s.o.), brachte hierbei gegenüber den grünen Fallen nur sehr wenige Fänge.

Zur Entwicklung einer Methode, mit der sich die Populationsentwicklung von *A. viridis* überwachen lässt, empfiehlt es sich, die oben beschriebenen Erfahrungen aufzugreifen und ihre Übertragbarkeit auf den Buchenprachtkäfer in entsprechenden Versuchen zu prüfen. Erstrebenswert ist ein Fangsystem, das auch bei geringen Dichten fängisch und zudem standardisierbar ist, um vergleichbare Ergebnisse zu liefern, die im Idealfall anhand kritischer Zahlen interpretierbar sind. Dabei ist zu beachten, dass sich die Aktivität des Buchenprachtkäfers im Untersuchungszeitraum überwiegend auf die Kronen einzelner, oft im Bestand verstreuter Buchen (Kap. 3.1.4) beschränkte. Es ist daher davon auszugehen, dass insbesondere in Zeiten geringer Populationsdichten die Fangergebnisse stark von der Auswahl der Fallenbäume abhängen. Zudem zeigten die Probebaumfällungen, dass der Schwerpunkt der Eiablagen in der oberen Kronenhälfte (Kap. 3.6.8) liegt. Auch ist wahrscheinlich, dass der Reifungsfraß bevorzugt in der Oberkrone stattfindet. Neben den ihn begünstigenden höheren Temperaturen findet *A. viridis* dort auch energiereichere Nahrung vor, da Sonnenblätter durch die stärkere Photosynthese mehr Kohlenhydrate enthalten (SCHARDT et al. 2006). Die Auswahl des Stratums ist also ebenfalls bedeutend für die Fangergebnisse. Um die Abhängigkeit der Fangzahlen von der Baum- und Stratumsauswahl möglichst gering und damit die Vergleichbarkeit der Ergebnisse möglichst hoch zu halten, ist eine möglichst weitreichende Lockwirkung des Fangsystems anzustreben.

4.2 Phänologie

Die hier ermittelten Daten zu Aktivitätsdichten und Schwärmverlauf beruhen ausschließlich auf den Fangergebnissen der Kombifallen im Kronenraum. Anhand der Eiablagen an den Fangbäumen konnten keine Schlüsse zur Phänologie des Buchenprachtkäfers gezogen werden, da die Bäume mit zunehmender Liegedauer offenbar unattraktiver werden und die Eiablagezeiträume daher mehr vom Fällungszeitpunkt des Fangbaumes als von der aktuellen Aktivitätsdichte in der Umgebung abhängen (Kap. 3.2.4).

Der Schwärmverlauf weiblicher und männlicher Individuen war weitestgehend synchron (Abb. 44a, b, c). Er begann 2010, 2011 und 2012 jeweils im Mai (Abb.42). Diesen Monat geben BRECHTEL et al. (2002) für Baden-Württemberg auch als Schwärmbeginn des an der Eiche lebenden *A. biguttatus* an, der in seiner Lebensweise *A. viridis* ähnelt. Imagoaktivität des Buchenprachtkäfers bereits Mitte April, wie sie HEERING (1956a) im Gradationsjahr 1952 beobachtete oder auch Ende April, wie von KAMP (1956) berichtet, wurde in keinem der drei Jahre nachgewiesen. Allerdings maß HEERING (1956a) beim Auftreten der ersten Käfer mittlere Lufttemperaturen von 14°C. Im Labor ermittelte er eine Aktivitätsschwelle von 14° bis 16°C. So hohe Werte wurden von 2010 bis 2012 in den Untersuchungsbeständen immer erst Ende April erreicht.

Eine zum Beginn des Schwärmfluges nötige kumulative Wärmesumme der Lufttemperatur wie sie für *Ips typographus* (BAIER et al. 2007) errechnet wurde, konnte für *A. viridis* auf Grundlage der Fänge 2010 bis 2012 nicht festgestellt werden.

Auch die von HEERING (1956a) und KAMP (1956) genannte Dauer des Käferfluges bis Anfang Oktober konnte nicht beobachtet werden. Vielmehr wurden 2010 Ende September, 2011 und 2012 sogar schon Anfang September die letzten Exemplare in den Fallen gefunden. Von einer Flugzeit lediglich „bis in den September hinein“ war auch KAMP noch 1952 in einer früheren Arbeit ausgegangen, so dass man feststellen kann, dass Jahre mit noch im Oktober fliegenden Käfern wohl nicht die Regel sind.

Geht man dabei von HEERINGS (1956a) Beobachtung aus, dass zwischen Imagoausflug und Eiablage etwa zwei Wochen liegen und die Entwicklung vom Ei zur Eilarve bei ungünstigeren Temperaturen, wie sie im Oktober ja herrschen, mehrere Wochen dauert, ist davon auszugehen, dass sich ab Mitte September schwärmende

Buchenprachtkäfer wohl nicht mehr fortpflanzen können, aus Waldschuttsicht also bedeutungslos sind.

Einen Höhepunkt der Schwärmzeit von *A. viridis* nennt keiner der beiden Autoren. HEERING (1956a) stellt jedoch fest, dass der Großteil der Eiablagen 1952 im Juli, mit Höhepunkt in der Monatsmitte erfolgte. Die für diese Arbeit anhand der Fallenfänge beobachtete Hauptschwärmzeit, definiert als mittlere 50% des Fangaufkommens, dauerte je fünf bis sechs Wochen und gipfelte ebenfalls immer im Juli, so dass dieser Monat hier als der individuenreichste bestätigt wird. In dieser Hinsicht unterscheidet er sich von *A. biguttatus*, der – zumindest in Baden-Württemberg – seine maximale Flugaktivität bereits im Juni erreicht (BRECHTEL et al. 2002). Die danach sinkenden Aktivitätsdichten (Abb.42) gehen einher mit der Abnahme der Nahrungsqualität der Blätter durch die Anreicherung von Abwehrstoffen (AWMACK & LEATHER 2002) und einem daher ineffektiveren Reifungsfraß.

4.3 Geschlechterverhältnis

HEERING (1956a) errechnete für die Jahre 1951 und 1952 einen Weibchenanteil von 40%. Aus KAMPS (1952) Untersuchung ergab sich ein Anteil von 43,5% bei jeweils sehr hohen Aktivitätsdichten. Im Gegensatz dazu ergaben sich aus den hier durchgeführten Fallenfängen 2010 bis 2012 Weibchenanteile zwischen 54% und 58% (Abb.73).

Von *Ips typographus* ist bekannt, dass der Weibchenanteil bei fortgeschrittener Progradation bis zu 72% erreicht und mit beginnender Retrogradation auf 50% zurückfällt (LOBINGER 1996), die Populationsdichte also auch über das Geschlechterverhältnis gesteuert wird. Wenn dies für *A. viridis* ebenfalls gilt, heißt das, dass die Populationen zu den Zeitpunkten der Geschlechtsbestimmungen Anfang der Fünfzigerjahre ihre Kulmination bereits überschritten hatten und sich bereits in der Retrogradation befanden. Gegen einen mit dem Buchdrucker vergleichbaren Zusammenhang zwischen Massenwechsel und Geschlechterverhältnis spricht jedoch der deutlich höhere Weibchenanteil der 2010 bis 2012 gefangenen Käfer, obwohl eine

Progradation des Buchenprachtkäfers in dieser Zeit aufgrund der geringen und rückläufigen Fangzahlen unwahrscheinlich ist.

Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass eine geschlechtsspezifisch höhere Flugaktivität und/oder Gelbaffinität den höheren Weibchenanteil in den Fallen bedingen, während HEERING (1956a) die Geschlechtsbestimmung an gezüchteten Käfern unabhängig von der Wirkung eines Fangsystems vornahm. Bei KAMP (1952) fehlen Angaben zur Herkunft der untersuchten Tiere.

4.4 Individuengröße

Weibliche Buchenprachtkäfer waren in allen drei Fangjahren größer als männliche (Abb.76). Die gemessenen Gesamtkörperlängen betragen bei den Weibchen im Mittel 8,1mm. Bei den Männchen waren es 7,7mm. Damit waren die untersuchten Buchenprachtkäfer beider Geschlechter deutlich größer als die während der Massenvermehrungen der 1950er Jahre gemessenen Exemplare. HEERING (1956a) errechnete damals Durchschnittsgrößen von 7,3mm für Weibchen und 6,2mm für Männchen. Bei KAMP (1956) waren es 8,0mm und 6,7mm. Dabei erwiesen sich, wie auch von KAMP (1956) und HEERING (1956a) festgestellt, die weiblichen Imagines signifikant größer als die männlichen. Die Größenverteilung war sowohl bei den Weibchen als auch bei den Männchen zweipflig (Abb.75 a und b). Es gab also bei beiden Geschlechtern eine Gruppe größerer und eine Gruppe kleinerer Individuen, während eine „Zwischengröße“ kaum vorkam. Dabei waren sowohl Männchen als auch Weibchen bei weiteren Schlussgraden, geringerer Vitalität und Sonnenbrandschädigung der Fallenbäume signifikant größer (Tabelle 40 bis Tabelle 42). Offensichtlich führen günstigere Umweltbedingungen nicht nur zu höheren Aktivitätsdichten (Abb.68, Abb.69), sondern auch zu größeren Individuen, zumal auch an den hier untersuchten Fangorten mit höheren Dichten nicht von entwicklungsschädlichem Konkurrenzdruck ausgegangen werden kann. Die erheblich geringeren Körpergrößen während der Massenvermehrungen Anfang der Fünfzigerjahre sind ein weiterer Indikator für die damals hohen Populationsdichten und den damit einhergehenden Konkurrenzdruck, wenn man davon ausgeht, dass die

Individuengröße von *A. viridis* mit zunehmender Populationsdichte abnimmt, wie es auch von anderen Rindenbrütern (BOTTERWEG 1983) sowie weiteren Tierarten bekannt ist (DAMUTH 1987).

4.5 Eiablage

4.5.1 Auswahl der Bäume

Von insgesamt 17 während der Schwärmzeit des Käfers gefälltten Fangbäumen wurden sieben mit Eiern belegt (Abb.40 bis Abb.42). Einer der nicht angenommenen Fangbäume lag nur 60m von der fangzahlreichsten Kombifalle entfernt, während andere belegt wurden, obwohl 50m bis 100m entfernte Fallen nur geringe Fangzahlen brachten. Die Zahl der Eiablagen hängt also offenbar nicht allein von der Populationsdichte des Buchenprachtkäfers im Bestand ab, sondern auch von Eigenschaften des Einzelbaumes bzw. seiner unmittelbaren Umgebung. Der einzige Umgebungsparameter, der sich zwischen belegten und nicht belegten Buchen signifikant unterschied, war der Schlussgrad in der unmittelbaren Umgebung. Im Radius von 25m um die mit Eiern belegten Fangbäume war er im Mittel „licht“, um die nicht belegten „licht geschlossen“ (Abb.79). Für die Eiablage am liegenden Stamm wurden stärker besonnte Buchen bevorzugt.

Zwar kann der lockerere Kronenschluss auch bereits vor der Fällung zu Hitzeschäden an der Rinde geführt haben und diese attraktiver gemacht haben. Dagegen spricht jedoch, dass die vor der Fällung sichtbaren Vitalitätsmerkmale der anschließend belegten und nicht belegten Bäume keine signifikanten Unterschiede aufwiesen (Kap. 3.2.2.1). Offenbar spielt die Vitalität einer Buche für die Attraktivität als liegender Stamm keine entscheidende Rolle, so dass sich auch die Aussage von KAMP (1952), dass zuvor vitale Buchen als Fangbäume attraktiver seien, hier nicht bestätigen lässt.

Belegt wurden, von einem Baum abgesehen, alle Buchen nur im Jahr der Fällung. Lediglich an Fangbaum 9 kam es auch im zweiten Sommer noch zu Eiablagen, aus denen sich jedoch keine Käfer mehr entwickelten.

4.5.2 Auswahl der Ablagestellen

4.5.2.1 Exposition

HEERING (1956b) stellt fest, dass *A. viridis* aufgrund der höchsten Einstrahlung und Temperaturen die Süd- und Westseiten der Buchen für die Eiablage bevorzugt, und auch KAMP (1952) stellte eine klare Bevorzugung „der besonnten Teile eines Baumes“ fest, wobei er vor allem die Dauer der Einstrahlung als entscheidend ansieht. Dies zeigten auch die im Rahmen dieser Arbeit 2010 bis 2012 durchgeführten Probefällungen. Dabei wurde ausschließlich an den Süd- und Westseiten der Stämme vorausgegangener Befall gefunden, also an den Seiten, die potenziell am stärksten durch die Sonne erhitzt werden. Diese Präferenz des Käfers kann sowohl auf höhere Attraktivität durch Hitzeschädigungen dieses Stammbereiches als auch auf die für *A. viridis* selbst günstige Wärme zurückzuführen kann.

An den liegenden Fangbäumen, die erst nach der Fällung mit Eiern belegt wurden, konnte die Auswahl der Stammseite differenzierter betrachtet werden. Es gab eine Seite, die vor der Fällung sonnenexponiert war und durch die stärkere Erhitzung möglicherweise Veränderungen aufwies, und unabhängig davon eine Seite die nach der Fällung sonnenexponiert war, also die direkte Sonnenstrahlung erhielt als der Buchenprachtkäfer seine Eier ablegte. Die Sonnenexposition während der Eiablage korrelierte nicht mit der Anzahl der dortigen Eiablagen. Vielmehr wurde ein signifikanter Zusammenhang zur Exposition der Stammseiten vor der Fällung deutlich. Je sonnenexponierter eine Seite vor der Fällung gewesen war, desto bevorzugter war sie unabhängig vom aktuellen Strahlungsgenuss nach der Fällung als Eiablageort (Abb.82 und Abb.83).

Obwohl an diesen Ablagestellen oft keine Sonnenbrandsymptome sichtbar waren und die belegten Buchen vor der Fällung auch insgesamt keine sichtbar geringere Vitalität als die übrigen aufwiesen, waren es an den vormals besonnten Stammseiten offenbar zu Veränderungen gekommen, die die Attraktivität dieser Bereiche für *A. viridis* bereits erhöhten, die Vitalität der Bäume jedoch nicht wesentlich beeinträchtigten.

4.5.2.2 Höhen- und Durchmesserbereich

Bei den Probebaumfällungen beschränkten sich die Nachweise eines Befalls durch *A. viridis* im Wesentlichen auf die Äste und Zweige der oberen Kronenhälfte (Kap. 3.6.8). An diesen zeigte sich zudem eine deutliche Präferenz für höhere Durchmesser. Die weitaus meisten Prachtkäfernachweise entfielen auf Astbereiche >10cm. Im Gegensatz hierzu hatte KAMP (1952) den Beginn des Befalls bei nur etwa 4cm ausgemacht, von wo er sich in die schwächeren Bereiche fortsetzte. Als geringste mit Eiern belegte Durchmesser nennt er 0,7cm, während im Rahmen der hier vorgelegten Arbeit keine Fraßgänge oder Gelege an Ästen unter 1cm gefunden wurden.

An den Stämmen der gefällten Buchen waren nur sehr wenige Befallsnachweise zu finden, diese dann im oberen Stammbereich. Eine vom Stammfuß ausgehende Besiedlung, wie sie von HEERING (1956a) an Randbäumen beobachtet wurde, konnte auch an vollständig freistehenden und bereits sonnenbrandgeschädigten Buchen nie festgestellt werden.

4.5.3 Zeitliche Verteilung der Eiablagen

Trotz unterschiedlicher Fällungszeitpunkte zwischen Mitte Mai und Anfang Juli begannen die Eiablagen an allen belegten Fangbäumen zwei bis vier Wochen nach der Fällung. Der Großteil der Gelege entfiel dabei auf die ersten Tage bis maximal zwei Wochen nach Beginn des Ablagezeitraumes. Bis zu 90% der Gelege eines Fangbaums wurden innerhalb einer Woche angeheftet, während sich die übrigen Eiablagen eher gleichmäßig verteilten. Die letzten Eier wurden bis zu vier Monate nach der Fällung gelegt. Die mit zunehmender Liegedauer der Bäume nachlassende Legeaktivität deutet auf eine rasche Abnahme der Attraktivität als Brutbaum hin. Der rasche Verlust der Attraktivität der Fangbäume wird auch deutlich an denjenigen, die vor Mai gefällt worden waren. Sie blieben allesamt ohne Eiablagen.

4.5.4 Eiablage und Einbohrerfolg der Eilarve

An den ausgezählten Gelegen fanden sich jeweils 2 bis 17, im Mittel 7,0 Eier (Kap. 3.3). Diese Werte liegen unter den von KAMP (1952) angegebenen 10 Eiern je Gelege, bestätigen jedoch annähernd die Ergebnisse von HEERING (1956a), der ein Minimum von einem und ein Maximum von ebenfalls 17 Eiern errechnete. Der Mittelwert liegt bei ihm bei 6,4 Eiern je Gelege.

Dabei vermutet er, dass ein großes Individuum bis zu drei Gelege erzeugen könne. Diese Annahme wird gestützt durch die hier vorgenommenen Weibchensektionen (Kap. 3.3), bei denen bis zu 30 Eier pro Individuum gefunden wurden, was den bekannten maximalen Umfang eines einzelnen Geleges deutlich übersteigt. Im Vergleich zu *A. biguttatus*, der seine Eier zu fünf bis sechs Stück je Gelege gruppiert (WACHTENDORF 1955) oder zu *A. planipennis*, der seine Eier meist sogar einzeln ablegt (WANG et al. 2010) ist das Ablageverhalten des Buchenprachtkäfers also aggregierter. Über die Gründe kann hier nur spekuliert werden. Es ist anzunehmen, dass es eine Optimalverteilung gibt, die zum einen so viele Larven an eine Stelle bringt, um einerseits durch den gemeinsamen Fraß die Baumabwehr zu überwinden ohne andererseits eine intraspezifische Konkurrenz zu provozieren.

Ein weiteres Kriterium für die vergleichsweise aggregierte Eiablage könnte in der Deckschicht begründet sein, mit der die Gelege überzogen werden. Da die Rinde der Buche im Gegensatz zu Esche und Eiche keine Furchen für eine geschützte Eiablage bietet, überzieht *A. viridis* wie bereits in Kap. 1.4.1.3 beschrieben seine Eier mit einer robusten Abdeckung. Würde er seine Eier in mehr und dafür kleineren Gruppen ablegen, benötigte er mehr Analsekret für diese Gelegepanzerungen, was wahrscheinlich mit einem höheren Energiebedarf verbunden und daher unökonomisch wäre. Würde er hingegen alle Eier in nur einem Gelege sammeln, könnte die zwangsläufig breitere Deckschicht wiederum durch die größere Spannweite instabil und damit weniger sicher sein.

An fast der Hälfte der Eiablagestellen an den Fangbäumen wurden keine Einbohrlöcher von Eilarven gefunden, woraus zu schließen ist, dass entweder die Embryonen oder die Eilarven noch vor der Einbohrung verendet waren. Damit waren die Totalverluste von Gelegen um ein Vielfaches höher als an den von HEERING (1956a) untersuchten

Bäumen. Dort kam es nur an 15% der Gelege zum Totalausfall. Als mögliche Gründe für die Eimortalität nennt HEERING (1956a) neben „gewaltsamen äußeren Einwirkungen“, Sterilität („Taubheit“), längeren Wärmemangel und Aufplatzen der Deckschicht ohne diese Ursachen jedoch zu gewichten. Auch an den hier untersuchten Fangbäumen waren den Totalverlusten meist keine Ursachen zuzuordnen. Lediglich am Fangbaum mit den größten Gelegeverlusten vor der Einbohrung (7c) fiel die hohe Dichte von Wegameisen (*L. niger*) und die Tatsache, dass große Teile der Gelege bereits eine Woche nach ihrem Auffinden verschwunden waren. Nur die Ränder der Deckschicht waren zum Teil noch übriggeblieben. Zudem lag die Einbohrzahl unter den verbliebenen Gelegen auf mit den anderen Fangbäumen vergleichbarem Niveau. Wenn auch die Ameisen trotz intensiver Beobachtung nie beim Öffnen der Gelegedeckschichten beobachtet werden konnten, stützt dieser Befund die Beobachtungen von HEERING (1956b), dass regelmäßig von *L. niger* aufgesuchte Bäume komplett von Gelegen von *A. viridis* freigehalten werden können.

Andere Antagonisten des Buchenprachtkäfers traten an den Fangbäumen nicht nennenswert in Erscheinung. HEERING (1956b) stellte selbst während der Massenvermehrungen in den 50er-Jahren fest, dass die Höhe der Mortalität in der Entwicklung von *A. viridis* „nicht auf tierische Feinde und Parasiten“ zurückzuführen sei. Das größte Potenzial misst er noch einigen Parasitoiden, vor allem der Gattung *Tetrastichus* (*Eulophidae*), bei, die die noch im Gelege befindlichen Eilarven von *A. viridis*, aber auch bereits unter der Buchenrinde fressende Stadien erreichen können. Doch auch diese Arten erreichten bei seinen Untersuchungen, die allerdings auf Buchenheister beschränkt waren, einen Parasitierungsgrad von lediglich 6,5%. Auch KAMP (1952) bestätigt anhand seiner Beobachtungen, dass Parasiten wie auch Räuber nur bei Massenvermehrungen des Buchenprachtkäfers in größerer Zahl auftreten können, aber auch dann ihr Einfluss „nicht überschätzt werden darf“.

Im Mittel entfielen auf jedes Gelege drei Einbohrungen, im Maximum 17. Geht man von sechs bis sieben Eiern je Gelege aus, bedeutet dies, dass aus knapp der Hälfte der Eier Larven in die Buchenrinde gelangen konnten. Auffällig waren dabei die großen Unterschiede zwischen den Fangbäumen. Während an einem mit 6,5 Einbohrungen je Gelege nahezu alle Eilarven in die Rinde gelangten, lag bei einem anderen der Wert bei nur 0,64, was für den Verlust von etwa 90% der Eilarven spricht. Es spielte keine Rolle, ob ein Baum im Schatten lag oder voll besonnt war und auch in anderen untersuchten

Parametern wurden keine möglichen Ursachen für diese großen Differenzen gefunden. Denkbar sind Unterschiede zwischen einzelnen Buchen in der Widerstandsfähigkeit des Oberflächenperiderms gegenüber den Einbohrversuchen der Larven.

4.6 Entwicklung zur Imago

Die Entwicklung der einzelnen Larvenstadien einschließlich Vorpuppe und Puppe konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht beobachtet werden, da dies eine Öffnung der Rinde und damit den Tod der Larven bedingt hätte, was aufgrund der unerwartet geringen Gelegezahlen verworfen wurde. Der nächste dokumentierte Entwicklungsschritt ist folglich das Ausfliegen der fertig entwickelten Buchenprachtkäfer.

Aus den Zahlen der Larveneinbohrlöcher und der Imagoausfluglöcher (Tabelle 63) ergibt sich an den Fangbäumen eine Mortalität von 43% zwischen Einbohrung und Ausflug. HEERING stellte (1956b) an stehenden Altbuchen eine weit höhere Sterblichkeit nach der Einbohrung fest. Durch die fehlende Wasserzufuhr lässt der Saftdruck in Bäumen nach der Fällung rasch nach, was wohl der entscheidende Grund der erfolgreicheren Einbohrung an den hier untersuchten liegenden Buchen ist. Stehende, noch halbwegs vitale Buchen verteidigen sich effektiv durch Saftfluss gegen das Einbohren und Vorankommen der Larven (HEERING 1956b). In gleicher Weise wehrt sich z. B. auch die Eiche gegen den Larvenfraß von *A. biguttatus* (LEITHER 2003).

Wie auch schon die Einbohrzahlen je Gelege unterschieden sich auch die Zahlenverhältnisse zwischen Einbohr- und Ausfluglöchern von Fangbaum zu Fangbaum erheblich. Die Mortalitätsraten von der Einbohrung der Eilarve bis zum Öffnen des Ausfluglochs durch die Imago lagen zwischen 6% und 96%. Die Bäume 1c und 1d, welche die geringste Mortalität vom Ei bis zur Einbohrung aufgewiesen hatten, zeigten auch die geringste Sterberate unter den eingebohrten Larven.

Im Gegensatz zur Mortalität der Eier bzw. Eilarven existiert nach der Einbohrung ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität der Larven und dem Schlussgrad im 25m-Radius (Tabelle 65). Fangbäume mit höherer Mortalität waren stärker der direkten Sonnenstrahlung ausgesetzt. Es ist naheliegend, dass die nach der

Fällung ohnehin rasche Austrocknung durch die stärkere Bestrahlung und damit verbundene Erwärmung noch beschleunigt wurde und so zu den höheren Verlusten führte. Geht man von dieser Ursache aus, ist es wahrscheinlich, dass die Individuen überwiegend bereits als Larve verendeten, da die Puppen und besonders die Vorpuppen laut HEERING (1956b) unempfindlich gegen Trockenheit sind.

Die Gesamtmortalität vom Ei bis zur Imago an stehenden Altbuchen bezifferte HEERING (1956b) auf 89%. KAMP (1956) kam mit 80% bis 90% zu einem vergleichbaren Ergebnis. An den hier untersuchten liegenden Fangbäumen betrug die Gesamtmortalität im Mittel 73% (Tabelle 63), war also deutlich geringer, obwohl den Larven nur ein Jahr für ihre vollständige Entwicklung zur Verfügung stand.

Neben den unterschiedlichen Bedingungen in den hier untersuchten Fangbäumen und den während der Massenvermehrungen untersuchten stehenden Buchen kann eine weitere Ursache für die damals höhere Larvenmortalität in den deutlich höheren Individuenzahlen und einem daraus resultierenden intraspezifischen Konkurrenzkampf liegen.

4.7 Entwicklungsdauer

KAMP (1952) geht davon aus, dass die Larve von *A. viridis* „in der Regel“ zweimal überwintert. HEERING (1956a) hingegen stellt fest, dass die Temperaturen an Südseiten der Buchen „auch in witterungsmäßig normalen Jahren“ für eine einjährige Entwicklungsdauer ausreichen, diese in nordexponierten oder saftreichen Buchen aber „im Allgemeinen zweijährig“ sei. Gleiches gelte für Larven aus Eiern, die erst zum Ende der Flugzeit abgelegt werden. Im Kronenraum stellte er dabei eine schnellere Entwicklung fest als im Stammbereich. Denkbar ist, dass hier nicht nur die oft stärkere Bestrahlung eine Rolle spielt, sondern auch der von GÄUMANN (1935) festgestellte geringere Wassergehalt in Ästen und oberem Stammbereich.

An den hier verwendeten liegenden Fangbäumen konnte ausschließlich eine einjährige Entwicklungsdauer beobachtet werden, also Imagoausflüge im ersten Jahr nach der Fällung. Im zweiten Jahr kam es weder zu Ausflügen, noch konnten lebende Individuen

anderer Stadien unter der Rinde gefunden werden. An fast allen Fangbäumen hatte sich spätestens im Jahr nach der Fällung die Rinde gelöst, wodurch evtl. noch vorhandene Larvenstadien nicht mehr vor Austrocknung geschützt waren. Die meisten Gelege und auch Imagoausflüge konnten dabei in Bestand 1 beobachtet werden (Tabelle 43). An Fangbaum 1c hatten sich aus mehr als der Hälfte der Eier nach einem Jahr Imagines entwickelt, an Baum 1d mit waren es sogar 87%. Zumindest an diesen beiden Buchen überwogen also die einjährigen Individuen. An den übrigen Stämmen konnten sich nur 1 bis 3% der Eier vollständig entwickeln (Tabelle 63). Wegen der offenbar fehlenden Möglichkeit einer zweijährigen Entwicklung in Totholz lässt sich nicht sagen, wie viele Individuen unter stabileren Entwicklungsbedingungen im zweiten oder dritten Jahr noch das Imaginalstadium erreicht hätten.

Die mittlere Entwicklungsdauer vom Ei bis zur ausgebohrten Imago betrug bei den Individuen mit einjähriger Entwicklung zwischen 352 und 403 Tagen (Abb.99), womit die längste Dauer ca.14% über der kürzesten lag. Fangbaum 9, der sich bereits als einziger Baum mit Eiablagen im Jahr nach der Fällung ausgezeichnet hatte (Tabelle 45), war auch der einzige mit einer mittleren Entwicklungsdauer unter 365 Tagen, was ein weiterer Hinweis auf besondere Eigenschaften dieser Buche ist. Ansonsten aber betrug die an liegenden Bäumen zur vollständigen Entwicklung benötigte Zeit immer mehr als ein Jahr. Geht man von HEERINGS (1956a) Beobachtung aus, dass bei günstigen Bedingungen vom Schlupf der Imago bis zur Eiablage etwa 14 Tage benötigt werden und die Entwicklung vom Ei zur Imago wie hier beobachtet etwa 12 bis 13 Monate dauert, lässt sich folgern, dass vom Ausflug eines Buchenprachtkäfers bis zur Eiablage seiner Nachkommen etwa 13 bis 14 Monate vergehen. Dies bedeutet wiederum, dass es in den Folgegenerationen irgendwann entweder zu einer deutlich kürzeren oder aber einer zweijährigen Entwicklungsdauer kommen muss, so dass die Hauptnachkommenschaft wieder in die günstigste Zeit, also den Hochsommer fällt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass aufgrund der zumindest hier meist beobachteten mehr als zwölfmonatigen Entwicklungsdauer die früh im Jahr stattfindenden Eiablagen von Eltern stammen müssen, die ihre Embryonalentwicklung zwei Jahre zuvor begonnen, also zweimal überwintert haben. Eiablagen im Juli können hingegen aus im Mai/Juni des Vorjahres gelegten Eiern entstanden sein. Ein Nebeneinander von ein- und zweijähriger Entwicklung ist demnach wahrscheinlich, wobei sich das Verhältnis in Abhängigkeit von der Witterung in die eine oder andere

Richtung verschieben kann. Von der Klimaerwärmung profitiert *A. viridis* wahrscheinlich in Form einer größeren Häufigkeit der einjährigen Entwicklung durch höhere Temperaturen und ein gesteigertes Angebot bruttauglichen Materials.

4.8 Aktivitätsdichten und Einfluss von Umweltbedingungen auf das Befallsrisiko

4.8.1 Befallssituation im Untersuchungsgebiet

Verglichen mit den Gradationsjahren der Nachkriegszeit lassen die Fangzahlen der Kombifallen ebenso wie die Eiablagen an den Fangbäumen und auch die Häufigkeit frischer Befallsspuren an den gefällten Buchen auf insgesamt sehr geringe Aktivitätsdichten des Buchenprachtkäfers schließen. Ein direkter Vergleich mit früheren Studien ist anhand der Eiablagezahlen an den Fangbäumen möglich, mit denen auch KAMP (1952) gearbeitet hat. Dieser stellte an elf 1951 gefällten Fangbäumen eine Belegungsdichte von 152 Gelegen auf 50x50cm Rinde fest. In der hier vorgelegten Arbeit verteilte sich am stärksten belegten Fangbaum etwa diese Anzahl gerade einmal auf den gesamten, 24m langen Baum. Da aus den damaligen Untersuchungen keine unmittelbar mit den hier durchgeführten Fallenfängen vergleichbaren Zahlen existieren, können die Fangzahlen in dieser Arbeit vor allem zum Vergleich der relativen Aktivitätsdichten zwischen den Fallenstandorten dienen. Allenfalls sind die Ergebnisse aus einer Bachelorarbeit (Kap. 2.1.3) vergleichbar. Für diese waren 2008 in zwei von *A. viridis* befallenen, leider nicht näher beschriebenen, baden-württembergischen Beständen insgesamt fünf Kombifallen, die etwa der hier verwendeten Bauweise entsprachen, installiert und damit 556 Buchenprachtkäfer gefangen worden. Damit war die dortige Anzahl aus einem Jahr weit höher als die Gesamtausbeute von drei Jahren in allen Untersuchungsbeständen dieser Arbeit. Dies kann zumindest als weiterer deutlicher Hinweis auf sehr geringe Populationsdichten in den Jahren 2010 bis 2012 dienen, worauf auch die Ergebnisse der Probestaumdurchgänge hindeuten. Obwohl bei diesen überwiegend Buchen untersucht wurden, die sichtbare Schäden aufwiesen, konnte nur an knapp der Hälfte aller Bäume Befall durch *A. viridis* nachgewiesen

werden. Aktuell noch besiedelt war sogar nur jeder fünfte Baum. An den übrigen lag der Befall mehrere Jahre zurück, was daran erkennbar war, dass keine lebenden Individuen und auch keine Reste von Eigelegen gefunden wurden. Der Buchenprachtkäfer wies also im Zeitraum dieser Arbeit zumindest im Untersuchungsgebiet nur sehr geringe Populationsdichten auf. Ferner wird aber auch klar, dass diese einige Jahre zuvor höher gewesen sein müssen, wenn auch bei weitem nicht so hoch wie zu Zeiten HEERINGS (1956a und b) und KAMPS (1952) Die von ihnen beschriebenen Besiedlungsdichten an Brutbäumen wurden hier nicht annähernd vorgefunden.

War es auch nicht möglich die Spuren des vorangegangenen Befalls genau zu datieren, berichteten Waldbesitzer überwiegend von einem Beginn des Vitalitätsrückgangs nach dem Trockenjahr 2003. Dabei hatten die meisten von ihnen die Schäden zunächst nicht mit *A. viridis* in Verbindung gebracht, sondern waren von reinen „Dürreschäden“ ausgegangen, was in Anbetracht des oft auf die Kronen beschränkten und damit kaum erkennbaren Befalls (Kap. 3.6.8) nachvollziehbar ist.

In den Jahren nach 2003 wurden in vielen Schadbeständen die am stärksten betroffenen Buchen entnommen, so dass an den bis heute verbliebenen nicht das ganze damalige Schadausmaß sichtbar wird. Dennoch spricht die Tatsache, dass selbst an sichtlich geschädigten sonnenexponierten Bäumen meist nur die Kronen befallen waren, dafür, dass die Populationsdichten nach dem Trockenjahr 2003 bei weitem nicht das Ausmaß der Nachkriegsjahre hatten, die den Untersuchungen von KAMP (1952 und 1956) und HEERING (1956a und b) zugrunde liegen. Zudem war den damaligen Massenvermehrungen eine ganze Serie von Trockenjahren vorausgegangen, während es sich 2003 um ein singuläres Ereignis handelte. Da *A. viridis* nur eine Generation pro Jahr zeugen kann und zudem die Zahl seiner Eier – hier wurden nie mehr als 30 in einem Weibchen gefunden (Kap. 3.3) – vergleichsweise gering ist, ist davon auszugehen, dass ein einzelnes Jahr mit günstigen Umweltbedingungen nicht ausreicht, um eine Massenvermehrung in Größenordnung der Nachkriegszeit zu ermöglichen. Der in Nordamerika verheerende *A. planipennis* ist zwar ebenfalls nur univoltin, bringt es aber auf bis zu 250 Eier je Weibchen (TAYLOR et al. 2010), verfügt also über ein höheres Reproduktionspotenzial. Verglichen mit dem in Deutschland bedeutendsten Forstschädling, *I. typographus*, der in einem Jahr bis zu drei Generationen und zwei Geschwisterbruten ausbilden (HEURICH 2001) und so zu

einer regelrechten Populationsexplosion kommen kann, können jedoch beide *Agrilus*-Arten nur erheblich schwerfälliger auf günstige Bedingungen reagieren.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich *A. viridis* in den Jahren 2010 bis 2012 in Bayern in einer Retrogradations- oder Latenzphase befand, der offensichtlich hohe Populationsdichten nach dem Trockenjahr 2003 vorausgegangen waren. Die während der drei Untersuchungsjahre weiter auf sehr geringem Niveau rückläufigen Fangzahlen sind ein Indiz dafür, dass die Populationsdichten noch nicht ihren Tiefpunkt erreicht hatten, die Retrogradation also noch nicht abgeschlossen war.

4.8.2 Einfluss von Boden und Gelände auf das Befallsrisiko

Weder während der Fallenfänge noch bei der Fällung geschädigter Buchen konnte ein Zusammenhang zwischen der ökologischen Feuchtestufe der Standorte und der ermittelten Aktivitätsdichte bzw. der Intensität des Prachtkäferbefalls festgestellt werden. Allerdings befanden sich auch keine extremen Standorte mit hohem Trockenstressrisiko darunter. Von einer Bedeutsamkeit des Wasserhaushaltes für die Disposition der Buche gegenüber *A. viridis* ist jedoch auszugehen. So berichtet HEERING (1956b), dass in der Trockenperiode während seiner Untersuchungen Buchen auf tiefgründigem, sandigem Lehm jeweils „einige Tausend Larven abgewehrt und im Saft erstickt“ hatten, während Bäume „auf losem Glazialschotter“ oft sogar ohne Mitwirkung von Schadinsekten abstarben, was wohl auf die dort geringere Wasserspeicherkapazität zurückzuführen ist. Der an solchen Standorten viel schneller eintretende Trockenstress hemmt den Saftstrom und damit einen wichtigen Abwehrmechanismus der Buche, aber auch anderer Baumarten wie z. B. der Eiche, welche so die Larven von *A. biguttatus* (BRECHTEL et al. 2002) bekämpft.

Allerdings machte HEERING (1956b) auch die Erfahrung, dass autochthone Bestände „Dürrezeiten auf ausgetrocknetem Grunde überstehen“ können. Eine Abhängigkeit der Trockenheitssensitivität vom Ökotyp der Buche bestätigt auch SCHRAML (2001). Anhand unterschiedlicher Konzentrationen von Prolin, einer Aminosäure, die sich bei Trockenstress in Blättern und Wurzeln anreichert, konnte er Unterschiede zwischen den

Ökotypen nachweisen und kommt zu der Empfehlung, künftig Herkünfte aus niederschlagsarmen Regionen zu verwenden. Ähnliche Beobachtungen machten auch KNIGHT et al. (2013) an der Esche. Sie stellten fest, dass sich Bäume auf trockenen Standorten als widerstandsfähiger gegen Befall durch *A. planipennis* erwiesen als solche auf mittleren Standorten. HARTIG (1900) sieht für die Buche auf ungünstigeren Standorten den Vorteil, dass sie durch den langsameren Wuchs eine dickere Rinde bildet und sich so die Anfälligkeit gegen Sonnenbrand verringert. Aber auch auf Einzelbaumebene innerhalb von Buchenpopulationen variiert die Reaktion auf Wassermangel individualspezifisch (ZANG et al. 2011).

Ein weiterer das Befallsrisiko beeinflussender Standortfaktor ist die Geländeneigung. Nur zwei der Untersuchungsbestände (Bestände 6 und 8) wiesen eine starke bis sehr starke Hangneigung auf und nur in einem (Bestand 8) dieser beiden Bestände wurden überhaupt Käfer gefangen, so dass hieraus keine belastbaren Rückschlüsse gezogen werden können. Es soll dennoch erwähnt werden, dass die Käfer in diesem Bestand nahezu ausschließlich (Verhältnis 21:2) im nach Südwest und nicht im anderen nach Nordwest geneigten Probekreis gefangen wurden. HEERING (1956b) wie auch KAMP (1952) messen der Hanglage sehr großen Einfluss bei. Als besonders gefährdet erwiesen sich nach beider Beobachtungen die sonnenexponierten Südwestlagen.

4.8.3 Einfluss von Klima und Witterung auf das Befallsrisiko

4.8.3.1 Regionalklima

Die Trockenheitssensitivität der Buche wird sehr kontrovers diskutiert. Autoren wie RENNENBERG et al. (2004) oder ELLENBERG (1986) zählen die Buche zu den trockenheitssensitiveren Baumarten Mitteleuropas. LEUSCHNER (2009) sieht sie sogar als besonders trockenstressgefährdet an. Er stellte fest, dass von ihm untersuchte Altbuchen im Gegensatz zu anderen Pflanzen auf Wassermangel nicht mit einer Zu-, sondern sogar Abnahme des Wurzel-Spross-Verhältnisses reagierten, da durch die Bodenaustrocknung die Wurzelmortalität zunahm, ohne dass eine dauerhafte Reduktion der vergleichsweise hohen Blattfläche erfolgte.

Von einer höheren Trockenheitstoleranz hingegen gehen u. a. EICHHORN et al. (2008) aus. Sie untersuchten die Auswirkungen des extremen Trockensommers 2003 auf *F. sylvatica* anhand einer Stichprobe von mehr als 4.000 Buchen in älteren Beständen indem sie Daten aus den fünf Jahren vor 2003 mit denen von 2003 bis 2007 verglichen. Sie stellten fest, dass der Zuwachs im Jahr nach der Trockenheit zwar massiv eingebrochen und es zu extremen Blattverlusten in den Oberkronen gekommen war. In den Folgejahren setzte jedoch ein erkennbarer Erholungsprozess ein und die mittleren Mortalitätsraten blieben unverändert. Sie schließen aus ihren Ergebnissen, dass die Einstufung der Buche als „ausgesprochen trockenheitsempfindliche Baumart“ zu revidieren sei. Erfahrungen aus der Schweiz unterstützen diese Sichtweise. Selbst nach drei aufeinanderfolgenden Trockenjahren von 1947 bis 1949 kam es dort lediglich zu Zuwachsverlusten, nicht aber zu erhöhten Zwangsnutzungen (ZINGG & BRANGG 2003). KÖLLING et al. (2005) gehen wiederum davon aus, dass die Buche Trockenjahre „zwar nicht spurlos (...) aber relativ am besten“ erträgt und es in Bayern lediglich zu lokalen Problemen „in den Trockengebieten Unterfrankens“ kommen werde (KÖLLING et al. 2007). Auch ZANG et al. (2011) sehen im Weinbauklima einiger Regionen im Nordwesten Bayerns eine mögliche Trockengrenze der Buche.

Aufgrund der unterschiedlichen Einschätzungen der Trockenheitsempfindlichkeit der Buche einerseits und der verschiedenen denkbaren Klimaszenarien ist es spekulativ zu prognostizieren, wo und in welchem Ausmaß es künftig zu vermehrten Trockenstressphasen kommen wird. Absehbar ist jedoch, dass sie insgesamt häufiger werden und auch an Standorten eintreten werden, die bisher nicht oder selten davon betroffen waren. Der Buchenprachtkäfer profitiert dann einerseits unmittelbar durch die seine Entwicklung und Aktivität begünstigenden hohen Temperaturen (HEERING 1956a; KAMP 1952) und andererseits durch die verringerte Abwehrkraft der Buche.

Im Zeitraum der hier durchgeführten Untersuchungen von 2010 bis 2012 wurde nicht annähernd die Aridität des Extremjahres 2003 erreicht. Es liegt nahe, dass hierin ein wesentlicher Grund für die sehr geringen Aktivitätsdichten des Käfers liegt. Auch KAMP (1956) hält *A. viridis* unter normalen Witterungsverhältnissen für bedeutungslos. Für die Witterung als Ursache der geringen Dichten spricht zudem, dass während des Untersuchungszeitraums auch andere forstlich relevante thermophile Rindenbrüter wie *I. typographus*, der Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus* L.) oder der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea* F.) in Deutschland nur in vergleichsweise

geringen Dichten auftraten (BRÄSICKE & HOMMES 2012; BRÄSICKE & WULF 2011; BRÄSICKE & WULF 2013).

Auch bei monatsweiser Betrachtung (Abb. 47 bis Abb. 50) zeigten sich für keinen der Untersuchungsbestände längere Trockenphasen innerhalb eines Jahres. An vier Beständen kam es lediglich im Frühjahr 2011 zu ein bis drei schwach ausgeprägten Trockenmonaten, denen jedoch niederschlagsreiche Monate folgten.

Die folgenden Diagramme zeigen am Beispiel der Wetterstationen Würzburg und Augsburg – zu diesen lagen auch Werte aus den 40er-Jahren vor – die monatlichen Klimadaten von 1947, 2003 und 2011 (Abb. 117a bis f). Vergleicht man die Werte aus 2011, dem noch trockensten Jahr des Untersuchungszeitraumes, mit denen des Extremjahres 2003, erkennt man, dass der gesamte Sommer 2003 im eher trocken-warmen Würzburg (Weinbauklima) nach Definition von WALTER & LIETH (1960) arid war. Darauf folgten auch im Herbst und Winter Monate mit unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen.

Noch länger war die Trockenphase 1947. Hinzu kam in den Nachkriegsjahren, dass es sich gleich um eine dichte Abfolge mehrerer Trockenjahre, 1945, 1947 und 1949, handelte (HEERING 1956a). Im im Mittel deutlich niederschlagsreicheren Augsburg hingegen waren die jährlichen Trockenperioden sowohl 1947 als auch 2003 erheblich kürzer bzw. 2011 gar nicht zu verzeichnen. So erscheint HEERINGS (1956b) Feststellung logisch, dass seinerzeit v.a. die ohnehin niederschlagsarmen Regionen wie Bamberg, Weißenburg oder Teile der Schwäbischen Alb von der Kalamität betroffen waren, während hingegen Bad Tölz bereits eine „Grenzzone“ war, in der *A. viridis* nicht zur Massenvermehrung fähig war. Die Beziehung zwischen Niederschlägen und Vermehrungsfähigkeit des Käfers sieht er daher vor allem in trockeneren, weniger in feuchteren Regionen, wo es selbst in Extremjahren nicht zu vergleichbar langen Dürreperioden kommt.

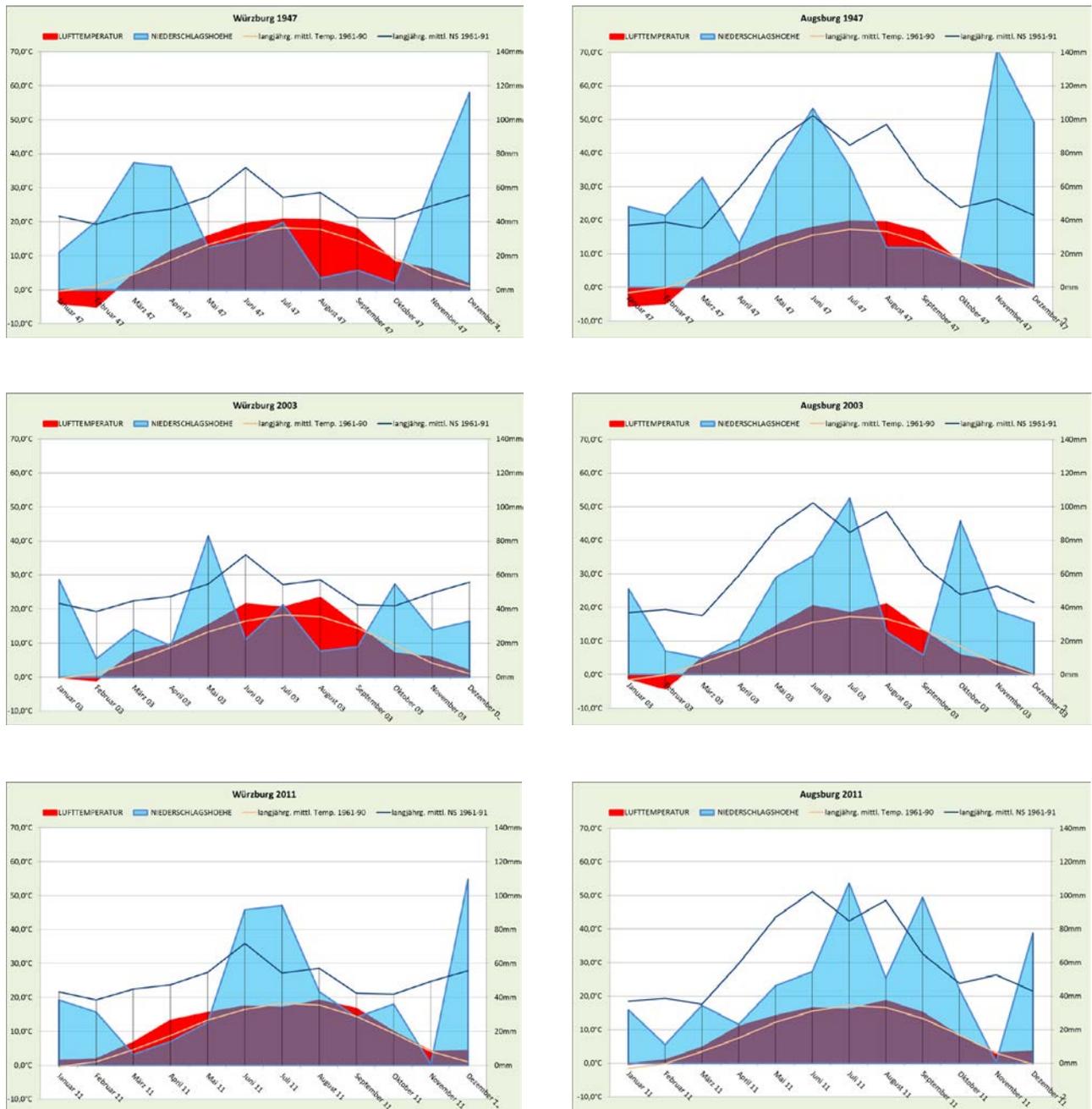


Abb. 117 a bis f: Klimadiagramme nach WALTER & LIETH (1960) für die Jahre 1947, 2003 und 2011 in Würzburg und Augsburg

Ein weiterer Klimafaktor, der die Befallsgefahr durch den Buchenprachtkäfer beeinflussen kann, ist die Häufigkeit und Intensität von Sturmereignissen. Die in Süddeutschland dominierende Baumart Fichte ist besonders durch Sturmwürfe gefährdet (SCHWERDTFEGER 1981). Fällt ein benachbarter Fichtenbestand einem Sturm

zum Opfer, kann hierdurch plötzlich eine Seite eines Buchenbestandes der Sonne ausgesetzt sein, ohne dass sich Trauf- oder Waldrandstrukturen ausbilden konnten. Zudem ist auch in Beständen mit führender Fichte häufig die Buche beigemischt. Kommt es hier zum Wurf der Fichten, führt dies zu einer Auflichtung des Bestandes und einer stärkeren Bestrahlung der verbleibenden Buchen. HEERING (1956b) führt den von ihm beobachteten Befall zahlreicher Altbuchen in der Region Fürstenfeldbruck auch auf eine „Sturmkatastrophe“ 1946 zurück, die zur Freistellung zahlreicher Bäume führte. Während die künftige Zunahme von Trockenperioden in der Wissenschaft kaum umstritten ist und nur über Szenarien verschiedenen Ausmaßes diskutiert wird (UMWELTBUNDESAMT 2007), ist die Entwicklung der Sturmereignisse jedoch bisher kaum prognostizierbar (SCHÜLER et al. 2008).

4.8.3.2 Mikroklima

Die Aktivitätsdichte des Buchenprachtkäfers innerhalb des Kronenraums einer Buche wies einen signifikanten Zusammenhang mit den dortigen Lufttemperaturen auf. Die Fangzahlen stiegen mit den direkt an den Fallen gemessenen Tagesmaxima (Abb.70 bis Abb.72). Letztere sind nicht nur von der Lufttemperatur abhängig, sondern auch vom Strahlungseinfall im kleinräumigen Kronenbereich um die jeweilige Falle. Selbst innerhalb einer Buchenkrone konzentrieren sich die Käfer also noch in den wärmsten Zonen. Auch an den gefälltten Buchen wurden die bereits befallenen Äste fast immer in Teilen der stärker bestrahlten Oberkrone gefunden.

4.8.4 Einfluss des umgebenden Bestandes auf das Befallsrisiko

Strukturparameter wie Schluss- und Bestockungsgrad oder Mischungsart und -form der jeweiligen Bestände und auch der Probekreise wiesen keine signifikanten Zusammenhänge mit den Aktivitätsdichten von *A. viridis* auf. Lediglich der Anteil der Buchen mit Sonnenbrand innerhalb der Probekreise korrelierte signifikant mit den

Aktivitätsdichten. Sonnenbrand ist ein deutliches Indiz für den Käfer begünstigende Temperatur- und Strahlungsverhältnisse. Gerade auf die Präsenz von Sonnenbrand wird auch von HEERING (1956a und b) und KAMP (1952) als typisches Merkmal befallsgefährdeter Bestände hingewiesen.

4.8.5 Einfluss der Konkurrenzsituation und der „sozialen Stellung“ auf das Befallsrisiko

Während die Kraft-Klasse des Fallenbaumes in keinem signifikanten Zusammenhang mit der Aktivitätsdichte des Buchenprachtkäfers stand, konnte ein solcher für den Kronenabstand zu den Nachbarbäumen festgestellt werden. An Bäumen, die zu den Himmelsrichtungen West und Süd weitere Schlussgrade zu den Nachbarbäumen aufwiesen, waren auch die Aktivitätsdichten von *A. viridis* höher (Tabelle 71). Die Nähe zu den nördlichen und östlichen Nachbarn hingegen steht hingegen nicht in Zusammenhang mit dem Auftreten des Käfers. Das Gleiche war auch an den gefälltten Buchen zu festzustellen. Die befallenen Bäume wiesen vor ihrer Fällung signifikant größere Abstände zu den südlichen (Abb.106) und westlichen Nachbarn auf (Abb.107) als die nicht befallenen, während die sich Abstände nach Ost und Nord nicht unterschieden. Die Entfernung zu den südlichen und westlichen Nachbarn ist ausschlaggebend dafür, wie tief eine Buche von der Sonne bestrahlt werden kann. Bei „gedrängtem“ Stand, also einem Ineinandergreifen der Kronen, wird bei Bäumen gleicher Höhe nur die Oberseite direkt besonnt. Bei weiteren Schlussgraden können je nach Größe des Kronenabstandes auch die Kronenseite und der Stamm bestrahlt werden. Hieraus resultieren die von *A. viridis* präferierten höheren Kronenraumtemperaturen und, insbesondere wenn die Besonnung auch den Stamm erreicht, eine erhöhte Sonnenbrandgefahr.

4.8.6 Einfluss der Einzelbaumeigenschaften auf das Befallsrisiko

Auffällig war, dass unter den gefällten Buchen oft befallene Bäume unmittelbar neben unbefallenen gefunden wurden. Selbst während des letzten stärkeren Auftretens des Buchenprachtkäfers nach dem Trockensommer 2003 (DELB 2004) muss der Befall also selektiv erfolgt sein. Auch die durch Fallenfänge ermittelten aktuellen Aktivitätsdichten in den Kronen noch stehender Bäume waren selbst zwischen direkt benachbarten Buchen sehr unterschiedlich (Abb. 57). Der Rückzug auf einzelne Bäume oder auch nur Teile einzelner Bäume eines Bestandes kann die Persistenz einer Population sichern, bis es zu günstigeren Bedingungen kommt und dann von dort ausgehend eine Ausbreitung auf weitere Bäume erfolgen kann. Es ist daher von Interesse, welche Einzelbaumeigenschaften die Besiedlung durch *A. viridis* begünstigen.

Signifikante Zusammenhänge zeigten sich mit der Vitalität der gefällten Buchen. Befallene Bäume wiesen kritischere Vitalitätsstufen auf (Abb.111) als die übrigen. Zudem besaßen sie häufiger „Spieße“ (Abb.112) und diese auch in größerer Anzahl (Abb.113). Dieser Zusammenhang wurde tendenziell, jedoch überwiegend nicht signifikant, auch durch die Fallenfänge bestätigt (Kap. 3.1.4.1). Dass die Kronenverlichtungen (höhere Vitalitätsstufe) erst in Folge des Larvenfraßes entstanden sind, ist dabei unwahrscheinlich. Viele Buchen wiesen trotz starker Verlichtung (\geq Vitalitätsstufe 3) keine Hinweise auf Befall auf. Und selbst an den befallenen Bäumen dieser Vitalitätsstufen waren meist nur einzelne Äste besiedelt, was nicht die Ursache einer schütterten Belaubung und Verzweigung der gesamten Krone sein kann. Dies wäre denkbar, wenn auch der Stamm stark befallen und damit der ganze Baum betroffen wäre, was aber an den untersuchten Bäumen nicht der Fall war. Die lichtereren Kronen der befallenen Buchen müssen also Ausdruck einer anderen, den ganzen Baum betreffenden Schädigung oder Schwächung sein, die ihn in der Folge auch für den Buchenprachtkäfer attraktiv machte. Dabei ist naheliegend, dass er auch direkt von den lichtereren Kronen profitiert, da diese den Stamm und die Kronenäste weniger dicht beschatten und so höhere Temperaturen, also bessere Voraussetzungen für *A. viridis* erlauben. Die dem Befall vorausgegangenen Kronenverlichtungen bestätigen somit den sekundären Charakter des Buchenprachtkäfers.

Auch das (negative) Vitalitätsmerkmal der „Spießbildung“ war an von *A. viridis* befallenen Buchen höchst signifikant häufiger und auch in stärkerer Ausprägung zu

finden (Abb.112 und Abb.113). Bäume gänzlich ohne „Spieße“ waren nur selten (13%) befallen. Jedoch war auch ein Drittel der Bäume mit diesem Merkmal ohne Befall, so dass zumindest die „Spieße“ an diesen Buchen ohne den Käfer zustande gekommen sein müssen.

Auch hier stellt sich daher die Frage, ob sie an den untersuchten Bäumen Symptom von Trockenstress (SCHWERDTFEGGER 1981) sind, oder ob sie erst vom Käfer verursacht wurden. Schon wenige Larven können durch ihren Fraß an einzelnen Ästen diese zum Absterben bringen (HEERING 1956b), wodurch diese also zu „Spießen“ werden. KAMP (1952) sieht hier bereits zwei bis drei Larven an einem 3cm starken Ast als ausreichend an, so dass schon ein Eigelege genügen würde. Durch den punktuellen Befall einzelner Äste kommt es also zum bei Prachtkäferbefall häufigen Erscheinungsbild von Kronen mit noch vital wirkenden neben abgestorbenen Bereichen (Abb.29).

Letztlich können die „Spieße“ daher sowohl durch den Käfer verursacht sein, als auch andere Schäden anzeigen, auf die dann mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Befall folgt. Da in Buchenkronen mit zahlreichen (ca. ≥ 10) „Spießen“ immer Larvengänge gefunden wurden und Bäume mit mehr als ca. 5% von *A. viridis* befallener Äste immer „Spieße“ aufwiesen, kann man für die Ansprache am stehenden Baum feststellen, dass dieses Merkmal besonders geeignet zur Befallserkennung ist, wenn die Besiedlung sich auf die Krone beschränkt und daher z. B. Safftflecken am Stamm fehlen. Buchen mit zahlreichen „Spießen“ sind sehr wahrscheinlich befallen, solche völlig ohne dieses Symptom sehr wahrscheinlich nicht oder zumindest noch nicht lange.

4.8.7 Wechselwirkungen mit anderen Schadursachen

Agrilus-Arten gelten im Allgemeinen als Sekundärschädlinge, die nur bereits geschwächte Bäume erfolgreich besiedeln können. Eine bemerkenswerte Ausnahme ist in diesem Zusammenhang *A. planipennis*. Er tritt in seinem neuen Verbreitungsgebiet Nordamerika als verheerender Primärschädling auf. EYLES et al. (2007) führen dies auf eine fehlende Anpassung der dortigen Eschen zurück, da das Phloem der asiatischen Arten einen hohen Anteil verschiedener Cumarin-Derivate, v.a. Fraxin, aufweist, welche

den amerikanischen Arten fehlen. In seiner asiatischen Heimat befällt auch er die dort vorkommenden Eschen wie *Fraxinus mandshurica* nur nach vorausgegangener Schwächung (WANG et al. 2010). Ob der an *Fagus sylvatica* sekundäre *A. viridis* das Potenzial hat, an außereuropäischen Buchenarten ebenfalls zum Primärschädling zu werden, ist nicht bekannt.

4.8.7.1 Sonnenbrand

Fast die Hälfte (45%) der gefälltten Bäume zeigte äußerlich erkennbare Symptome von Sonnenbrand. Dieser entsteht infolge starker Einstrahlung und oft unter zusätzlichem Trockenstress, da sich das Kambium bei geringerer Wasserversorgung stärker erhitzt (DIMITRI 1967), während ein starker Transpirationsstrom für Kühlung sorgt (KADEREIT et al. 2014). Besonders groß ist das Sonnenbrandrisiko bei plötzlicher Freistellung, da von Beginn an besonnte Buchen sich durch die Anlage einer dickeren Borke an der Südwestseite anpassen, welche bisher beschatteten Bäumen fehlt. Betroffen sind vor allem die Stämme und Starkäste, während sich Zweige und schwächere Äste auch bei direkter Bestrahlung kaum erhitzen (HARTIG 1900).

Das Auftreten von Sonnenbrand korrelierte hier höchst signifikant mit dem Befall durch den Buchenprachtkäfer. Von den untersuchten Buchen mit Sonnenbrandsymptomen waren 83% vom Käfer befallen, während an den übrigen Bäumen nur selten (19%) Larvenfraß nachgewiesen wurde (Abb.116). Von den acht Buchen mit stärkerem Käferbefall (>5% der Äste) war an sieben Sonnenbrand erkennbar. Auch die elf Fallenbäume mit erkennbaren Sonnenbrandschäden wiesen in ihren Kronen signifikant höhere Aktivitätsdichten auf als andere (Abb.63). Bis auf eine Ausnahme wurden in allen Kronen sonnenbrandgeschädigter Buchen Käfer gefangen. Auch KAMP (1952) kommt zu dem Schluss, dass vor allem solche Bäume befallen werden, „die seit Jahren unter Sonnenbrand leiden“ ebenso wie auch LAUFFER (1951) feststellt, dass es in dem Nachkriegsjahren durch Wassermangel vermehrt zu Sonnenbrand kam und in dessen Folge zur Massenvermehrung des Käfers. Die Lebensweise des Buchenprachtkäfers als „Sonnenbrandfolger“ ist eine erfolgreiche Anpassung an die dünne Rinde seiner Wirtsbaumart.

4.8.7.2 Insekten

Von *A. biguttatus* weiß man, dass er Eichen besonders erfolgreich befällt, nachdem es zum Entlaubungsfraß durch Schmetterlingslarven der Eichenfraßgesellschaft gekommen ist. Er profitiert dabei einerseits von der durch die Entlaubung bedingte Schwächung der Bäume und andererseits vom stärkeren Strahlungseinfall und dem daraus resultierenden Wärmegenuss (SEEMANN et al. 2001). Es ist zwar davon auszugehen, dass auch *A. viridis* von einem Kahlfraß z. B. durch *Lymantria dispar* L. profitieren würde, aber die Buche ist deutlich seltener von solchen Ereignissen betroffen (TOPP et al. 1998) und Massenvermehrungen des Buchenprachtkäfers sind in diesem Zusammenhang bislang nicht dokumentiert.

Dennoch ist auch er oft mit anderen Insekten vergesellschaftet. Aus den Gradationen der Nachkriegsjahre berichtet KAMP (1952) von verschiedenen Arten die gemeinsam mit ihm auftraten. Als einzigen Vertreter der *Buprestidae* nennt er *Chrysobothris affinis* F., der während der hier durchgeführten Fallenfänge nur einmal gefunden wurde. Zudem hebt er die Rindenbrüter *Taphrorychus bicolor*, *Ernoporus fagi* und *Scolytus intricatus* besonders hervor. Allen von ihm genannten Insekten war gemein, dass sie nur tertiär auftraten, also die Buchen erst befielen, nachdem diese bereits sichtbar durch *A. viridis* geschwächt waren. Die Buchenwoллаus (*Cryptococcus fagi*) fand KAMP (1952) nur in einem Bestand gemeinsam mit dem Buchenprachtkäfer vor, wobei er jedoch nicht feststellen konnte, ob diese vor oder nach dem Käfer die Bäume befallen hatte. Auch an den hier untersuchten Buchen wurde sie nur sehr vereinzelt und in sehr geringen Dichten angetroffen. Rindennekrosen, verursacht von der Laus und dem oft auf sie folgenden Pilz *Nectria coccinea* (PETERCORD 2006c) wurden ebenfalls nie in größerem Umfang vorgefunden, so dass diese Erkrankung für die bonitierten Vitalitätsschwächen offenbar keine entscheidende Rolle spielte.

HEERING (1956b) zählt als häufige Begleiter des Buchenprachtkäfers weitgehend die gleichen Insekten auf wie KAMP (1952) und bezeichnet diese ausnahmslos als „sekundär bis tertiär“. Der einzige von ihm genannte Rindenbrüter ist *T. bicolor*. An den für diese Arbeit gefällten Buchen war *T. bicolor* ebenfalls das einzige Schadinsekt neben *A. viridis*, das in nennenswertem Umfang gefunden wurde. Es zeigte sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anwesenheit der einen und der anderen Art. KAMPS (1952) Beobachtung einer zeitlichen Abfolge von Buchenprachtkäfer- und darauf

folgendem Borkenkäferbefall bestätigte sich also hier nicht. Sie traten unabhängig voneinander auf und ein Befall durch *T. bicolor* bedingt nicht zwangsläufig die vorherige Besiedlung durch *A. viridis*.

4.8.7.3 Pilze

Von den beiden buchentypischen Nectriaarten wurde an etwa jedem fünften Baum *N. ditissima* (Kap. 1.4.2.6) mikroskopisch nachgewiesen. Wiederum die Hälfte dieser Bäume war auch vom Buchenprachtkäfer befallen. Einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Auftreten dieser Arten gab es nicht. *N. coccinea* (Kap. 1.4.2.5), der eine wesentliche Beteiligung bei der Entstehung der Buchenrindennekrose zugesprochen wird (PETERCORD 2006c), kam gar nicht vor. Auch äußerlich sichtbare Symptome einer Phytophthoraerkrankung (Kap. 1.4.2.7) wurden an keinem Baum festgestellt.

Der Ascomycet *Biscogniauxia nummularia* tauchte während dieser Untersuchung abgesehen von einer nicht vom Prachtkäfer befallenen Buche ebenfalls nicht auf. Während dieser Pilz am ariditätsbedingten Rand des Buchenareals offenbar sogar als Primärschädling auftreten kann (Kap. 1.4.2.8), spielte er in den hier untersuchten Schadbeständen also keine Rolle. NIESAR et al. (2013) berichten jedoch aus Nordrhein-Westfalen erstmals von einer pathogenen Rolle des Pilzes auch hierzulande beim Absterben zuvor durch Hitze oder Trockenheit geschwächter Buchen in Altbeständen. Dass er in der Zukunft auch in anderen Teilen Deutschlands an Bedeutung gewinnen wird, ist also denkbar.

4.9 Entwicklungsfähigkeit in Totholz

Lange Zeit galt die „Saubere Waldwirtschaft“ als elementarer Waldschutzgrundsatz. Hierzu gehörte auch die „Entfernung des gefällten Holzes (...) aus dem Walde“ (EBERMAYER 1882). Heute herrscht eine differenziertere Sicht vor. Zwar steht vor allem bei der Bewirtschaftung der Fichte (*Picea abies*) – und hier insbesondere zum Schutz vor *Ips typographus* – dieser Grundsatz noch heute im Vordergrund (SCHWENKE 1996). Bei Laubbäumen wie Eiche und auch der hier untersuchten Buche hingegen wird Totholz in erster Linie als wichtiges Requisit für naturschutzrelevante Insektenarten betrachtet (Kap.1.3.4). Neben dem naturschutzfachlichen Nutzen von Totholz ist dieses aber auch potenzieller Brutraum für aus forstwirtschaftlicher Sicht schädliche Insekten wie z. B. verschiedene Agrilus-Arten. Diese unterscheiden sich jedoch in ihrer Fähigkeit, Totholz zu besiedeln und sich darin zu entwickeln.

So ist *A. biguttatus* nicht in der Lage, gefällte Eichen noch erfolgreich zu besiedeln. Er kann sich lediglich in gefällten Bäumen zu Ende entwickeln, in denen er bereits vor der Fällung das letzte Larvalstadium erreicht oder sich verpuppt hat (SEEMANN et al. 2001). LEITHER (2003) geht davon aus, dass Eichenprachtkäferlarven erst zur Zeit der Winterfällung weit genug entwickelt sind, um die Entwicklung bis zum Folgesommer abzuschließen und auszufliegen. Nicht befallene Eichen zur Totholzanreicherung sind demnach hinsichtlich *A. biguttatus* ebenso unbedenklich wie befallene, wenn sie bereits vor dem Winter eingeschlagen werden. Anders verhält es sich mit *A. planipennis*. Er legt seine Eier auch an liegende Bäume (ANULEWICZ et al. 2008). In befallenen Eschen kann er sich unabhängig von Fällungszeitpunkt und aktuellem Stadium entwickeln (PETRICE & HAACK 2006). Sogar zwei Jahre nach der Fällung können noch Käfer ausfliegen (PETRICE & HAACK 2007).

Die hier durchgeführten Untersuchungen an Fangbäumen belegen, dass liegende Bäume auch für den Buchenprachtkäfer als Brutraum geeignet sein können und sich Larven darin grundsätzlich auch bis zum Folgejahr zur Imago entwickeln können. Ein Imagoausflug im zweiten Jahr nach der Fällung, wie bei *A. planipennis*, konnte allerdings nicht beobachtet werden. Auch PETERCORD (2006b) untersuchte an zwischen Oktober und März gefällten Buchen deren Bruttauglichkeit für Schadinsekten. Eine stärkere Besiedlung der Stämme stellt er dabei durch *Taphrorychus bicolor*, *Hylecoetus dermestoides* und *Trypodendron domesticum* fest, schloss aber aus seinen

Ergebnissen, dass das Totholzmanagement in Buchenbeständen „primär auf das naturschutzfachliche Ziel der Totholzmehrung ausgerichtet“ sein könne. Eine Besiedlung durch *A. viridis* fand er an den gefälltten Buchen nur in „Einzelfällen“, was wohl vor allem auf die Fällung seiner Fangbäume im Winter zurückzuführen ist. Auch die für diese Arbeit im Winter 2011/2012 gefälltten Fangbäume wurden nicht mehr angenommen.

Während HEERING (1956b) davon ausgeht, dass gefällte Bäume für den Käfer weniger attraktiv sind als stehende, stellt KAMP (1952), der ebenfalls Fangbäume untersucht hatte, das Gegenteil fest. Auch während der seinerzeit sehr hohen Populationsdichten kommt er allerdings zu dem Ergebnis, dass dies nur für begrenzte Dauer der Fall ist. Frische Bäume bleiben demnach nach der Fällung „normalerweise 4 bis 6 Wochen fängisch“. Er beobachtete aber auch, dass bei weniger besonnener Lage oder feuchter Witterung Buchen bis zu drei Monate nach der Fällung noch angenommen wurden. Die langsamere Austrocknung hielt diese Bäume offensichtlich länger attraktiv. An den für diese Arbeit ausgelegten Fangbäumen konnte Ähnliches beobachtet werden. Der Großteil der Eiablagen entfiel auf die ersten drei bis sechs Wochen nach der Fällung, einzelne Ablagen erfolgten jedoch noch nach bis zu vier Monaten.

Die Fähigkeit des Buchenprachtkäfers, in bereits gefälltten Bäumen die vollständige Entwicklung zu durchlaufen, ist auch auf unterschiedliche Feuchteansprüche der Larvenstadien zurückzuführen, die HEERING (1956b) beschreibt. Danach herrschen für die Eilarven in saftigem, aber bereits sterbendem Rindengewebe die günstigsten Bedingungen. Frisch gefälltte Buchen sind also zu Beginn optimal. Im Gegensatz zu stehenden Bäumen herrschen diese Bedingungen jedoch nur für kurze Zeit, da es zu einer raschen Austrocknung kommt, die hier spätestens im zweiten Jahr zur Ablösung der Rinde führte. Dies kann auch erklären, warum der Großteil der Eiablagen auf einen relativ kurzen Zeitraum entfiel und die Bäume trotz im Bestand fortwährender, wenn auch nachlassender, Käferaktivität danach ihre Attraktivität verloren. HEERING (1956b) führt weiter aus, dass ältere Larven sich besonders schnell in Rinde mit geringerem Wassergehalt entwickeln und sich das letzte Larvenstadium sogar über längere Strecken durch trockenes Splintholz fressen kann. Die Feuchteansprüche der Larven sinken also im Laufe der Entwicklung, was eine sehr vorteilhafte Anpassung an die fortschreitende Austrocknung frisch gefälltter bzw. gefallener Bäume ist.

Eine erwähnenswerte Besonderheit im Rahmen der Fangbaumuntersuchungen, war, dass ein Baum sogar noch im Jahr nach der Fällung belegt wurde (Tabelle 45). Dieses Verhalten konnte an keinem anderen Fangbaum beobachtet werden und ist auch in der bisherigen Literatur nicht dokumentiert, so dass von einer seltenen Ausnahme auszugehen ist. Denkbar ist ein Zusammenhang mit der Stoffabgabe des liegenden Baumes. HOLIGHAUS & SCHÜTZ (2006) stellen fest, dass einzelne Rindenbereiche einer Buche noch zwei Jahre nach der Fällung fast identische Emissionen von Terpenen, Alkoholen und Phenolen aufweisen wie frisch gefällte, während andere Bereiche stark verpilzt sind oder sich die Rinde schon gelöst hat. Die hier im Jahr nach der Fällung erneut belegte Buche war die einzige untersuchte, deren Rinde auch im zweiten Jahr noch am ganzen Stamm fest anhaftete. An allen übrigen löste sich diese spätestens im Jahr nach der Fällung zumindest teilweise. Gegen die Annahme, dass dieser Fangbaum besonders günstige Bedingungen bot, spricht jedoch, dass an diesem Baum bereits im ersten Jahr die Mortalität vom Ei bis zur ausgebohrten Imago 98% betrug. Aus den Gelegen des zweiten Jahres gelang keinem Individuum eine vollständige Entwicklung bis zum Ausflug. An der Feststellung, dass Buchen im Jahr nach der Fällung nicht mehr erfolgreich als Brutraum genutzt werden können, ändert diese Beobachtung daher nichts.

4.10 Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf das Befallsrisiko

Im Rahmen dieser Arbeit gefällte Buchen von hoher Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 1,5) waren nie von *A. viridis* besiedelt, während in denselben Beständen Bäume geringerer Vitalität (Vitalitätsstufen 2 bis 4) mehrheitlich Befall aufwiesen (Abb.111). Selbst während der extremen Gradationen der Nachkriegsjahre stellt HEERING (1956b) einen rein sekundären Charakter des Käfers fest und kommt zu dem Schluss, dass gesunde Buchen einen Angriff „unter allen Umständen erfolgreich abwehren“. Eine Vorschädigung der Buchen ist also zwingende Voraussetzung. Häufigster Wegbereiter ist dabei nach den hier durchgeführten Untersuchungen ebenso wie nach Beobachtungen während der verheerenden Nachkriegsjahre der Sonnenbrand (Kap.

4.8.7.1). Die Gefahr einer solchen Überhitzung des Kambiums hängt wiederum neben der Wasserversorgung vor allem von den Strahlungsverhältnissen ab.

Das Risiko eines Prachtkäferbefalls einzuschätzen bedeutet also vor allem, das Sonnenbrandrisiko einzuschätzen. Als besonders sonnenbrandgefährdet gelten süd- oder westexponierte Bestandesränder, die nicht durch Trauf, Waldrandvegetation oder einen Nachbarbestand vor der Strahlung geschützt sind. Im Bestandesinneren sind es vor allem Bäume, die plötzlich freigestellt wurden (BRAUN 1976; HARTIG 1889; SCHWERDTFEGGER 1981). Die hier durchgeführten Untersuchungen belegen den signifikanten Zusammenhang zwischen den Kronenabständen zu Nachbarbäumen und sowohl dem Auftreten von Sonnenbrandsymptomen (Tabelle 82) als auch dem Befall durch *A. viridis* (Abb.106 u. Abb.107). Auch während der jüngeren Schadereignisse in Zala (Ungarn) war diese Abhängigkeit zu beobachten, wo vor allem Bestände, in denen zuvor Durchforstungen den Kronenschluss unterbrochen hatten, von *A. viridis* vernichtet wurden (MATYAS et al. 2010). Und auch BRESSEM (2008) stellt fest, dass der Käfer häufig in stärker aufgelichteten Beständen und an freistehenden Altbuchen auftritt.

Neben der Sonnenbrandgefahr führt die stärkere Insolation in aufgelichteten Bereichen auch zu höheren Lufttemperaturen, die vom thermophilen *A. viridis* bevorzugt werden (Abb.70 bis Abb.72). Auflichtungen können ungewollt entstehen, z. B. am Bestandesrand durch Sturmwurf eines benachbarten Fichtenbestandes, oder im Bestandesinneren durch den Wurf oder Bruch einzelner Bäume. In der Regel jedoch werden Stärke, Geschwindigkeit und räumliche Verteilung der Auflichtungen durch waldbauliches Handeln bestimmt, womit dieses von wesentlicher Bedeutung für das Sonnenbrand- und Befallsrisiko ist. Bereits KAMP (1956) weist auf die Bedeutung der Bewirtschaftungsweise für das Befallsrisiko ausdrücklich hin, indem er dem seinerzeit in Baden-Württemberg verbindlichen Verjüngungsverfahren (BURSCHEL & HUSS 1997), dem Blendersaumschlag nach WAGNER (1915), eine Mitschuld an den Massenvermehrungen der Nachkriegsjahre gibt und stattdessen das Dunkelschlagverfahren nach HARTIG (1908) empfiehlt.

4.10.1 Aktuelle Bewirtschaftungsweise

Erklärte ökologische Ziele der heutigen Buchenwirtschaft sind die Beteiligung von Mischbaumarten, vertikale und horizontale Strukturen, Biodiversität und Dauerwaldstrukturen (z. B. BAYSF 2011, NAGEL & SPELLMANN 2008). Ökonomisches Ziel ist die Erzeugung starken Wertholzes. Die höchste Wertschöpfung erreicht starkes, spannungsarmes, astfreies Holz ohne Rotkern. Zweiphasige Pflegekonzepte (SPIECKER 2009), die zunächst die Astreinigung im Dichtschluss und anschließend die Dimensionierung von Ausleseebäumen durch Umlichtung vorsehen, gelten zu seiner Erzeugung als ideal (LANGSHAUSEN 2013).

Der fakultative Rotkern, ein entscheidender ökonomischer Faktor bei der Wahl des waldbaulichen Vorgehens, beeinträchtigt zwar nicht die technischen Eigenschaften des Holzes, verringert aber wegen der größeren Nachfrage nach hellem, gleichmäßig gefärbtem Holz den Marktwert erheblich (KLÄDTKE 2003; KOCH et al. 2000). Das Risiko der Farbkernbildung nimmt mit dem Alter eines Baumes zu (KNOKE & WENDEROTH 2001). Nach KLÄDTKE (2001) ist es bis zum Alter von ca. 120 Jahren und BHD von ca. 60cm gering und steigt dann deutlich. Vor allem vor diesem Hintergrund wird angestrebt, die Zieldurchmesser in möglichst kurzen Produktionszeiten zu erreichen. Der Durchmesserzuwachs des Einzelbaumes ist dabei umso größer, je früher die Umlichtungseingriffe begonnen und je intensiver sie durchgeführt werden (NAGEL & SPELLMANN 2008).

Exemplarisch für die heute überwiegend angewandten Verfahren werden im Folgenden die Buchenkonzepte der Länder Rheinland-Pfalz, Bayern und Niedersachsen (Box 2 bis 4) kurz beschrieben:

Box 2: Rheinland-pfälzer Buchenkonzept (WILHELM et al. 1999)

In Rheinland-Pfalz wird die Buche nach dem Konzept von WILHELM et al. (1999) bewirtschaftet. Nach dem rheinland-pfälzischen Buchenkonzept (LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ 2010; LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ 2003) steht die Produktion starken, qualitativ hochwertigen Holzes im Vordergrund. Dazu werden nach Abschluss der Astreinigung Ausleseebäume festgelegt und gezielt gefördert. Allerdings ist hier deren Anzahl von Beginn an geringer als in Bayern und soll je nach räumlicher Verteilung meist etwa 30 bis 50, unbedingt weniger als 80 Buchen betragen. So soll durch großen Standraum eine ungehinderte Kronenentwicklung gewährleistet werden.

Die Umlichtung der Ausleseebäume beginnt bei einer astfreien Schaftlänge von ca. 25% der Endhöhe und einer Oberhöhe von 12m bis 15m. was an den Ausleseebäumen im Alter von etwa 35 bis 40 Jahren erreicht sein soll. Die ausgewählten Buchen sollen wie in Bayern vital und wirtschaftlich hochwertig sein. WILHELM et al. (1999) messen der Vitalität jedoch eine deutlich größere Bedeutung bei, bezeichnen sie als „herausragendes Auswahlkriterium“ und die idealen Ausleseebäume als „Super-vitale“. Im Zweifel werden hier geringe Qualitätsmängel wie z. B. leichter Drehwuchs zugunsten höherer Vitalität toleriert.

Als entscheidend gilt bei der Behandlung der Ausleseebäume, dass nach Erreichen der angestrebten astfreien Schaftlänge keine Kronenäste mehr absterben, was eine extreme Freistellung voraussetzt (NAGEL & SPELLMANN 2008). Die Kronenbasis soll unbedingt „angehalten“ werden. WILHELM et al. (1999) sehen im Absterben der unteren Kronenbereiche und dem dadurch bedingten Sauerstoffeintritt „eine der Hauptursachen holzentwertender Altersfehler wie Farbkerne und Fäuleentwicklungen“. Daher sind in der Anfangsphase mindestens zwei „rasch wiederkehrende“ Eingriffe vorgesehen, nach denen die Buchen dann komplett freigestellt sind und die „Kronenfreiheit an der Basis“ bis zur nächsten Maßnahme sichergestellt ist. Konkrete Entnahmesätze werden nicht vorgegeben. Die Zwischenfelder bleiben unbehandelt.

Ist die Standraumerweiterung der Ausleseebäume weitgehend abgeschlossen, beginnt – meist im Alter von etwa 80 Jahren und nach Erreichen von mindestens 75% der Endhöhe – die sogenannte Reifephase. Nun deutlich reduzierte Eingriffe dienen dem weiteren Durchmesserzuwachs und Anhalten der Kronenbasis. In den Kronenbereich der Ausleseebuchen einwachsende Unter- und Mittelständer werden entfernen. Allmählich erfolgt die Einleitung der Verjüngung über die Nutzung der Ausleseebäume bei BHD von mindestens 60cm. Dabei steht weniger der eigentliche Durchmesser im Vordergrund, sondern vielmehr das ökonomische Ziel eines „mindestens 20cm starken astfreien Stammmantels“. Ein Zeitlimit für die Ernte der Ausleseebäume wird ebenso wenig vorgegeben wie ein Verjüngungszeitraum. Durch die Auswahl der „Supervitalen“ mit entsprechendem Wuchspotenzial und den geringen Konkurrenzdruck auf diese Bäume sind jedoch sehr hohe Durchmesserzuwächse (UTSCHIG 2000) und damit kurze Produktionszeiten möglich.

Box 3: Bayerisches Buchenkonzept (BAYSF 2011)

Die heute im bayerischen Staatswald gültigen und in Kap. 1.3.4 bereits kurz umrissenen Buchengrundsätze der Bayerischen Staatsforsten sehen „auf guten Standorten“ nach Erreichen von 7m bis 8m astfreier Schaftlänge und ca. 17m Oberhöhe die Auswahl und Kennzeichnung von zunächst 100 vitalen und qualitativ hochwertigen Buchen vor. Dabei geht diese Richtlinie davon aus, dass „sich der Kronenansatz trotz weiterer Umlichtung weiter nach oben schieben wird“, so dass die astfreie Schaftlänge auch während der Umlichtungen noch zunehmen wird. Der Beginn dieser Phase ist mit etwa 40 Jahren vorgesehen. In den nächsten 20 Jahren sollen je Zeitabschnitt bzw. Jahrzehnt ein bis zwei Eingriffe erfolgen, in denen jeweils ein bis zwei Bedränger je Auslesebaum entnommen werden. Die Entnahmemenge je Maßnahme soll max. 60fm/ha betragen. Die vollständige Freistellung einzelner

Buchen in nur einem einzigen Eingriff soll nach der bayerischen Richtlinie vermieden und der Kronenschluss nicht über längere Zeit unterbrochen werden. So soll weiter Vorrat aufgebaut und eine hohe Gesamtwuchsleistung auf der Fläche gewährleistet werden. Die Zwischenfelder bleiben wie in Rheinland-Pfalz unbehandelt.

Im Alter von ca. 60 Jahren soll dann eine Oberhöhe von etwa 25m erreicht sein. Nun erfolgt der Übergang in eine zweite Phase, zu deren Beginn die Zahl der Ausleseebäume auf 50 halbiert wird, damit den verbleibenden Buchen genug Raum zum Kronenausbau bleibt. Diese werden mit einem Eingriff pro Jahrzehnt weiter mäßig umlichtet indem je Auslesebaum ein Bedränger und insgesamt max. 80fm/ha entnommen werden. Die übrigen 50 (nun ehemaligen) Eliteebäume werden nicht mehr gefördert und sollen bei der späteren Zielstärkennutzung mit geringeren Durchmessern, aber dennoch als hochwertiges Holz geerntet werden.

Bei einer Oberhöhe von ca. 30m und einem Alter von ca. 80 Jahren schließlich wird femelartig die Verjüngung eingeleitet, für die ca.60 Jahre vorgesehen sind. Dabei werden in ein bis zwei Eingriffen je Jahrzehnt jeweils max. 80Efm/ha entnommen. Die Entnahmen verteilen sich nicht schematisch über den Bestand, sondern hängen von kleinräumigeren Gegebenheiten wie vorhandener Naturverjüngung und Verjüngungsziel ab. Daneben werden die Ausleseebäume weiter gefördert. Jedoch nie alle gleichzeitig. Im weiteren Verlauf, ab einem Alter von ca. 100 Jahren, erfolgt dann nach Erreichen von mindestens 65cm BHD ein Übergang zur Zielstärkennutzung von zehn bis 15 Bäumen je Zeitabschnitt. Über dem heranwachsenden Jungbestand verbleiben so noch über lange Zeit einige Altbäume, die zur Differenzierung des Jungwuchses dienen sollen und teilweise dauerhaft als Biotopbäume verbleiben.

Box 4: Niedersächsisches Buchenkonzept (NAGEL & SPELLMANN 2008)

Ein Konzept mit einer noch höheren Anzahl von Ausleseebäumen als in Bayern haben NAGEL & SPELLMANN (2008) für Niedersachsen erarbeitet. Auch sie haben das Ziel der Wertholzerzeugung durch Fokussierung auf Ausleseebäume, legen aber auch – vor allem im Vergleich zu WILHELM et al. (1999) – größeren Wert auf einen „hohen flächenbezogenen Wertertrag“. Da sie von einer mit der Zeit zunehmenden Durchmesser differenzierung und folglich einer „zeitlich gestreckten Zielstärkennutzung“ ausgehen, empfehlen sie die Auswahl und Kennzeichnung von 100 bis 160 Ausleseebäumen. Durch die im Vergleich zu anderen Konzepten höhere Anzahl sollen mögliche künftige Verluste oder Qualitätsumsetzungen kompensiert werden. Mit der Umlichtung soll wie in Rheinland-Pfalz bei einer astfreien Schaftlänge von ca. 25% der erwarteten Endhöhe begonnen werden, was hier ca. 6m bis 10m entspricht. Dieser Zeitpunkt wird bei einer Oberhöhe von ca. 16m und einem Alter von 40 bis 45 Jahren erwartet. In den ersten drei starken Eingriffen werden dann je Auslesebaum zwei Bedränger entnommen. Danach sind es noch ein bis zwei je Eingriffe. Im Unterschied zum bayerischen und rheinland-pfälzischen Konzept wird hier auch in den Zwischenfeldern gearbeitet, wo „starke, schlechte Bäume“ zu entnehmen sind. Bei einer Oberhöhe von ca. 28m und einem Alter von etwa 80 Jahren wird dann zu einer mäßigen Hochdurchforstung übergegangen. Die Zielstärkennutzung beginnt schließlich bei einer Oberhöhe von

mindestens 32m und einem Alter ab etwa 100 Jahren. Die Verjüngung erfolgt auch hier femelartig und erstreckt sich über 30 bis 50 Jahre.

Die oben beschriebenen Bewirtschaftungskonzepte haben gemeinsam, dass sie primär auf ertragskundlichen Überlegungen basieren, während Waldschutzaspekte – insbesondere im Vergleich mit der stark auf Sturm- und Borkenkäferschäden fokussierten Fichtenbewirtschaftung – eine eher untergeordnete Rolle spielen. Das Vorgehen besteht grundsätzlich immer darin, die Buchen zur Astreinigung bis zum Erreichen einer angestrebten astfreien Schaftlänge im Kronenschluss zu halten und dann zur Dimensionierung durch Umlichtung von Ausleseebäumen überzugehen. Als solche werden Buchen von hoher Vitalität und Werterwartung festgelegt, auf deren Förderung sich die weiteren Maßnahmen konzentrieren, um einen raschen Durchmesserzuwachs zu erreichen. Schließlich erfolgt der Übergang zur Bestandesverjüngung durch Zielstärkennutzung und ökologische Lichtsteuerung über der aufkommenden Verjüngung. Die Unterschiede der drei Verfahren liegen im Wesentlichen in der Anzahl der Ausleseebäume, der Intensität der Eingriffe und der Behandlung der Zwischenfelder während der Auslesedurchforstungen.

4.10.1.1 Dimensionierungsphase

Zur Beurteilung der Auswirkungen dieser Konzepte auf das Befallsrisiko durch *A. viridis* ist zwischen Ausleseebäumen und Nicht-Ausleseebäumen zu unterscheiden. Bei den Ausleseebäumen handelt es sich grundsätzlich um vitale bzw. „super-vitale“ (Rheinland-Pfalz) Buchen, welche sich gegen eindringende Larven wirksam verteidigen können. Einem erfolgreichen Prachtkäferbefall muss daher zunächst eine andere Schädigung, meist durch Sonnenbrand, vorausgehen, was wiederum hohe Temperaturen und direkte Besonnung voraussetzt.

Nach den im bayerischen Staatswald geltenden Grundsätzen darf während der Dimensionierung der Ausleseebäume der Kronenschluss nicht über längere Zeit unterbrochen werden, so dass die Auflichtungen mit der Entnahme von ein bis zwei

Bedrängern vergleichsweise moderat erfolgen. Die Beschattung durch das umgebende Kollektiv wird eine sommerliche Besonnung der Stämme im Normalfall verhindern. Das niedersächsische Konzept sieht nur geringfügig kräftigere Umlichtungen (zwei, später ein bis zwei Bedränger) vor, so dass das Risiko für die Ausleseebäume während dieser Phase dort kaum höher einzuschätzen ist als in Bayern.

Deutlich konsequenter erfolgen hingegen die Eingriffe nach dem rheinland-pfälzischen Bewirtschaftungsverfahren. Die Ausleseebäume werden innerhalb von zwei Eingriffen vollständig freigestellt mit dem Ziel, künftig keine weiteren Äste absterben zu lassen. Um auch die Äste der Unterkrone zu erhalten, sind sehr weite Abstände zu den Nachbarbäumen nötig, so dass auch die Stämme nicht mehr vollständig durch die Nachbarn beschattet werden. Eine Ausnahme können dabei Gruppen von nah beieinander stehenden Ausleseebäumen bilden, die nach jedem der drei Konzepte im Sinne der qualitativen Gruppendurchforstung (KATO & MÜLDER 1979) behandelt werden können. Das Gefüge innerhalb einer Gruppe bleibt bei Eingriffen unverändert, während sie als Ganzes wie ein Einzelbaum gefördert wird. In solchen Gruppen werden die der Sonne abgewandten Buchen durch die anderen vor Strahlung geschützt.

Aber auch im Normalfall, dem freigestellten Einzelbaum, verfügen die Ausleseebäume durch ihre extrem hohe Vitalität („super-vital“) bei ausreichender Wasserversorgung über einen ausgesprochen wirksamen Selbstschutz vor Hitzeschäden. Zum einen wird ein großer Teil des oberen Stammbereiches durch die eigene, durch den großen Standraum sehr breite und lange Krone beschattet, zum anderen sorgt die große Blattmasse für einen starken kühlenden Transpirationsstrom (Kap. 4.8.7.1). Kommt es jedoch zu Trockenstress, reagiert die Buche mit einer Reduzierung der Transpiration durch Stomataverengung (KRIEBITZSCH & VESTE 2012) und schließlich auch zu einem Abbau der Feinwurzelmasse (MEIER & LEUSCHNER 2008), so dass der Kühleffekt deutlich abnimmt und an Stammbereichen, die der Sonne ausgesetzt sind, die Gefahr einer Überhitzung des Kambiums steigt. Bei Wassermangel ist daher das Sonnenbrand- und damit auch das Befallsrisiko der Ausleseebäume in Rheinland-Pfalz während der Dimensionierungsphase höher einzuschätzen als in Bayern oder Niedersachsen, wo die Stämme dieser Buchen durch Nachbarbäume meist vollständig beschattet werden.

Gerade während der Dimensionierungsphase bilden jedoch Nicht-Ausleseebäume den zahlenmäßig größten Anteil eines Bestandes. Diese befinden sich in den Zwischenfeldern, welche in Bayern und Rheinland-Pfalz während der Durchforstungen unbehandelt bleiben, wodurch sich dort Buchen von hoher wie auch geringer Vitalität finden. Ohne Eingriffe verbleiben Bäume in diesen Bereichen bis zum Beginn der Verjüngungsphase im Dichtschluss, wodurch ihre Stämme weitgehend vor Sonnenbrandschäden und Prachtkäferbefall geschützt sind. Durch den dichten Kronenschluss können nur die besonnten Oberkronen für den Käfer geeignete Bedingungen, v.a. in Gestalt schütterer Belaubung, bieten, so dass ein eventueller Befall während dieser Phase auf kleine Kronenbereiche beschränkt bleibt (Kap. 3.6.8). Lediglich durch die Förderung eines benachbarten Auslesebaumes wird es auch – meist einseitig – zu einer Freistellung von Nicht-Ausleseebäumen kommen. Die so entstehenden Lücken können gerade nach dem rheinland-pfälzer Verfahren vergleichsweise groß sein und so auch Teile der Stämme vorübergehend der Sonne aussetzen. Diese Situation ist jedoch meist nur vorübergehender Natur, da die meisten solcher Buchen im Zuge der sukzessiven Standraumerweiterung der Ausleseebäume in den kommenden Zeitabschnitten selbst zum Bedränger und daher entnommen werden.

Anders als in Bayern und Rheinland-Pfalz werden während der Auslesedurchforstungen nach dem niedersächsischen Verfahren auch in den Zwischenfeldern einzelne Bäume entnommen. Da es sich dabei den konzeptionellen Vorgaben entsprechend insbesondere um vorwüchsige und daher oft breitkronigere Buchen handelt, können auch innerhalb der Zwischenfelder größere Unterbrechungen des Kronenschlusses entstehen, wodurch auch abseits der Ausleseebäume zumindest punktuell günstigere Bedingungen für Sonnenbrand und Buchenprachtkäfer herrschen können. Aufgrund der hohen Kronenplastizität der Buche (UTSCHIG 2000; SCHRÖTER et al. 2012) werden sich diese Lücken jedoch in den folgenden Jahren wieder schließen zumal sie – im Gegensatz zu den Auflichtungen um die Ausleseebäume – nicht durch wiederholte Eingriffe gezielt offen gehalten werden.

4.10.1.2 Verjüngungsphase

Sowohl HEERING (1956 a und b) als auch KAMP (1952) heben „Altbestände“ als deutlichen Schwerpunkt der von ihnen beschriebenen Kalamitäten hervor. Auch die vermehrten Schäden nach dem Trockenjahr 2003 konzentrierten sich vor allem auf Altbuchen (LOBINGER et al. 2009). Die letzte Phase des Bestandeslebens ist offensichtlich auch die kritischste. Die Verjüngung eines Bestandes erstreckt sich nach den oben beschriebenen aktuellen Konzepten (Box 2 bis Box 4) über mehrere Jahrzehnte, wobei in Rheinland-Pfalz durch das raschere Erreichen der Zieldurchmesser kürzere Zeiträume möglich sind als in den beiden anderen Ländern.

Die Förderung des aufkommenden Jungwuchses erfolgt in Rheinland-Pfalz ausschließlich durch die weiterzuführende Umlichtung und spätere Entnahme der hiebsreifen Ausleseebäume. Bis zu diesem Zeitpunkt können vitale Buchen Kronendurchmesser von 15m entwickeln (UTSCHIG 2000) und nach der Fällung entsprechend große Lücken hinterlassen. In Bayern und Niedersachsen erfolgt die lichtökologische Steuerung der Verjüngung vor allem in Form femelartiger Eingriffe, aus denen sich zunächst Gruppenschirmstellungen ergeben, die in den folgenden Zeitabschnitten sukzessive nachgelichtet werden. Sowohl nach dem rheinland-pfälzischen als auch nach dem bayerischen und dem niedersächsischen Verfahren kommt es im Laufe der Bestandesverjüngung zwangsläufig zu einer fortschreitenden Lockerung und schließlich Auflösung des Kronenschlusses der Altbäume bis am Ende nur noch einzelne Überhälter, Biotopbäume und übernahmewürdige Unter- und Mittelständer übrig sind. Durch die zunehmende Auflichtung gelangt sukzessive mehr Sonnenstrahlung durch das Kronendach, wodurch im Bestand größere Temperaturmaxima und physiologisch günstigere Bedingungen für *A. viridis* entstehen und gleichzeitig immer mehr Stämme direkter Strahlung ausgesetzt sind. Dabei unterscheidet sich auch hier die Situation der Ausleseebäume von der der übrigen Buchen. Die ohnehin vitalen Ausleseebäume konnten durch die regelmäßige Entnahme ihrer Bedränger ihre Kronen immer weiter ausbauen, wodurch auch bei vollständiger Freistellung ein größerer Teil des Stammes durch die eigene Belaubung beschattet wird und bei ausreichender Wasserversorgung zudem ein starker Transpirationsstrom vor Überhitzung schützt. Nach dem rheinland-pfälzischen Verfahren behandelte Ausleseebäume wurden sogar bereits während der Dimensionierung vollständig freigestellt, so dass sich

ihre Situation während der Verjüngungsphase nicht mehr wesentlich ändert. Eine Überhitzung bleibt unwahrscheinlich, solange es nicht zu Trockenstress kommt. Wegen der in Niedersachsen und vor allem in Bayern moderateren Umlichtung während der Durchforstungen konnten die Ausleseebäume dort zwar meist nicht die Kronenvolumina der rheinland-pfälzischen Buchen entwickeln, doch verfügen auch sie über hohe Vitalität und relativ gut ausgebaute Kronen so dass das Risiko von Sonnenbrand und Prachtkäferbefall bei ausreichender Wasserversorgung ebenfalls gering ist. Insbesondere durch die größere unbeschattete Stammoberfläche ist jedoch davon auszugehen, dass unter Trockenstress das Risiko in Niedersachsen und vor allem in Bayern stärker zunimmt als das der Buchen in Rheinland-Pfalz.

Auch die Nicht-Ausleseebäume konnten sich während der Dimensionierungsphase abhängig vom jeweiligen Verfahren unterschiedlich entwickeln. Da in Bayern und Rheinland-Pfalz die Zwischenfelder unbehandelt blieben, weisen diese Bestandesteile zu Beginn der Verjüngung oft einen dichten Kronenschluss auf. Folgen dieses Dichtstandes sind geringe Kronenbreiten (DIELER & PRETZSCH 2010) und hohe Kronenansätze (HEIN et al. 2007), so dass diese Buchen nach ihrer Freistellung nicht so effektiv durch Selbstbeschattung und Transpirationskühlung vor Überhitzung geschützt sind wie die Ausleseebäume. Auch eine Anpassung an direkte Besonnung durch Ausbildung einer dickeren Borke (HARTIG 1900) war ihnen nicht möglich. Die Ausprägung dieser Effekte ist umso stärker zu erwarten, je länger die Buchen im Dichtschluss standen, also je später im Verlauf der Verjüngungsnutzung sie freigestellt werden. Sind die Kronen so klein, dass der Transpirationsstrom für eine ausreichende Kühlung zu gering ist, sind auch ohne Auftreten von Trockenstress Hitzeschäden und die damit verbundene hohe Prachtkäferdisposition nicht auszuschließen. Diese Gefahr besteht grundsätzlich auch in Niedersachsen. Da dort jedoch bereits während der Auslesedurchforstungen auch in den Zwischenfeldern Bäume entnommen wurden, ist mit besser ausgebauten Kronen der verbliebenen Buchen zu rechnen (NAGEL & SPELLMANN 2008), so dass die oben beschriebenen Effekte zumindest gemildert werden. Darüber hinaus fördern die durchgeführten hochdurchforstungsartigen Eingriffe die Entwicklung des Unter- und Zwischenstandes (PRETZSCH 1996), welcher den Stämmen der Altbuchen zusätzlichen Schatten bietet.

Das Übergreifen eines Befalls auf die aufkommende Verjüngung ist im Übrigen verfahrensunabhängig kaum zu befürchten. Auch in den Untersuchungsbeständen mit

vergleichsweise hohen Aktivitätsdichten des Buchenprachtkäfers konnten keine Eiablagen, sondern lediglich Blattfraß der Imago an jungen Pflanzen beobachtet werden. Und selbst während der Massenvermehrungen in Baden-Württemberg fand KAMP (1952) „in Jungwuchs und Stangenholz auch in der Nähe von Befallsherden kaum Befall“.

Im Wesentlichen zeigt der Vergleich der beschriebenen aktuellen Verfahren, dass alle drei durch ihre Zielstärkenorientierung und das Streben nach einem gemischten, strukturreichen Bestandaufbau lange Verjüngungszeiträume unvermeidbar machen. Die damit verbundene zunehmende Auflichtung in der Verjüngungsphase führt – zumindest bei Wassermangel – zu einer erhöhten Disposition gegenüber Sonnenbrand und Prachtkäferbefall.

Die in Rheinland-Pfalz geltende höchste Priorität auf der Vitalität der Ausleseebäume und deren besonders konsequente Förderung durch permanente Umlichtung bewirken, dass diese – unter Inkaufnahme einer vorübergehend höheren Disposition während der Dimensionierung – für die Verjüngungsphase durch extreme Vitalität und die daraus resultierenden Selbstschutzmechanismen sowie die frühzeitige Gewöhnung an direkte Strahlung am besten gerüstet sind. Geht man von den bisherigen Erfahrungen aus, nach denen diese Phase die kritischste ist, erscheint das Risiko für die Wertträger nach dem rheinland-pfälzischen Konzept daher als das geringste.

Für die Nicht-Ausleseebäume in Rheinland-Pfalz gilt dies hingegen nicht, da dort – wie in Bayern – während der Dimensionierung keine Eingriffe in den Zwischenfeldern vorgesehen sind. Damit verbleiben auch kleinkronige Buchen von geringer Vitalität und geringer Gewöhnung an Besonnung bis zu ihrer Freistellung im Zuge der Verjüngung im Bestand. Entnahmen in den Zwischenfeldern finden nur in Niedersachsen statt, so dass dort – ebenfalls unter Inkaufnahme eines vorübergehend höheren Risikos während der Dimensionierung – eine größere Zahl vitaler Nicht-Ausleseebäume mit einem dichteren Unter- und Zwischenstand zu erwarten ist.

4.10.2 Andere Bewirtschaftungsverfahren

Wie zu Beginn dieses Kapitels bereits erwähnt gibt KAMP (1956) dem seinerzeit in Baden-Württemberg vorgegebenen Blendersaumschlag nach WAGNER (1915) eine erhebliche Mitschuld an den von ihm beschriebenen Massenvermehrungen. Dieser habe zu Südrändern geführt und damit „die Ausbreitung des Prachtkäfers entscheidend gefördert“.

Der Blendersaumschlag ist ein „geradliniger Saumhieb mit freiem Vorgriff in den Altbestand“ (WAGNER 1915). In der Tat ist es also ein Charakteristikum dieses Verjüngungsverfahrens, dass mit dem Hiebsfortschritt immer wieder neue Ränder geöffnet werden. Allerdings sieht der Blendersaumschlag ausdrücklich ein Vorrücken des Saumes von Nord nach Süd vor, gerade weil WAGNER (1915) die Gefahren eines Süd- oder Westsaumes unbedingt vermeiden möchte. Er weist nachdrücklich auf die Notwendigkeit schützender Waldrandstrukturen zu diesen Himmelsrichtungen hin und erwähnt in diesem Kontext mehrfach das Sonnenbrandrisiko der Buche. Zu offenen Altholzrändern sollte es so nur zur sonnenabgewandten Seite der Schlagreihen kommen, während nach Süden ein stufiger Aufbau entsteht. Bei Umsetzung dieser Prinzipien erscheint dieses Verfahren daher als gut geeignet, um Sonnenbrand- und Buchenprachtkäferschäden zu vermeiden. Wie es dennoch wesentlich mitverantwortlich für Massenvermehrungen des Käfers gewesen sein könnte, war an dieser Stelle nicht endgültig zu klären. Eine mögliche Ursache ist die von RITTERSHOFER (1999) kritisierte Überbetonung der räumlichen Ordnung. Diese habe zu „linearen, unabhängig vom Relief geführte Säumen“ und „durchwindeten Altholzkulissen“ geführt. Ähnliche Probleme sieht offenbar auch VANSELOW (1963), der den Blendersaumschlag als „einseitig“ und „Rückfall in die Zeit der Generalregeln“ ablehnt.

Als alternatives Verjüngungsverfahren zum Blendersaumschlag empfiehlt KAMP (1956) das „Dunkelschlagverfahren“ nach HARTIG (1808), welches „eine Massenvermehrung des Buchenprachtkäfers wohl kaum gestattet“. Bei diesem heute als Großschirmschlag bezeichneten Verfahren (DENGLER 1935; VANSELOW 1963) sieht HARTIG (1808) als ersten Eingriff einen Besamungshieb vor, der den Bestand gerade so weit auflichtet, dass die Naturverjüngung eingeleitet wird. Zwei Jahre später folgt ein Lichtungshieb und nachdem die Verjüngung etwa kniehoch ist bereits die Räumung. Spätere Modifizierungen bestanden in der Hinzunahme von Vorbereitungshieben zur Anregung

der Samenproduktion und einer höheren Zahl von Lichtungshieben vor der vollständigen Räumung, so dass die Verjüngungszeiträume bis zu 15 Jahre betragen konnten (RITTERSHOFER 1999).

KAMPS (1956) Auffassung, dass dieses Verfahren zur Vermeidung von Prachtkäferkalamitäten geeignet sei, kann zumindest eingeschränkt zugestimmt werden. Da die Buchen bis kurz vor der Verjüngung im Kronenschluss stehen, genießen sie die längste Zeit ihres Lebens einen effektiven Strahlungsschutz durch das Kollektiv. Allerdings sind die einzelnen Bäume dadurch nicht auf die Auflichtungen durch Besamungs- und Lichtungshiebe vorbereitet, so dass während der Verjüngung mit einem hohen Sonnenbrand- und Befallsrisiko zu rechnen ist. Der Vorteil des Großschirmschlags wiederum liegt in der Kürze dieser gefährlichen Phase. Bei Auftreten von Sonnenbrand und Prachtkäferbefall kann die damit verbundene Holzentwertung, vor allem durch Stammtrocknis und Pilze wie *F. fomentarius* weniger lange fortschreiten. Zudem kann bei ausreichendem Verjüngungsfortschritt auch eine vorzeitige Räumung erwogen werden, da bei korrekter Anwendung während der Lichtungshiebe bereits flächendeckend Jungwuchs vorhanden ist.

Insbesondere durch die deutlich längeren Verjüngungszeiträume von bis zu 60 Jahren (Bayern) weisen aktuelle Buchenkonzepte wie die in Bayern, Niedersachsen oder Rheinland-Pfalz ein höheres Sonnenbrand- und Prachtkäferisiko als der Großschirmschlag. Dieser führt jedoch nicht zu struktur- und baumartenreichen Dauerwäldern, sondern zu gleichaltrigen Reinbeständen (BARTSCH & RÖHRIG 2016), womit er im totalen Gegensatz zu den in Kap. 4.10.1 genannten ökologischen Zielen steht. Zudem ist der Großschirmschlag sehr risikobehaftet, da er vom großflächigen Anwuchserfolg nach einem oder zumindest wenigen Samenjahren abhängig ist und damit „alles auf eine Karte“ setzt (DENGLER 1935). Darüber hinaus bewirkt die schematische Räumung eines Bestandes innerhalb einer relativ kurzen Zeitspanne, dass viele Wertträger aus ökonomischer Sicht zu früh (geringe Durchmesser) oder zu spät (Rotkern) geerntet werden.

Um die höhere Sicherheit gegen Prachtkäferbefall als Vorteil des Großschirmschlages einzuordnen, ist zudem auch das tatsächliche Ausmaß der Schäden zu betrachten. Der Schadholtanfall der Buche ist schon in der Gesamtheit deutlich geringer als der anderer Hauptbaumarten (BLOCK 2006). Und auch bei expliziter Betrachtung der Schäden

speziell durch Rindenbrüter sind diese seit den Kalamitäten der Nachkriegsjahre – trotz einiger lokaler starker Schäden – insgesamt auf niedrigem Niveau. In Baden-Württemberg, wo die Schadholzmengen differenziert nach mutmaßlichen Ursachen veröffentlicht werden, betrug selbst im Jahr nach dem Trockensommer 2003 der Käferholzeinschlag (*A. viridis* und *T. bicolor*) in der Buche nur rund 21.000fm (SCHRÖTER et al. 2005). Das entspricht ca. 1,3% des gesamten damaligen Bucheneinschlages (MLR 2010). Zum Vergleich: Im selben Jahr lag der Käferholzanteil am Fichteneinschlag bei 31%. Für 2012 wurden lediglich noch 3.600fm Buchenkäferholz gemeldet (SCHRÖTER et al. 2013). Auch wenn aufgrund der oft schwierigen Erkennbarkeit des Prachtkäferbefalls von einer gewissen Dunkelziffer auszugehen ist, rechtfertigen diese Schäden keinen waldbaulichen Paradigmenwechsel in Gestalt einer Rückkehr zum Großschirmschlag mit all seinen ökonomischen und ökologischen Nachteilen.

Dennoch darf nicht unbeachtet bleiben, dass im Zuge des Klimawandels von einer zunehmenden Häufigkeit von Trockenstressbedingungen (SUTMÖLLER et al. 2008) ausgegangen werden muss. Die Erfahrungen der Nachkriegsjahre in Baden-Württemberg sowie Mitte der 2000er Jahre in Ungarn (Kap. 1.1) haben gezeigt, welche verheerende Massenvermehrungen des Buchenprachtkäfers bei einer Abfolge mehrerer klimatischer Extremjahre möglich und früher oder später auch zu erwarten sind. Daher ist die Bewirtschaftung der Buche weiter zu hinterfragen und anzupassen. Derzeit besteht hierzu noch erheblicher Forschungsbedarf (BOLTE 2005). Auf der Grundlage des aktuellen Kenntnisstandes muss es vor allem das Ziel sein, Präventionsmaßnahmen zu treffen, die in die bestehenden auslesebaumorientierten Behandlungskonzepte integrierbar sind ohne zu stark mit deren ökonomischen und ökologischen Zielen konkurrieren.

4.10.3 Integrierbare Präventionsmaßnahmen

4.10.3.1 Bestandesbegründung

Da Trockenstress die Gefahr von Sonnenbrand und Prachtkäferbefall erheblich erhöht, ist davon auszugehen, dass Buchenökotypen, die widerstandsfähiger gegenüber Wassermangel sind, auch eine geringere Disposition gegenüber Hitzeschäden und *A. viridis* aufweisen. RENNENBERG et al. (2004) empfehlen angesichts der an den meisten süddeutschen Standorten erwarteten Zunahme von Trockenstressphasen die Verwendung von „Ökotypen aus dem Bereich der südlichen Verbreitungsgrenze“.

Diese Empfehlung ist jedoch hoch umstritten und erscheint zumindest verfrüht. Auch wenn Ökotypen aus trockeneren Gebieten besser an Wassermangel angepasst sein können, ist der Wasserhaushalt nicht der einzige Faktor, der mittel- und südeuropäische Buchenstandorte unterscheiden kann. So weisen AMMER et al. (2005) auf die unterschiedlichen Winter- und Spätfrostresistenzen solcher Herkünfte hin. Sie halten es für fatal, die hohe Variabilität heimischer Ökotypen nicht für die Klimaanpassung der Buchenbestände zu nutzen und stattdessen Herkünfte zu verwenden, deren Anpassung an unsere Standorte und Klimate unklar ist. Auch BOLTE (2005) sieht die Verwendung gebietsfremder Herkünfte nicht als Alternative, solange ihre Anpassungsfähigkeit an die Gesamtheit aller herrschenden Umweltfaktoren nicht sichergestellt ist. Er macht darauf aufmerksam, dass die genetischen Grundlagen der Anpassung der Buche an unterschiedliche Klimabedingungen bislang noch unerforscht seien. Auch er geht davon aus, dass sich Buchen aus feuchteren Klimaten durch Selektion in der Verjüngungsphase an trockeneres Klima anpassen könne und daher vor allem die Naturverjüngung ein geeignetes Mittel zur Klimaanpassung sei. Erlauben die Umstände keine natürliche Verjüngung, empfiehlt er die Pflanzung anpassungsfähiger lokaler Buchenherkünfte, die zur Förderung der Selektion in engem Verband gepflanzt werden. Ein erheblicher Ausfall von Pflanzen durch die Ausleseprozesse ist dabei in Kauf zu nehmen. Tatsächlich erscheint dies als das kleinere Übel verglichen mit den vielen Unwägbarkeiten, die derzeit noch mit der Einbringung fremder Herkünfte einhergehen würden.

4.10.3.2 Mischbestände

Die Förderung von Mischbeständen gilt als ein wichtiges forstwirtschaftliches Instrument zur Bewältigung des Klimawandels. Neben dem Effekt der Risikostreuung (UTSCHIG et al. 2004) sind Bäume in solchen Bestände häufig auch resistenter gegenüber abiotischen und biotischen Schäden als es in Monokulturen der Fall ist (GRIESS & KNOKE 2011). Als besonders geeignet erscheint hierzu aus heutiger Sicht die Eiche. Die Eiche eignet sich wie die Buche zur Wertholzproduktion und ist unter den Hauptbaumarten die widerstandsfähigste gegenüber Sommertrockenheit, so dass ZANG et al. (2011) von einer „besonderen Anbaueignung bei erhöhter Frequenz extremer Trockensommer“ ausgehen. Von den beiden in Deutschland heimischen Arten gilt dabei die Traubeneiche (*Q. petraea*) als trockenheitsresistenter als die Stieleiche (*Q. robur*) (DICKSON & TOMLINSON 1996; GIEGER 2002). Buche und Eiche treten gemeinsam in vielen natürlichen Waldgesellschaften auf, die von der Buche (z. B. *Luzulo-Fagetum*) oder an trockeneren Standorten auch von der Eiche (z. B. *Galio-Carpinetum*) dominiert werden (WALENTOWSKI et al. 2004).

Kommt es in Folge von Wassermangel zum Ausfall der beteiligten Buchen ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass der Eichenanteil überlebt und weiterentwickelt werden kann, so dass der wirtschaftliche Schaden – je nach Anteil – deutlich geringer sein kann. Aber die Buche kann auch unmittelbar von der Vergesellschaftung mit der Eiche profitieren. PRETZSCH (2012) konnte nachweisen, dass die Buche in Mischbeständen mit der Eiche resistenter und resilienter gegenüber Trockenstress ist als in Reinbeständen. In seinen Untersuchungen erwiesen sich die Zuwachsverluste der Buche in Anwesenheit der Eiche nach einem Trockenjahr als deutlich geringer und auch ihre anschließende Erholung erfolgte schneller als im Reinbestand. In Mischung mit der Fichte hingegen zeigte die Buche diesen Effekt nicht. Eine naheliegende Ursache liegt in der hydraulischen Anhebung („Hydraulic Lift“). Bei diesem Phänomen wird Wasser in tieferen, feuchteren Bodenschichten von den Wurzeln absorbiert und nachts in höheren, trockeneren Schichten wieder freigesetzt (CALDWELL & RICHARDS 1989). Auf diese Weise kann die Wasserversorgung nicht so tief wurzelnder Arten, hier der Buche, verbessert werden (CALDWELL et al. 1998). Die Fähigkeit der hydraulischen Anhebung konnte bereits für einige Baumarten nachgewiesen werden, darunter auch *Q. petraea* und *Q. robur* (ZAPATER et al. 2011). Je größer die erwartete Häufigkeit und

Länge von Wassermangelphasen an einem Standort erwartet werden, desto stärker sollte die Eiche an geeigneten Buchenbeständen beteiligt oder auch als führende Baumart eingebracht werden, um den Wasserhaushalt zu stabilisieren und das wirtschaftliche Risiko durch einen Ausfall der Buche zu verringern.

4.10.3.3 Bestandesränder

Dass offene, sonnenexponierte Bestandesränder ein hohes Sonnenbrandrisiko für Buchenbestände darstellen, ist ebenso seit Langem bekannt wie die damit einhergehende erhöhte Befallsgefahr durch *A. viridis* (HEERING 1956b; KAMP 1956). Einen wirksamen Schutz vor direkter Besonnung der Buchenstämme am südlichen und westlichen Bestandesrand und der damit verbundenen Sonnenbrandgefahr können eine geeignete Waldrandvegetation oder ein dichter Trauf bieten.

Ein Trauf durch tief bekronte Randbuchen birgt allerdings immer noch die Gefahr, dass die Stämme dieser Bäume nicht vollständig durch die eigenen Blätter beschattet sind und es so doch zu einzelnen Sonnenbrandschäden kommen kann. Fällt ein solcher Randbaum dann schließlich aus, entsteht eine Lücke, welche die dahinter stehenden Buchenstämme der Strahlung aussetzt. So kann es zu einem Dominoeffekt kommen, bei dem sich die Schäden sukzessive in den Bestand hinein bewegen. Zudem liegt der besonders sonnenbrandgefährdete Südwestbereich eines Bestandes in der Hauptwindrichtung. Da die Buche für eine Laubbaumart vergleichsweise stark sturmgefährdet ist (SCHWERDTFEGER 1981), besteht auch dieses Ausfallrisiko für Buchen als Traufbäume.

Zuverlässiger ist es daher, den Trauf aus sonnenbrandresistenten und sturmfesten Arten zu bilden. Auch hier scheint die Eiche als besonders geeignet, da sie durch ihre dicke Borke vor Sonnenbrand geschützt ist und auch nach vorübergehender Beschattung rasch neue Wasserreiser ausbilden kann (WAGNER 1915). Ferner ist sie besonders widerstandsfähig gegenüber Sturmereignissen (SCHWERDTFEGER 1981). In den gerade auf trockenstressgefährdeten Standorten ohnehin empfehlenswerteren

Mischbeständen mit der Eiche (Kap. 4.10.3.2) empfiehlt es sich daher, bei der Begründung in den sonnenexponierten Randbereichen der Eiche den Vorzug zu geben.

4.10.3.4 Totholzmanagement

Aus Naturschutzgründen wird in Buchenbeständen ein Totholzinventar angestrebt, welches sich aus stehendem und liegendem Holz zusammensetzt. Totholzkonzepte wie das der BAYSF (2009) sehen vor, liegendes Totholz vor allem durch das Belassen von Stammholz und Kronenästen nach Schadereignissen oder im Zuge regulärer Hiebsmaßnahmen zu generieren.

Geht man von den hier (Kap. 3.2.4) wie auch von KAMP (1952) beobachteten Zeiträumen aus, beginnt normalerweise spätestens sechs Wochen nach der Fällung die Attraktivität eines liegenden Baumes deutlich abzunehmen. Nach drei bis vier Monaten verliert er sie fast immer ganz. Geht man zudem davon aus, dass der Buchenprachtkäfer etwa Ende Mai (HEERING 1956a) bis Anfang Juni mit der Eiablage beginnt, sind an Bäumen, die im März oder früher gefällt wurden, kaum Eiablagen zu erwarten. Aus Waldschutzsicht empfiehlt es sich daher, in prachtkäfergefährdeten Beständen die in den Naturschutzkonzepten angestrebten Mengen liegenden Totholzes mit dem Wintereinschlag bereitzustellen. Werden die Bäume vor Januar gefällt, können sie auch in befallenen Beständen belassen werden, ohne dass sie dem Käfer als Brutraum dienen können. Sollen dennoch Buchen, die im April oder später geworfen oder ausnahmsweise auch gefällt wurden, in einem Risikobestand (z. B. sonnenbrandgeschädigt, Trockenstress) verbleiben, empfiehlt es sich, die Bäume etwa zwischen Ende Juli und Anfang September einer einfachen Sichtkontrolle zu unterziehen. Zu dieser Zeit ist die Haupteiablagezeit vorüber, die Gelegedeckschichten jedoch sind noch nicht verwittert, so dass sie einen Befall leicht erkennbar machen. Wenn man dabei auf größere Zahlen von Eigelegen bzw. deren Resten stößt, sollte man die Bäume entfernen bevor im Folgesommer Käfer ausfliegen können.

Allerdings ist beim Belassen von Totholz nicht nur die Frage nach der Attraktivität für Eiablagen zu beachten. Buchen, die im Winter eingeschlagen werden, können natürlich

auch bereits von Larven aus Gelegen des Vorjahres bewohnt sein. Bereits vorhandene Larven könnten sich auch nach der Fällung weiterentwickeln und im Sommer ausfliegen. Handelt es sich um einen Buchenbestand, der durch sein Erscheinungsbild (viele „Spieße“, Sonnenbrand) hohe Dichten des Käfers erwarten lässt, empfiehlt sich daher eine Inspektion der Stämme. Sind diese schon seit mehreren Jahren besiedelt, sind die typischen Ausfluglöcher der Imago (Abb.17) gut sichtbar. In dem Fall jedoch, dass er im letzten Sommer erstmalig mit Eiern belegt wurde, gibt es oft keine makroskopisch erkennbaren Hinweise. Zu klein sind die Einbohrlöcher der Larven und die markanten Saftflecken treten nicht immer auf. Will man sicher sein, kann man an den ehemaligen Süd- und Westseiten der Stämme stichprobenweise Rinde entfernen und nach den charakteristischen Fraßgängen suchen (Abb.38).

Grundsätzlich ähnlich ist die Gefährdung durch stehende, abgestorbene oder absterbende Buchenstämme zu beurteilen. Im Gegensatz zu gefälltten Buchen, ist es bei diesen jedoch praxisfern, von bestimmten Zeiträumen ab dem Zeitpunkt des Absterbens zu sprechen, da dieser meist nicht bekannt ist oder das Absterben ein längerer Prozess war bzw. noch im Gange ist. Der für eine Besiedlung limitierende Faktor, die fortschreitende Austrocknung der Rinde, kann daher nur durch Sichtprüfung eingeschätzt werden. Vollständig vertrocknete Rinde ist für *A. viridis* als Brutraum nicht mehr erschließbar. Konnten jedoch bereits vorhandene Larven noch vor der Austrocknung das relativ trockenresistente Vorpuppenstadium erreichen, ist es möglich, dass diese ihre Entwicklung noch vollenden können. Erst wenn sich die Rinde bereits löst, ist in ihr kein Stadium mehr lebensfähig und daher kein Imagoausflug mehr zu erwarten (HEERING 1956b).

Aber nicht nur Stammholz kann *A. viridis* als Brutraum dienen. An den Fangbäumen zeigte sich, dass nach der Fällung auch Äste ab 5cm Stärke mit Eiern belegt wurden. Allerdings konnte hier an Durchmessern unter 11cm nie die Entwicklung zur Imago nachgewiesen werden. Da es insgesamt nur relativ wenige Käferausflüge an den Ästen der Fangbäume gab und andere Untersuchungen zu solchen Mindestdurchmessern nicht vorliegen, muss dieser Wert jedoch keineswegs die Untergrenze sein. Aufgrund der raschen Austrocknung schwächerer Äste (HILT & AMMER 1994) ist aber davon auszugehen, dass der Mindestdurchmesser an gefälltten Buchen, der eine vollständige Entwicklung erlaubt, weit über dem an stehenden Bäumen liegt. Möchte man ganz sichergehen, dass im Bestand verbleibende Kronen keinen Brutraum bieten, empfiehlt

es sich diese nicht im Ganzen zu belassen, sondern zu zerkleinern. KAMP (1952) machte die Erfahrung, dass ein „Kurzschneiden der Hölzer auf Meterlänge“ zur „vorzeitigen Abtötung der Brut infolge vorzeitigen Austrocknens“ führe.

Eine weitere Form des Totholzes schließlich besteht in nach der Fällung verbleibenden Stöcken. Zwar konnten an solchen während der hier zugrunde liegenden sehr geringen Populationsdichten keine Eiablagen beobachtet werden. Jedoch beschreiben sowohl KAMP (1952) als auch HEERING (1956a) zahlreiche Eiablagen und erfolgreiche Käferentwicklungen an frischen Stöcken während Massenvermehrungen. In Risikobeständen empfiehlt es sich daher, einen möglichst tiefen Fällungsschnitt anzusetzen, um *A. viridis* möglichst wenig Brutraum anzubieten und die Austrocknung des Stockes zu beschleunigen.

4.10.4 Maßnahmen bei akutem Befall

Bestimmte Buchenbestände sind besonders durch Prachtkäferbefall bedroht. Dabei handelt es sich um aufgelichtete und/oder an der sonnenexponierten Seite offene Altbestände auf zu Wassermangel neigenden Standorten. Aufgrund des sekundären Charakters von *A. viridis* weisen Risikobestände zudem bereits vorausgehende Vitalitätsverluste, meist durch Trockenstress und Sonnenbrand, auf oder sind durch solche akut gefährdet. Sind bereits an zahlreichen Bäumen „Spieße“ sichtbar oder Kronenteile abgestorben oder sind am Stamm Sonnenbrandsymptome erkennbar, ist eine erhöhte Prachtkäferdichte bereits wahrscheinlich. In solchen Risikobeständen ist es zu empfehlen, die Befallssituation und die Populationsentwicklung von *A. viridis* zu überwachen. Die Reichweite der hier verwendeten Kombifallen erwies sich jedoch als gering (Kap. 4.1), so dass sie zur Erfassung der Populationsentwicklung auf Bestandesebene in großer Zahl und mit entsprechend hohem Aufwand installiert und kontrolliert werden müssten. Zur Entwicklung effektiverer Fangsysteme besteht daher weiter Forschungsbedarf (Kap. 4.1). Auch das Auslegen von Fangbäumen ist kein geeignetes Überwachungsinstrument, da sich die hier gefällten Buchen oft ohne erkennbaren Grund und trotz benachbarter Lage stark in ihrer Attraktivität unterscheiden (Kap. 4.5.1). Werden an einem Fangbaum mehrere Hundert Gelege gefunden, kann zwar von einer hohen Individuendichte ausgegangen werden, findet

man nur wenige Ablagen, kann jedoch die Dichte dennoch erhöht sein. Will man zu diesem Mittel greifen, müssten daher gleich mehrere Buchen gefällt und dies aufgrund der auf einige Wochen begrenzten und meist schon nach kurzer Zeit stark abnehmenden Attraktivität (Kap.3.2.4) gleich mehrmals wiederholt werden. Dieses Vorgehen wäre mit hohem Aufwand verbunden und würde zudem durch den bereitgestellten zusätzlichen Brutraum sowie die durch die Fällung entstandene zusätzliche Auflichtung die Umweltkapazität für *A. viridis* erhöhen.

Am sinnvollsten scheint es, Risikobestände im Sommer zu begehen und an den Bäumen nach Hinweisen zu suchen. Auch bei höheren Dichten ist jedoch der Befall oft über lange Zeit auf den Kronenraum beschränkt und damit kaum erkennbar. Am ehesten können an den Stämmen von Randbäumen Saffflecken oder Eigelege sichtbar sein. Meist bleibt jedoch vor allem das Erkennen der sekundären Befallsmerkmale wie der Spießbildung (Kap. 4.8.6) und des meist den Befall verursachenden Sonnenbrandes (Kap. 4.8.7.1) das wichtigste Mittel. Liegt diese Symptomatik vor, lässt sich durch die Untersuchung gefällter Bäume auf Fraßgänge Gewissheit verschaffen. Dies kann ohne großen zusätzlichen Aufwand im Rahmen der nächsten planmäßigen Hiebsmaßnahme erfolgen oder aber durch sofortige Fällung einzelner verdächtiger Buchen. Wird dabei lediglich an einzelnen exponierten Ästen Befall gefunden, ist dies noch kein Hinweis auf eine ungewöhnlich hohe Aktivitätsdichte. Solcher Befall tritt, wie sich hier zeigte (Kap. 3.6.8), auch während der Latenz regelmäßig auf. Weisen jedoch mehrere der gefällten Bäume in Großteilen ihrer Krone oder am Stamm aktuellen Befall, also Larven oder Eigelege, auf, ist von einer deutlich erhöhten Dichte im Bestand auszugehen.

In diesem Fall stellt sich die Frage nach der Möglichkeit einer kurativen Bekämpfung. Zunächst ist dabei zu bedenken, dass es sich beim Buchenprachtkäfer um einen Sekundärschädling handelt. Gegen ihn vorzugehen ist daher mehr Symptom- als Ursachenbekämpfung. Er kann jedoch das Absterben geschwächter Buchen erheblich beschleunigen oder auch solche vernichten, die lediglich unter temporärem Stress leiden und sich ohne sein Zutun möglicherweise wieder erholen würden.

KAMP (1952) kommt nach seinen Erfahrungen während der Gradationsjahre zu der Empfehlung, einer Massenvermehrung mit „Fangdämmen“ entgegenzutreten. Hierzu sollen an besonnten Bestandesrändern mit mutmaßlich hoher Käferdichte ab Mitte Mai

alle 20 bis 50m stärkere und noch nicht oder nur schwach befallene Buchen als Fangbäume ausgelegt werden. Er geht davon aus, dass diese attraktiver seien, als stehende. HEERING (1956b) hält dem entgegen, dass nach seiner Erfahrung gefällte Buchen weniger attraktiv seien als stehende und diese Bekämpfungsmethode zudem sehr teuer und daher ungeeignet sei. Wie oben bereits angeführt erwies sich hier die Attraktivität liegender Buchen – oft ohne erkennbaren Grund – als höchst unterschiedlich (Kap. 4.5.1), so dass es in der Praxis schwerfallen dürfte, die richtigen Buchen auszuwählen. Zudem muss gerade vor dem Hintergrund des heute deutlich höheren Wertes von Buchenholz dem Argument der hohen Kosten zugestimmt werden. Und schließlich bedeutet die Fällung vitaler Buchen als Fangbäume im Bestandesrandbereich auch die Öffnung neuer Angriffsflächen für *A. viridis*. KAMPS` (1952) Empfehlung muss daher hier widersprochen werden.

Eine weitere denkbare Maßnahme ist die Fällung und Abfuhr befallener Buchen, wie es z. B. bei Buchdruckerbefall der Fichte selbstverständlich ist (LOBINGER 2015). Das Dilemma bei der Buche ist jedoch, dass ein befallener Baum dem Käfer zwar als Ausbreitungsherd dienen kann, seine Entnahme jedoch andererseits für eine weitere Auflichtung des Bestandes sorgt. Vor diesem Problem steht man zwar z. B. auch bei von *A. biguttatus* befallenen Eichen, jedoch beschränkt sich der Nachteil einer Auflichtung in Eichenbeständen vor allem auf die resultierenden höheren Bestandestemperaturen, welche die Biologie des Eichenprachtkäfers begünstigen (SEEMANN et al. 2001). Bei der Buche hingegen kommt hinzu, dass oft durch die Entnahme eines Baumes ein Nachbar direkter Sonnenstrahlung ausgesetzt wird, was wiederum die Gefahr von Sonnenbrand erhöht, in dessen Folge bei ohnehin hohen Käferdichten der Befall durch *A. viridis* fast sicher ist. Handlungsempfehlungen für andere Baumarten sind daher nicht ohne weiteres auf die Buche übertragbar.

Zunächst gilt es zu beurteilen, ob die Fällung überhaupt zur stärkeren Besonnung anderer Buchen führen würde. Ist z. B. die Verjüngungsnutzung so weit fortgeschritten, dass sich die Altbäume ohnehin schon im Freiland befinden, kann ein befallener Baum ohne Schaden für den verbleibenden Altbestand entnommen und dem Käfer Brutraum entzogen werden. Hier stehen einer Fällung lediglich mögliche Funktionen als Biotopbaum oder als Schirm für den Jungwuchs entgegen. Ist der Baum entbehrlich, kann er bei aktuellem Befall entnommen werden, um dem Käfer Lebensraum zu entziehen und einer Holzentwertung zuvorzukommen.

Beschattet ein Baum jedoch benachbarte Buchen, beginnt die deutlich schwierigere Abwägung. Eine klare Empfehlung hierzu kommt von KAMP (1956). Der rät, grundsätzlich alle sichtbar geschädigten und stark befallenen Buchen vor Beginn der Flugzeit des Buchenprachtkäfers zu entnehmen. HEERING (1956b) vertritt einen anderen Standpunkt. Seiner Auffassung nach sollten befallene Buchen an sonnenexponierten Rändern bis zu ihrem Absterben als „Kampfobjekte“ verbleiben, um so das Vordringen des Käfers für einige Jahre aufzuhalten. Bei Kronenbefall im Bestandesinneren rät er ebenfalls von der Entnahme ab, um das Entstehen neuer Angriffsflächen zu vermeiden. Auch die Ergebnisse dieser Arbeit belegen, wie stark der unmittelbare Zusammenhang zwischen Käferbefall und Auflichtung ist (Kap. 4.8.5). Es empfiehlt sich daher, das Vermeiden weiterer Auflichtungen als höchste Priorität zu setzen. Eine Entnahme sollte lediglich erwogen werden, wenn der Befall einer Buche für einen ansonsten vitalen Bestand untypisch ist und die Nachbarbäume auch bei einer Auflichtung keinen Sonnenbrand befürchten lassen.

Auch wenn die Empfehlung, dem Wirken des Buchenprachtkäfers weitgehend tatenlos zuzusehen, nicht befriedigend sein kann, erscheint sie doch als das kleinere Übel. Eine wirklich sinnvolle Bekämpfung ist nach derzeitigem Stand nicht möglich, wodurch der Prävention eine umso größere Bedeutung zukommt. Sie wird künftige Kalamitäten, die der Klimawandel zweifellos mit sich bringen wird, nicht abwenden, kann aber den Schaden zumindest begrenzen.

5 Zusammenfassung

In lichten Altbeständen sowie an sonnenexponierten Bestandesrändern kam es nach dem Trockensommer 2003 vermehrt zum Absterben von Ästen oder auch größeren Kronenteilen der Buche (*Fagus sylvatica* L.). Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, in welchem Ausmaß der Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis* L.) am Schädgeschehen beteiligt ist, welche Faktoren einen Befall begünstigen und wie das künftige Schadpotenzial des Käfers zu bewerten ist.

In den Jahren 2010 bis 2012 wurden in acht Beständen in verschiedenen Regionen Bayerns mit Hilfe von Fangsystemen – einer Kombination aus Kreuzfensterfallen und Gelbschalen – die Aktivitätsdichten und die Phänologie des Käfers dokumentiert. Als fängisch erwiesen sich die Fallen nur dann, wenn sie im Kronenraum der Buchen installiert wurden. Die insgesamt sehr geringen Fangzahlen (2010: 158 Individuen, 2011: 124, 2012: 102) indizierten für die dreijährige Untersuchungsperiode eine ausgeprägte Latenzphase. Die Schwärmzeiten erstreckten sich in den drei Jahren übereinstimmend von Mai bis September mit Höhepunkt im Juli. Vergleichende Untersuchungen im Kronenraum benachbarter Buchen wiesen auf ein geringes Dispersionsverhalten hin. Die Aktivitätsdichten in einer Krone korrelierten signifikant positiv mit dem Kronenabstand zu den südlichen und westlichen Nachbarbäumen, dem Auftreten von Sonnenbrandschäden sowie mit der an den Fallen gemessenen Lufttemperatur.

Das Eiablageverhalten und die Entwicklung zur Imago sowie das Gefahrenpotenzial von Totholz wurden an insgesamt 20 Fangbäumen studiert. An sieben dieser Bäume wurden Eigelege gefunden (min. 38, max. 159). Der Schlussgrad des Kronenraums über mit Eiern belegten Fangbäumen war signifikant weiter als über unbelegten. Als Ablageort wurden dabei die Stammseiten bevorzugt, die vor der Fällung süd- bis westexponiert waren. Der Großteil der Ablagen erfolgte in den ersten vier Wochen nach der Fällung. Nach spätestens vier Monaten wurden keine weiteren Eier gelegt. Es zeigte sich, dass an frisch gefällten Buchen die vollständige Entwicklung vom Ei zur Imago bis zum nächsten Sommer möglich ist.

In einem dritten Untersuchungsabschnitt wurden – ebenfalls bayernweit – 65 sichtlich vitalitätsgeschwächte Buchen gefällt und auf Prachtkäferbefall wie auch auf andere

Schadursachen untersucht. Von den gefälltten Buchen waren 13 aktuell von *A. viridis* befallen. An weiteren 18 Bäumen konnte nur zurückliegender Befall nachgewiesen werden. Befallen war immer der Kronenraum, nur an fünf Bäumen zudem der obere, süd- bis westexponierte Stammbereich. Befallene Buchen wiesen weitere Kronenabstände zu den südlichen bis westlichen Nachbarbäumen, eine schütterere Belaubung und mehr Kronentotäste auf. Zudem korrelierte der Käferbefall höchst signifikant mit dem Auftreten von Sonnenbrand. Andere Schadorganismen wurden nur in geringem Umfang und ohne Zusammenhang mit dem Auftreten des Buchenprachtkäfers identifiziert.

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass es nach 2003 zu erhöhten Populationsdichten des Buchenprachtkäfers gekommen war, die jedoch nicht das Ausmaß einer Massenvermehrung erreichten. Als entscheidender Wegbereiter des Sekundärschädling erwies sich der Sonnenbrand, der dem Befall fast immer vorausgegangen war. Da Sonnenbrand stark von Wassermangel begünstigt wird, ist im Zuge des Klimawandels mit häufigeren und gravierenderen Schadereignissen zu rechnen. Hinzu kommt, dass heute übliche Bewirtschaftungsverfahren spätestens während der Verjüngungsphase mit zunehmenden Auflichtungen einhergehen, wodurch Angriffsflächen für Sonnenbrand und damit auch den Käferbefall entstehen. Zur Verringerung des Risikos empfiehlt sich die weitere Anpassung der Bestände an Trockenstress und Sonnenbrand durch natürliche Selektion (v.a. durch Naturverjüngung), die Einbringung von Mischbaumarten zur Risikostreuung und zur Verbesserung des Wasserhaushaltes sowie eine Randgestaltung, die übermäßigen Strahlungseinfall verhindert. In gefährdeten Beständen ist zudem ratsam, angestrebte Totholzvorräte mit dem Wintereinschlag zu generieren, da gefällte Buchen nach vier Monaten nicht mehr bruttauglich sind. Bei akutem Befall ist zu beachten, dass die Entnahme einer befallenen Buche oft neue Angriffsflächen im verbleibenden Bestand schafft. Aufgrund der entscheidenden Bedeutung des Sonnenbrandes für das Befallsrisiko durch *A. viridis* werden ökophysiologische Studien zum Sonnenbrand der Buche empfohlen.

6 Summary

Participation of the beech splendour beetle (*Agrilus viridis* L.) in vitality losses of older beeches (*Fagus sylvatica* L.)

After the dry summer 2003 beech trees (*Fagus sylvatica* L.) in thinned old stands as well as on sun exposed edges suffered an increased dieback of branches or even larger parts of crowns. Led by these observations, it was examined to which extent the beech splendour beetle (*Agrilus viridis* L.) is involved in this damage, which factors encourage an infestation and how to assess its future damage potential.

From 2010 to 2012 in eight beech stands in different regions of Bavaria the activity densities and the phenology of the beetle were recorded using a combination of flight interception trap and yellowtrap. The traps only turned out to be effective, when installed in the crown of the beeches. The overall low numbers of trapped beetles (2010: 158 individuals, 2011: 124, 2012: 102) indicated a pronounced latency stage of *A. viridis* during the three-year study period. The beetles swarmed from May up to September peaking in July in each year. The comparison of the number of beetles trapped in the canopy of adjacent beeches reflects a low dispersal tendency. The activity densities in the canopy correlated positively with the crown distance to the southern and western neighbours, the occurrence of sunburn damage as well as with the air temperature measured at the traps.

The oviposition behavior, the development to adults and the potential of deadwood to cause an outbreak were investigated on 20 trap trees in total. On seven of these trees egg clutches were found (min. 38, max. 159 clutches). The canopy density above trap trees with egg clutches was significantly lower than above the others. For oviposition *A. viridis* preferred those sides of the trap trees, which were south or west exposed before felling. Ovipositions occurred mainly in the first four weeks after felling, four months later trap trees were not accepted as breeding trees. The complete development from egg to imago until next summer is possible on freshly felled beeches.

In a third investigation 65 obviously weakened beeches throughout Bavaria were felled and inspected for splendour beetle infestation and for other biotic and abiotic damages. Current infestation by *A. viridis* was observed in 13 of these trees. In additional 18 trees

traces of former infestations could be detected. Infestations occurred always in the crowns, five trees of them suffered also colonization of parts of the upper trunk exposed to south or west. Infested beeches had larger crown distances to southern and western neighbour trees, sparser foliage and more dead branches. It is especially noteworthy that the beetle infestation significantly correlated with the occurrence of sunburn. Other harmful organisms were of less importance and independent from the occurrence of *A. viridis*.

The results suggest that the population densities of the beech splendour beetle were increased after 2003 but did not reach an outbreak level. Sunburn proved to be the most important driving force for *A. viridis* infestation. Because sunburn strongly benefits from drought stress, in the course of climate change more frequent and serious damaging events by the beetle are to be expected. Moreover, current beech management concepts involve a progressive thinning of the beech stands at the latest during the regeneration phase, resulting in attack surfaces for sunburn and beetle infestation. To reduce this risk an adaption of the stands to drought stress and sunburn by natural selection, particularly by natural regeneration is recommended. The introduction of admixed tree species spread the risk spread and improve the water balance. Well constructed forest edges protect the stands from insolation impact. Furthermore, in endangered stands it is advisable to generate target amounts of deadwood in winter, because four months after felling beeches are not suitable for oviposition. In case of an acute infestation, it should be noted that the removal of an infested beech often creates new attack surfaces in the remaining stand. Due to the crucial importance of insolation impact for the risk of infestation by *A. viridis* ecophysiological studies on the sunburn of beech are recommended.

7 Literatur

1. AMMER, C.; ALBRECHT, L.; BORCHERT, H.; BROSINGER, F.; DITTMAR, C.; ELLING, W. (2005): Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa. Kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von RENNENBERG et al. (2004). In: AFJZ 176 (4), S. 60–67.
2. AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt 110 (1), S. 149–157.
3. ANULEWICZ, A.; MCCULLOUGH, D.; CAPPAERT, D.; POLAND, T. (2008): Host range of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) (Coleoptera: Buprestidae) in North America: results of multiple-choice field experiments. In: Environmental entomology 37 (1), 230–241.
4. ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme, 5. Auflage. Eching bei München.
5. AREND, J. -P.; EISENBARTH, E.; PETERCORD, R. (2006): Buchenkomplexkrankheit in Luxemburg und Rheinland-Pfalz - Schadsymptome, Ausmaß und Entwicklung der Schäden. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. In: Interreg III A DeLux, Bd. 59. Trippstadt (59), S. 11–22.
6. AWMACK, C.; LEATHER, S. (2002): Host plant quality and fecundity in herbivorous insects. In: Annual Review of Entomology 47 (1), S. 817–844.
7. BAIER, P.; PENNERSTORFER, J.; SCHOPF, A. (2007): PHENIPS - a comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. In: Forest Ecology and Management 249 (3), S. 171–186.
8. BARBEY, A. (1925): Traité d'entomologie forestière à l'usage des forestiers, des reboiseurs et des propriétaires de bois, 2e édition, entièrement revue et augmentée. Pl. VIII. Paris.
9. BARTSCH, N.; RÖHRIG, E. (2016): Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Berlin.
10. BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (Hg.) (2009): Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. Regensburg.

11. BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (Hg.) (2011): Grundsätze für die Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten. Regensburg.
12. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2000): Pflege und Verjüngung der Buche. München.
13. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2015): Richtlinie für Zuwendungen zu waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen eines forstlichen Förderprogramms (WALDFÖPR 2015), Fassung vom 30.04.2015. München.
14. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2011): Waldbericht 2011. München.
15. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2015): Waldbericht 2015. München.
16. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2015): Holzmarktbericht zum I. Quartal in Bayern. München.
17. BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (Hg.) (2012): Staatsminister Helmut Brunner informiert: Ergebnisse der Kronenzustandserhebung 2012 in Bayern. München.
18. BERLESE, A. (1900): Insetti nocivi agli alberi da frutto ed alla vite. Portici.
19. BLOCK, J. (2006): Empfehlungen zur Sicherung der Buchenwälder unter dem Aspekt der aktuellen Buchenerkrankung. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Interreg III A DeLux. Trippstadt (59), S. 203–213.
20. BOHN, U., NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von / with contributions by GOLLUB, G., HETTWER, C., NEUHÄUSLOVÁ, Z., RAUS, T., SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas / Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab / Scale 1:2500000. Münster.
21. BOLTE, A. (2005): Zur Zukunft der Buche in Mitteleuropa. Die klimatische Anpassungsfähigkeit der „Mutter des Waldes“. In: AFZ-Der Wald 60 (20), S. 1077–1078.
22. BOTTERWEG, P. (1983): The effect of attack density on size, fat content and emergence of the spruce bark beetle *Ips typographus* L.. In: Zeitschrift für angewandte Entomologie 96 (1-5), S. 47–55.

23. BRÄSICKE, N.; WULF, A. (2011): Die Waldschutzsituation 2010 in der Bundesrepublik Deutschland. Forest health and forest protection 2010 in the Federal Republic of Germany. In: Journal für Kulturpflanzen (63), S. 61–68.
24. BRÄSICKE, N.; HOMMES, M. (2012): Übersichtsarbeit und Originalarbeiten-Die Waldschutzsituation 2011 in der Bundesrepublik Deutschland. In: Journal für Kulturpflanzen - Journal of Cultivated Plants 64 (3), S. 77.
25. BRÄSICKE, N.; WULF, A. (2013): Die Waldschutzsituation 2012 in der Bundesrepublik Deutschland. In: Journal für Kulturpflanzen (65), S. 129–140.
26. BRAUN, H. J. VON (1976): Das Rindensterben der Buche, *Fagus sylvatica* L., verursacht durch die Buchenwollschildlaus *Cryptococcus fagi* Bär.I. Die Anatomie der Buchenrinde als Basis-Ursache. I. In: European Journal of Forest Pathology 6 (3), S. 136–146.
27. BRAUN, H. J. VON (1977): Das Rindensterben der Buche, *Fagus sylvatica* L., verursacht durch die Buchenwollschildlaus *Cryptococcus fagi* Bär. II. Ablauf der Krankheit. In: European Journal of Forest Pathology 7 (2), S. 76–93.
28. BRAUN, H.U.; DAME, G.; DOHMEN, H.; DÜRHOFT, H.; GERTZ, M.; HEIN, F. et al. (2006): Empfehlungen für eine naturnahe Bewirtschaftung von Buchenrein- und Mischbeständen in Nordrhein-Westfalen. 1. Auflage. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen (Hg.). Münster.
29. BRECHTEL, F.; KOSTENBADER, H.; BENSE, U. (2002): Die Pracht- und Hirschkäfer Baden-Württembergs. Stuttgart.
30. BRESSEM, U. (2008): Komplexe Erkrankungen an Buche. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche, Bd. 3. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 3, S. 69–105. Göttingen.
31. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (Hg.) (2000): Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II. Berlin.
32. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (Hg.) 2004: Die zweite Bundeswaldinventur – BWI 2: Das Wichtigste in Kürze. Berlin.
33. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (Hg.) (2014): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.

34. BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. 2. Auflage. Berlin.
35. CALDWELL, M.; RICHARDS, J. (1989): Hydraulic lift: water efflux from upper roots improves effectiveness of water uptake by deep roots. In: *Oecologia* 79 (1), S. 1–5.
36. CAPPAERT, D.; MCCULLOUGH, D.; POLAND, T.; SIEGERT, N. (2005): Emerald ash borer in North America: a research and regulatory challenge. In: *American Entomologist* 51 (3), S. 152–165.
37. CECH, T.; PERNY, B.; TOMICZEK, C. (2006): Zur Waldschutzsituation der Buche. In: *BFW-Praxisinformation* (12), S. 19–22. Wien.
38. CLEMENT, A. L. (1916): Les Insectes du Saule". In: *The Review of applied Entomology* (A4), S. 423-424
39. CZAJKOWSKI, T. (2006): Zur zukünftigen Rolle der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in der natürlichen Vegetation. Waldökologische Untersuchungen zur Buchen-Naturverjüngung an der östlichen Buchenwald-Verbreitungsgrenze. Dissertation an der Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen.
40. DAMUTH, J. (1987): Interspecific allometry of population density in mammals and other animals: the independence of body mass and population energy-use. In: *Biological Journal of the Linnean Society* 31 (3), S. 193–246.
41. DELB, H. (2004): Rindenbrüter an Buche. *Waldschutz-Info* (4). FVA Abt Waldschutz (Hg.). Freiburg.
42. DENGLER, A. (1935): *Waldbau auf Ökologischer Grundlage*. 2. Auflage. Berlin Heidelberg.
43. DICKSON, R.E.; TOMLINSON, P.T.: Oak growth, development and carbon metabolism in response to water stress. In: *Annales des Sciences Forestières* 53, S. 181–196.
44. DIELER, J.; PRETZSCH, H. (2010): Zur Kronenplastizität der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im Rein- und Mischbestand. In: J. Nagel (Hg.): *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde - Jahrestagung 2010*. Tagungsband, S. 109–117.
45. DIMITRI, L. (1967): Untersuchungen über die Ätiologie des „Rindensterbens“ der Buche. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 86 (5), S. 257–276.

46. DOMINGUE, M. J.; IMREI, Z.; LELITO, J. P.; MUSKOVITS, J.; JANIK, G.; CSÓKA, G. et al. (2013): Trapping of European buprestid beetles in oak forests using visual and olfactory cues. In: *Entomologia Experimentalis et Applicata* 148 (2), S. 116–129.
47. DUELLI, P.; OBRIST, M. K.; SCHMATZ, D. R.: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 1999 (74/1-3), S. 33–64.
48. EBERMAYER, T. (1882): *Die Lehren der Forstwissenschaft. Ein Leitfadens für den Unterricht der Forsteleven zum Gebrauch für Forstkandidaten, Forstpraktikanten, Forstgehilfen, Förster u.s.w. und zum Selbstunterricht für Waldbesitzer und Gutsverwalter.* 3. Auflage. Berlin.
49. EICHHORN, J.; DAMMANN, I.; SCHÖNFELDER, E.; ALBRECHT, M.; BECK, W.; PAAR, U. (2008): Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. In: *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche*, Bd. 3; Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 3), S. 109–131. Göttingen.
50. ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.* Stuttgart: Ulmer.
51. EYLES, A.; JONES, W.; RIEDL, K.; CIPOLLINI, D.; SCHWARTZ, S.; CHAN, K. et al. (2007): Comparative phloem chemistry of Manchurian (*Fraxinus mandshurica*) and two North American ash species (*Fraxinus americana* and *Fraxinus pennsylvanica*). In: *Journal of chemical ecology* 33 (7), S. 1430–1448.
52. FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (FVA) (Hg.) (2012): *Waldzustandsbericht 2012.* Freiburg.
53. FRANCESE, J. A.; MASTRO, V. C.; OLIVER, J. B.; LANCE, D. FT (2005): Evaluation of Colors for Trapping *Agrilus planipennis*. In: *J. Entomol. Sci.* 40 (1), S. 93–95.
54. FRANCESE, J. A.; CROOK, D. J.; FRASER, I.; LANCE, D. R.; SAWYER, A. J.; MASTRO, V. C. (2010): Optimization of trap color for emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). In: *Journal of Economic Entomology* 103 (4), S. 1235–1241.
55. FSC ARBEITSGRUPPE DEUTSCHLAND E.V. (FSC DEUTSCHLAND) (Hg.) (2012a): *Deutscher FSC-Standard. Deutsche übersetzte Fassung. Version 2.3 vom 01.07.2012.* Freiburg.
56. FSC ARBEITSGRUPPE DEUTSCHLAND E.V. (FSC DEUTSCHLAND) (Hg.) (2012b): *FSC. Das Mindeste für Wald. Jahresbericht 2011.* Freiburg.

57. GIEGER, T. (2002): Auswirkungen von Trockenheit und Entlaubung auf den Wasserhaushalt von Stiel- und Traubeneiche. Dissertation an der Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen.
58. GRAF, E.; MANSER, P. (2000): Beitrag zum eingeschleppten Schwarzen Nutzholzborkenkäfer *Xylosandrus germanus*. Biologie und Schadenpotential an im Wald gelagertem Rundholz im Vergleich zu *Xyloterus lineatus* und *Hylecoetus dermestoides*. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 151 (8), S. 271–281.
59. GRANATA, G.; SIDOTI, A. (2004): *Biscogniauxia nummularia*: pathogenic agent of a beech decline. In: Forest Pathology 34 (6), S. 363–367.
60. GRIESS, V.; KNOKE, T. (2011): Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. In: Canadian Journal of Forest Research 41 (6), S. 1141–1159.
61. GRÜNER, J.; METZLER, B. (2006): Nectria-Arten an Buchenrinde mit Phloemnekrosen. In: R. Petercord und J. Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 129–138. Trippstadt.
62. GRÜNER, J. (2009): Mykologische und histologische Untersuchungen zur Grobborkigkeit bei geschädigten Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.). Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. Freiburg.
63. HARTIG, G. L. (1808): Anweisung zur Holzzucht für Förster. 6. Auflage. Marburg.
64. HARTIG, R. (Hg.) (1880): Untersuchungen aus dem forstbotanischen Institut zu München. Berlin Heidelberg.
65. HARTIG, R. (1889): Lehrbuch der Baumkrankheiten. Berlin Heidelberg: Springer.
66. HARTIG, R. (1900): Lehrbuch der Pflanzenkrankheiten. Berlin Heidelberg.
67. HARZ, B.; TOPP, W. (1999): Totholz im Wirtschaftswald: eine Gefahrenquelle zur Massenvermehrung von Schadinsekten? In: Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch 118 (1-6), S. 302–313.
68. HEERING, H. (1956a): Zur Biologie, Ökologie und zum Massenwechsel des Buchenprachtkäfers (*A. viridis* L.). I. Teil. In: Zeitschrift für angewandte Entomologie 38 (1), S. 249–287.

69. HEERING, H. (1956b): Zur Biologie, Ökologie und zum Massenwechsel des Buchenprachtkäfers (*A. viridis* L.). II. Teil. In: Zeitschrift für angewandte Entomologie 39 (3), S. 76–114.
70. HEIN, S.; LENK, E.; KLÄDTKE, J.; KOHNLE, U. (2007): Z-Baum orientierte Auslesedurchforstung in Buche (*Fagus sylvatica* L.): Auswirkungen auf Qualität, Sortenstruktur und Wertleistung. In: Allgemeine Forst-und Jagdzeitung 178 (1), S. 8–20.
71. HENRY, E. (1892): Atlas d'entomologie forestière. Paris.
72. HESS, R. A. (1900): Der Forstschutz (Bd. 2). Leipzig.
73. HEURICH, M. (2001): Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Wissenschaftliche Reihe (14). Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hg.). Grafenau.
74. HEYDEN, L. VON (1893): Catalog der Coleopteren von Sibirien. Berlin.
75. HILT, M.; AMMER, U. (1994): Totholzbesiedelnde Käfer im Wirtschaftswald - Fichte und Eiche im Vergleich. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch 113 (1), S. 245–255.
76. HOLIGHAUS, G.; SCHÜTZ, S. (2006): Strategie der olfaktorischen Wirtsfindung von *Trypodendron domesticum* L. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 119–128. Trippstadt.
77. HUBER, B. (1935): Der Wärmehaushalt der Pflanzen. In: Naturwissenschaft und Landwirtschaft (17). Freising München.
78. JUNG, T.; BLASCHKE, H. (1996): *Phytophthora* root rot in declining forest trees. In: Phytion (36), S. 95–102. Österreich.
79. JUNG, T. (2004): *Phytophthora* schädigt Buchenbestände in ganz Bayern. In: LWF aktuell (43), S. 36–38. Freising.
80. KADEREIT, J.W.; KÖRNER, C.; KOST, B.; SONNEWALD, U. (2014): Strasburger Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften. 37. Aufl. Berlin.
81. KAMP, H.-J. (1952): Zur Biologie, Epidemiologie und Bekämpfung des Buchenprachtkäfers (*A. viridis* L.). In: Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt (Band IX Heft 1), S. 1–42. Stuttgart.

82. KAMP, H.-J. (1956): Die Buchenprachtkäfer-Kalamität auf der Schwäbischen Alb. Schlussbericht über mehrjährige Untersuchungstätigkeit im Forstbezirk Metzingen. In: AFZ-Der Wald (3), S. 26–29.
83. KANGAS, E. (1942): Forstentomologische Studien an einigen Laubhölzern. In: Suomen hyönteistieteellinen aikakauskirja 8 (2), S. 142–163. Helsinki.
84. KÄRNTNER LANDESFORSTDIENST (2009): Buche als Wertholz. Information. Klagenfurt. www.ktn.gv.at/179552_DE-Mischwaldarbeitskreis-Buchenbroschuere.pdf.
85. KATO, F.; MUELDER, D. (1979): Qualitative Gruppendurchforstung der Buche. Grundsätze, Wertentwicklung nach 10 Jahren, praktische Anleitung. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*.
86. KEPPEL, F. T. (1880): Die schädlichen Insekten Russlands. St. Peterburg.
87. KIRCHHOF, J. (2009): Vergleich innovativer Monitoringverfahren bezüglich des Buchenprachtkäfers (*A. viridis fagi*). Bachelorarbeit an der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg. Rottenburg.
88. KLÄDTKE, J. (2001): Konzepte zur Buchen-Lichtwuchsdurchforstung. In: AFZ-Der Wald 56, S. 1047–1050.
89. KLÄDTKE, J. (2003): Großkronige Buchen-ein Konzept zur Wertholzerzeugung? In: FVA-einblick 6 (1), S. 1–3. Freiburg
90. KNAPP, H. D.; EMDE, F. A.; ENGELS, B.; LEHRKE, S.; HENDRISCHKE, O.; KLEIN, M. et al. (2008). Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse. Bundesamt für Naturschutz (Hg.). Bonn.
91. KNIGHT, K.; BROWN, J.; LONG, R. (2013): Factors affecting the survival of ash (*Fraxinus spp.*) trees infested by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). In: Biological Invasions 15 (2), S. 371–383.
92. KNOKE, T.; WENDEROTH, S. (2001): Ein Ansatz zur Beschreibung von Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Farbkernbildung bei Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch 120 (1-6), S. 154–172.
93. KOCH, G.; BAUCH, J.; PULS, J.; SCHWAB, E.; WELLING, J. (2000): Holzverfärbungen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* [L.]) und Möglichkeiten vorbeugender Maßnahmen. In: Holz-Zentralblatt 126 (6), S. 74–75.

94. KÖLLING, C.; BORCHERT, H.; WALENTOWSKI, H. (2005): Die Buche in Mitteleuropa. Eine Waldbaumart mit grandioser Vergangenheit und sicherer Zukunft. In: AFZ-Der Wald, 60 (13): S. 696 – 701.
95. KÖLLING, C.; DALHÄUSER, H.; FOERST, K.; KREUTZER, K.; SAMMLER, P. (2005): Waldatlas Bayern. Karten, Tabellen und Texte zur Forstlichen Wuchsgebietsgliederung. Freising.
96. KÖLLING, C.; ZIMMERMANN, L.; WALENTOWSKI, H. (2007): Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. In: AFZ-Der Wald 62 (11), S. 584–588.
97. KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. In: AFZ-Der Wald (23), S. 1242–1245.
98. KÖLLING, C.; ZIMMERMANN, L.; WALENTOWSKI, H. (2007): Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. In: AFZ-Der Wald 62 (11), S. 584–588.
99. KÖLLING, C.; BACHMANN, M.; FALK, W.; GRÜNERT, S.; WILHELM, G. (2008): Soforthilfe Baumarteneignung-Anbaurisiko-Klimawandel. Technischer Report. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hg.). Freising.
100. KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover.
101. KRIEBITZSCH, W.; VESTE, M. (2012): Bedeutung trockener Sommer für die Photosynthese und Transpiration von verschiedenen Herkünften der Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: Landbauforschung 62 (4), S. 193–210.
102. KROGERUS, R. (1922): Studien über Agrilus-Arten. In: The Review of applied entomology A (A11), S. 148.
103. LAKATOS, F.; MOLNAR, M. (2009): Mass Mortality of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. In: *Acta Silvatica & Lignaria Hungaria* (5), S. 75–82.
104. LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG (FORSTBW) (Hg.) (2010): Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Freiburg, Breisgau.
http://www.naturschutz.landbw.de/servlet/is/67652/Alt-_und_Totholzkonzept.pdf?command=downloadContent&filename=Alt-_und_Totholzkonzept.pdf.
105. LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG (FORSTBW) (Hg.) (2014): Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. Stuttgart. http://www.mlir.baden-wuerttemberg.de/mlr/Bro/ForstBW_Waldentwicklung_web.pdf.

106. LANDESBETRIEB HESSEN-FORST (Hg.) (2008): Hessische Waldbaufibel. Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Kassel.
107. LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2010): Richtlinie zur waldbaulichen Behandlung der Wälder in der Reifephase und im Generationenwechsel. <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/downloads/naturnah/boehmer/reiferili.pdf>.
108. LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (2003): Z-Baum-orientierte Pflegeeingriffe in der Dimensionierungsphase. Mainz.
109. LANGSHAUSEN, J. (2013): Optionen der Wachstumssteuerung zur Produktion von Wertholz bei der Baumart Buche (*Fagus sylvatica* L.). Dissertation.–Freiburg (Breisgau). Online: <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/7266/>. Accessed 15 Jan.
110. LAUFFER, (Vorname unbekannt) (1951): Die Erfahrungen über den Buchenprachtkäfer im Forstbezirk Reutlingen. Gemeindetag Rottenburg, 19.10.1951. Rottenburg.
111. LEITHER, E. (2003): Forstentomologische Untersuchungen an Eichen unterschiedlicher Vitalität des Pfälzerwaldes. Dissertation an der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. Fachbereich Biologie. Mainz.
112. LELITO, J. P.; FRASER, I.; MASTRO, V. C.; TUMLINSON, J. H.; BAKER, T. C. (2008): Novel visual-cue-based sticky traps for monitoring of emerald ash borers, *Agrilus planipennis* (Col., Buprestidae). In: Journal of applied entomology 132 (8), S. 668–674.
113. LEUSCHNER, C.; RODE, M. W.; HEINKEN, T. (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? In: Flora 188 (2), S. 239–249.
114. LEUSCHNER, C.; MEIER, I. C.; HERTEL, D. (2006): On the niche breadth of *Fagus sylvatica*. Soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrock types. In: Annals of Forest Science 63 (4), S. 355–368.
115. LEUSCHNER, C. (2009): Die Trockenheitsempfindlichkeit der Rotbuche vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels. In: Jahrbuch der Akademie der Wissenschaften zu Göttingen, S. 281–296. Akademie der Wissenschaften zu Göttingen (Hg.). Göttingen.

116. LOBINGER, G. (1996): Variations in sex ratio during an outbreak of *Ips typographus* (Col., Scolytidae) in Southern Bavaria. In: Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz 69 (3), S. 51–53.
117. LOBINGER, G.; MUCK, M. (2007): Zunahme des Prachtkäferbefalls in Bayern. Wärmeliebende Insekten in Lauerstellung. In: LWF aktuell 14 (58), S. 6–9.
118. LOBINGER, G.; PETERCORD, R.; BLASCHKE, M.; TRIEBENBACHER, C.; IMMLER, T. (2009): Waldschutzsituation Bayern 2008 und Prognose 2009. In: AFZ-Der Wald 64 (7), S. 340–343.
119. LOBINGER, G. (2015): Buchdrucker und Kupferstecher. Borkenkäfer an Fichte. Freising. http://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/fb_borkenkaefer_fichte_bf.pdf.
120. MAIER, H. (2007): Klimaprognose 2050. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hg.): Klimaänderung und Landwirtschaft - Bestandsaufnahme und Handlungsstrategien für Bayern. 6. Kulturlandschaftstag. Freising, 19.11.2007. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Schriftenreihe der LfL, 13), S. 17–37.
121. MARTONNE, E. (1926): Une Nouvelle fonction climatologique. L'Indice d'aridité. Paris.
122. MATHIEU, A. (1842): Cours de zoologie de l'École Royale Forestière. Nancy.
123. MÁTYÁS, C.; BERKI, I.; CZÚCZ, B.; GÁLOS, B.; MÓRICZ, N.; RASZTOVITS, E. (2010): Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. In: Acta Silvatica & Lignaria Hungaria 6, S. 91–110.
124. MEIER, I.; LEUSCHNER, C. (2008): Genotypic variation and phenotypic plasticity in the drought response of fine roots of European beech. In: Tree Physiology 28 (2), S. 297–309.
125. METZLER, B.; VON ERFFA, R. (2000): Zur Verbreitung von Buchenkrebs in Naturverjüngungen in Baden-Württemberg. Einfluss von Überschildung und Standortfaktoren. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt (119), S. 297–309.
126. METZLER, B.; HECHT, U. (2006): Pilzsukzession im Bereich von Bohrgängen von *Trypodendron domesticum* an stehenden Buchen. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 139–147. Trippstadt.

127. MICHIELS, H. (2008): Dynamisierte Einstufung der Baumarteneignung als Grundlage für die waldbauliche Planung. In: FVA-einblick Wald und Klima, 1/2008, S. 46–52.
128. MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (MLR) (2010): Clusterstudie Forst und Holz Baden-Württemberg.
129. MUCK, M. (2008): Verstärktes Auftreten des Kleinen Buchenborkenkäfers in Bayern. Aktuelle Erkenntnisse zur Schwärmaktivität und zum Befallsverhalten in Abhängigkeit von Lufttemperatur und Holzfeuchte. In: Forstschutz aktuell 45, S. 6–9.
130. MUCK, P.; BORCHERT, H.; HAHN, J.; IMMLER, T.; JOOS, A.; KONNERT, M. et al. (2009): Die Rotbuche – Mutter des Waldes. In Zeiten des Klimawandels kommt unserer heimischen Buche im Waldumbau eine tragende Rolle zu. In: LWF aktuell (69), S. 54–57.
131. MÜLLER, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation an der Technischen Universität München. Freising.
132. NAGEL, R.-V.; SPELLMANN, H.: Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. In: Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 3, S. 221–265. Göttingen.
133. OBENBERGER, J. (1927): *Agrilus communis mokrzeckii* n. ssp., oraz uwagi nad Agrilusami z grupy *A. viridis* (Col., Buprestidae). Warschau.
134. PALM, T. (1951): Die Holz- und Rinden-Käfer der nordschwedischen Laubbäume. De nordsvenska lövträdens ved- och barkskalbaggar. In: Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut, Band 40 Nr. 2. Bispfors.
135. PARFENTEVA, V. Y. (1937): *Zeuzera pyrina* L. in Kamyschin-Saratov-Region. In: The Review of applied Entomology (A26).
136. PARINI, C.; PETERCORD, R. (2006): Der Laubnutzholzborkenkäfer *Trypodendron domesticum* L. als Schädling der Rotbuche. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 63-77. Trippstadt.
137. PEFC DEUTSCHLAND E. V. (Hg.) (2012): Gesehen werden. Jahresbericht 2011. Stuttgart.

138. PEFC DEUTSCHLAND E. V. (PEFC DEUTSCHLAND) (Hg.) (2009): PEFC-Standards für Deutschland–Leitlinie für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung des Waldbesitzes in den regionalen Rahmen. Deutscher Zertifizierungsrat (PEFC D 1002:2009). Stuttgart.
139. PERRIS, É. (1878): Larves de coléoptères. Histoire naturelle des coléoptères de France. Paris.
140. PETERCORD, R. (2006a): Holzbrütende Borkenkäfer als Schädlinge der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). In: Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. (15), S. 225–229.
141. PETERCORD, R. (2006b): Totholzmanagement in Buchenwäldern. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 91-101. Trippstadt.
142. PETERCORD, R. (2006c): Die Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga* LIND.) als Auslöser der Buchenrindennekrose. In: Ralf Petercord und Joachim Block (Hg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 59/06, S. 53-62. Trippstadt.
143. PETRI, K. (1912): Siebenbürgens Käferfauna. Auf Grund ihrer Erforschung bis zum Jahre 1911. Hermannstadt.
144. PETRICE, T.; HAACK, R. (2006): Effects of cutting date, outdoor storage conditions, and splitting on survival of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) in firewood logs. In: Journal of Economic Entomology 99 (3), S. 790–796.
145. PETRICE, T.; HAACK, R. (2007): Can emerald ash borer, *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae), emerge from logs two summers after infested trees are cut? In: Great Lakes Entomologist 40 (1/2), S. 92.
146. PORTCHINSKY, I. A. (1913): Eine Übersicht der Verbreitung der schädlichsten Tiere in Rußland im Jahre 1912. In: The Review of applied Entomology (A2), S. 197pp.
147. PRETZSCH, H. (1996): Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die räumliche Bestandesstruktur. Simulationsstudie über Fichten-Buchen-Mischbestände in Bayern. In: Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Landsberg, ecomed, S. 177–199.

148. PRETSCH, H. (2012): Zuwachsreaktionen auf Trockenstress in Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde Jahrestagung 2012 Ottenstein, S. 21-32.
149. RENNENBERG, H.; SEILER, W.; MATYSSEK, R.; GESSLER, A.; KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? In: Allgemeine Forst und Jagdzeitung 175 (10/11), S. 210–224.
150. RITTERSHOFER, F. (1999): Waldpflege und Waldbau. Für Studium und Praxis. 2. Neubearb. und erw. Auflage. Freising.
151. ROLOFF, A. (2001): Baumkronen. Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Stuttgart.
152. RYALL, K. L.; SILK, P. J.; MAYO, P.; CROOK, D.; KHRIMIAN, A.; COSSÉ, A. A. et al. (2012): Attraction of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) to a volatile pheromone: effects of release rate, host volatile, and trap placement. In: Environmental entomology 41 (3), S. 648–656.
153. SAALAS, U. (1949): Suomen metsähyönteiset. The Forest Insects of Finland. Helsinki.
154. SCHARDT, M.; FAUSTER, B.; GRUPPE, A.; SCHOPF, R. (2006): Einfluss der Blattposition auf Befallshäufigkeit und Entwicklungserfolg von *Rhynchaenus fagi* L. (Coleoptera: Curculionidae) an Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 15, S. 41–44.
155. SCHMUCKER, T. (1942): Silvae orbis. Berlin.
156. SCHNEIDER, I. (1991): Einige ökologische Aspekte der Ambrosiasymbiose. In: Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz 64 (3), S. 41–45.
157. SCHÖNHERR, J.; KRAUTWURST, K. (1979): Beobachtungen über den Buchenborkenkäfer *Taphrorychus bicolor* Hbst. (Col., Scolytidae). In: Anzeiger für Schädlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz 52 (11), S. 161–163.
158. SCHOPF, R.; ENSSLE, J. (2012): Wissenswertes zum Thema Borkenkäfer. In: NABU-Landesverband Baden-Württemberg (Hg.): Fachbeiträge zum geplanten Nationalpark Schwarzwald, S. 32–41. Stuttgart.
159. SCHRAML, C. (2001): Untersuchungen zur Stress-Sensitivität von Ökotypen der Buche (*Fagus sylvatica* L.). Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Schriftenreihe der Professur für Baumphysiologie, 9. Frankfurt/M.

160. SCHRÖTER, H.-J.; DELB, H.; METZLER, B. (2005): Waldschutzsituation 2004/2005. Freiburg (Waldschutz-Info).
161. SCHRÖTER, M.; HÄRDTLE, W.; OHEIMB, G. VON (2012): Crown plasticity and neighborhood interactions of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in an old-growth forest. In: European Journal of Forest Research 131 (3), S. 787–798.
162. SCHRÖTER, H.-J.; DELB, H.; METZLER, B.; JOHN, R.; SCHUMACHER, J. (2013): Waldschutzsituation 2012/2013. Kurzfassung. Freiburg (Waldschutz-Info) (2).
163. SCHÜLER, S.; ZÜGER, J.; GEBETSROITHER, E.; JANDL, R. (2012): Wald im Klimawandel: Temperaturanstieg und sonst?? In: BFW-Praxisinformation (30), S. 5–8. Wien.
164. SCHÜTT, P.; LANG, K. J. (1980): Buchen-Rindennekrose. Butin, H.; König, E.; Schütt, P. (Hg.): Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 17. Hamburg Berlin.
165. SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.J.; STIMM, B. (2002): Lexikon der Baum- und Straucharten. Das Standardwerk der Forstbotanik. Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten. Hamburg.
166. SCHWARTZ, W. (1935): Untersuchungen über die Symbiose von Tieren mit Pilzen und Bakterien. Der Stand unserer Kenntnisse von den physiologischen Grundlagen der Symbiosen von Tieren mit Pilzen und Bakterien. In: Archiv für Mikrobiologie 6 (4), S. 369–460.
167. SCHWENKE, W. (1996): Grundzüge des Massenwechsels und der Bekämpfung des Großen Fichtenborkenkäfers, *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). In: Anzeiger für Schädlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz 69, S. 11–15.
168. SCHWERDTFEGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten. 4. Auflage. Berlin.
169. SEEGMÜLLER, S.; JOCHUM, M. (2002): Beeinflussung der Holzqualität stärkeren Buchen-Stammholzes durch den Befall von Nutzholzkäfern – Eine orientierende Momentaufnahme. Abschlussbericht. Trippstadt.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2015): Wald und Holz. Holzeinschlag. Wiesbaden. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/WaldundHolz/Tabellen/GesamteinschlagHolzartengruppen.html>.
170. SEEMANN, D.; DELB, H.; SCHRÖCK, H. (2001): Empfehlungen zur Behandlung von durch den Zweipunkt-Eichenprachtkäfer (*Agrius biguttatus* F.) geschädigten Eichenbeständen. In: Abt Waldschutz FVA (Hg.): Zur Bedeutung von

- rindenbrütenden Insekten beim Eichensterben. Bericht zum INTERREG II - Programm "Dépérissement Forestier en Vallée du Rhin - Waldschäden im Rheintal", S. 27–30. Freiburg.
171. SILK, P. J.; RYALL, K.; MAYO, P.; LEMAY, M. A.; GRANT, G.; CROOK, D.; COSSE, A.; FRASER, I.; SWEENEY, J.; LYONS, D. (2011): Evidence for a volatile pheromone in *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae) that increases attraction to a host foliar volatile. In: Environmental entomology 40 (4), S. 904–916.
172. SPIECKER, H. (2007): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung wertvoller Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl. und *Quercus robur* L.). In: Dong, P. (Hg.): Eiche im Pfälzerwald. (Mitt. aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz). S. 78–95. Trippstadt.
173. STEPHENS, J. F. (1839): A manual of British coleoptera or beetles. London.
174. SUTMÖLLER, J.; SPELLMANN, H.; FIEBIGER, C.; ALBERT, M. (2008): Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Buchenwälder in Deutschland. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche, Bd. 3. S. 135–155, Göttingen.
175. TAYLOR, R.; BAUER, L.; POLAND, T.; WINDELL, K. (2010): Flight Performance of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) on a Flight Mill and in Free Flight. In: J Insect Behav 23 (2), S. 128–148.
176. THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ (TMLFUN) (Hg.) (2014): Waldzustandsbericht 2014.
177. THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (TMLFUN) (Hg.) (2004): Waldbaugrundsätze für den Staatswald Thüringens einschließlich der Behandlungsrichtlinien der Hauptbaumarten. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Abteilung Forsten. http://www.thueringenforst.de/imperia/md/content/folder/waldoekolog/waldbaugru ndsaetze_einschl_behandlungsrichtlinien_2004.pdf, zuletzt geprüft am 27.04.2014.
178. TOMICZEK, C.; CECH, T.; KREHAN, H.; PERNY, B.; STEYRER, G. (2005): Überblick über die Forstschutzsituation 2004 in Österreich. In: Forstschutz Aktuell 33, S. 3–8.

179. TOPP, W.; KULFAN, J.; MERGEL, S.; ZACH, P. (1998): Massenvermehrung von phyllophagen Schmetterlingen in Laubwäldern des Rheinlands. In: Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz 71 (5), S. 88–93.
180. TRÄGÅRDH, I. (1914): Sveriges skogsinsekter. Stockholm.
181. UMWELTBUNDESAMT (Hg.) (2007): Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen. Das statistische Regionalisierungsmodell WETTREG. Dessau.
182. UTSCHIG, H. (2000): Wachstum vorherrschender Buchen in Abhängigkeit von Standort und Behandlung. In: Forst und Holz 55 (2), S. 44–50.
183. UTSCHIG, H.; BACHMANN, M.; PRETZSCH, H. (2004): Das Trockenjahr 1976 bescherte langjährige Zuwachseinbrüche. In: LWF aktuell 43, S. 17.
184. VANSELOW, K. (1963): Zur geschichtlichen Entwicklung der Verjüngungsformen in Deutschland. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt 82 (9), S. 257–269.
185. WACHTENDORF, W. (1955): Beiträge zur Kenntnis der Eichenprachtkäfer *Agrilus biguttatus* Fabr. und *Coraebus undatus* Fabr. (Col. Bupr.). In: Zeitschrift für angewandte Entomologie 37 (3), S. 327–339.
186. WAGNER, C. (1915): Der Blendersaumschlag und sein System. Tübingen.
187. WALENTOWSKI, H.; EWALD, J.; FISCHER, A.; KÖLLING, CH.; TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. Freising.
188. WALTER, H.; LIETH, H. (1960): Klimadiagramm-Weitatlas. Jena.
189. WANG, X.; YANG, Z.; GOULD, J.; ZHANG, Y.; LIU, G.; LIU, E. (2010): The biology and ecology of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, in China. In: Journal of Insect Science 10 (1), S. 128.
190. ZANG, C.; ROTHE, A.; WEIS, W.; PRETZSCH, H. (2011): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. In: Environmental Science & Policy 14, S. 100–110.
191. ZIBOLD, F. L. (1915): Aufforstung des Feodosia-Gebirges (Krym). In: The Review of applied Entomology (A3), S. 544pp.
192. ZINGG, A.; BRANG, P. (2003): Sterben Buchen wegen der Trockenheit? Zuwachs von Buchen nach Trockenjahren. In: Wald und Holz (9), S. 44–46.

193. ZAPATER, M.; HOSSANN, C.; BRÉDA, N.; BRÉCHET, C.; BONAL, D.; GRANIER, A. (2011): Evidence of hydraulic lift in a young beech and oak mixed forest using ^{18}O soil water labelling. In: *Trees* 25 (5), S. 885–894.
194. Zibold, F. L. (1915): Aufforstung des Feodosia-Gebirges (Krym). In: *The Review of applied Entomology* (A3), S. 544pp.