

ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG IM BREISGAU

Studiengang Forstwissenschaften (M. Sc.)

**Das Marteloskop Rosskopf als Grundlage zur
Beurteilung von betriebswirtschaftlichen und
naturschutzfachlichen Aspekten im Bergmischwald**

Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen,

Institut für Forstwissenschaften

an der

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Masterarbeit

von

Jan Kiehne

Datum der Abgabe: 15.05.2015

Prüfer: Dr. Patrick Pyttel

Korreferent: Dr. Christian Suchomel

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	6
1.1 Problemstellung.....	6
1.2 Stand des Wissens	8
1.3 Zielsetzung	18
2. Material und Methoden	19
2.1 Das Untersuchungsgebiet.....	19
2.2 Methodik	21
2.2.1 Erhebungen auf Ebene des Bestandes	21
2.2.2 Berechnung von Strukturindices.....	22
2.2.3 Totholzaufnahme	24
2.2.4 Erfassung der Mikrohabitate	26
2.2.5 Ökologische Bewertung der Einzelbäume	29
2.2.6 Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit.....	31
2.2.7 Ökonomische Bewertung der Einzelbäume.....	31
2.2.8 Simulation von Szenarien.....	32
2.2.9 Auszeichnungsübung mit Probanden	35
2.2.10 Statistik und Datenauswertung	36
3. Ergebnisse	37
3.1 Zusammensetzung des Marteloskopes	37
3.1.1 Bestandesstruktur.....	37
3.1.2 Strukturelement Totholz.....	43
3.1.3 Strukturelement Mikrohabitate.....	48
3.2 Ökologische und ökonomische Einzelbaumbewertung	55
3.2.1 Ökologischer Wert	55
3.2.2 Ökonomischer Wert.....	58
3.3 Anwendung des Marteloskopes	62
3.3.1 Szenarien.....	62
3.3.2 Auszeichnungsübung mit Probanden	63

4. Diskussion	68
4.1 Zusammensetzung des Marteloskopes	68
4.1.1 Bestandesstruktur	68
4.1.2 Strukturelement Totholz.....	74
4.1.3 Strukturelement Mikrohabitate.....	78
4.2 Ökologische und ökonomische Einzelbaumbewertung	85
4.2.1 Ökologischer Wert	85
4.2.2 Ökonomischer Wert.....	86
4.3 Anwendung des Marteloskopes	87
4.3.1 Szenarien.....	87
4.3.2 Auszeichnungsübung mit Probanden	88
4.4 Methodenkritik.....	90
5. Schlussfolgerungen	95
6. Ausblick	96
7. Zusammenfassung	98
8. Danksagung	100
9. Literaturverzeichnis	101
10. Anhang	110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Foto des Marteloskopes Rosskopf. Aufnahme vom zentralen Südrand der Fläche in Richtung NO. Foto: Jan Kiehne.	38
Abbildung 2. Stammbußkarte für das Marteloskop Rosskopf nach Baumart und BHD (inkl. stehendes Totholz).	39
Abbildung 3. Durchmesserverteilung im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart. <i>Fagus sylvatica</i> (blau), <i>Abies alba</i> (grün), <i>Pseudotsuga menziesii</i> (rot), sonstige (grau): <i>Pinus sylvestris</i> (N=3), <i>Quercus petraea</i> (N=3), <i>Picea abies</i> (N=2), <i>Paulownia tomentosa</i> (N=1).	40
Abbildung 4. Vertikale Verteilung der Bäume im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart. <i>Fagus sylvatica</i> (blau), <i>Abies alba</i> (grün), <i>Pseudotsuga menziesii</i> (rot), sonstige (grau): <i>Pinus sylvestris</i> (N=3), <i>Quercus petraea</i> (N=3), <i>Picea abies</i> (N=2), <i>Paulownia tomentosa</i> (N=1).	41
Abbildung 5. Vorratsverteilung der Totholzobjekte im Marteloskop Rosskopf, nach Objekttyp.	44
Abbildung 6. Totholz im Marteloskop Rosskopf. Fotos: Jan Kiehne.	44
Abbildung 7. Totholzvorrat im Marteloskop Rosskopf, nach Zersetzungsgrad und Baumart bzw. Holzart. <i>Fagus sylvatica</i> (dunkelblau), <i>Abies alba</i> (grün), <i>Pseudotsuga menziesii</i> (rot), Nadelholz (orange), Laubholz (hellblau), nicht zu bestimmen (hellgrau). Für eine Beschreibung der Zersetzungsgrade vergleiche Kapitel 2.2.3, Tabelle 1.	45
Abbildung 8. Totholzvorrat im Marteloskop Rosskopf, nach Dimension und Totholzart. Schwaches Totholz, $d \leq 20$ cm (hellgrau); starkes Totholz, $d > 20$ cm (dunkelgrau). Wurzelstöcke und Wurzelteller sind hier getrennt von den liegenden linearen Totholzobjekten angeführt.	46
Abbildung 9. Räumliche Verteilung des liegenden Totholzes im Marteloskop Rosskopf (lineare Objekte und Wurzelstöcke) nach Durchmesser.	47
Abbildung 10. Mikrohabitatstrukturen an Buche (oben) und an Douglasie (unten): Rindentasche (li.o.), freiliegender Holzkörper (re.o.), Insektenfraßspuren (li.u.), Spechtfraßlöcher (re.u.). Fotos: Jan Kiehne. ...	49
Abbildung 11. Häufigkeitsverteilung der Bäume mit Mikrohabitaten im Marteloskop Rosskopf, nach Anzahl erfasster Strukturen pro Baum. <i>Fagus sylvatica</i> (dunkelblau), <i>Abies alba</i> (grün), <i>Pseudotsuga menziesii</i> (rot), <i>Pinus sylvestris</i> (orange), <i>Picea abies</i> (gelb), <i>Quercus petraea</i> (braun), tote Bäume (beige).	52
Abbildung 12. Darstellung der Anzahl an Mikrohabitaten pro Baum über Brusthöhendurchmesser für die Bäume des Marteloskopes Rosskopf, nach Baumart. <i>Fagus sylvatica</i> (Raute), <i>Abies alba</i> (Quadrat), <i>Pseudotsuga menziesii</i> (Dreieck), <i>Pinus sylvestris</i> (Stern), <i>Picea abies</i> (X), <i>Quercus petraea</i> (Kreis), tote Bäume (Kreuz).	53
Abbildung 13. Box-Whisker-Plot der Anzahl Mikrohabitate pro Baum nach BHD-Klasse für die Baumart Buche (<i>Fagus sylvatica</i>) im Marteloskop Rosskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.	54
Abbildung 14. Box-Whisker-Plot des ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) nach Baumart im Marteloskop Rosskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.	56
Abbildung 15. Stammbußkarte für das Marteloskop Rosskopf nach dem Beitrag der Einzelbäume zum ökologischen Gesamtwert der Fläche und nach Baumart (inkl. stehendes Totholz).	57
Abbildung 16. Box-Whisker-Plot des ökonomischen Einzelbaumwertes (OEKON) nach Baumart im Marteloskop Rosskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.	59
Abbildung 17. Stammbußkarte für das Marteloskop Rosskopf nach dem Beitrag der Einzelbäume zum ökonomischen Gesamtwert der Fläche und nach Baumart (inkl. stehendes Totholz).	60

Abbildung 18. Ökonomisch wertvollster Baum im Marteloskop Rosskopf (Douglasie, OEKON: 1.404 €, Baum Nr. 97). Foto: Jan Kiehne.	61
Abbildung 19. Matrix zu den ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Nutzungsentscheidungen aus den Probandenläufen im Marteloskop Rosskopf, bezogen auf das jeweils ausgewählte Volumen.	64
Abbildung 20. Matrix zur ökologischen und ökonomischen Wertigkeit der durch die Teilnehmer der Probandenläufe ausgewählten Habitatbäume im Marteloskop Rosskopf.....	65
Abbildung 21. Auswertungsblatt I zur Präsentation der Einzelergebnisse von Probeauszeichnungen im Marteloskop. Ergebnisse der Erntemenge, nach Stammzahl und Volumen und nach Baumart. Ergebnisse der Wirkungen auf ökologischen und ökonomischen Wert und auf die Mikrohabitat-ausstattung.....	66
Abbildung 22. Auswertungsblatt II zur Präsentation der Einzelergebnisse von Probeauszeichnungen im Marteloskop. Ergebnisse der produzierten Holzqualitäten und zur ökologischen und ökonomischen Wertigkeit und der Mikrohabitatausstattung der ausgewählten Habitatbäume.	67

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Verwendeter fünfstufiger Schlüssel für den Zersetzungsgrad von Totholz mit Vorgaben zum Messertest und Charakterisierung der einzelnen Zersetzungsstufen (verändert nach: KELLER 2005, ROBIN und BRANG 2009, HALLER 2013).	25
Tabelle 2. Überblick der unterschiedenen Objekttypen bei liegendem Totholz.	25
Tabelle 3. Katalog der erhobenen Mikrohabitatstrukturen mit Beschreibung und Anforderungen des jeweiligen Mikrohabitats, sowie einem Basiswert (P) und Gewichtungsfaktoren nach Seltenheit (S) und Entwicklungsdauer (E). Für Mikrohabitatkataloge anderer Untersuchungen siehe WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, MORDINI 2009, WINTER und BRAMBACH 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, REGNERY et al. 2013.	27
Tabelle 4. Im Rahmen dieser Arbeit für die Berechnung der ökologischen Einzelbaumwerte vergebene ökologische Grundwerte für die Baumarten des Marteloskopes Rosskopf, basierend auf der Nutzung durch Organismengruppen, mit Angabe der verwendeten Quellen.	30
Tabelle 5. Gewichtungsfaktoren nach BHD Bereich für die Berechnung des ökologischen Einzelbaumwertes.	30
Tabelle 6. Überblick über die sechs simulierten Szenarien im Marteloskop Rosskopf.	34
Tabelle 7. Übersicht der Stammzahlverteilung und der ertragskundlichen Größen im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.	38
Tabelle 8. Ergebnisse der berechneten Strukturindices für das Marteloskop Rosskopf.	42
Tabelle 9. Totholzvorrat und Anzahl der Totholzobjekte im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart- bzw. Holzart und nach Totholzart (stehend, liegend). Liegendes Totholz umfasst lineare Totholzobjekte, sowie Wurzelstöcke und Wurzelteller.	43
Tabelle 10. Überblick über das Auftreten und die Häufigkeit von Mikrohabitaten im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.	49
Tabelle 11. Häufigkeit der Mikrohabitatstypen im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.	51
Tabelle 12. Statistische Verteilungsgrößen des berechneten ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart und für das stehende Totholz (tot).	55
Tabelle 13. Statistische Verteilungsgrößen des berechneten ökonomischen Einzelbaumwertes (OEKON) im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart und für das stehende Totholz (tot).	58
Tabelle 14. Erzielter Holzerlös und Wirkungen auf die ökologischen Zielgrößen des ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) und der Anzahl an Mikrohabitatstrukturen unter den sechs simulierten Nutzungsszenarien im Marteloskop Rosskopf.	63
Tabelle 15. Erntevolumen, Holzerlös und Wirkungen auf die ökologischen Zielgrößen (ökologischer Einzelbaumwert (OEKOL) und Anzahl Mikrohabitatstrukturen) für die drei Probandengruppen aus dem Testlauf im Marteloskop Rosskopf. Für die Aufgabenstellung im Testlauf vgl. Kapitel 2.2.9, Box 1....	64
Tabelle 16. Gegenüberstellung des berechneten SCI-Wertes, sowie weiterer charakteristischer Bestandesdaten im Marteloskop Rosskopf mit Werten aus der Literatur und aus dem Vergleichsmarteloskop Mooswald.	70
Tabelle 17. Gegenüberstellung des berechneten $H'(AVZ)$ nach WEBER (1999), sowie der Ergebnisse des Shannon-Index der Artenverteilung $H'(A)$ und der Höhenzusammensetzung $H'(V)$ im Marteloskop Rosskopf mit Werten aus der Literatur und aus dem Vergleichsmarteloskop Mooswald.	71
Tabelle 18. Bisherige Untersuchungen mit Themenbezug Mikrohabitats.	80

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Der Rückgang der Artenvielfalt stellt ein bedeutendes globales Problem der heutigen Zeit dar (z.B. WINTER et al. 2010, EU 2011, CHIRICI et al. 2011). Der anthropogen bedingte Artenschwund läuft zwischen hundert und tausend Mal schneller ab, als dies bei natürlichen Aussterbeprozessen der Fall wäre (BMU 2007, POTT 2014). Um die Biodiversität dauerhaft zu erhalten bedarf es effektiver Schutzkonzepte für alle Landnutzungsformen und auf den verschiedenen räumlichen Skalen (z.B. LINDENMAYER et al. 2006). Besonders für Wirtschaftswälder Mitteleuropas wird eine Optimierung integrativer Artenschutzprogramme gefordert (KRAUS und KRUMM 2013). Eine wichtige Voraussetzung stellt in diesem Zusammenhang die Messbarkeit der Biodiversität dar. Oft geschieht dies über die direkte Inventur der Artenausstattung eines betrachteten Ökosystems. Die Erhebung aller Arten ist für ein großangelegtes Monitoring- und Schutzkonzept in der Praxis jedoch nicht umzusetzen (z.B. PUUMALAINEN et al. 2003, BOUGET et al. 2014). Häufig werden zur Herleitung der Artenvielfalt daher indirekte Ansätze gewählt (LINDENMAYER et al. 2006, CHIRICI et al. 2011). Als Alternative zu artbasierten Ansätzen findet das Konzept der Schlüsselstrukturen in jüngerer Zeit vermehrt Beachtung (z.B. TEWS et al. 2004, McELHINNY et al. 2005). Dabei werden bestimmte Strukturen aufgrund ihrer Bedeutung für die Biodiversität als Indikatoren verwendet. Schlüsselstrukturen bieten den Vorteil einer leichteren und zeitlich flexibleren Erhebung im Feld und einer klaren Quantifizierbarkeit, auch in Bezug auf Zielvorgaben für das Management. Gleichzeitig müssen Schutzkonzepte für Wirtschaftswälder klar und nachvollziehbar ausgestaltet werden, um in der Praxis umsetzbar zu sein und auf Akzeptanz zu stoßen (z.B. MÜLLER und BÜTLER 2010). Eine praxisorientierte Schulung der Waldbewirtschaftler ist dabei von großer Bedeutung. Eine interessante Option stellt in diesem Zusammenhang die Nutzung sogenannter Marteloskope als Schulungswerkzeug dar. Marteloskope sind abgegrenzte Flächen im Wald, auf denen jeder Baum ab einer bestimmten Dimension markiert und mit seiner Position und seinen wachstumskundlichen Größen erfasst wird (BRUCIAMACCHIE et al. 2005, BERGER et al. 2013). Durch die detaillierte Datenbasis und die exakte Positionsbestimmung können Nutzer des Marteloskopes im Rahmen von Übungen Bäume für eine fiktive Erntemaßnahme auswählen. Eine anschließende computerbasierte Auswertung zeigt, wie sich Nutzerentscheidungen auf bestimmte Zielgrößen des Bestandes auswirken (z.B. SOUCY et al. 2013, POMMERENING 2014).

Ziel dieser Arbeit ist die Einrichtung eines 1-ha großen Marteloskopes zum Thema Schlüsselstrukturen für die Waldbiodiversität in einem Bergmischwaldbestand mit Douglasie im Stadtwald Freiburg. Über eine detaillierte Strukturaufnahme und eine ökologische und ökonomische Bewertung der Einzelbäume soll die Nutzung der Fläche als Trainingswerkzeug mit detaillierten Auswertungsmöglichkeiten bezüglich naturschutzfachlicher und betriebswirtschaftlicher Wirkungen verschiedener Nutzerentscheidungen ermöglicht werden. Die Erprobung des Marteloskopes als Schulungsfläche stellt einen zentralen Aspekt der vorliegenden Arbeit dar.

1.2 Stand des Wissens

Schutz der Waldbiodiversität

Die Biodiversität ist Grundvoraussetzung für das Funktionieren ökosystemarer Prozesse (SCHERER-LORENZEN et al. 2005) und für die Evolution (POTT 2014). Sie erhält dadurch auch eine existenzielle Bedeutung für das menschliche Überleben auf der Erde (z.B. HUNTER 1999, BMU 2007, EU 2011, CHIRICI et al. 2011, POTT 2014). Wälder stellen dabei Schwerpunkte der terrestrischen Biodiversität dar (z.B. MARCHETTI 2005, LINDENMAYER et al. 2006; CHIRICI et al. 2011). Sie sind Lebensraum für mehr als die Hälfte der an Land lebenden Arten (SALIM 1999). Vögel, Wirbellose und Mikroorganismen zeigen ihre größte Artenvielfalt in Wäldern (LINDENMAYER et al. 2006). Eine große Anzahl von Organismen ist dabei in ihrem Überleben vollständig auf Wälder angewiesen. Allein in Europa sind rund 32% der Landfläche von Wald bedeckt (FOREST EUROPE 2011). Gleichzeitig stehen nur 10% der europäischen Waldfläche unter Schutz (PARVIAINEN und SCHUCK 2011). Dem Schutz der Waldbiodiversität kommt damit ein besonderer Stellenwert zu (MARCHETTI 2005, CHIRICI et al. 2011). Die effektivsten Methoden des Waldnaturschutzes stellen die Einrichtung von großen, streng geschützten Naturreservaten (segregativer Schutzansatz), sowie die Verfolgung von Naturschutzziele im Wirtschaftswald (integrativer Schutzansatz) dar (LINDENMAYER und FRANKLIN 2002, BOLLMANN 2011). Viele Wissenschaftler propagieren ein System, welches integrative und segregative Elemente kombiniert (z.B. LINDENMAYER und FRANKLIN 2002, LINDENMAYER et al. 2006, BAUHUS et al. 2009, BOLLMANN et al. 2009). Neben Großschutzgebieten, die vor allem für den Erhalt bestimmter Arten mit besonders hohen Ansprüchen an die Natürlichkeit von Wäldern oder an große Störungsereignisse unverzichtbar sind (z.B. BOLLMANN 2011), muss demnach auch die Matrix aus Wirtschaftswäldern Habitat für einen großen Teil der Biodiversität bieten, um eine möglichst große Habitatvielfalt zu erhalten und einer Zerschneidung von Lebensräumen entgegenzuwirken (z.B. LINDENMAYER und FRANKLIN 2002, LINDENMAYER et al. 2006).

Die Wälder Europas sind in besonderem Maße durch eine lange menschliche Nutzungsgeschichte geprägt (CHRISTENSEN et al. 2005, WELZHOLZ und JOHANN 2007). Nur 1 - 3% der europäischen Waldfläche befindet sich noch in einem natürlichen Zustand (EU 2011). Wälder, die gänzlich frei von menschlichem Einfluss sind, machen nur 0,7% der Waldfläche aus (PAILLET et al. 2010, SITZIA et al. 2012). Zum Vergleich: In Nordamerika liegen die Anteile natürlicher Wälder an der Waldfläche deutlich höher mit über 10% in Teilen der USA und bis

zu 50% in Kanada (PARVIAINEN et al. 2000). Der weitaus größte Teil der europäischen Wälder wird auch aktuell wirtschaftlich genutzt (PAILLET et al. 2010, KRAUS und KRUMM 2013). Holz stellt als natürlicher und nachwachsender Rohstoff und Energieträger eine wichtige Ressource dar, und in Zeiten der Energiewende wächst der Nutzungsdruck auf die europäischen Wälder weiter an (z.B. NORDÉN et al. 2004, BOLLMANN et al. 2009, PAILLET et al. 2010, KRAUS und KRUMM 2013). Dies führt dazu, dass eine Ausweisung zusätzlicher Großschutzgebiete in Europa kaum mehr möglich ist (SARR und PUETTMANN 2008). Infolgedessen kommt integrativen Konzepten zum Schutz der Waldbiodiversität in Mitteleuropa eine besonders große Bedeutung zu (BAUHUS et al. 2009).

Trotz bisheriger Bemühungen der europäischen Forstwirtschaft, Naturschutzziele im Rahmen einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung zu berücksichtigen, ist in den Wirtschaftswäldern weiterhin ein Rückgang an Arten zu verzeichnen (z.B. BENGSSON et al. 2000, BAUHUS et al. 2009, PAILLET et al. 2010, BOLLMANN 2011, SITZIA et al. 2012). Dies betrifft häufig Arten mit hohen Habitatansprüchen (BOLLMANN 2011). Der Artenrückgang in Wirtschaftswäldern ist dabei nach Erkenntnis der Wissenschaft vor allem durch einen deutlich geringeren Strukturreichtum bewirtschafteter Wälder gegenüber Naturwäldern bedingt (z.B. SPIES et al. 1988). Ein großer Teil der Waldbiodiversität, darunter viele gefährdete Arten, hängt von den späten Phasen der natürlichen Waldentwicklung ab (WINTER und BRAMBACH 2011). Diese Phasen, in denen die Baumvitalität nachlässt und altersbedingte Mortalität einsetzt, sind besonders reich an wertvollen Strukturen für die Artenvielfalt (SCHERZINGER 1996, PAILLET et al. 2010). Dazu zählen stark dimensionierte Bäume, große Mengen an stehendem und liegendem Totholz, sowie Sonderstrukturen an einzelnen Bäumen, wie beispielsweise Stamm- und Kronenbrüche, Astabrisse, Rindenstrukturen, Pilzfruchtkörper, Holzfäule, Höhlen und Höhlungen, Epiphytenbewuchs, etc. (z.B. HUNTER 1999, SPIES und TURNER 1999, PAILLET et al. 2010). Gerade diese späten Waldentwicklungsphasen sind jedoch aufgrund ökonomischer Zielsetzungen im Wirtschaftswald stark unterrepräsentiert oder fehlen gänzlich (BAUHUS et al. 2009, BOLLMANN et al. 2009, PAILLET et al. 2010, BOLLMANN 2011). Die wirtschaftlich optimale Holzproduktion lässt sich mit einschichtigen, gleichaltrigen Waldbeständen bestehend aus nur wenigen Baumarten erzielen (MCGEE et al. 1999, COMMARMOT et al. 2005, BAUHUS et al. 2009). Kranke oder beschädigte Bäume werden im Zuge von Durchforstungen entnommen (z.B. LARRIEU et al. 2014). Die Ernte des Holzes findet zum Zeitpunkt der Kulmination des Wertzuwachses der

Bäume statt, welcher weit vor Erreichen der natürlichen Lebensdauer der Baumarten liegt (z.B. BAUHUS et al. 2009, BOLLMANN 2011). Natürliche Störungsereignisse (z.B. durch Wind, Schnee / Eis, Feuer, Insekten), welche große Beiträge zum Strukturreichtum leisten können, werden aufgrund der damit einhergehenden betriebswirtschaftlichen Schäden im Wirtschaftswald unterdrückt (BOLLMANN 2011), und die natürliche Sukzession nach Störungen wird oftmals durch künstliche Bestandesbegründung ersetzt (BOLLMANN et al. 2009).

Integrative Konzepte des Waldnaturschutzes müssen darauf abzielen, relevante Strukturen alter Wälder im Wirtschaftswald zu fördern und über lange Zeiträume zu erhalten (BAUHUS et al. 2009). Dieser Erhalt ökologisch wertvoller Strukturen (Engl.: „retention“) ist aus heutiger Sicht der Wissenschaft potenziell in der Lage, einen Großteil der gefährdeten Waldbiodiversität zu bewahren (z.B. BAUHUS et al. 2009). Für eine erfolgreiche Umsetzung solcher integrativer Schutzkonzepte müssen mehrere Voraussetzungen erfüllt sein:

- (1) Die Identifikation von relevanten Strukturen für die Biodiversität (z.B. LINDENMAYER et al. 2000, TEWS et al. 2004, WINTER et al. 2005, CHIRICI et al. 2011),
- (2) Die ökologische Herleitung von Soll-Werten für den Erhalt bestimmter Strukturen (Schwellenwerte; z.B. MARCHETTI 2005),
- (3) Einfache Verfahren des Biodiversitäts-Monitoring für eine flächig anwendbare Erfolgskontrolle (z.B. MARCHETTI 2005, McELHINNY et al. 2005, CHIRICI et al. 2011), sowie
- (4) Klare und nachvollziehbare Schutzkonzepte mit einer praxisorientierten Schulung der Waldbewirtschafter (z.B. MÜLLER und BÜTLER 2010).

Viele Studien haben sich bereits mit der Bedeutung des Strukturreichtums von Wäldern für die Biodiversität auseinandergesetzt und haben individuelle Strukturelemente mit besonders hohem ökologischem Wert identifiziert. Dazu gehören beispielsweise stark dimensionierte alte Bäume, Totholz, Sonderstrukturen an Bäumen (fortan genannt: Mikrohabitate), die vertikale Verteilung des Kronendaches etc. (z.B. MACARTHUR und MACARTHUR 1961, ALBRECHT 1991, FRANKLIN und SPIES 1991, McELHINNY et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008, BOLLMANN et al. 2009, MICHEL und WINTER 2009, LASSAUCE et al. 2011, BOUGET et al. 2014, DITTRICH et al. 2014, LARRIEU et al. 2014).

Struktur von Wäldern

FRANKLIN et al. (1981) haben für ihre ökologische Charakterisierung von Wäldern das Konzept der Struktur eingeführt (McELHINNY et al. 2005). Neben der klassischen Betrachtung der Artenzusammensetzung als beschreibende Größe messen seither viele Autoren der Struktur und den Funktionen eines Ökosystems eine große Bedeutung bei (z.B. FRANKLIN et al. 2002, TEWS et al. 2004, McELHINNY et al. 2005). FRANKLIN und SPIES (1991) gehen davon aus, dass die Struktur von Old-Growth Beständen hauptverantwortlich für die Artenzusammensetzung und die Prozesse solcher Wälder ist. Die Struktur ist dabei definiert als die Zusammensetzung und die Komplexität der Strukturelementen eines Waldes (CHIRICI et al. 2011), beziehungsweise durch die Vielzahl einzelner Strukturen (Bäume, Totholzstücke etc.) in ihren verschiedenen Ausprägungen (Art, Dimension, Zersetzungsgrad etc.) und deren räumliche Anordnung (FRANKLIN et al. 2002). Bedeutende Strukturelemente von Wäldern sind beispielsweise die vertikale Verteilung der Blattmasse, der Schlussgrad des Kronendaches, die auftretenden Baumdurchmesser und Höhen und deren Verteilung, Baumabstände, die Biomasse, die Baumartenzusammensetzung und Durchmischung, die Differenzierung der Kraut- und Strauchschicht, sowie Totholz (McELHINNY et al. 2005).

FRANKLIN und SPIES (1991) unterscheiden zusätzlich zwischen Strukturelementen auf Bestandesebene und individuellen Strukturen auf Baumebene. Zu den Bestandestrukturalelementen zählen die räumliche Anordnung von Bäumen, Kronenraum und Bodenvegetation, sowie die Verteilung der Baumdimensionen und Arten. Individuelle Strukturen können dagegen z.B. Einzelbäume sein, lebend oder tot und von großer Dimension, sowie stark dimensioniertes Totholz (FRANKLIN und SPIES 1991).

Strukturreichtum ist eine wichtige Grundvoraussetzung für eine hohe Biodiversität von Ökosystemen (z.B. MACNALLY et al. 2001, FAN et al. 2003, MICHEL und WINTER 2009, PAILLET et al. 2010, CHIRICI et al. 2011). Durch eine größere strukturelle Heterogenität verteilen sich die Ressourcen stärker und es stehen mehr Nischen zur Verfügung. Auf gleicher Fläche können auf diese Weise mehr Arten koexistieren (TEWS et al. 2004). In Wäldern sind die Bäume dabei maßgeblich an der physischen Strukturierung des Ökosystems beteiligt (TEWS et al. 2004). Diverse Untersuchungen konnten zeigen, dass sich eine höhere Strukturheterogenität von Waldbeständen positiv auf die Biodiversität auswirkt (TEWS et al. 2004). Strukturreichtum in Wäldern ist für viele Organismengruppen von großer Bedeutung, z.B. für Flechten, Moose,

Pilze, Insekten, Vögel und Säugetiere (siehe z.B. WINTER et al. 2012, KRAUS und KRUMM 2013 und Kapitel hierin).

Totholz

Totholz stellt eines der bedeutendsten Strukturelemente für die Waldbiodiversität dar (z.B. ALBRECHT 1991, ERDMANN und WILKE 1997, GOODBURN und LORIMER 1998, MCGEE et al. 1999, HARMON 2001, SIITONEN 2001, BÜTLER und SCHLAEPFER 2004, NORDÉN et al. 2004, CHRISTENSEN et al. 2005, JONSSON et al. 2005, SAUBERER et al. 2007, SCHABER-SCHOOR 2008, BOLLMANN et al. 2009, LASSAUCE et al. 2011, BOUGET et al. 2014). Totholz in Wäldern entsteht infolge zufälliger biotischer oder abiotischer Störungsereignisse, wie Wind, Schnee- und Eislast, Feuer, Insekten und Pilzbefall, sowie durch Konkurrenzprozesse zwischen Bäumen und durch Maßnahmen der Forstwirtschaft (KUULUVAINEN 1994, ENGELMARK und HYTTEBORN 1999). Eine große Anzahl an Arten aus den Organismengruppen der Pilze, Flechten, Moose, Vögel, Arthropoden - vor allem Käfer, Amphibien und Säugetieren nutzen Totholz oder hängen von Totholz ab (MCGEE et al. 1999, BÜTLER und SCHLAEPFER 2004, SAUBERER et al. 2007, MÜLLER und BÜTLER 2010, DITTRICH et al. 2014). Es wird davon ausgegangen, dass je nach Organismengruppe 20 bis 50% der rund 11.000 Arten in den Wäldern Deutschlands (SAUBERER et al. 2007, SCHABER-SCHOOR 2008) beziehungsweise rund 25% der bekannten Tierarten im Wald auf Totholz angewiesen sind (SCHIEGG 1998, STOKLAND et al. 2005, BOLLMANN et al. 2009, LARRIEU et al. 2012). Besonders unter den Käfern und den Pilzen gibt es einen großen Anteil xylobionter Arten (LASSAUCE et al. 2011). Xylobiont sind Arten, die zumindest zeitweise in oder von toter holziger Biomasse leben (SPEIGHT 1989). Die Zahlen der totholzbewohnende Käfer- und Pilzarten in Mitteleuropa liegen bei ca. 1.400 beziehungsweise über 2.000 Arten (SAUBERER et al. 2007, ALDINGER et al. 2008). Das entspricht bei den Käfern einem Viertel der bekannten, in Deutschland vorkommenden Arten (ALDINGER et al. 2008). Zugleich sind viele der totholzbesiedelnden Arten, allen voran die Pilze und Insekten, stark gefährdet (BOUGET et al. 2014). So findet sich über die Hälfte der xylobionten Käferarten auf der Roten Liste (ERDMANN und WILKE 1997, ALDINGER et al. 2008) und rund ein Viertel der Totholz besiedelnden Pilze werden als gefährdet angesehen (ALBRECHT 1991).

Totholz dient durch seine spezifischen chemischen und physikalischen Eigenschaften als Nahrungsquelle, als Lebensraum und Versteck, als Überwinterungsquartier, zur Überwindung von Barrieren, oder als Substrat für die Reproduktion der verschiedenen

Organismen (z.B. GOODBURN und LORIMER 1998, MCGEE et al. 1999, BÜTLER und SCHLAEPFER 2004). Darüber hinaus entstehen durch Totholz Mikrostandorte im Wald, welche für die natürliche Verjüngung einzelner Baumarten und die Keimung und Etablierung einiger Gefäßpflanzen von großer Bedeutung sind (z.B. ALBRECHT 1991, ERDMANN und WILKE 1997, MCGEE et al. 1999, BÜTLER und SCHLAEPFER 2004, BÜTLER 2005, CHRISTENSEN et al. 2005, DITTRICH et al. 2014). Des Weiteren stellt abgestorbenes Holz einen wichtigen Wasser-, Nährstoff- und Kohlenstoffspeicher dar (GOODBURN und LORIMER 1998, HARMON 2001, NORDÉN et al. 2004, CHRISTENSEN et al. 2005), und spielt somit eine wichtige Rolle in den Stoffkreisläufen des Waldes (MEYER 1999) und bei der Bodenbildung (ERDMANN und WILKE 1997, SIITONEN 2001, BÜTLER 2005, CHRISTENSEN et al. 2005). In Bergwäldern kommt stehendem und liegendem Totholz außerdem eine Bedeutung als Steinschlag- und Lawinenschutz zu (BÜTLER und SCHLAEPFER 2004, BÜTLER 2005). In aquatischen Lebensräumen erfüllt Totholz wichtige Funktionen für die Wasserfauna und die Fließgewässerökologie (Habitatgestaltung durch Beeinflussung der Gewässermorphologie und Fließgeschwindigkeit, Nahrungsquelle, Versteck, Einfluss auf die Produktivität etc.; z.B. HORMON et al. 1986, LIENKAEMPER und SWANSON 1987, HERING et al. 2000). Weitere Funktionen von Totholz sind die Struktur- anreicherung in den frühen Waldentwicklungsphasen nach der Bestandesverjüngung durch verbliebenes Totholz aus dem Vorbestand (DITTRICH et al. 2014), sowie die potenzielle Bereitstellung von Habitat für bestimmte Antagonisten von Schadorganismen aus Sicht der Forstwirtschaft (BÜTLER 2005).

Für die Totholz nutzende Biodiversität ist neben der Menge an Totholz auch die Totholzqualität von großer Relevanz (z.B. ALBRECHT 1991, SIITONEN 2001, SCHABER-SCHOOR 2008, BOLLMANN et al. 2009, LASSAUCE et al. 2011, STOKLAND et al. 2012, DITTRICH et al. 2014). Dazu zählt die Art des Totholzes, das heißt, ob es sich um stehendes oder liegendes Totholz handelt, die Herkunft bzw. die Objektart des Totholzes (Stamm, Ast, Wurzelholz, Wurzelstock), die Baumart bzw. Holzart (Laubholz / Nadelholz), die Dimension der einzelnen Objekte, sowie der Grad der Holzersetzung (z.B. ERDMANN und WILKE 1997, SIITONEN 2001, WINTER et al. 2005, SCHABER-SCHOOR 2008, LASSAUCE et al. 2011, STOKLAND et al. 2012, DITTRICH et al. 2014). Die Baumart hat vor allem in den frühen Zersetzungsstadien durch Unterschiede im chemischen und physikalischen Aufbau des Holzes einen großen Einfluss auf den Holzabbau (ALBRECHT 1991) und die Erstbesiedler frischen Totholzes unterscheiden sich vor allem zwischen Laub- und Nadelholz deutlich (SAUBERER et al. 2007). Analog sind

verschiedene Organismen an die unterschiedlichen Totholzobjekte angepasst. So besiedeln manche Pilze vor allem schwaches Astholz, bestimmte Insektenarten sind auf starkes Stammholz oder auf Wurzelstöcke spezialisiert (z.B. KRUYSS und JONSSON 1999).

Stehendes und liegendes Totholz befinden sich aufgrund ihrer Lage in einem sehr unterschiedlichen Zersetzungsmilieu (BOLLMANN et al. 2009). So ist stehendes Totholz gut belüftet und oftmals auch besonnt, was zu trockeneren Abbaubedingungen führt. Liegende Totholzobjekte dagegen weisen meist direkten Bodenkontakt auf und werden von der Bodenvegetation umgeben, sodass sich ein kühl-feuchtes Zersetzungsmilieu ergibt. Die Dimension des Totholzes hat ebenfalls einen großen Einfluss auf die Zersetzungsprozesse und die mikroklimatischen Bedingungen im Totholz (z.B. ERDMANN und WILKE 1997, GOODBURN und LORIMER 1998, WINTER et al. 2005). Große Totholzstücke bieten ein stabiles feuchtes Innenklima mit relativ konstanten Temperaturen, schwaches Totholz ist stärkeren Schwankungen in Feuchte und Temperatur unterworfen (ERDMANN und WILKE 1997, GOODBURN und LORIMER 1998). Stärker dimensioniertes Totholz bietet zudem mehr Ressourcen und Lebensraum, sowie eine größere Zahl nutzbarer Nischen (GOODBURN und LORIMER 1998). Hinzu kommt das längere Bestehen stärkerer Totholzobjekte bis zur vollständigen Zersetzung, was unter dem Gesichtspunkt langer Entwicklungszyklen vieler Totholzbesiedler besondere Bedeutung erhält (GOODBURN und LORIMER 1998). Generell ist durch eine größere Vielfalt an Totholzstrukturen in unterschiedlichen Zuständen ein höheres Maß der Nischendifferenzierung, und somit eine höhere Biodiversität zu erwarten (SPEIGHT 1989, IRMLER et al. 1996). Daher sollte für den Schutz der Biodiversität neben hohen Totholzvorräten auch kontinuierlich eine große Vielfalt an Totholzqualitäten erhalten werden (z.B. CHRISTENSEN et al. 2005).

Mikrohabitate

Neben dem positiven Einfluss der Strukturkomplexität und des Strukturelementes Totholz auf die Biodiversität, wird auch eine herausragende Bedeutung von Mikrohabitaten für die Artenvielfalt in Wäldern diskutiert (z.B. SPEIGHT 1989, HUNTER 1999, TEWS et al. 2004, WINTER et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, PAILLET et al. 2010, VUIDOT et al. 2011, WINTER und BRAMBACH 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012, REGNERY et al. 2013, LARRIEU et al. 2014). Mikrohabitate sind Strukturen an lebenden und toten Bäumen, die zusätzliche ökologische Nischen im Wald bereitstellen und in

besonderem Maße zu einer hohen Biodiversität beitragen, indem sie Lebensräume für eine Vielzahl von Habitatspezialisten und bedrohten Arten bieten (WINTER et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, VUIDOT et al. 2011, REGNERY et al. 2013). Mikrohabitate können sowohl an lebenden Bäumen als auch an den verschiedenen Totholzobjekten vorkommen. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Abgrenzung von VUIDOT et al. (2011) verwendet, wonach Mikrohabitate nur solche Strukturen umfassen, die an lebenden Bäumen oder an stehendem Totholz auftreten. Klassische Beispiele solcher Strukturen sind Baumhöhlen, Risse, Rindenstrukturen, Totäste, Ast- und Kronenbrüche, Faulstellen im Holz, Pilzfruchtkörper, Epiphyten- und Flechtenbewuchs etc. (z.B. WINTER et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012, REGNERY et al. 2013). Verschiedene Untersuchungen haben sich mit der Bedeutung bestimmter Mikrohabitatstrukturen für einzelne Artengruppen befasst, z.B. von Baumhöhlen für Wirbeltiere (z.B. DEGRAAF und SHIGO 1985; in LARRIEU et al. 2012) und Arthropoden (RANIUS 2002; in LARRIEU und CABANETTES 2012), von Pilzfruchtkörpern für Insekten (KAILA 1993, JONSELL und NORDLANDER 2002) oder von Saftfluss für Käfer (ALEXANDER 2002; in LARRIEU und CABANETTES 2012) und von Rissen für Fledermäuse (PÉNICAUD 2000; in LARRIEU und CABANETTES 2012), Spinnen (STANSKA et al. 2010; in LARRIEU und CABANETTES 2012), Vögel (CRAMP 1980; in LARRIEU und CABANETTES 2012) und Käfer (KIRK 1979). Aufgrund ihrer großen Relevanz für die Waldbiodiversität und der Anpassung vieler bedrohter Arten an Mikrohabitate wird ihre Anwendung als Indikator- und Zielgröße beim Schutz der Biodiversität von Wäldern auf Bestandesebene diskutiert (z.B. LINDENMAYER et al. 2000, TEWS et al. 2004, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, CHIRICI et al. 2011, VUIDOT et al. 2011, WINTER und BRAMBACH 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, REGNERY et al. 2013).

Gegenüber anderen Ansätzen der Biodiversitätseinschätzung (z.B. direkte Artenerhebungen) bieten Mikrohabitate den Vorteil, dass sie einfacher zu bestimmen und mit weitaus weniger Aufwand erhoben werden können (PUUMALAINEN et al. 2003, SIMILÄ et al. 2006, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, LARRIEU und CABANETTES 2012). Bei Artenerhebungen sollten nach LINDENMAYER und FRANKLIN (2002) anstelle von Einzelarten ganze Artengruppen berücksichtigt werden. Dafür sind spezialisierte Artenkundler erforderlich, was hohe Kosten und einen großen Zeitaufwand mit sich bringt (PUUMALAINEN et al. 2003, BOUGET et al. 2014). Ein weiteres Problem bei artbasierten Ansätzen liegt in der Biologie der Arten: viele Organismen sind nur in bestimmten Abschnitten ihrer Entwicklung, und somit zeitlich nur

begrenzt sichtbar und auffindbar (WINTER und MÖLLER 2008). Zudem gibt es nach wie vor keine absolut verlässlichen Verknüpfungen zwischen einzelnen Indikatorarten und der gesamten Biodiversität (HANSSON 2000, LINDENMAYER et al. 2000, McELHINNY et al. 2005, LARRIEU und CABANETTES 2012).

Analog zur Totholzsituation ist in der Regel auch die Häufigkeit und Vielfalt an Mikrohabitaten in Wäldern mit natürlicher Entwicklung deutlich höher als in bewirtschafteten Wäldern (WINTER et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, VUIDOT et al. 2011, LARRIEU et al. 2012). Dies wird vor allem auf das Fehlen alter, starker Baumindividuen im Wirtschaftswald zurückgeführt (WINTER und MÖLLER 2008, VUIDOT et al. 2011, BOUGET et al. 2014). Die Wahrscheinlichkeit eines Baumes Mikrohabitate auszuprägen nimmt dabei mit zunehmender Dimension und Alter, bzw. mit rückläufiger Vitalität zu (KITCHING 1971, DEGRAAF und SHIGO 1985, FRANKLIN et al. 2002, FAN et al. 2003, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, MICHEL et al. 2011, VUIDOT et al. 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012, REGNERY et al. 2013). Abgesehen von den Einzelbaumparametern Dimension bzw. Alter, besitzt auch die Baumart einen Einfluss auf das Auftreten von Mikrohabitaten (VUIDOT et al. 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012, REGNERY et al. 2013).

Marteloskope

In jüngster Zeit werden in vielen Ländern waldbauliche Schulungsflächen, sogenannte Marteloskope angelegt. Das Konzept der Marteloskope stammt aus Frankreich und wurde von Max Bruciamacchie (AgroParisTech, ENGREF, Nancy) entwickelt (POORE 2011). Marteloskope bestehen aus zwei Komponenten. Dies ist einerseits eine permanente Aufnahme­fläche im Wald - oftmals von 1 ha Größe - auf welcher alle Bäume ab einem bestimmten Durchmesser mit ihrer Position und ihren wachstumskundlichen Größen erfasst werden (BRUCIAMACCHIE et al. 2005, BERGER et al. 2013). Zusätzlich werden alle Bäume mit fortlaufenden Nummern markiert, sodass eine klare Identifikation jederzeit möglich ist (POORE 2011). Die zweite Komponente stellt eine auf die Aufnahme­fläche abgestimmte Computersoftware dar, anhand welcher die Effekte unterschiedlicher Behandlungsalternativen für den Bestand simuliert werden können (POORE 2011, POMMERENING 2014).

Marteloskope können dabei mit verschiedenen Zielsetzungen angelegt werden. In der Schweiz werden mit Hilfe von Marteloskopen die Wirkungen waldbaulicher Konzepte auf die Schutzwirkung von Schutzwäldern gegenüber Lawinen und Steinschlag simuliert und die

Waldbewirtschafter so im Schutzwaldmanagement trainiert (BERGER et al. 2013). In vielen anderen Fällen dienen die Flächen der waldbaulichen Schulung und dem Meinungsaustausch, sowie der Analyse betriebswirtschaftlicher Aspekte unter verschiedenen Behandlungsregimen (z.B. POORE 2011: Großbritannien, SOUCY et al. 2013: Kanada, POMMERENING 2014: Schweden). Im Rahmen zweier Masterarbeiten an der ETH Zürich wurden bereits zwei Marteloskope in alten Eichenbeständen zum Thema der Ökologie und Ökonomie von Einzelbäumen eingerichtet (MEIER 2009, MORDINI 2009, MORDINI und ROTACH 2010).

Im Rahmen des Projekts „Integrate+“ richtet das European Forest Institute (EFI) derzeit Marteloskope zum Thema „Biodiversitätsschutz im Rahmen integrativer Waldbewirtschaftungssysteme“ in repräsentativen Waldtypen Europas ein (siehe KRAUS et al. 2013). Dabei wird der naturschutzfachliche Wert von Einzelbäumen anhand von Mikrohabitatstrukturen beurteilt und ihrem ökonomischen Wert gegenübergestellt. Auf diese Weise lassen sich ökologische und ökonomische Wirkungen waldbaulicher Entscheidungen auf Einzelbaumebene evaluieren und Zielkonflikte identifizieren.

Aus dem politischen Rahmen zum Schutz der Waldbiodiversität, sowie den Erkenntnissen und Empfehlungen der zeitgenössischen Forschung leitet sich ein großes Potenzial für strukturbasierte Schutzkonzepte zum Erhalt eines großen Teiles der Artenvielfalt im Wirtschaftswald ab. Insbesondere die vergleichsweise leicht zu erhebenden und zu unterscheidenden Mikrohabitatstrukturen individueller Bäume stellen dabei eine relevante und auf Bestandesebene sinnvoll anwendbare Steuerungs- und Kontrollgröße dar. Zugleich sind viele Mikrohabitate in der forstlichen Praxis bisher weitgehend unbekannt oder unberücksichtigt. Für eine zielführende Nutzung von Mikrohabitatstrukturen als Managementeinheit für den Waldnaturschutz bedarf es daher einer effektiven Schulung der Waldbewirtschafter zum Thema.

1.3 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist in diesem Kontext die Einrichtung eines 1-ha großen Marteloskopes als Schulungs- und Demonstrationsfläche zum Thema Schlüsselstrukturen für die Waldbiodiversität in einem Bergmischwaldbestand mit Douglasie im Stadtwald Freiburg. Der Fokus liegt dabei auf der horizontalen und vertikalen Strukturierung des lebenden Baumbestandes, dem Totholzaufkommen und seiner Verteilung, sowie auf bestimmten Mikrohabitatstrukturen an lebenden und toten Bäumen. Klassische Größen der Waldstruktur sollen dargestellt und eine Auswahl an Strukturindices berechnet werden. Darüber hinaus ist eine detaillierte Erhebung der Totholz mengen und -qualitäten vorgesehen. Die Aufnahme einer Vielzahl von Mikrohabitatstrukturen soll Analysen zum Auftreten und der Häufigkeit solcher Strukturen im Untersuchungsbestand und in Abhängigkeit aus der Literatur hergeleiteter Einflussgrößen ermöglichen. Zusätzlich ist eine Bewertung der einzelnen Bäume des Marteloskopes nach ihrem monetären Holzwert und nach ihrer Bedeutung für die Artenvielfalt vorgesehen. Dies soll vor allem in Hinblick auf die Nutzung der Fläche als Trainingswerkzeug eine detaillierte Analyse der Nutzerentscheidungen bezüglich ihrer ökonomischen und ökologischen Wirkungen ermöglichen. Abschließend soll diese Arbeit durch die Simulation von sechs Eingriffsszenarien und durch die Durchführung von drei Testläufen mit unterschiedlichen Probandengruppen die Einsatzmöglichkeiten des Marteloskopes als Schulungsfläche, sowie Optionen zur Ergebnisauswertung und -darstellung aufzeigen. Das im Rahmen dieser Arbeit angelegte Marteloskop soll zugleich Teil des Netzwerkes an Demonstrationsflächen im Forschungs- und Entwicklungsprojekt „Integrate+“ des European Forest Institute sein.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Lage

Die Untersuchungsfläche liegt im Südwesten Baden-Württembergs, unmittelbar östlich der Stadt Freiburg i. Br. (7°53'25" Ost, 47°59'52" Nord). Die Fläche befindet sich am Unterhang des Rosskopfs, einem Vorberg des westlichen Schwarzwaldabfalls (Anhang Abbildung 1). Sie ist südöstlich exponiert, mit einer mittleren Neigung von 18 Grad. Die Fläche liegt im Freiburger Stadtwald. Die quadratische, einen Hektar große Aufnahmeeinheit ist Teil des 15,7 ha großen Bestandes t11 der Abteilung 10 „Vogelsang“ im Distrikt 5 „Rosskopf“ (vgl. Anhang Abbildung 3). Die Untersuchungsfläche befindet sich in einer Höhenlage von etwa 400 m ü. NN. Das Untersuchungsgebiet gehört damit zum Wuchsgebiet Schwarzwald, Wuchsbezirk 3/09 „Mittlerer Schwarzwald zwischen Kinzig und Dreisam“ (VFS 1998).

Geologie und Böden

Das geologische Ausgangssubstrat am Untersuchungsstandort besteht aus metamorphem Gestein des kristallinen Grundgebirges, überwiegend Paragneis. Die zu erwartenden Bodentypen sind an diesem Standort Braunerden, stellenweise mit Podsolierung, gebildet aus sandigen Fließerden und periglazial geformten Hangschuttdecken (LGRB 2015). Die grusig-sandigen Böden zeichnen sich durch eine gute Wasserdurchlässigkeit aus. Für das Baumwachstum ist auf dem gegebenen Standort von einer guten Durchwurzelbarkeit des Substrats, bei gleichzeitig durchschnittlicher Nährstoffversorgung auszugehen. Die kartierten Standortseinheiten des Bestandes sind ein lehmig-grusiger Sommerhang (IgSH), ein lehmiger Sommerhang (ISH), sowie eine Rinne (Ri) (vgl. Anhang Abbildungen 2 & 3).

Klima

Der Untersuchungsstandort zeichnet sich durch ein warm gemäßigtes Klima aus. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 11,4 °C bei einer mittleren Jahresniederschlags-summe von 934 mm. Die mittlere Julitemperatur beträgt 20,8 °C, im Januar liegt die Monatsmitteltemperatur im langjährigen Durchschnitt bei 2,5 °C. Die Durchschnittstemperatur für den Zeitraum Mai bis September beträgt im Mittel 18,2 °C. In diesem Zeitraum fallen mit einer Menge von 474 mm durchschnittlich 51% des Jahresniederschlags. Die Anzahl der Tage mit Mitteltemperaturen über 10 °C liegt für den Standort Freiburg bei durchschnittlich 209 Tagen pro Jahr (DWD 2015; Daten für den Zeitraum 1981-2010).

Vegetation

Als Zonalwald wird für den Untersuchungsstandort im Wuchsbezirk 3/09 der „Atlantisch-submontane Buchenwald mit Tanne und Traubeneiche“ angegeben (VFS 1998). Natürliche Waldgesellschaft ist der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) mit Tanne (VFS 2005). Aktuell sind die Hauptbaumarten des Bestandes Tanne (*Abies alba* MILL.), Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (MIRBEL) FRANCO). Das Durchschnittsalter des Bestandes liegt laut Forsteinrichtung bei 105 Jahren (vgl. Anhang Abbildung 3).

Bewirtschaftung und Waldfunktionen

Die Untersuchungsfläche wird durch das Forstamt der Stadt Freiburg bewirtschaftet. Aktuell ist der Bestand dem Waldentwicklungstyp „Tannenmischwald“ zugeordnet. Im Rahmen der letzten forstlichen Maßnahmen wurden bereits erste zielstarke Douglasien genutzt. Darüber hinaus gab es im Bestand in der Vergangenheit vereinzelt zufällige Nutzungen in Folge von Sturmereignissen. Im Westen grenzt eine größere Sturmwurffläche an. Nach Waldfunktionenkartierung ist der Bestand aufgrund seiner Nähe zur Stadt und der dichten Erschließung mit Waldstraßen und Wanderwege der höchsten Erholungsfunktion zugeordnet. Darüber hinaus besitzt er Klimaschutzfunktion, Immissionsschutzfunktion und Bodenschutzfunktion. Der Bestand befindet sich in einem Landschaftsschutzgebiet (vgl. Anhang Abbildung 3).

Auswahlkriterien

Bei der Auswahl der Untersuchungsfläche wurden verschiedene Anforderungen gestellt. Im Rahmen der Einrichtung eines europaweiten Netzwerkes an Marteloskopien als Schulungs- und Demonstrationsflächen wurde ein repräsentatives Waldbild gesucht. Darüber hinaus sollte das Marteloskop eine große Zahl alter Bäume beinhalten, um ein Mindestmaß an Struktureichtum zu gewährleisten. Die Baumarten sollten dabei überwiegend heimische Arten sein, was durch die hohen Anteile an Tanne und Buche gegeben ist. Die Anlage des Marteloskopes sollte in ausreichendem Abstand zum Bestandesrand stattfinden, um Randeffekte zu vermeiden. Zusätzlich wurde eine ausreichend hohe Bestockung angestrebt, damit im Rahmen von Probeauszeichnungen genügend Entscheidungsspielraum gegeben ist. Weiterhin waren Flächen zu bevorzugen, auf denen in der nahen Zukunft keine Holznutzungen anstehen. Als ein weiteres Entscheidungskriterium wurde die Erreichbarkeit der Fläche einbezogen, da sie für regelmäßige Schulungen vorgesehen ist.

2.2 Methodik

2.2.1 Erhebungen auf Ebene des Bestandes

Die Einmessung der quadratischen, einen Hektar großen Fläche wurde mit Hilfe von Fluchtstäben, Kompass (Suunto, Finnland) und Maßband vorgenommen. An den Eckpunkten wurden rechte Winkel abgesteckt. Zur einfacheren Einmessung und für eine bessere Übersichtlichkeit wurde das Marteloskop in Quadranten eingeteilt. Der Mittelpunkt des 1-ha Quadrates wurde mit einem im Boden versenkten Metallstab permanent verpflockt. Alle Quadranteneckpunkte erhielten eine temporäre Markierung mit farbig gekennzeichneten Holzpflocken.

Jeder Baum (lebend und tot) innerhalb des Marteloskopes ab einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 7,5 cm wurde mit seinen relativen Koordinaten erfasst. Dazu wurde über den Winkel und die Entfernung zum jeweiligen Quadrantenmittelpunkt die Position der Bäume im Marteloskop ermittelt. Die Entfernungsmessungen wurden mit Hilfe eines Vertex VL 5 (Haglöf, Schweden) dezimetergenau durchgeführt, der Azimut wurde mit dem Kompass in Grad gemessen. Die Bäume wurden mit durchlaufenden Nummern markiert. Von jedem Baum wurden die Artzugehörigkeit sowie sein Zustand (lebend / tot) erfasst.

Für alle Bäume des Marteloskopes wurden die Parameter Brusthöhendurchmesser, Oberhöhe und Höhe des untersten Grünastes gemessen. Der BHD wurde mit einem Umfangmaßband bis auf den nächsten Millimeter ermittelt, Baumhöhe und unterster Grünast wurden mit dem Vertex VL 5 bis auf den nächsten Dezimeter gemessen. Das Vorgehen bei den Messungen orientierte sich an der Aufnahmeanweisung für die permanente Betriebsinventur des Landesbetriebs Forst Baden-Württemberg (FORSTBW 2014). Basierend auf den erhobenen Parametern Baumhöhe und BHD wurden weiterhin die Grundfläche in Quadratmeter und das Derbholzvolumen in Vorratsfestmeter mit Rinde hergeleitet. Zur Ermittlung des Derbholzvolumens wurden baumartenspezifische Formzahl-funktionen verwendet (siehe Anhang Tabelle 1).

2.2.2 Berechnung von Strukturindices

Als weitere Beschreibungsgrößen der Waldstruktur wurde eine Reihe von Strukturindices errechnet.

Shannon-Index

Für die Baumartenzusammensetzung und die Verteilung der Bäume auf die vertikalen Bestandesschichten wurde die in der Ökologie weit verbreitete Diversitätskennzahl des Shannon-Index H' (SHANNON und WEAVER 1949) errechnet. Der Shannon-Index setzt die Zahl der Individuen, die einer Gruppe angehören (hier: Baumart bzw. Höhengschicht) in Bezug zur Summe aller Individuen. Der Shannon-Index berücksichtigt dabei sowohl die Vielfalt der Gruppen, als auch die relative Häufigkeit innerhalb der Gruppen und beschreibt so die Durchmischung in einer vorhandenen Situation (LINGENFELDER und WEBER 2001). Der Shannon-Index zählt zu den entfernungsunabhängigen Indices (POMMERENING 2002). Die Berechnungen wurden in Microsoft Excel (2010) durchgeführt.

Waldstrukturdiversitätsindex

WEBER (1999) hat im Rahmen seiner Arbeiten zur Geostatistischen Analyse der Struktur von Waldbeständen den sogenannten Waldstrukturdiversitätsindex $H'(AVZ)$ entwickelt. Dieser Strukturindex stellt eine Erweiterung des Shannon-Index dar und bezieht neben der Artenzugehörigkeit eines Baumes auch seine Position in der vertikalen Schichtung des Bestandes und seinen Zustand (lebend / tot) mit ein (WEBER 1999). Die Berechnungen zum Waldstrukturdiversitätsindex wurden mit Hilfe der Software Python(x,y) 2.7.9.0 Spyder (2014) durchgeführt.

Mingling-Index

Als entfernungsabhängiger Index der Baumartendurchmischung wurde der „Mingling-Index“ M_i berechnet. Er gibt an, wie viele der drei nächstgelegenen Nachbarn eines Baumes einer anderen Baumart als der betrachtete Baum angehören (POMMERENING 2002). Auf Bestandesebene errechnet sich M_i als Mittelwert der Einzelbaumergebnisse. Die Berechnungen wurden in Python(x,y) 2.7.9.0 Spyder (2014) durchgeführt.

Aggregationsindex

Als Maß für die räumliche Verteilung von Objekten eignet sich der Aggregationsindex R (CLARK und EVANS 1954). Dieser setzt die mittlere Entfernung aller Objekte zu ihrem jeweils nächsten Nachbarn ins Verhältnis zur durchschnittlichen Entfernung zum nächsten Nachbarn unter einer absolut zufälligen räumlichen Verteilung der Objekte (POMMERENNING 2002). Die Berechnung des Aggregationsindex wurde mit dem entsprechenden Tool in ArcGIS 10.0 (ESRI 2010) durchgeführt.

Structural Complexity Index

Die meisten gängigen Strukturindices geben in der Regel entweder ein räumliches Verteilungsmuster oder die Diversität in den Ausprägungen bestimmter Zielgrößen (z.B. Baumart, BHD) unabhängig von ihrer räumlichen Verteilung wieder. Der von ZENNER und HIBBS (2000) entwickelte „Structural Complexity Index“ SCI kombiniert diese beiden Ansätze. Der SCI berücksichtigt sowohl die Nachbarschaftsbeziehungen, als auch die Ausprägung einer Zielvariable (in diesem Fall die Baumhöhe) eines jeden Baumes über die Berechnung eines unregelmäßigen Dreiecksnetzes (TIN). Die Positionen der Einzelbäume gehen als X/Y-Koordinaten in die Berechnung ein, die Zielvariable (hier: Baumhöhe) wird als Z-Koordinate einbezogen. Der SCI gibt das Verhältnis der dreidimensionalen Oberfläche des Unregelmäßigen Dreiecksnetzes zu seiner in die zweidimensionale Ebene projizierten Flächenausdehnung an. Auf diese Weise werden sowohl die Baumabstände als auch die Differenzen der Z-Variablen zwischen benachbarten Bäumen im Index wiedergespiegelt. Die Berechnung und Auswertungen des unregelmäßigen Dreiecksnetzes wurden in ArcGIS 10.0 (ESRI 2010) durchgeführt. Um Randeffekte zu vermeiden wurde ein Pufferstreifen von 10 m verwendet. Der im Rahmen dieser Arbeit berechnete SCI bezieht sich daher nur auf die zentralen 0,64 ha der Fläche. Es wurden nur solche Dreiecke in die Berechnungen einbezogen, die mit mindestens zwei Eckpunkten innerhalb der 0,64 ha Kernfläche lagen (verändert nach ZENNER und HIBBS 2000; vgl. Anhang Abbildung 7).

2.2.3 Totholzaufnahme

Die Totholzinventur wurde als Vollaufnahme auf der gesamten 1-ha Fläche durchgeführt. Es wurden alle liegenden Totholzobjekte ab einem Mindestdurchmesser von 10 cm am schwachen Ende bei einer Mindestlänge von 1 m beziehungsweise einem Mindestdurchmesser von 30 cm am schwachen Ende bei einer Mindestlänge von 0,5 m erfasst (verändert nach ROBIN und BRANG 2009). Das stehende Totholz wurde bereits über die Erhebung des Baumbestandes erfasst. Wurzelstöcke und Wurzelteller wurden ab einem Schnitt-/Bruchflächendurchmesser von 10 cm aufgenommen. Für Wurzelstöcke wurde die Höhe vom Boden bis zur Schnitt-/Bruchfläche bis auf 5 cm genau bestimmt. Der Schnitt-/Bruchflächendurchmesser wurde durch kreuzweise Messung mit einer Kluppe in Ost-West und Nord-Süd Richtung ermittelt. Für liegende lineare Totholzobjekte wurden zusätzlich folgende Parameter erfasst:

- (1) Durchmesser am starken Ende (kreuzweise Messung mit der Kluppe; 0,5 cm Messgenauigkeit),
- (2) Durchmesser am schwachen Ende bzw. bei Erreichen des Mindestdurchmessers (kreuzweise Messung mit der Kluppe; 0,5 cm Messgenauigkeit),
- (3) Länge des Objektes bzw. Länge bis zum Punkt des Unterschreitens des Mindestdurchmessers, bis auf den nächsten Dezimeter.

Die relative Position der Wurzelstöcke wurde analog zum Baumbestand erfasst. Von linearen Totholzobjekten wurden im gleichen Verfahren die Koordinaten am starken Ende bestimmt. Zusätzlich wurde die Orientierung linearer Totholzobjekte vom starken zum schwachen Ende mit dem Kompass festgestellt.

Für alle Totholzobjekte (liegend und stehend) wurde nach einem einheitlichen Verfahren der Zersetzungsgrad bestimmt. Dazu wurde die im Schweizerischen Landesforstinventar verwendete, fünfstufige Klassifizierung adaptiert (vgl. KELLER 2005; Tabelle 1). Des Weiteren wurde – sofern erkennbar – die Baumart, bei fortgeschrittener Zersetzung die Holzart jedes Totholzobjektes erfasst. Für Totholzobjekte, die auf der Grenze der Aufnahmefläche lagen, wurde nur der Teil erfasst, der sich innerhalb der Fläche befand. Für alle liegenden Totholzobjekte wurde der Objekttyp nach sieben Kategorien vermerkt (Tabelle 2).

Tabelle 1. Verwendeter fünfstufiger Schlüssel für den Zersetzungsgrad von Totholz mit Vorgaben zum Messertest und Charakterisierung der einzelnen Zersetzungsstufen (verändert nach: KELLER 2005, ROBIN und BRANG 2009, HALLER 2013).

Zersetzungs-grad	Bezeichnung	Charakterisierung	Messertest
1	Frischholz	saftführend	Messer dringt in keiner Richtung ein
2	Totholz	saftlos, fest, leichte Zersetzungsspuren (abgelöste Rinde, teilw. Dunkelfärbung)	Messer dringt in Faserrichtung nur sehr schwer ein
3	Morschholz	weniger fest, erkennbare Zersetzungsspuren (weichfaule Anteile < 50% des Volumens)	Messer dringt in Faserrichtung leicht ein, nicht aber quer
4	Moderholz	weich, deutliche Zersetzungsspuren (weichfaule Anteile > 50% des Volumens)	Messer dringt in jede Richtung leicht und tief ein
5	Mulmholz	sehr locker oder pulverig, kaum noch zusammenhängend, fast vollständig zersetzt und humifiziert	locker / pulverig

Tabelle 2. Überblick der unterschiedenen Objekttypen bei liegendem Totholz.

Totholz – Objekttyp

- 1 Wurzelstock
 - 2 Ganzer Baum
 - 3 Stammteil
 - 4 Ast
 - 5 Anthropogen beeinflusst
 - 6 Wurzelteller
 - 7 Nicht erkennbar
-

Beim stehenden Totholz wurde das Volumen je nach Zustand des Objektes unterschiedlich ermittelt. Für abgestorbene Bäume mit intakter Krone fand die Volumenberechnung anhand der Grundfläche, der baumartenspezifischen Formzahl und der Höhe statt. Für gebrochene Stämme wurden die Berechnungen basierend auf BHD, Baumart und Höhe des Stumpfes mittels einer Software zur Volumenermittlung von Totholzstümpfen mit hinterlegten Schaftformfunktionen durchgeführt (ForestTools3, NAGEL 2015). Für liegende lineare Totholzobjekte wurde das Volumen über die SMALIANSche Formel errechnet (vgl. KRAMER und AKÇA 2008). Die Volumenberechnung für Wurzelstöcke und Wurzelteller erfolgte in Analogie zu MEYER (1999) nach der Formel für Neiloidstümpfe (vgl. KRAMER und AKÇA 2008). Bei Vorliegen von mechanischen Abrissen an einem Totholzobjekt wurde eine Volumenkorrektur durch einen Reduktionsfaktor in 10% Stufen vorgenommen (vgl. MEYER 1999).

2.2.4 Erfassung der Mikrohabitate

Jeder Baum wurde nach einem in Zusammenarbeit mit dem European Forest Institute (EFI) für Marteloskope entwickelten Katalog (Tabelle 3) auf vorhandene Mikrohabitatstrukturen untersucht. Die Erfassung der Mikrohabitate erfolgte vom Boden aus in Aufnahmeteams von drei Personen mit Hilfe von Ferngläsern und einer mit einem Teleobjektiv mit Bildstabilisator ausgestatteten digitalen Spiegelreflexkamera (Nikon D7000). Für jeden Baum wurden die an ihm auftretenden Strukturen mit ihrem Kürzel und ihrer jeweiligen Anzahl vermerkt.

Tabelle 3. Katalog der erhobenen Mikrohabitatstrukturen mit Beschreibung und Anforderungen des jeweiligen Mikrohabitats, sowie einem Basiswert (P) und Gewichtungsfaktoren nach Seltenheit (S) und Entwicklungsdauer (E). Für Mikrohabitatkataloge anderer Untersuchungen siehe WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL und WINTER 2009, MORDINI 2009, WINTER und BRAMBACH 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, REGNERY et al. 2013.

	Mikrohabitat		P	S	E	
	Code	Beschreibung				
Höhlen und Höhlungen	Specht-höhlen	A1	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\varnothing = 4$ cm, Volumen < 1 l	2	4	1
		A2	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\varnothing = 5-6$ cm, Volumen $4 - 6$ l	3	4	1
		A3	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\varnothing > 10$ cm, Volumen > 15 l	4	4	1
		A4	kleine, durch Spechtfraß entstandene Höhle, $\varnothing \geq 3$ cm	1	2	1
		A5	min. drei Spechtlöcher mit einer max. Distanz von 2 Metern	4	4	2
	Stamm- und Mulm-höhlen	B1	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing < 30$ cm, Bodenkontakt	2	5	4
		B2	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing \geq 30$ cm, Bodenkontakt	4	5	4
		B3	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing < 30$ cm, kein Bodenkontakt	1	4	4
		B4	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing \geq 30$ cm, kein Bodenkontakt	3	4	4
		B5	hohler Baum, nach oben offen, \varnothing Höhlung ≥ 30 cm	4	4	4
	Stamm-höhlungen	C1	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhlung, Innenraum = Höhlenöffnung, kein Bodenkontakt	3	4	4
		C2	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhlung, Innenraum = Höhlenöffnung, Bodenkontakt	2	4	4
	Astloch-höhlen	D1	durch Astabbruch oder –ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing < 10$ cm/ h < 1 m	1	4	4
		D2	durch Astabbruch oder –ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing < 10$ cm/ h ≥ 1 m	2	4	4
		D3	durch Astabbruch oder –ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing \geq 10$ cm/ h < 1 m	3	4	4
		D4	durch Astabbruch oder –ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing \geq 10$ cm/ h ≥ 1 m	4	4	4
	Dendro-thelmata	E1	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. –höhlung, $\varnothing < 15$ cm, h < 2 m	1	3	4
		E2	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. –höhlung, $\varnothing < 15$ cm, h ≥ 2 m	3	3	4
		E3	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. –höhlung, $\varnothing \geq 15$ cm, h < 2 m	2	3	4
		E4	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. –höhlung, $\varnothing \geq 15$ cm, h ≥ 2 m	4	3	4
Insekten-gänge	F1	Insektenfraßgänge und Bohrlöcher von großen Insekten, z.B. <i>Cerambyx cerdo</i> LINNAEUS, h <4 m	1	3	1	
	F2	Insektenfraßgänge und Bohrlöcher von großen Insekten, z.B. <i>Cerambyx cerdo</i> LINNAEUS, h ≥ 4 m	2	3	1	
Rinde	Rinden-verlust	G1	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fallschäden, $25 - 400$ cm ² , Zersetzungsgrad < 3	1	1	3
		G2	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fallschäden, > 400 cm ² , Zersetzungsgrad < 3	2	1	3
		G3	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fallschäden, $25 - 400$ cm ² , Zersetzungsgrad =3	3	1	3
		G4	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fallschäden, > 400 cm ² , Zersetzungsgrad =3	4	1	3
	Stamm- und Rinden-risse	H1	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, < 100 cm, h < 1 m	1	5	5
		H2	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, < 100 cm, h ≥ 1 m	2	5	5
		H3	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, ≥ 100 cm, h < 1 m	3	5	5
		H4	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, ≥ 100 cm, h ≥ 1 m	4	5	5
		H5	Blitzschaden/Blitzrinne mit freiliegendem Kernholz auf min. 3 m Länge	4	5	5
		H6	Feuerschaden/Feuernarbe	4	5	5
	Rinden-taschen und grobe Rinde	I1	Rindentasche, h < 4 m	2	3	2
		I2	Rindentasche, h ≥ 4 m	2	3	2
		I3	für Baumart außerordentlich grobe Rindenstruktur	2	5	5

Tabelle 3. (Fortsetzung).

	Mikrohabitat			P	S	E
	Code	Beschreibung				
Totholz	Totäste	J1	toter Ast, \varnothing 10-20 cm, Länge \geq 50 cm, besonnt	3	3	4
		J2	toter Ast, $\varnothing >$ 20 cm, Länge \geq 50 cm, besonnt	4	3	4
		J3	toter Ast, \varnothing 10-20 cm, Länge \geq 50 cm, nicht besonnt	1	3	4
		J4	toter Ast, $\varnothing >$ 20 cm, Länge \geq 50 cm, nicht besonnt	2	3	4
	Stamm- und Kronenbruch	K1	durch Stammbruch fehlt gesamte Krone, evt. wenige Äste erhalten oder neu entstanden	4	4	3
		K2	Zwieselabbruch, Hauptstamm stark beschädigt, freiliegender Holzkörper, Verlust von $>$ 50% der Krone	3	2	2
		K3	Zersplitterter Stamm, min. 5 Splitter mit Länge \geq 50 cm vorhanden	4	5	3
		K4	Stämmelings-/Starkastausbruch aus dem Hauptstamm, kein Aststummel vorhanden, freiliegendes Kernholz auf großer Fläche	2	2	2
Stammfuß- höhlen und -spalten	L1	durch natürlichen Wuchs entstandene Höhle im Wurzelanlauf, keine Fäulnis, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing <$ 10cm	1	2	4	
	L2	durch natürlichen Wuchs entstandene Höhle im Wurzelanlauf, keine Fäulnis, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\varnothing \geq$ 10cm	2	2	4	
	L3	durch natürlichen Wuchs entstandene Spalte im Wurzelanlauf, keine Fäulnis, Innenraum $>$ Höhlenöffnung	1	2	4	
Fruchtkörper holzersetzender Pilze	M1	Einjährige Stielporlingsverwandte, holzersetzende Pilze aus der Gruppe der Stielporlinge (<i>Polyporus</i> spec. FR.)	1	5	4	
	M2	Mehrjährige Stielporlingsverwandte, holzersetzende Pilze aus der Gruppe der Stielporlinge (<i>Polyporus</i> spec. FR.)	2	5	4	
	M3	Gruppe der Pilze, bei welchen Stiel klar vom Hut zu unterscheiden ist, z.B. <i>Armillaria</i> spec. FR., <i>Pleurotus</i> spec. FR., $\varnothing \geq$ 5 cm	1	5	4	
	M4	Große Ascomyceten, z.B. <i>Daldinia</i> spec. TUL.= „Holzkohlenpilze“, finden sich auf totem Laubholz	1	5	4	
	M5	Myxogastria, echte Schleimpilze	1	5	4	
Epiphyten	N1	Epiphytische Moose, bedecken $>$ 25% des Stamms	2	2	2	
	N2	Epiphytische Blattflechten, bedecken $>$ 25% des Stamms	2	2	2	
	N3	Efeu (<i>Hedera helix</i> L.), bedeckt $>$ 25% des Stamms	2	2	2	
	N4	Mistelvorkommen, Familie der Viscaceae	2	2	2	
Nester	O1	Horst (z.B. <i>Ciconia nigra</i> LINNAEUS),	2	4	1	
	O2	Vogelnest	1	3	1	
	O3	Insektennest (z.B. <i>Lasius</i> spec. FABRICIUS, <i>Vespinae</i> spec. LATREILLE)	2	4	1	
Saft- und Harzfluss	P1	Saftfluss, bei deutlichem und permanentem Austritt von Saft	2	5	3	
	P2	Harzfluss, bei deutlichem und permanentem Austritt von Harz	2	5	3	
Microsoil	Q1	Humusanreicherungen auf Bäumen durch epiphytische Pflanzen und Rindenabbau, in alten Bäumen mit Moospolstern	3	4	5	

2.2.5 Ökologische Bewertung der Einzelbäume

Das in dieser Arbeit verwendete ökologische Bewertungssystem basiert auf den erfassten Mikrohabitatstrukturen und berücksichtigt zusätzlich die Baumart und den Durchmesser des jeweiligen Baumes. Die Bewertung der Einzelbäume erfolgte nach folgendem Schema: Jede Mikrohabitatstruktur erhielt einen Basiswert (P), entsprechend ihrer Größe und der Position am Stamm, sowie zwei Gewichtungsfaktoren, welche die Seltenheit der Struktur (S) und ihre Entwicklungsdauer bis zum Erreichen der Habitatfunktion (E) repräsentieren (vgl. Tabelle 3). Für diese Gewichtung der einzelnen Habitate wurden für P, S und E jeweils Werte im Bereich von 1 bis 5 vergeben (nach Larrieu, Laurent 2010, unveröffentlichtes Material). Die Berücksichtigung der Artzugehörigkeit der einzelnen Bäume erfolgte durch die Addition eines baumartenspezifischen Grundwertes (Tabelle 4). Die Werte der einzelnen Baumarten basieren in diesem Zusammenhang auf ihrer ökologischen Bedeutung für die verschiedenen funktionellen Organismengruppen. Die Bewertung der Baumarten wurde in Orientierung an den Verfahren und Ergebnissen aus den Untersuchungen von GOSSNER (2004), BRANQUART und DUFRÊNE (2005; in LARRIEU und GONIN 2008) und MORDINI (2009) vorgenommen. Als Maximalwert wurde für die Eichenarten ein Wert von 20 vergeben. Die anderen Baumarten wurden relativ zur Punktzahl der Eiche bewertet. Des Weiteren wurde eine Gewichtung nach Brusthöhendurchmesser vorgenommen. Dafür wurden Gewichtungsfaktoren gestaffelt nach BHD-Stufen entwickelt (Tabelle 5). Der ökologische Wert des gesamten Baumes (OEKOL) ergibt sich aus der Summe der Werte der einzelnen Habitatstrukturen, dem addierten ökologischen Grundwert nach Baumart und der abschließenden Gewichtung nach dem Brusthöhendurchmesser (vgl. Formel 1). Bei mehrfachem Vorkommen der gleichen Mikrohabitatstruktur am selben Baum wurde jede einzelne Struktur gezählt und vollständig in die Bewertung aufgenommen.

Tabelle 4. Im Rahmen dieser Arbeit für die Berechnung der ökologischen Einzelbaumwerte vergebene ökologische Grundwerte für die Baumarten des Marteloskopes Rosskopf, basierend auf der Nutzung durch Organismengruppen, mit Angabe der verwendeten Quellen.

Baumart	Grundwert	Quellen
<i>Quercus petraea</i>	20	BRANQUART und DUFRÊNE 2005 (in LARRIEU und GONIN 2008), MORDINI 2009
<i>Pinus sylvestris</i>	17	BRANQUART und DUFRÊNE 2005 (in LARRIEU und GONIN 2008), MORDINI 2009
<i>Fagus sylvatica</i>	14	BRANQUART und DUFRÊNE 2005 (in LARRIEU und GONIN 2008), MORDINI 2009
<i>Abies alba</i>	10	BRANQUART und DUFRÊNE 2005 (in LARRIEU und GONIN 2008), LARRIEU 2015 (mündlich)
<i>Picea abies</i>	6	BRANQUART und DUFRÊNE 2005 (in LARRIEU und GONIN 2008), MORDINI 2009
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	4	GOSSNER 2004
<i>Paulownia tomentosa</i>	2	---

Tabelle 5. Gewichtungsfaktoren nach BHD Bereich für die Berechnung des ökologischen Einzelbaumwertes.

BHD [cm]	Gewichtungsfaktor
> 100	1,5
80,1 - 100	1,25
60,1 - 80	1,0
40,1 - 60	0,75
< 40	0,5

Formel 1. Formel zur Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume.

$$OEKOL_y = \left(\left(\sum_{x=1} A_x * (P_x * (S_x + E_x)) \right) + BAw_y \right) * D_y$$

- mit
- OEKOL_y = ökologischer Wert des Baumes y
 - A_x = Anzahl Mikrohabitate des Typs x
 - P_x = Basiswert des Mikrohabitattyps x
 - S_x = Wert für Seltenheit des Mikrohabitattyps x
 - E_x = Wert für Entwicklungsdauer des Mikrohabitattyps x
 - BAw_y = Grundwert für Baumart des Baumes y
 - D_y = Gewichtungsfaktor nach Durchmesser des Baumes y

2.2.6 Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit

Die Herleitung eines ökonomischen Wertes auf Bauebene machte eine individuelle Qualitätsbeurteilung eines jeden Baumes erforderlich. Dazu wurde mit Hilfe der Einschätzung des zuständigen Revierleiters jeder Baum auf äußerlich sichtbare Qualitätsmerkmale untersucht und anschließend in die regional praxisüblichen Sortimente eingeteilt (siehe Anhang Tabellen 2 & 3). Die Endhöhe des jeweiligen Sortimentsstückes wurde in Halbmeterschritten geschätzt.

2.2.7 Ökonomische Bewertung der Einzelbäume

Zielgröße für die ökonomische Bewertung der Einzelbäume war der erntekostenfreie Holzerlös. Die Bewertung baute auf der Sortimentseinteilung am stehenden Stamm auf (vgl. Kapitel 2.2.6). Den einzelnen Sortimenten wurden dazu die Orientierungs- bzw. Durchschnittspreise aus dem Städtischen Forstamt Freiburg für das Jahr 2014 hinterlegt (vgl. Anhang Tabellen 2 & 3). Für eine möglichst genaue Wiedergabe des baumindividuellen Holzwertes wurde das Holzvolumen jedes einzelnen Stammholzsortimentes in Kubikmeter ohne Rinde anhand von Basishöhe und Endhöhe des Sortimentsstückes und des BHD des Baumes errechnet. Für jeden Baum wurde zusätzlich ein im Bestand verbleibendes Wurzelstockvolumen errechnet. Dazu wurden nach BHD gestaffelte Stockhöhen angesetzt, die sich an im Bestand beobachteten Stockhöhen orientierten. Basierend auf Erfahrungswerten aus der Praxis wurde ein Anteil von 10% ungenutztem Derbholz über alle Baumarten hinweg angenommen (pers. Comm. Markus Müller 2015). Das Volumen des obersten Kronensortiments (Laubholz: Industrieholz, Nadelholz: Palette) wurde als Differenz zwischen dem Derbholzvolumen abzüglich der 10% ungenutzten Derbholzes und der Summe der errechneten Sortimentsvolumina angenommen. Alle sektionsweisen Volumenberechnungen wurden mit der Kubierungssoftware für stehende Stümpfe durchgeführt (ForestTools3, NAGEL 2015) und basieren auf baumartenspezifischen Schaftformfunktionen. Die jeweiligen Sortimentsvolumina eines Baumes wurden abschließend mit den hinterlegten Holzpreisen der Sortimente multipliziert. Um der unterschiedlichen Bepreisung nach Dimension gerecht zu werden, wurde für jedes Sortimentsstück der Mittendurchmesser ohne Rinde interpoliert, sodass eine eindeutige Zuteilung zu einer Stärkeklasse möglich war. Die Summe aller Sortimentspreise eines Baumes ergab den monetären Holzwert des Baumes auf dem Stock.

Um der unterschiedlichen Leistung von Holzernte und Holzbringung in Abhängigkeit von der Stückmasse gerecht zu werden, wurden entsprechende Leistungsfunktionen angesetzt und auf Bauebene jeweils ein Leistungswert für Fällung / Aufarbeitung und für die Holzbringung errechnet. Die dabei zu Grunde gelegten Arbeitsverfahren sind die motormanuelle Fällung und Aufarbeitung, sowie das Rücken mit einem Forstspezialschlepper. Die verwendeten Leistungsfunktionen für die motormanuelle Holzernte basieren auf Daten der Professur für Forstbenutzung der Universität Freiburg zu EST-Abrechnungsfällen aus der Praxis (bereitgestellt durch ForstBW; siehe Anhang Formel 1), die angesetzten Werte zur Leistung in der Holzbringung stammen aus der Datenbasis der Kalkulationssoftware Holzernte 7.1 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA 2007; siehe Anhang Tabelle 4). Für die Fällung und Aufarbeitung wurde aufgrund des geneigten Geländes und der eingeschränkten Sicht durch dichte Tannenverjüngung eine Leistungsreduktion von 10% einkalkuliert. Die Rückedistanz wurde innerhalb des Marteloskopes nicht differenziert. Basierend auf der Produktivität in der Holzernte und der Holzbringung wurde anhand der Einzelbaumvolumina der Zeitbedarf für die jeweiligen Teilprozesse errechnet. Auf diese Weise konnten baumbezogene Holzerntekosten berechnet werden (vgl. Anhang Formeln 2 & 3). Als Kosten pro Zeiteinheit wurden basierend auf regionalen Durchschnittswerten für die motormanuelle Holzernte 40 € / h und für das Rücken mit einem Forstspezialschlepper 90 € / h angesetzt (pers. Comm. Markus Müller 2015). Die Zielgröße des baumweisen ökonomischen Wertes (OEKON) entspricht dem erntekostenfreien Holzerlös je Baum. Dieser errechnete sich aus dem monetären Holzwert auf dem Stock abzüglich der errechneten Erntekosten (vgl. Anhang Formel 4).

2.2.8 Simulation von Szenarien

Um beispielhaft die Wirkungen unterschiedlicher forstwirtschaftlicher Eingriffe auf die naturschutzfachliche Wertigkeit und den ökonomischen Bestandeswert im Marteloskop zu untersuchen, und um die Anwendungsmöglichkeiten des Werkzeuges Marteloskop zu veranschaulichen, wurden im Rahmen dieser Arbeit sechs Bewirtschaftungsszenarien entwickelt und mit Hilfe einer dafür angefertigten Auswertungsmatrix in Microsoft Excel (2010) simuliert. In Anlehnung an die Forsteinrichtung wurde dafür ein Nutzungsansatz von 185 Efm ha⁻¹ festgelegt.

In den Szenarien A und B wurden die fiktiven Extrema einer rein ökologischen und einer rein ökonomische Zielsetzung simuliert. In Szenario C wurde der bestmögliche Kompromiss zwischen einer Maximierung des Holzerlöses und dem Erhalt des maximalen ökologischen Wertes im Marteloskop angestrebt. Im Rahmen der drei Szenarien D bis F wurden Auswirkungen praxisüblicher waldbaulicher Behandlungsregime simuliert. Im Fall des Bestandes t11, in dem sich das Marteloskop Rosskopf befindet, ist im Rahmen der Forsteinrichtung eine einzelstammweise Nutzung zielstarker Tannen und Douglasien vorgesehen, in Kombination mit Vorratspflege auf Teilen der Fläche. Dies wurde im Szenario D abgebildet. Als Erweiterung wurden im Szenario E kleinflächig Femel ausgeformt, um die Verjüngungskegel aus vorwiegend Tannennaturverjüngung zu begünstigen und die Bestandesverjüngung einzuleiten. Zusätzlich zu den waldbaulichen Zielsetzungen sollten auch konkrete Waldnaturschutzmaßnahmen aus der Praxis simuliert werden. Dazu wurde sich an dem Alt- und Totholzkonzept (AuT) für Baden-Württemberg orientiert, welches vorsieht 15 Bäume je drei Hektar Waldfläche dauerhaft zu schützen (FORSTBW 2010). Auf einen Hektar bezogen ließ sich somit eine Anzahl von fünf zu erhaltenden Habitatbäumen ableiten. Die Habitatbäume sollen nach AuT-Konzept möglichst als Gruppe ausgeformt werden. Dieses Ziel wurde in Szenario F simuliert. Die Szenarien D bis F basieren dabei auf einer subjektiven Auswahl von Erntebäumen durch den Autor der Arbeit. Diese drei Szenarien sind also als Beispielfälle unter der jeweiligen Zielsetzung anzusehen und zu bewerten. In Tabelle 6 werden die sechs Szenarien charakterisiert.

Jedes der sechs Szenarien wurde am Computer simuliert. Dazu wurden die jeweiligen Entnahmebäume ausgewählt und die durch den simulierten Eingriff auftretenden Veränderungen in relevanten Bestandeskenngößen und in den Zielgrößen des ökologischen und ökonomischen Bestandeswertes analysiert und dargestellt. Für die Nutzungen in den Szenarien A und B wurden die Bäume nach ihrem ökologischen bzw. ökonomischen Wert bezogen auf ihr jeweiliges Erntevolumen gereiht und ausgewählt. Unter Szenario C wurde der Quotient aus ökonomischem und ökologischem Wert eines jeden Baumes als weitere Entscheidungsgröße herangezogen. Bäume mit einem niedrigen Quotienten (hoher ökologischer Wert in Relation zum ökonomischen Wert) wurden nicht genutzt. Stattdessen wurden die ökonomisch nächstwertvollen Bäume mit höheren Ausprägungen des Quotienten ausgewählt. Für die Szenarien D bis F wurden die Entnahmebäume vor Ort im Bestand entsprechend der jeweiligen Zielsetzung ausgewählt.

Tabelle 6. Überblick über die sechs simulierten Szenarien im Marteloskop Rosskopf.

Szenario	A	B	C	D	E	F
Bezeichnung	Maximaler Ökologischer Wert	Maximaler Ökonomischer Wert	Minimaler Trade-Off zwischen ökologischem und ökonomischem Wert	Waldbau 1: Zieldurchmesserernte und Vorratspflege	Waldbau 2: Zieldurchmesserernte und Vorratspflege – Priorität Bestandesverjüngung	Waldbau 3: Zieldurchmesserernte und Vorratspflege – Priorität Habitatbäume
Erntevolumen	185 Efm ha ⁻¹					
Ökonomische Zielsetzung	---	maximal möglicher Holzerlös soll erzielt werden	bestmöglicher Kompromiss zwischen Maximierung des Holzerlöses und Erhalt des maximalen ökologischen Wertes	---	---	---
Ökologische Zielsetzung	maximal möglicher ökologischer Wert soll auf der Fläche erhalten werden	---		---	---	Es soll eine Gruppe von fünf ökologisch wertvollen Habitatbäumen (BHD > 20 cm) geschützt werden
Waldbauliche Vorgaben	---	---	---	Nutzung soll in zielstarker Douglasie und Tanne stattfinden, kombiniert mit Vorratspflege auf Teilen der Fläche	Nutzung soll in zielstarker Douglasie und Tanne stattfinden, kombiniert mit Vorratspflege auf Teilen der Fläche; über Verjüngungskegeln sollen Femel angelegt werden	Nutzung soll in zielstarker Douglasie und Tanne stattfinden, kombiniert mit Vorratspflege auf Teilen der Fläche

2.2.9 Auszeichnungsübung mit Probanden

Um die Anwendungsmöglichkeiten des Marteloskopes als Demonstrations- und Schulungsinstrument vorzustellen, und um in einer ersten Fallstudie beispielhaft die Analyse von Wirkungen unterschiedlicher Nutzerentscheidungen auf die betriebswirtschaftlichen und ökologischen Zielgrößen zu demonstrieren, wurde ein Pilotlauf mit Probanden aus drei möglichen Nutzergruppen der Marteloskope durchgeführt.

Gruppe 1: Revierleiter des städtischen Forstamts Freiburg,

Gruppe 2: Angehende Waldbautrainer des Landesbetriebes Forst Baden-Württemberg,

Gruppe 3: Studierende des M. Sc. Studiengangs Forstwissenschaft, Schwerpunkt Waldwirtschaft an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Im Rahmen des Probandenlaufes wurden alle Teilnehmer mit einer einheitlichen Zielvorgabe und ohne Vorkenntnisse zur Methodik der Marteloskope auf die Fläche geschickt. Die Entwicklung der Zielvorgabe orientierte sich an den in Kapitel 2.2.8 vorgestellten Szenarien. Es wurde die gleiche Soll-Hiebsmasse festgelegt und die Aufgabenstellung enthielt eine betriebswirtschaftliche und eine naturschutzfachliche Komponente (Box 1).

Box 1. Aufgabenstellung für die Testläufe mit Probanden.

„Wählen Sie auf der 1-ha Fläche des Marteloskopes Rosskopf ökonomisch möglichst wertvolle Bäume im Umfang von insgesamt 185 Efm / ha aus. Wählen Sie weiterhin fünf lebende Bäume mit möglichst hohem ökologischem Wert aus („Habitatbäume“). Bei der Auswahl sollte nur die Ökologie und Ökonomie von Einzelbäumen als Entscheidungsgrund herangezogen werden. Es gibt keine Vorgabe zur räumlichen Verteilung der ökonomischen und ökologischen Wertträger.“

Die Teilnehmer erhielten eine kurze Einführung in die Funktionsweise des Instrumentes Marteloskop. Zum Waldbestand im Marteloskop wurden lediglich der Gesamtvorrat und das Volumen des stärksten Baumes als Orientierung bekannt gegeben. Zu den erhobenen Mikrohabitatstrukturen und zur ökologischen und ökonomischen Bewertung der Bäume erhielten die Teilnehmer vorab keine Informationen. Zur besseren Orientierung im Marteloskop wurden Stammfußkarten mit Baumnummern ausgegeben und die Außen- grenzen der Fläche mit Trassierband kenntlich gemacht. Nach einem gemeinsamen Begang der Fläche wurden die Kandidaten mit der oben aufgeführten Aufgabenstellung betraut und hatten anschließend eine Stunde Zeit, um Bäume entsprechend der Zielvorgaben auszuwählen und in einem vorgefertigten Aufnahmebogen zu notieren (inkl. Baumart und geschätztem Volumen; bei Habitatbäumen zusätzlich Grund für die Auswahl). Die Auswertung des Testlaufes mit den Probanden erfolgte analog zur Auswertung der Szenarien mit der dafür entwickelten Simulationsmatrix in Microsoft Excel (2010) (vgl. Kapitel 2.2.8).

2.2.10 Statistik und Datenauswertung

Für die Datenhaltung und -auswertung wurden, sofern nicht abweichend genannt, die Programme Microsoft Excel (2010) und SPSS Statistics 20 (IBM 2011) verwendet. Die kartografischen Darstellungen und Analysen wurden im geografischen Informationssystem ArcGIS 10.0 (ESRI 2010) umgesetzt. Alle intervallskalierten Eingangsdaten für die statistischen Analysen wurden zunächst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung hin überprüft. Vergleichende Untersuchungen zum ökologischen Wert der einzelnen Baumarten des Marteloskopes wurden aufgrund nicht normalverteilter Daten mit Hilfe des Kruskal-Wallis Tests und des Man-Whitney-U Tests durchgeführt.

Mögliche Korrelationen des ökologischen Wertes, des ökonomischen Wertes und der Anzahl an Mikrohabitaten mit dem Brusthöhendurchmesser wurden aufgrund fehlender Normalverteilung mit der nicht parametrischen Rangkorrelation nach Spearman überprüft. Unterschiede in der Häufigkeit des Auftretens von Mikrohabitaten zwischen den Baumarten wurden unter Verwendung des CHI²-Tests auf statistische Signifikanz getestet.

3. Ergebnisse

3.1 Zusammensetzung des Marteloskopes

3.1.1 Bestandesstruktur

Die Vollaufnahme des stehenden Baumbestandes ab 7,5 cm Brusthöhendurchmesser für die 1 ha große Untersuchungsfläche des Marteloskopes Rosskopf ergab eine Stammzahl von 313 lebenden Bäumen (Tabelle 7). Die Hauptbaumarten des lebenden Bestandes waren zu etwa gleichen Anteilen Tanne und Buche. Es fand sich zudem ein Anteil an Douglasie von etwa 10% der Stammzahl. Des Weiteren traten in geringer Anzahl Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATTUSCHKA) LIEBL.), Fichte (*Picea abies* (L.) KARST) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), sowie ein einzelner Blauglockenbaum (*Paulownia tomentosa* (THUNB.) STEUD.) auf. Diese sonstigen Arten machten gemeinsam etwa 3% der lebenden Bäume im Marteloskop aus (Tabelle 7). Insgesamt fanden sich somit 7 unterschiedliche Baumarten auf einem Hektar.

Der Gesamtvorrat des lebenden Bestandes lag bei rund 635 Vfm ha⁻¹. Der Beitrag der einzelnen Baumarten zum Vorrat unterschied sich dabei deutlich von der Baumartenzusammensetzung nach Stammzahl (Tabelle 7). Den größten Beitrag zum Vorrat leistete die Douglasie mit rund 38% gefolgt von der Buche (rd. 36%) und der Tanne (rd. 23%). Die sonstigen Baumarten stellten einen gemeinsamen Vorrat von ca. 18 Vfm ha⁻¹ (rd. 3%; Tabelle 7). Für das Marteloskop wurde eine Grundfläche von 38,4 m² ha⁻¹ ermittelt. Die Verteilung der Grundfläche auf die einzelnen Baumarten verhielt sich weitgehend analog zur Vorratsverteilung (Tabelle 7).

Der größte gemessene Brusthöhendurchmesser im Marteloskop lag bei 106 cm an einer Douglasie. Insgesamt befanden sich auf der Fläche fünf Bäume mit einem BHD über 100 cm, allesamt Douglasien (Abbildung 3). Über alle Baumarten hinweg lag der durchschnittliche BHD bei rund 30 cm und die mittlere Höhe bei ca. 21 m. Die größte Höhe wurde ebenfalls an einer Douglasie gemessen, sie betrug 50,3 m (Tabelle 7).

Tabelle 7. Übersicht der Stammzahlverteilung und der ertragskundlichen Größen im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.

	Stammzahl $N ha^{-1}$	Grund-		BHD cm				Höhe m			
		fläche $m^2 ha^{-1}$	Vorrat $m^3 ha^{-1}$	min	max	\bar{x}	stabw	min	max	\bar{x}	stabw
<i>Abies alba</i>	136	9,12	148,4	7,5	81,5	20,4	22,0	5,1	40,0	13,8	11,9
<i>Fagus sylvatica</i>	135	13,83	225,1	7,7	69,5	31,6	17,6	4,9	39,3	23,9	10,3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	33	14,31	243,3	7,5	106,0	65,8	35,0	6,9	50,3	36,4	16,3
<i>Picea abies</i>	3	0,17	2,1	15,1	38,5	25,1	12,1	10,9	33,3	20,5	11,6
<i>Quercus petraea</i>	3	0,35	5,7	36,0	40,7	38,6	2,4	28,6	33,4	30,9	2,4
<i>Pinus sylvestris</i>	2	0,63	9,8	60,9	65,8	63,4	3,5	35,0	37,9	36,5	2,1
<i>Paulownia tomentosa</i>	1	0,01	0,1			13,5				11,4	
Gesamt	313	38,42	634,4	7,5	106,0	30,5	25,6	4,9	50,3	20,9	13,7

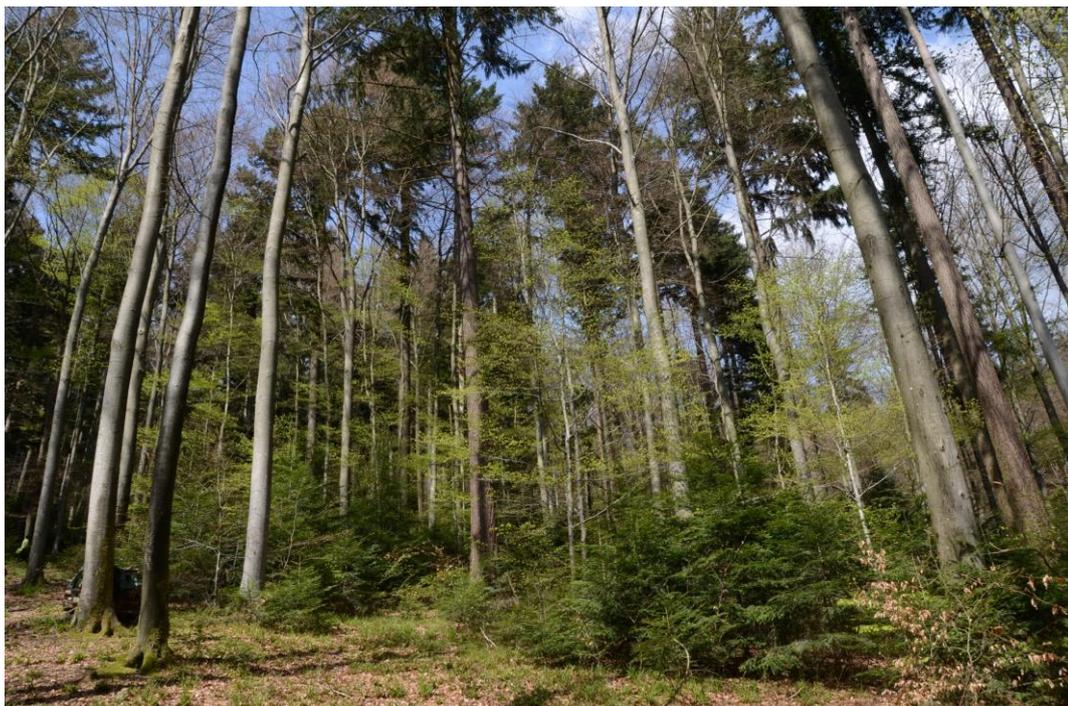
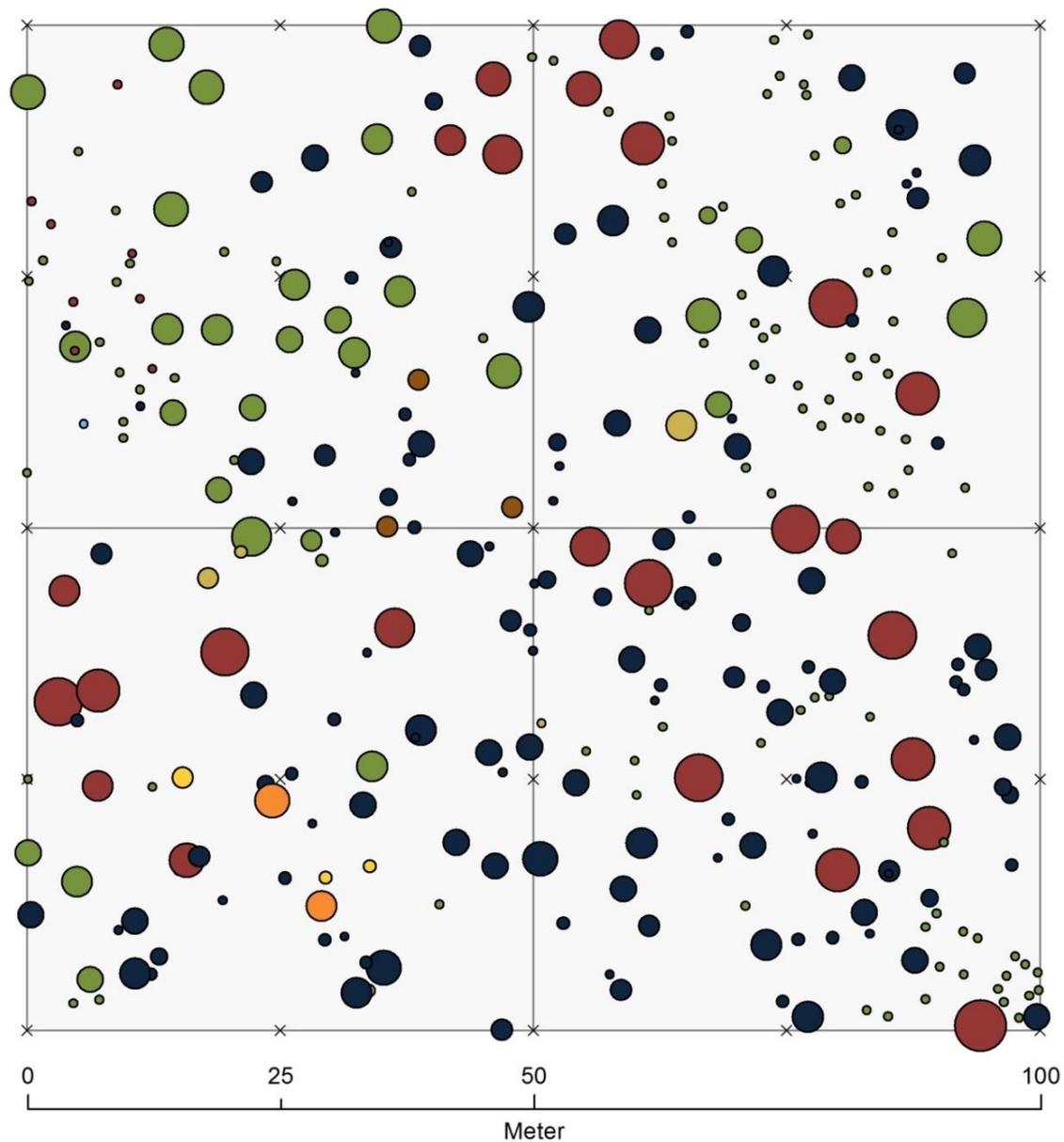


Abbildung 1. Foto des Marteloskopes Rosskopf. Aufnahme vom zentralen Südrand der Fläche in Richtung NO. Foto: Jan Kiehne.

Abbildung 2 zeigt die Lage der Bäume im Marteloskop. Aus der Karte lässt sich bereits eine gewisse horizontale Heterogenität des Bestandes erkennen. Es fanden sich sowohl Bereiche mit relativ hoher Bestockung als auch lichtere Partien mit Dickungen und Verjüngungsvorrat von Tanne (Abbildungen 1 & 2).



Baumart

- *Fagus sylvatica*
- *Abies alba*
- *Pseudotsuga menziesii*
- *Pinus sylvestris*
- *Picea abies*
- *Quercus petraea*
- *Paulownia tomentosa*
- tot

BHD [cm]

- | | |
|---------------|-----------------|
| ○ 7,5 - 15,0 | ○ 65,1 - 75,0 |
| ○ 15,1 - 25,0 | ○ 75,1 - 85,0 |
| ○ 25,1 - 35,0 | ○ 85,1 - 95,0 |
| ○ 35,1 - 45,0 | ○ 95,1 - 105,0 |
| ○ 45,1 - 55,0 | ○ 105,1 - 115,0 |
| ○ 55,1 - 65,0 | |



Abbildung 2. Stammfußkarte für das Marteloskop Rosskopf nach Baumart und BHD (inkl. stehendes Totholz).

Die Durchmesser­verteilung im Marteloskop zeigte eine große Anzahl Tannen mit Brusthö­hendurchmessern kleiner 15 cm. Danach trat die Tanne erst wieder in den stärkeren Durchmesserbereichen ab ca. 45 cm BHD auf. Die Buche fand sich relativ konstant in allen Durchmesserstufen von 7,5 bis 70 cm. Die hohen Durchmesserstufen wurden hauptsächlich durch Douglasie belegt (Abbildung 3).

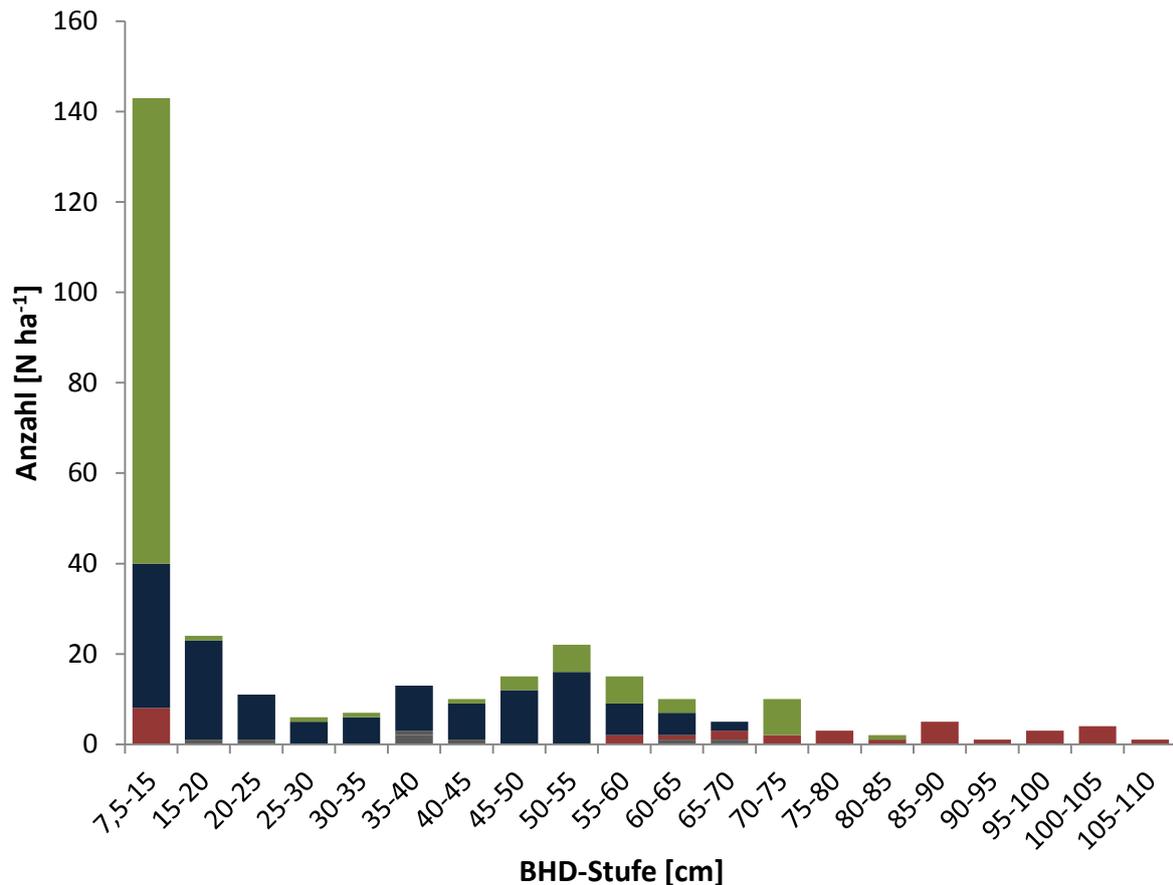


Abbildung 3. Durchmesser­verteilung im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart. *Fagus sylvatica* (blau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), sonstige (grau): *Pinus sylvestris* (N=3), *Quercus petraea* (N=3), *Picea abies* (N=2), *Paulownia tomentosa* (N=1).

Abbildung 4 zeigt die vertikale Verteilung der Bäume des Marteloskopes auf Höhenstufen von je fünf Metern. Die Tanne zeigte hohe Stammzahlen in der unteren Bestandesschicht (< 10 m). Der Bereich zwischen 10 und 30 m Baumhöhe war vergleichsweise stammzahlarm und wurde nahezu ausschließlich von der Buche besetzt. Ein großer Teil der Bäume (v.a. Buchen und Tannen) war zwischen 30 und 40 m hoch. Die Douglasien des Oberstandes erreichten fast ausnahmslos Höhen von über 40 m (Abbildung 4).

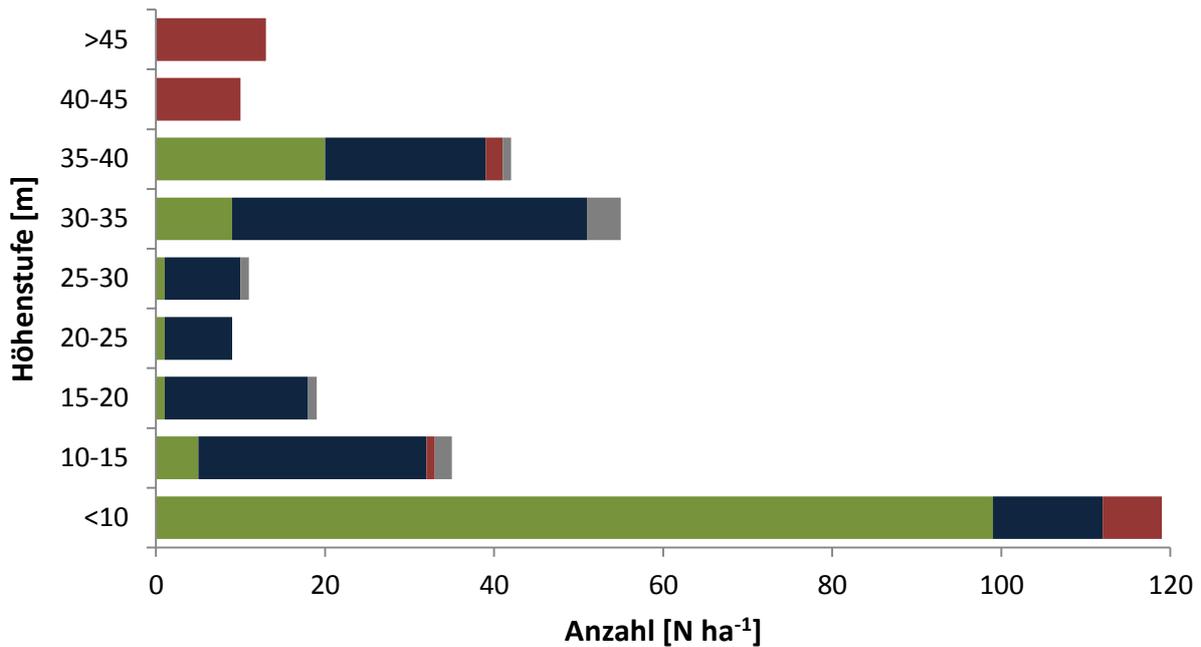


Abbildung 4. Vertikale Verteilung der Bäume im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart. *Fagus sylvatica* (blau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), sonstige (grau): *Pinus sylvestris* (N=3), *Quercus petraea* (N=3), *Picea abies* (N=2), *Paulownia tomentosa* (N=1).

Die Vorratsstruktur im Marteloskop zeichnete sich durch sehr geringe Vorräte in den Durchmesserbereichen bis 35 cm aus. Den größten Beitrag zum Vorrat leisteten die Bäume mit Brusthöhendurchmessern zwischen 45 und 65 cm. Die Tanne lag mit ihrem Vorrat überwiegend im Bereich von 45 bis 75 cm BHD. Der Vorrat der Buche lag schwerpunktmäßig in den schwächeren bis mittleren BHD-Bereichen, wogegen die Douglasie ihren Vorratschwerpunkt in den hohen Durchmesserstufen hatte (Anhang Abbildung 4).

Nahezu der gesamte Vorrat des Marteloskopes wurde durch Bäume über 30 m Höhe erbracht. Der Hauptvorrat der Tanne lag bei den Mitgliedern der Stufe 35 bis 40 m, der Buchenvorrat verteilte sich relativ gleichmäßig auf die Bäume mit Höhen zwischen 30 und 40 m. Der Vorratsanteil der Douglasie wurde zu zwei Drittel von Individuen über 45 m Höhe beigesteuert (Anhang Abbildung 5).

Indices der Waldstruktur

Tabelle 8 fasst die Ergebnisse der berechneten Strukturindices für die Fläche des Marteloskopes Rosskopf zusammen. Das auf den Baumhöhen und Stammfußkoordinaten basierende unregelmäßige Dreiecksnetz zur Berechnung des Structural Complexity Index (SCI) findet sich im Anhang, Abbildung 7.

Tabelle 8. Ergebnisse der berechneten Strukturindices für das Marteloskop Rosskopf.

Index	Wert
Shannon-Index der Artenzusammensetzung	
$H'(A)$	1,10
Evenness der Artenzusammensetzung	
$E(A)$	0,57
Shannon-Index der Vertikalschichtung	
$H'(V)$	1,88
Evenness der Vertikalschichtung	
$E(V)$	0,78
Waldstrukturdiversitätsindex	
$H'(AVZ)$	1,78
Species mingling	
M_i	0,408
Aggregationsindex (R)	
Beobachtete Durchschnittsentfernung	3,09
Erwartete Durchschnittsentfernung	2,88
Verhältnis der nächsten Nachbarn	1,07
z-Wert	2,42
p-Wert	0,015
Structural Complexity Index	
SCI-Wert	4,261
3D TIN Oberfläche (m ²)	27150,55
2D TIN Oberfläche (m ²)	6371,93
Anzahl Dreiecke	405
Mittlere Neigung der Dreiecke (°)	67,5 ± 21,8 (0 bis 89,3)

3.1.2 Strukturelement Totholz

Die gesamte Totholzmenge des Marteloskopes über alle Totholztypen lag bei 31,8 m³ ha⁻¹. Davon entfielen 3,8 m³ (rd. 12%) auf das stehende Totholz, welches zu 100% von der Baumart Tanne stammte (5 Bäume; Abbildung 6). Die restlichen rund 28 m³ waren liegendes Totholz (Tabelle 9). Dies umfasste neben linearen Totholzobjekten wie Ästen und Kronenteilen (1,5 m³), Stammteilen (12 m³) und ganzen liegenden Bäumen (1 m³) auch Wurzelstöcke (9 m³) und Wurzelteller (1 m³). Auf der Fläche befand sich außerdem eine vergleichsweise große Menge Totholz, das durch menschliche Aktivitäten beeinflusst war (rd. 2,5 m³; Abbildung 5); dieser Objekttyp wurde vergeben, da das Totholz stellenweise zu Haufen zusammengetragen und mit Planen abgedeckt war. Bis auf etwa 4% der Totholzmenge konnte für das Totholz zumindest die Holzart bestimmt werden. Rund ein Drittel der Menge an liegendem Totholz war Laubholz, der Großteil davon konnte klar der Baumart Buche zugeordnet werden. Ein Viertel des liegenden Totholzvolumens stammte von der Tanne, rund 15% von der Douglasie (Tabelle 9).

Tabelle 9. Totholzvorrat und Anzahl der Totholzobjekte im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart- bzw. Holzart und nach Totholzart (stehend, liegend). Liegendes Totholz umfasst lineare Totholzobjekte, sowie Wurzelstöcke und Wurzelteller.

Baumart	Gesamt				stehend				liegend			
	m ³ ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	m ³ ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%	m ³ ha ⁻¹	%	N ha ⁻¹	%
<i>Abies alba</i>	10,78	34,0	39	11,7	3,82	100	5	100	6,96	24,9	34	10,4
<i>Fagus sylvatica</i>	7,53	23,7	140	42,2					7,53	27,0	140	42,8
Nadelholz	5,70	18,0	88	26,5					5,70	20,4	88	26,9
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	4,24	13,4	20	6,0					4,24	15,2	20	6,1
Laubholz	2,24	7,1	4	1,2					2,24	8,0	4	1,2
nicht zu bestimmen	1,21	3,8	37	11,1					1,21	4,3	37	11,3
<i>Pinus sylvestris</i>	0,04	0,1	3	0,9					0,04	0,1	3	0,9
<i>Picea abies</i>	0,01	<0,1	1	0,3					0,01	<0,1	1	0,3
Gesamt	31,75	100	332	100	3,82	12	5	1,5	27,93	88	327	98,5

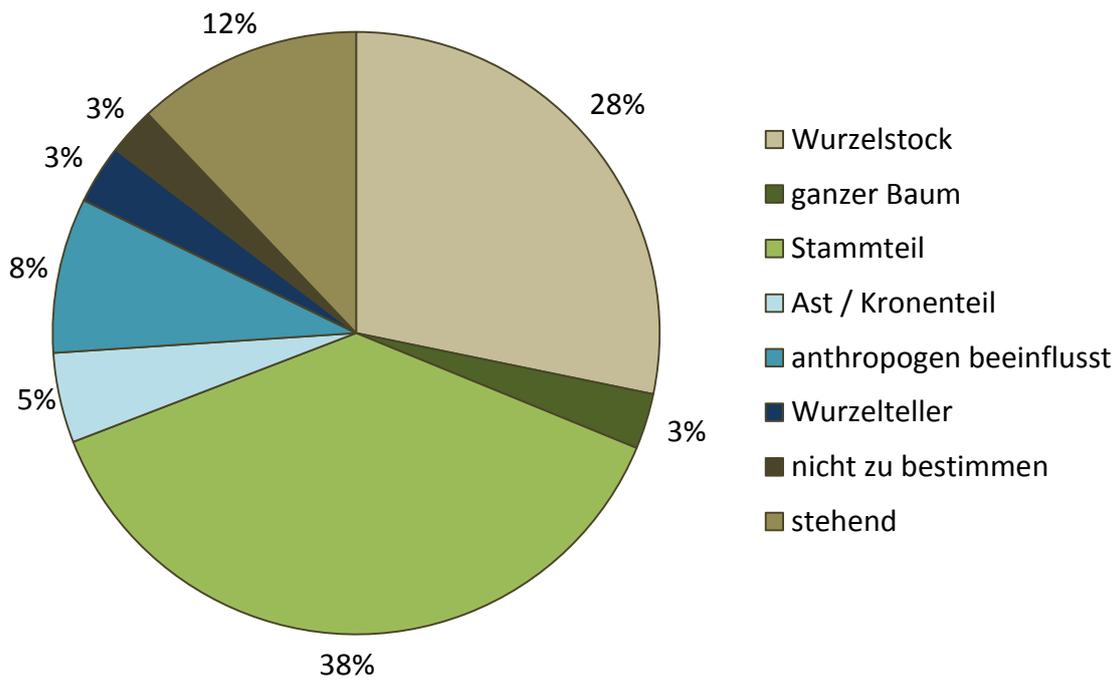


Abbildung 5. Vorratsverteilung der Tothholzobjekte im Marteloskop Rosskopf, nach Objekttyp.

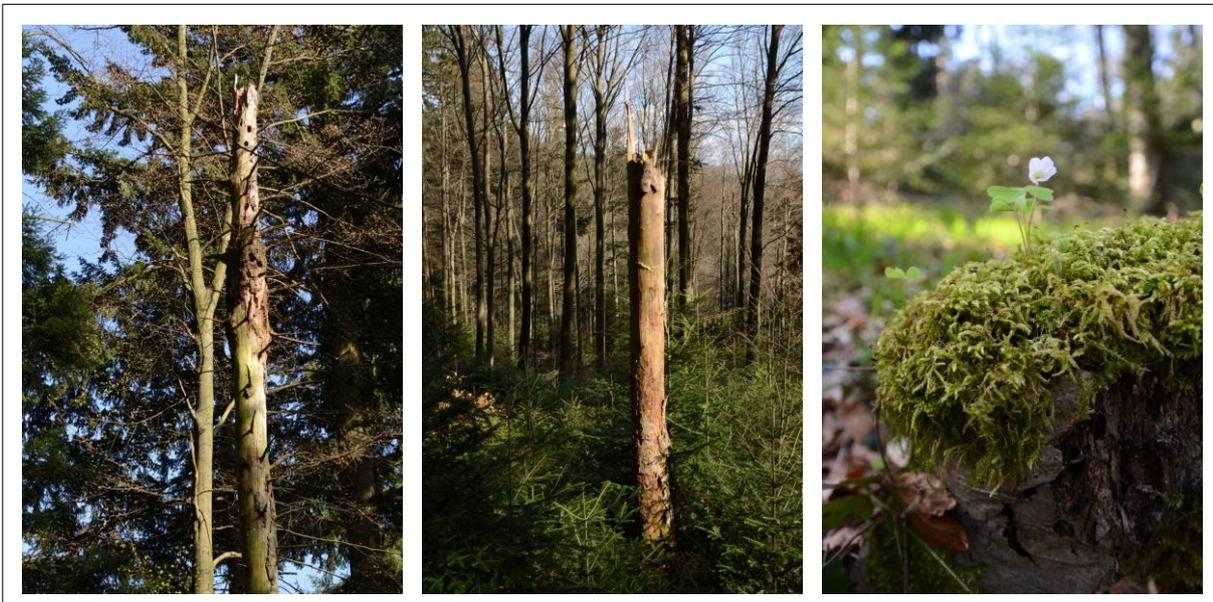


Abbildung 6. Tothholz im Marteloskop Rosskopf. Fotos: Jan Kiehne.

Der größte Volumenanteil des Totholzes (ca. 12 m³) war der Zersetzungsstufe 2 zuzuordnen. In der Abbaustufe 3 fand sich ein ähnlich hoher Volumenanteil (ca. 11,5 m³). Weitere rund 5,5 m³ des Totholzes zeigten eine stärkere Zersetzung (Stufe 4). Sehr stark zersetztes Totholz mit einem Zersetzungsgrad von 5 lag nur in sehr geringen Mengen vor. Etwas mehr als 2 m³ des Totholzes waren Frischholz (Zersetzungsgrad 1). Laubholz lag hauptsächlich bis zum Zersetzungsgrad 3 vor. Totholz mit dem Zersetzungsgrad 4 war nahezu ausschließlich Nadelholz, der Zersetzungsgrad 5 wurde ausnahmslos an Nadelholz beobachtet (Abbildung 7).

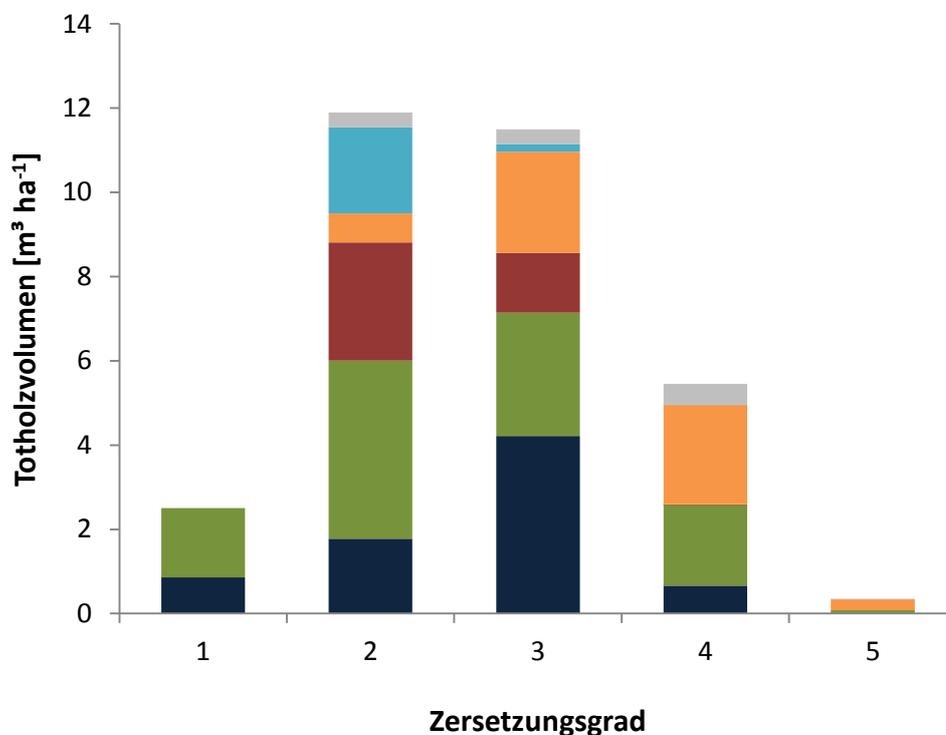


Abbildung 7. Totholzvorrat im Marteloskop Rosskopf, nach Zersetzungsgrad und Baumart bzw. Holzart. *Fagus sylvatica* (dunkelblau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), Nadelholz (orange), Laubholz (hellblau), nicht zu bestimmen (hellgrau). Für eine Beschreibung der Zersetzungsgrade vergleiche Kapitel 2.2.3, Tabelle 1.

Für das Marteloskop ergab sich ein Vorrat an starkem Totholz (Durchmesser > 20 cm) von ca. 27 m³ ha⁻¹. Die restlichen rund 5 m³ Totholz besaßen Durchmesser von 10 bis 20 cm. Der Großteil des schwachen Totholzes trat dabei in Form von liegenden linearen Totholzobjekten auf (Abbildung 8).

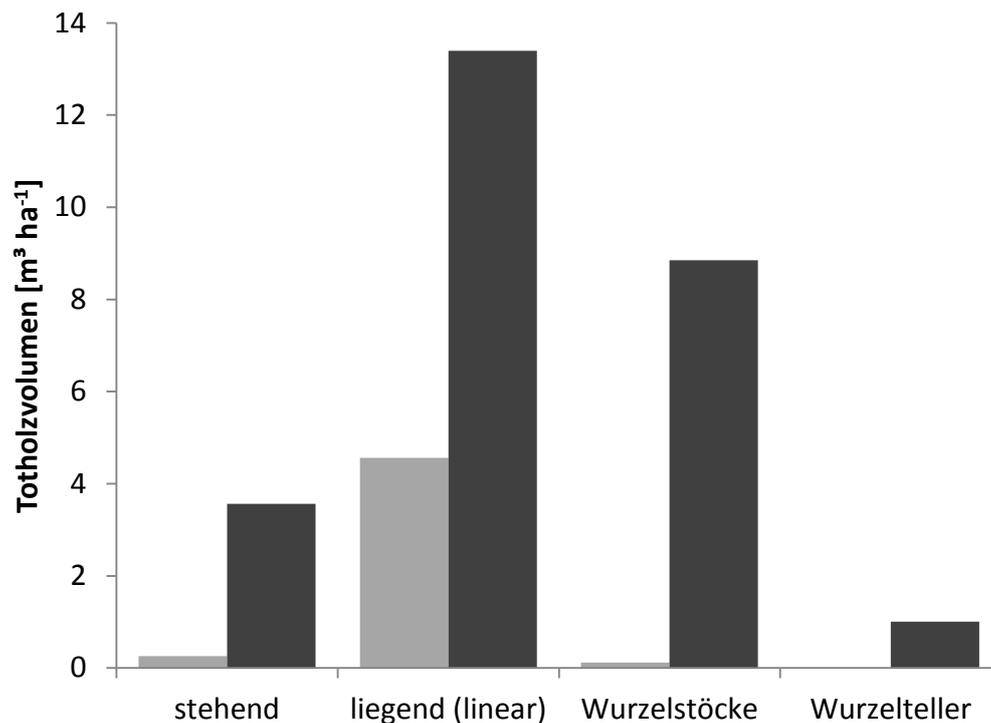
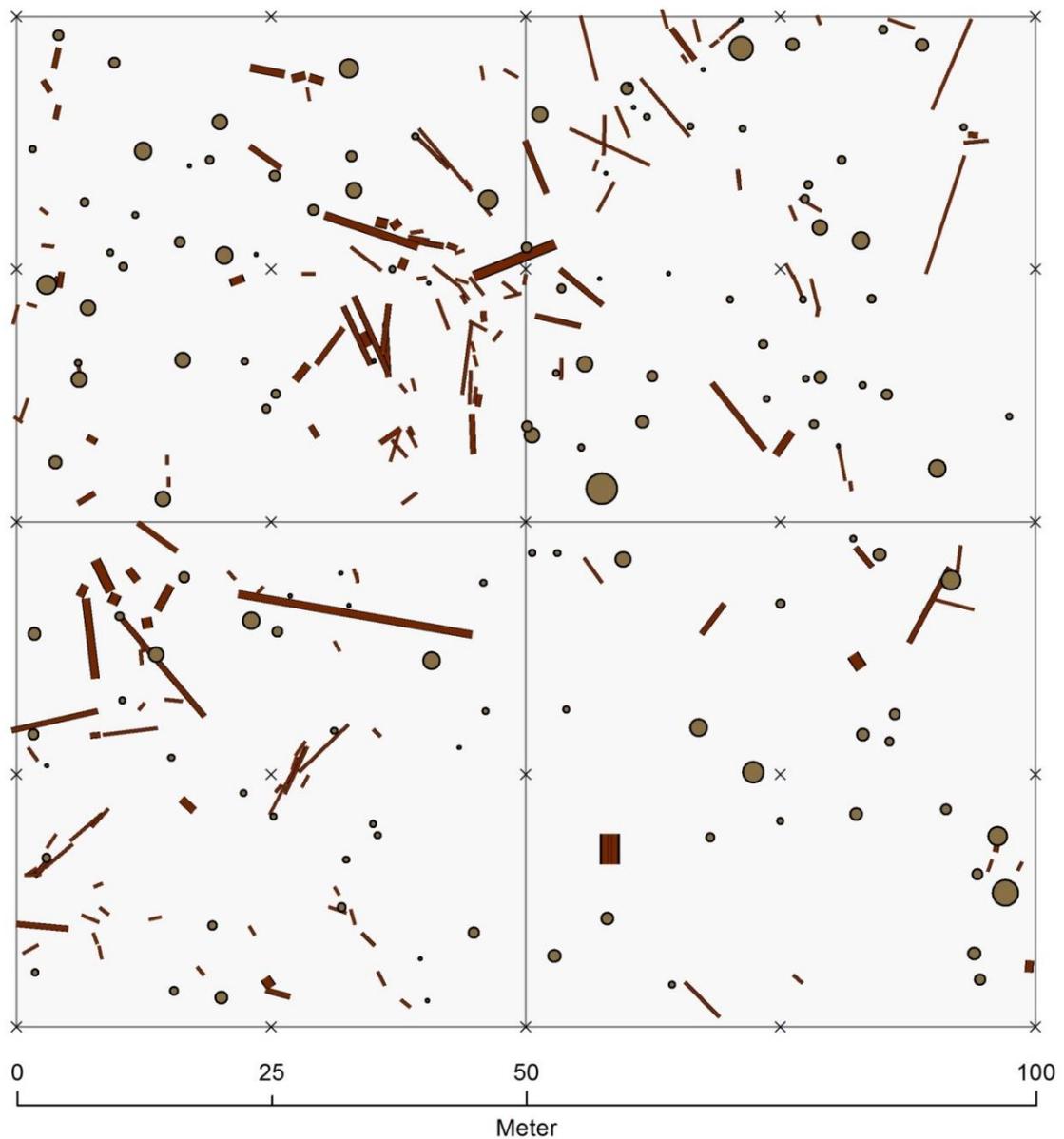


Abbildung 8. Totholzvorrat im Marteloskop Rosskopf, nach Dimension und Totholzart. Schwaches Totholz, $d \leq 20$ cm (hellgrau); starkes Totholz, $d > 20$ cm (dunkelgrau). Wurzelstöcke und Wurzelteller sind hier getrennt von den liegenden linearen Totholzobjekten angeführt.

Die räumliche Verteilung des liegenden Totholzes auf der Fläche zeigte eine klare Aggregation der linearen Totholzobjekte, vor allem im Norden der Fläche und im Nordwesten des südwestlichen Quadranten. Im südöstlichen Quadranten befanden sich nur wenige lineare Totholzobjekte (Abbildung 9). Die Wurzelstöcke waren relativ gleichmäßig über die Fläche verteilt. Im südwestlichen Quadranten befanden sich vergleichsweise wenig starke Wurzelstöcke (Abbildung 9).



Wurzelstöcke		lineare Totholzobjekte	
Durchmesser [cm]		Durchmesser [cm]	
• 13,0 - 20,0	● 80,1 - 90,0	— 10,0 - 20,0	
• 20,1 - 30,0	● 90,1 - 100,0	— 20,1 - 30,0	
• 30,1 - 40,0	● 100,1 - 110,0	— 30,1 - 40,0	
• 40,1 - 50,0	● 110,1 - 120,0	— 40,1 - 50,0	
• 50,1 - 60,0	● 120,1 - 130,0	— 50,1 - 60,0	
• 60,1 - 70,0	● 130,1 - 140,0	— 60,1 - 70,0	
• 70,1 - 80,0		— 70,1 - 80,0	
		— 80,1 - 90,0	



Abbildung 9. Räumliche Verteilung des liegenden Totholzes im Marteloskop Rosskopf (lineare Objekte und Wurzelstöcke) nach Durchmesser.

3.1.3 Strukturelement Mikrohabitate

Insgesamt wurden im Marteloskop an 107 Bäumen Mikrohabitatstrukturen entsprechend des verwendeten Mikrohabitatkataloges erfasst. Das entspricht einem Drittel des stehenden Bestandes (lebende und tote Bäume). Der weitaus größte Teil der Bäume mit Mikrohabitatstrukturen waren Buchen. Es besaßen etwa 60% der Buchen mindestens eine Habitatstruktur. Bei Tanne und Douglasie konnten jeweils an 9 Bäumen Mikrohabitate nachgewiesen werden. Auch an den sonstigen Baumarten, abgesehen von dem Blauglockenbaum, wurden Mikrohabitatstrukturen gefunden. An allen fünf abgestorbenen Tannen fanden sich Mikrohabitate (Tabelle 10).

Die Buchen des Marteloskopes wiesen dabei signifikant häufiger Mikrohabitatstrukturen auf als Tanne und Douglasie (CHI^2 : $p < 0,001$ bzw. $p = 0,002$, exakt nach Fisher; Anhang Tabelle 5). Die Douglasie zeigte signifikant häufiger Mikrohabitatstrukturen als die Tanne (CHI^2 : $p = 0,002$, exakt nach Fisher; Anhang Tabelle 5). Die sonstigen Unterschiede in der Häufigkeit des Auftretens von Mikrohabitaten konnten aufgrund geringer Stichprobengröße nicht statistisch analysiert werden.

Die Gesamtzahl erfasster Mikrohabitatstrukturen für das Marteloskop Rosskopf lag bei 266. Davon wurden 179 Strukturen an der Buche beobachtet. Im Schnitt besaß jede Buche des Marteloskopes somit 1,3 Mikrohabitate. An den fünf abgestorbenen Tannen fanden sich 46 Mikrohabitate. Die durchschnittliche Anzahl der Mikrohabitate war für die Tanne mit 0,1 Habitatstrukturen pro Baum am geringsten. Insgesamt fanden sich an den Tannen des Marteloskopes 13 Mikrohabitate, für die Douglasien lag die Gesamtzahl an Mikrohabitaten bei 16. Die größte Anzahl von Mikrohabitaten eines Einzelbaumes wies eine stehend abgestorbene Tanne mit 13 Habitatstrukturen auf (siehe auch Abbildung 6). Bei den lebenden Bäumen zeigte eine Buche die größte Anzahl Mikrohabitate (9 Strukturen). Von den sonstigen Baumarten zeigten die Traubeneichen vergleichsweise hohe Anzahlen an Mikrohabitaten (Tabelle 10).

Tabelle 10. Überblick über das Auftreten und die Häufigkeit von Mikrohabitaten im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.

	Bäume mit Mikrohabitaten		Σ	Mikrohabitate		
	N	%		Ø N/Baum	Min	Max
<i>Abies alba</i>	9	6,6	13	0,1	1	2
<i>Fagus sylvatica</i>	80	59,3	179	1,3	1	9
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	9	27,3	16	0,5	1	5
<i>Picea abies</i>	1	33,3	1	0,3	1	1
<i>Quercus petraea</i>	2	66,7	9	3,0	4	5
<i>Pinus sylvestris</i>	1	50,0	2	1,0	2	2
tot	5	100,0	46	9,2	2	13
Gesamt	107	33,8	266	0,84	1	13



Abbildung 10. Mikrohabitatstrukturen an Buche (oben) und an Douglasie (unten): Rindentasche (li.o.), freiliegender Holzkörper (re.o.), Insektenfraßspuren (li.u.), Spechtfraßlöcher (re.u.). Fotos: Jan Kiehne.

Die häufigsten erfassten Mikrohabitatstrukturen im Marteloskop waren Stammfußhöhlen und Stammfußspalten (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Zugleich stellten sie für die Untersuchungsfläche das häufigste Mikrohabitat an Buche und an Tanne dar. Totäste waren der zweithäufigste Mikrohabitatyp im Marteloskop. Die meisten Totäste wurden an der Buche beobachtet (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Einen weiteren häufiger auftretenden Mikrohabitatyp stellte die Kategorie „freiliegender Holzkörper“ dar (vgl. Abbildung 10). Solche Strukturen fanden sich im Marteloskop zum Großteil an Buche. An den toten Tannen war freiliegender Holzkörper aufgrund abfallender Rinde ebenfalls häufig (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Rindentaschen (vgl. Abbildung 10) wurden im Marteloskop 20 Mal gezählt. Diese befanden sich meist an den abgestorbenen Tannen. Darüber hinaus stellten Rindentaschen das für die Untersuchungseinheit häufigste Mikrohabitat an Douglasie dar (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Auf der gesamten 1 ha Fläche konnte nur eine einzige Spechthöhle identifiziert werden. Diese befand sich an einer starken abgestorbenen Tanne (Abbildung 6). Es handelte sich dabei um die größte Höhlenkategorie (vgl. Kapitel 2.2.4, Tabelle 3). Auf Spechte zurückgehende Fraßlöcher fanden sich deutlich häufiger (vgl. Abbildung 10). Auch sie befanden sich fast ausnahmslos an toten Tannen (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Baumhöhlen, die in ihrer Genese nicht auf Spechtaktivität zurückzuführen waren, wurden insgesamt acht Mal gezählt, hauptsächlich an Buche (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Mikrohabitate der Kategorie „Stammhöhlungen“ (Öffnung und Hohlraum gleich groß; vgl. Kapitel 2.2.4, Tabelle 3) lagen im Marteloskop Roskopf nicht vor. Astlöcher und Dendrothelmata kamen in sehr geringer Anzahl und ausschließlich an Buche vor. Insektenfraßspuren wurden vier Mal nachgewiesen, überwiegend an toten Tannen. Im Marteloskop wurden sechs Mikrohabitate des Typs „Riss“ erfasst, allesamt an Buche. Auf der Fläche befanden sich außerdem vier Bäume mit gebrochenen Stämmen. Dies waren vier der fünf abgestorbenen Tannen. Im Marteloskop gab es keine ausgebrochenen Stämmlinge oder Starkäste. Pilzfruchtkörper konnten ausschließlich am stehenden Totholz gefunden werden. Die Pilze waren zu 100% der Kategorie der mehrjährigen Stielporlingsverwandten (*Polyporus spec. FR.*) zuzuordnen. Epiphytenbewuchs trat insgesamt 14 Mal auf, hauptsächlich an Buche. Es wurden weder Nester von Vögeln oder Insekten, noch Akkumulationen von Microsoil (vgl. Kapitel 2.2.4, Tabelle 3) im Kronenraum gefunden. Fünf Mal lag Saft- oder Harzfluss vor, ausschließlich an Nadelbäumen (Tabelle 11, Anhang Abbildung 8).

Tabelle 11. Häufigkeit der Mikrohabitattypen im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart.

	Baumart							Gesamt
	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	tot	
Spechthöhlen	0	0	0	0	0	0	1	1
Spechtfraß	0	0	1	0	0	0	14	15
Baumhöhlen	1	6	0	0	0	0	1	8
Höhlungen	0	0	0	0	0	0	0	0
Astlöcher	0	3	0	0	0	0	0	3
Dendrothelmata	0	2	0	0	0	0	0	2
Insektenfraßgänge	0	0	1	0	0	0	3	4
freiliegender Holzkörper	0	32	2	0	0	0	4	38
Risse	0	6	0	0	0	0	0	6
Rindentaschen	0	1	8	0	0	0	11	20
Totäste besonnt	0	15	0	0	1	1	0	17
Totäste unbesonnt	1	30	0	0	6	0	0	37
Stammbruch	0	0	0	0	0	0	4	4
Stämmlingsausbruch	0	0	0	0	0	0	0	0
Stammfußhöhlen	9	70	1	0	0	0	0	80
Pilzfruchtkörper	0	0	0	0	0	0	8	8
Epiphytenbewuchs	1	13	0	0	0	0	0	14
Nester	0	0	0	0	0	0	0	0
Microsoil	0	0	0	0	0	0	0	0

Rund 44% der Bäume mit Mikrohabitaten im Marteloskop Rosskopf wiesen nur eine Habitatstruktur auf. Etwa ein Viertel der Bäume mit Strukturen besaß zwei Mikrohabitats. Es gab nur wenige Bäume, die mehr als fünf Mikrohabitats aufwiesen. Dies waren vor allem die toten Tannen und einzelne Buchen. Keine Tanne besaß mehr als zwei Mikrohabitats. Der Großteil der Douglasien mit Mikrohabitats zeigte nur eine Struktur pro Baum (Abbildung 11).

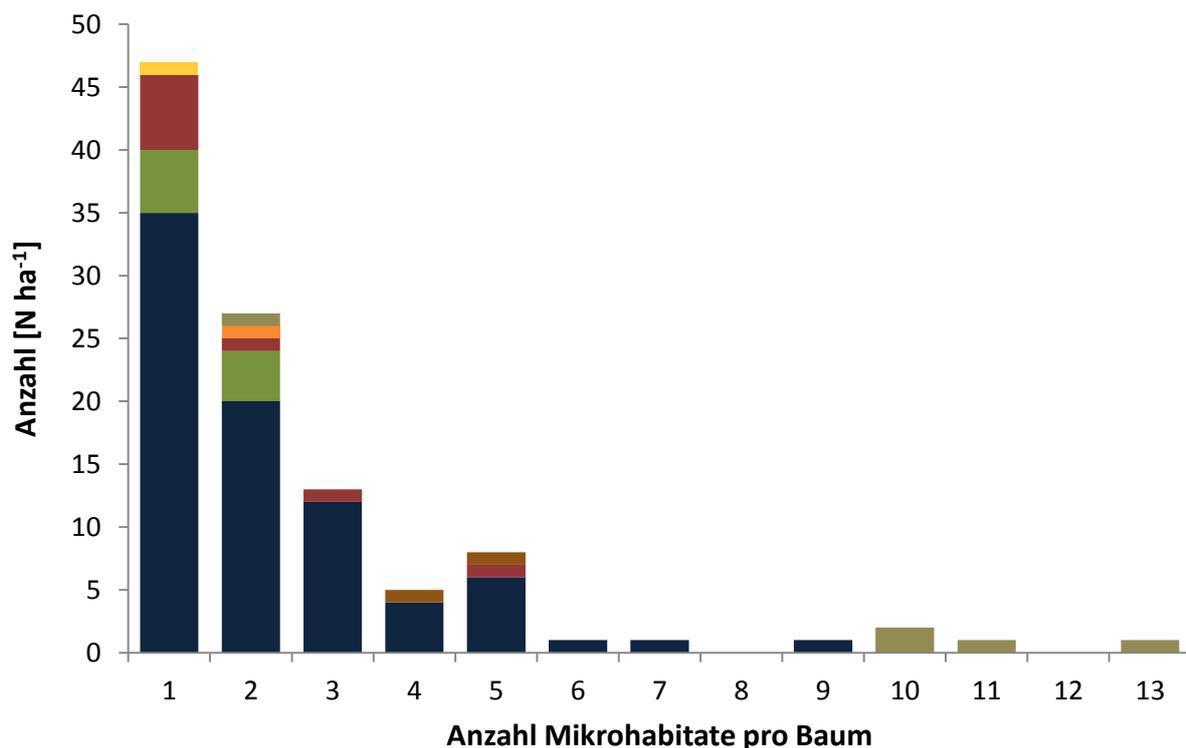
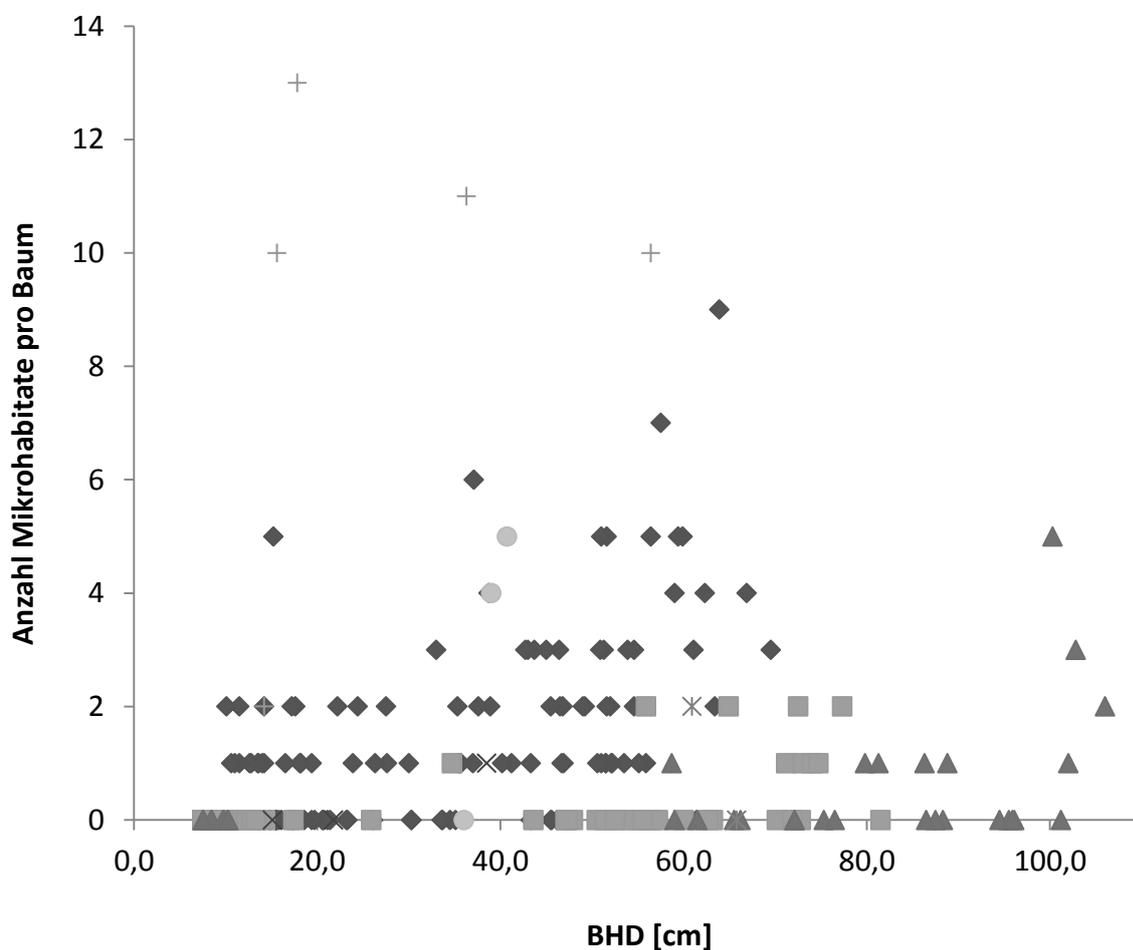


Abbildung 11. Häufigkeitsverteilung der Bäume mit Mikrohabitats im Marteloskop Rosskopf, nach Anzahl erfasster Strukturen pro Baum. *Fagus sylvatica* (dunkelblau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), *Pinus sylvestris* (orange), *Picea abies* (gelb), *Quercus petraea* (braun), tote Bäume (beige).

Die Anzahl Mikrohabitats pro Baum war signifikant positiv mit dem BHD korreliert (Spearman-Rho: $r=0,496$; $p<0,001$; Abbildung 12, Anhang Tabelle 6). Unter den Hauptbaumarten zeigte die Buche die stärkste Korrelation zwischen den Anzahl an Mikrohabitats und dem BHD (Spearman-Rho: $r=0,582$; $p<0,001$; Anhang Tabelle 8). Die Korrelation war für Tanne und Douglasie ebenfalls hoch signifikant (Anhang Tabellen 7 & 9).

Der positive Zusammenhang zwischen dem BHD und der Mikrohabitatanzahl auf Baumebene zeigte sich für die Buche ebenfalls sehr deutlich bei einer Betrachtung nach Durchmesserklassen. Für die Durchmesserbereiche oberhalb 40 cm lag die Mikrohabitatanzahl pro Baum für Buche signifikant höher (Abbildung 13, Anhang Tabelle 21). Die Durchmesserverteilungen bei den Baumarten Tanne und Douglasie ließen keine statistische Analyse mit ausreichend großem Gruppenumfang zu. Es zeichnete sich ein Trend zu größeren Mikrohabitatzahlen bei stärkeren Bäumen ab (Anhang Abbildungen 12 & 13).



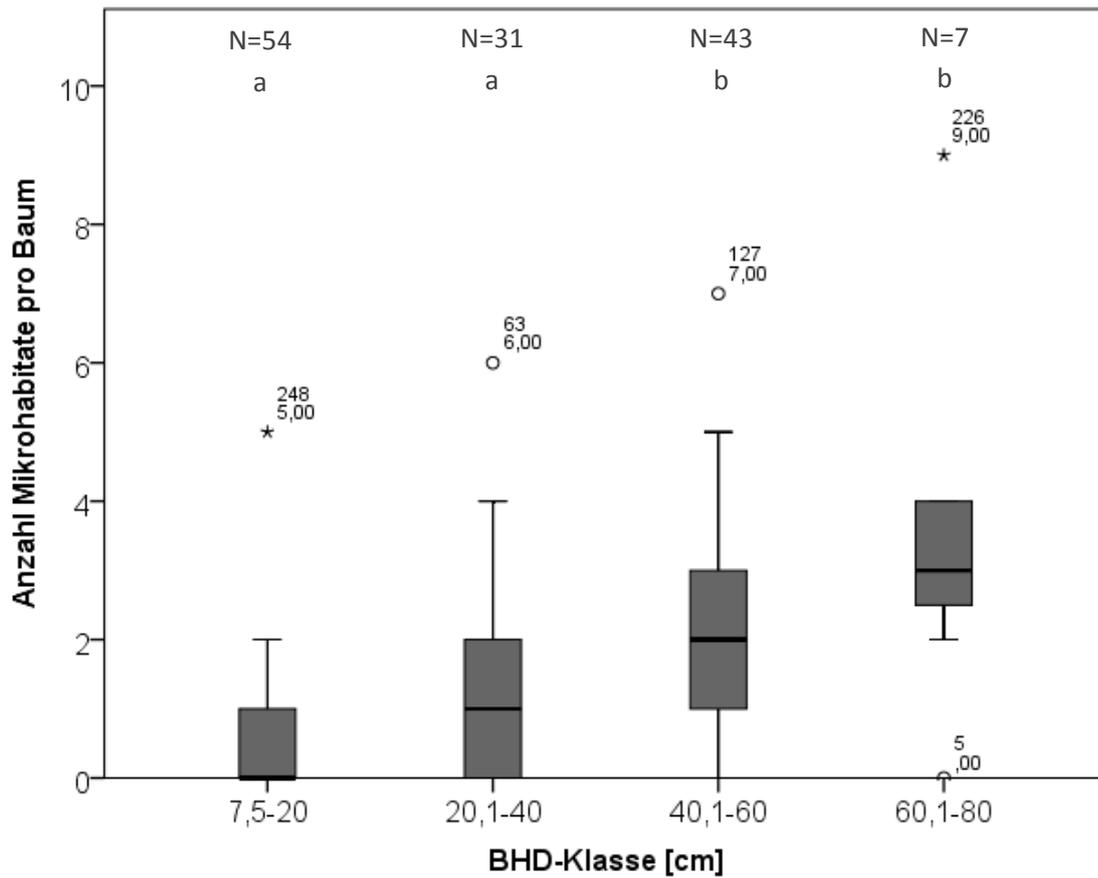


Abbildung 13. Box-Whisker-Plot der Anzahl Mikrohabitate pro Baum nach BHD-Klasse für die Baumart Buche (*Fagus sylvatica*) im Marteloskop Roskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.

3.2 Ökologische und ökonomische Einzelbaumbewertung

3.2.1 Ökologischer Wert

Für das gesamte Marteloskop ergab sich ein ökologischer Gesamtwert nach dem verwendeten Bewertungsverfahren von 3.942 Punkten. Der durchschnittliche ökologische Wert der Bäume lag bei etwas über 12 Punkten. Über die Hälfte des ökologischen Gesamtwertes wurde durch die Buchen beigetragen, gut ein Fünftel lag bei den Tannen (Tabelle 12). Die höchsten durchschnittlichen ökologischen Werte pro Baum erreichten die stehenden toten Bäume (ca. 58 Punkte). Der durchschnittliche ökologische Wert der Buche lag bei 17 Punkten, der der Tanne bei 7 Punkten. Die Douglasie erreichte einen durchschnittlichen ökologischen Wert von 11 Punkten (Tabelle 12). Die maximalen ökologischen Einzelbaumwerte wurden durch eine tote Tanne (93 Punkte, Abbildung 6) und eine Buche (89 Punkte) erreicht (Tabelle 12). Statistisch signifikante Unterschiede im ökologischen Wert fanden sich zwischen Buche und Tanne (MWU: $p < 0,001$), sowie Buche und Douglasie (MWU: $p < 0,001$). Auch Tanne und Traubeneiche unterschieden sich in ihrem mittleren ökologischen Wert signifikant voneinander (MWU: $p < 0,001$). Der mittlere ökologische Wert der toten Tannen lag signifikant höher gegenüber den Buchen (MWU: $p = 0,002$), den Tannen (MWU: $p < 0,001$) und den Douglasien (MWU: $p < 0,001$; Abbildung 14, Anhang Tabelle 10).

Tabelle 12. Statistische Verteilungsgrößen des berechneten ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart und für das stehende Totholz (tot).

Baumart	OEKOL [Punkte]						
	N	min	max	\bar{x}	stabw	Σ	%
<i>Abies alba</i>	136	5	26	7	4	886	22,5
<i>Fagus sylvatica</i>	135	7	89	17	14	2.231	56,6
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	33	2	62	11	15	346	8,8
<i>Picea abies</i>	3	3	11	6	5	17	0,4
<i>Quercus petraea</i>	3	10	45	32	19	96	2,4
<i>Pinus sylvestris</i>	2	17	59	38	30	76	1,9
<i>Paulownia tomentosa*</i>	1			1		1	<0,1
tot	5	14	93	58	29	289	7,3
Gesamt	318	1	93	12	14	3.942	100

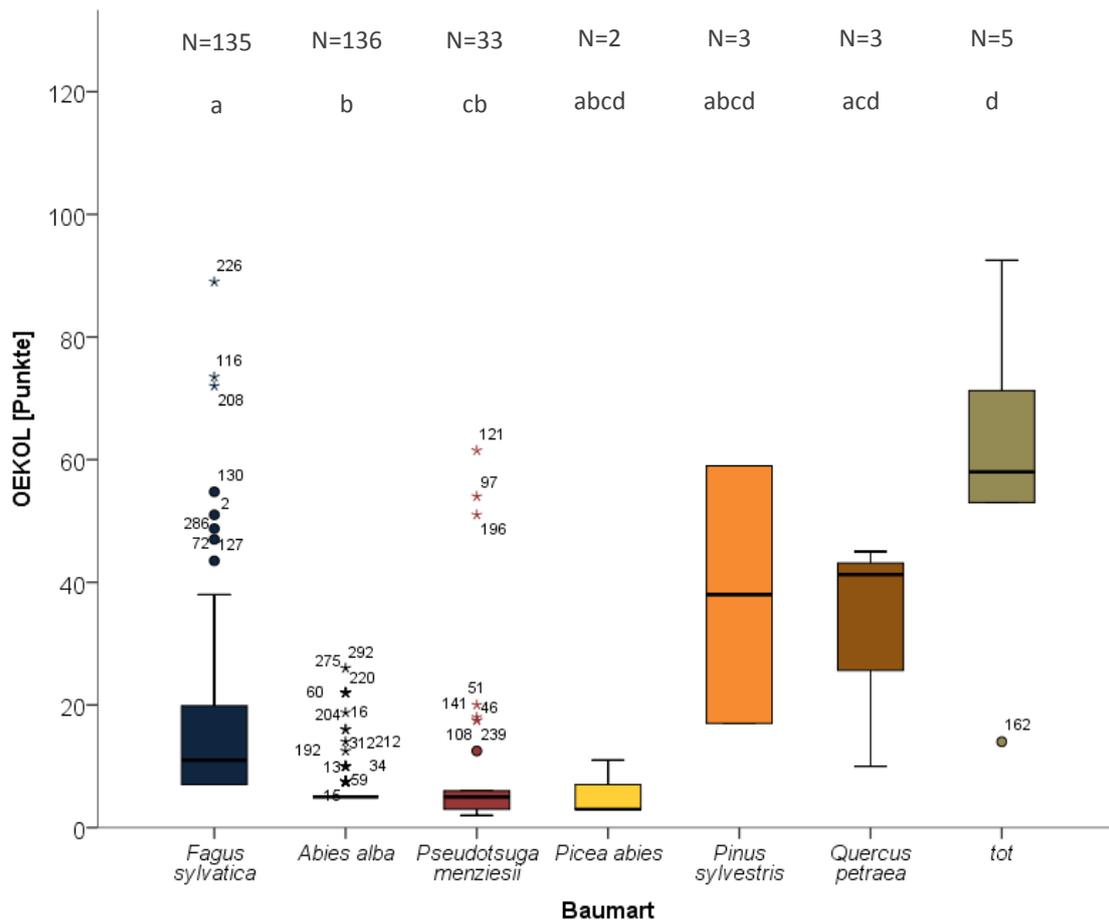


Abbildung 14. Box-Whisker-Plot des ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) nach Baumart im Marteloskop Rosskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.

Nur wenige Bäume leisteten einen Beitrag von über einem Prozent zum ökologischen Gesamtwert. Dies waren vor allem vier der fünf abgestorbenen Tannen, sowie einzelne Buchen (Abbildung 15). Die Tannen und Douglasien geraten bei der Betrachtung des Beitrags zum ökologischen Wert größtenteils in den Hintergrund. Von den seltener vorkommenden Mischbaumarten leisteten eine Kiefer und zwei Traubeneichen vergleichsweise hohe Beiträge zum ökologischen Wert des Marteloskopes. Drei Douglasien besaßen mehrere Mikrohabitatstrukturen und erreichten dadurch Anteile von rund 1,5% am ökologischen Wert (Abbildung 15).

Für den ökologischen Einzelbaumwert konnte über alle Baumarten eine deutliche positive Korrelation mit dem BHD nachgewiesen werden (Spearman-Rho: $r=0,630$; $p<0,001$; Anhang Abbildung 9, Anhang Tabelle 11). Am stärksten war dieser Zusammenhang für die Douglasie ausgeprägt (Spearman-Rho: $r=0,861$; $p<0,001$; Anhang Tabelle 14).

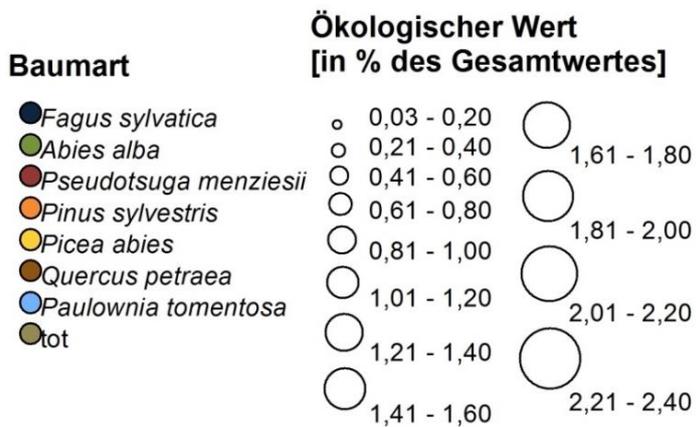
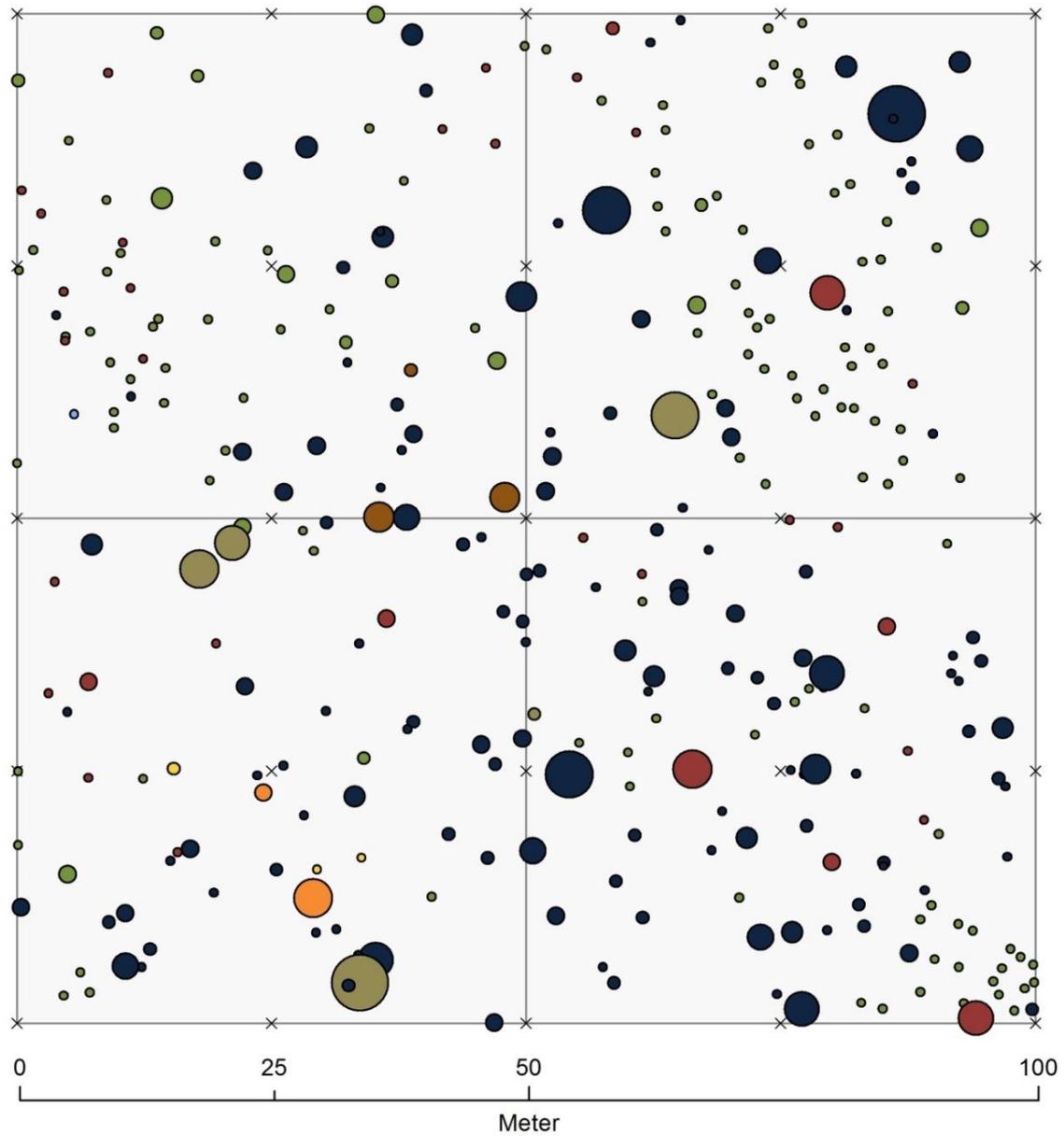


Abbildung 15. Stammfußkarte für das Marteloskop Roskopf nach dem Beitrag der Einzelbäume zum ökologischen Gesamtwert der Fläche und nach Baumart (inkl. stehendes Totholz).

3.2.2 Ökonomischer Wert

Der monetäre Gesamtwert des Marteloskopes Rosskopf, dargestellt als Summe des baumweise errechneten erntekostenfreien Holzerlöses, belief sich auf knapp 33.600 €. Umgerechnet auf alle Bäume des Marteloskopes ergab sich daraus ein durchschnittlicher Wert von rund 106 € je Baum (Tabelle 13). Zum ökonomischen Wert des Marteloskopes leisteten die Douglasien mit 53% den größten Beitrag. Knapp ein Viertel des ökonomischen Wertes wurde durch die Buchen erbracht; die Tannen steuerten exakt ein Fünftel des monetären Wertes bei (Tabelle 13). Die Douglasie erreichte mit rund 540 € die höchsten durchschnittlichen ökonomischen Werte pro Baum (Tabelle 13). Diese waren signifikant höher als bei Buche und Tanne (MWU: $p < 0,001$; Abbildung 16, Anhang Tabelle 15). Die Buche besaß durchschnittliche Einzelbaumwerte von rund 60 € (Tabelle 13). Damit lag der mittlere ökonomische Wert der Buchen signifikant über dem der Tannen (MWU: $p < 0,001$; Abbildung 16, Anhang Tabelle 15). Die Tannen besaßen einen mittleren ökonomischen Wert von etwa 50 € (Tabelle 13). Die maximalen ökonomischen Werte auf Einzelbaumebene wurden ausnahmslos durch Douglasien erbracht. Die wertvollste Douglasie erreichte einen Wert von ungefähr 1.400 € (Tabelle 13, Abbildung 18).

Tabelle 13. Statistische Verteilungsgrößen des berechneten ökonomischen Einzelbaumwertes (OEKON) im Marteloskop Rosskopf, nach Baumart und für das stehende Totholz (tot).

Baumart	OEKON [€]						
	N	min	max	\bar{x}	stabw	Σ	%
<i>Abies alba</i>	136	0	400	49	103	6.709	20,0
<i>Fagus sylvatica</i>	135	0	365	62	83	8.302	24,7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	33	0	1.404	541	432	17.864	53,2
<i>Picea abies</i>	3	0	70	24	40	73	0,2
<i>Quercus petraea</i>	3	31	109	59	44	177	0,5
<i>Pinus sylvestris</i>	2	203	258	231	39	462	1,4
<i>Paulownia tomentosa</i> *	1			0		0	0,0
tot	5			0		0	0,0
Gesamt	318	0	1.404	106	220	33.586	100

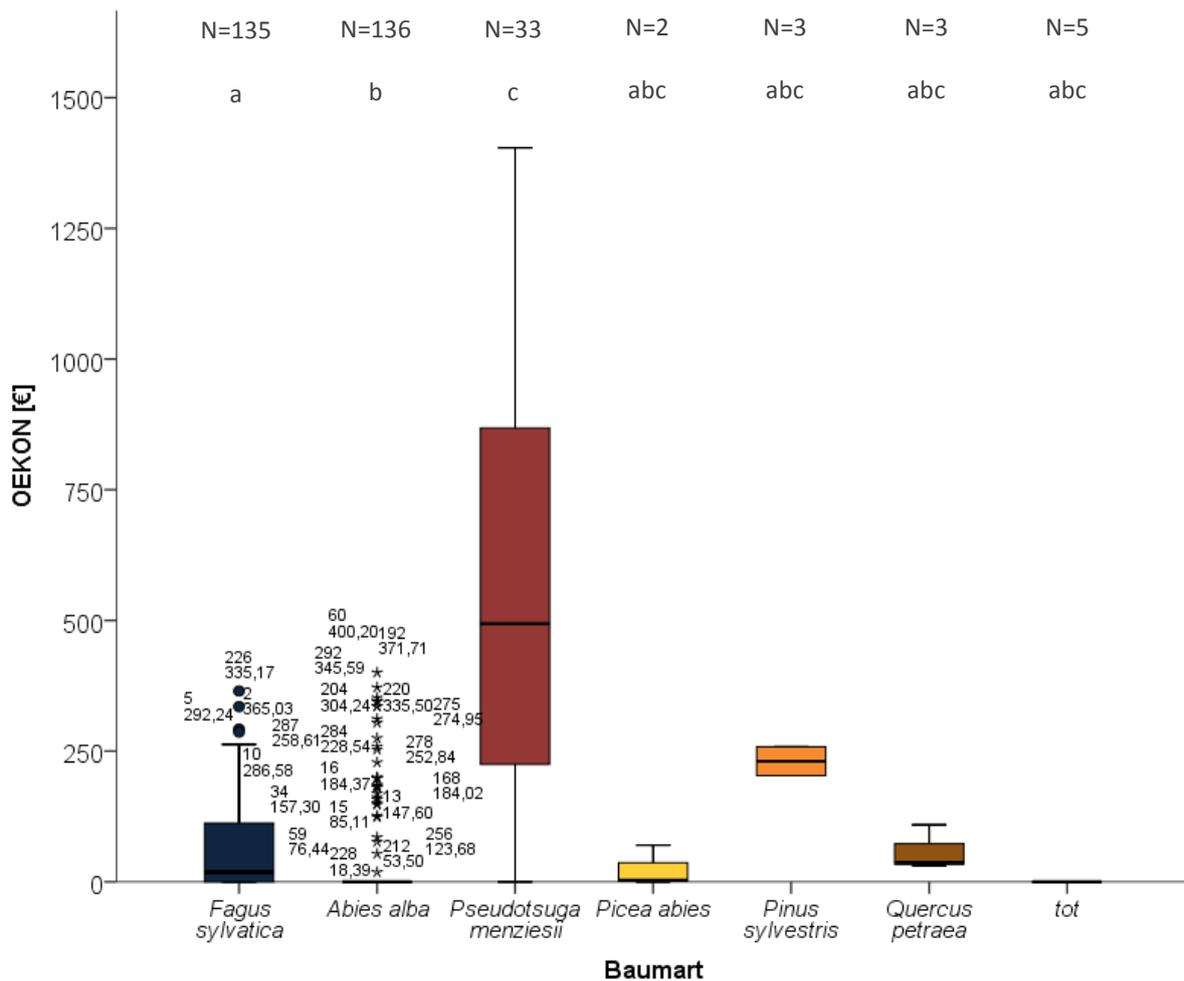


Abbildung 16. Box-Whisker-Plot des ökonomischen Einzelbaumwertes (OEKON) nach Baumart im Marteloskop Rosskopf. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.

Die Douglasien leisteten auch auf Einzelbaumebene die mit Abstand höchsten Beiträge zum ökonomischen Gesamtwert des Marteloskopes mit bis zu 4,4% bei dem ökonomisch wertvollsten Baum im Südosten des Marteloskopes (Baum Nummer 97; Abbildung 18). Einzelne starke Tannen trugen mit rund 1% je Baum zum ökonomischen Gesamtwert bei. Der Großteil der Buchen leistete vergleichsweise geringe Beiträge zum ökonomischen Wert des Marteloskopes. Einzelne Individuen erreichten Anteile von knapp 1% am Gesamtwert (Abbildung 17).

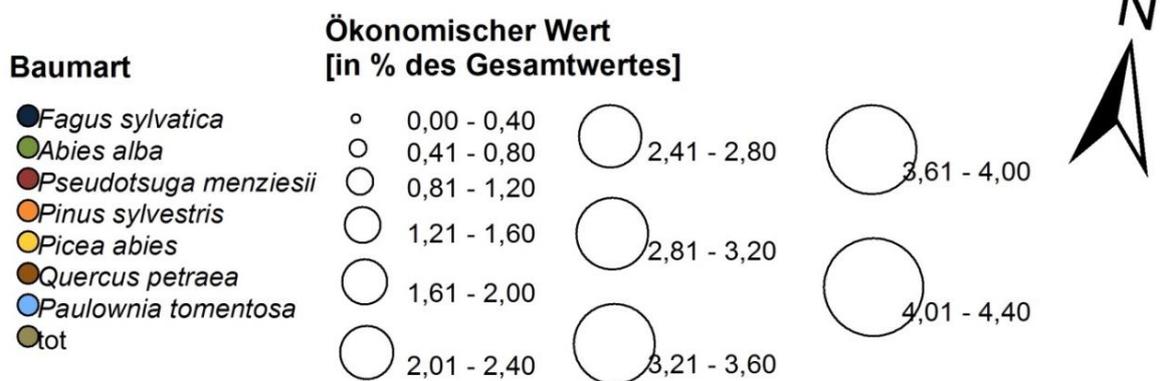
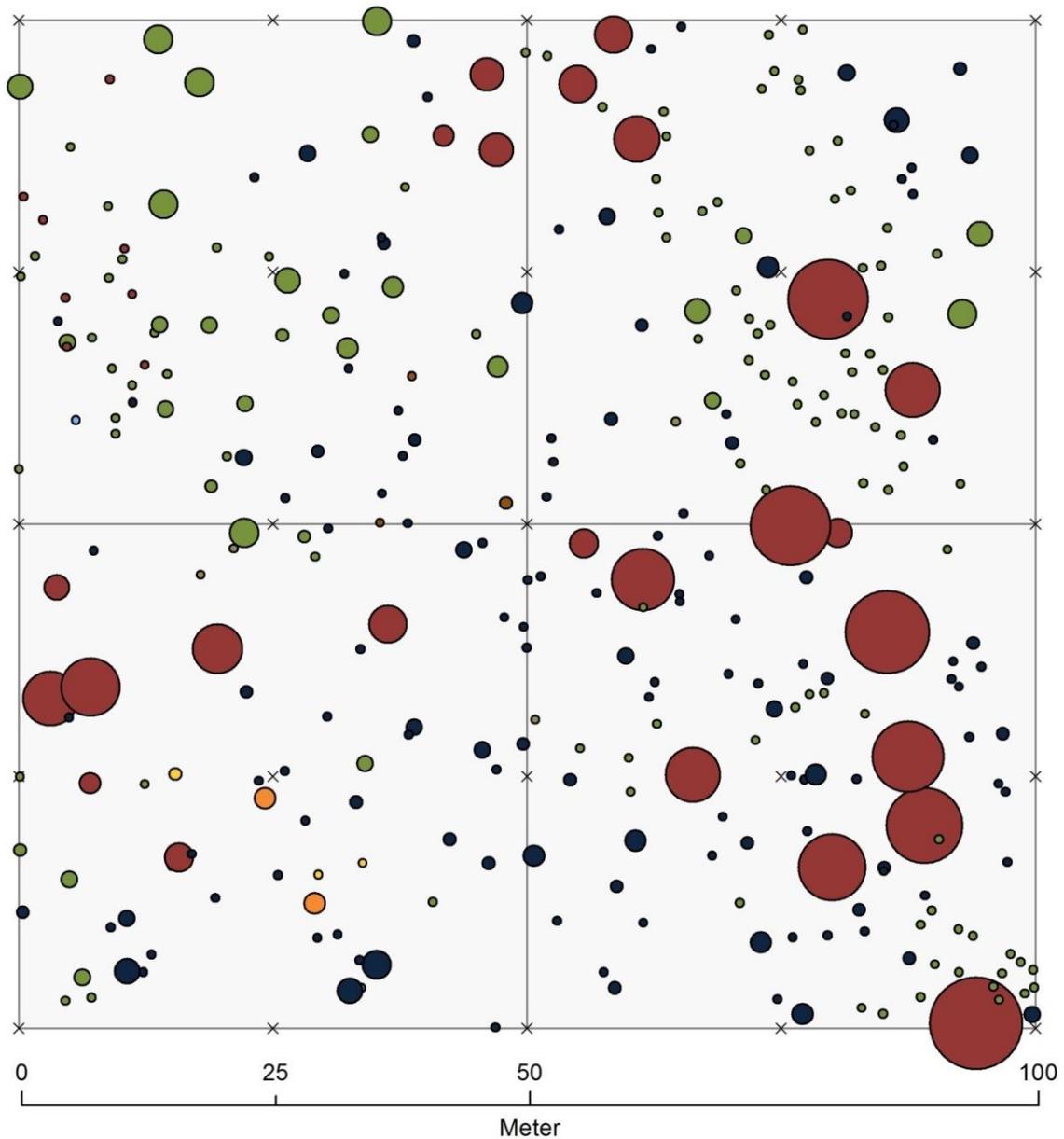


Abbildung 17. Stammfußkarte für das Marteloskop Roskopf nach dem Beitrag der Einzelbäume zum ökonomischen Gesamtwert der Fläche und nach Baumart (inkl. stehendes Totholz).



Abbildung 18. Ökonomisch wertvollster Baum im Marteloskop Rosskopf (Douglasie, OEKON: 1.404 €, Baum Nr. 97). Foto: Jan Kiehne.

Der ökonomische Wert der Einzelbäume war ebenfalls positiv mit dem BHD korreliert. Diese Korrelation war noch stärker ausgeprägt als bei dem ökologischen Wert (Spearman-Rho: $r=0,926$; $p<0,001$; Anhang Abbildung 10, Anhang Tabelle 16). Die stärkste Korrelation nach Baumart trat bei Buche auf (Spearman-Rho: $r=0,983$; $p<0,001$; Anhang Tabelle 18).

3.3 Anwendung des Marteloskopes

3.3.1 Szenarien

Das angestrebte Erntevolumen von 185 Efm ha⁻¹ konnte im Rahmen der sechs Szenarien nicht immer exakt erfüllt werden, die Abweichung lag jedoch immer unterhalb von 2 Efm (vgl. Anhang Tabelle 20). Das Erntevolumen entsprach in etwa einem Drittel des lebenden Vorrates des Marteloskopes. Die geringste Anzahl von Bäumen wurde in Szenario B genutzt, die höchste Zahl im Rahmen der Szenarien A und D. In allen Szenarien wurden weniger als 10% der lebenden Bäume über 7,5 cm BHD genutzt. Die Grundflächenabsenkung der jeweiligen simulierten Eingriffe war nahezu identisch, mit einer Reduktion um etwa 14,3 m² beziehungsweise rund 37% der Grundfläche des Marteloskopes (Anhang Tabelle 20).

Die Wirkungen der sechs Szenarien auf die Zielgrößen des ökonomischen und ökologischen Wertes, sowie auf den Bestand an Mikrohabitaten sind in Tabelle 14 zusammengefasst. Die Rahmenszenarien A und B zeigten die maximal möglichen Werte für den Erhalt an ökologischem Wert im Marteloskop beziehungsweise den maximal erzielbaren Holzerlös unter Berücksichtigung des vorgegebenen Erntevolumens. Unter der Zielsetzung, den maximal möglichen ökologischen Wert im Marteloskop zu erhalten (Szenario A), gingen im Rahmen der Nutzungen 234 ökologische Punkte verloren. Der Holzerlös in diesem Szenario betrug 16.620 € (Tabelle 14). Der maximal zu erzielende Holzerlös wurde in Szenario B simuliert und lag bei 17.864 €. Szenario B führte zu einer Reduktion des ökologischen Gesamtwertes des Marteloskopes um etwa 330 Punkte (Tabelle 14). Szenario C stellte den bestmöglichen Kompromiss zwischen Erhalt des maximal möglichen ökologischen Wertes und Erzielen des maximalen Holzerlöses dar. Im Rahmen dieses Szenarios wurden 17.203 € Holzerlös erzielt, die Reduktion des ökologischen Gesamtwertes lag bei 255 Punkten (Tabelle 14).

Unter jeder der drei waldbaulichen Simulationen (Szenarien D bis F) wurde bei gleicher Erntemenge ein Holzerlös von etwas mehr als 15.000 € erzielt. Die Reduktion im ökologischen Gesamtwert durch die jeweilige simulierte Maßnahme rangierte zwischen 475 (Szenario E) und 524 Punkten (Szenario D; Tabelle 14).

Im Anhang finden sich die detaillierten Ergebnisdarstellungen zu den sechs Szenarien mittels der zur Simulation angefertigten Excel Auswertungsblätter (Anhang Abbildungen 14 bis 19).

Tabelle 14. Erzielter Holzerlös und Wirkungen auf die ökologischen Zielgrößen des ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) und der Anzahl an Mikrohabitatstrukturen unter den sechs simulierten Nutzungsszenarien im Marteloskop Rosskopf.

Szenario	Name	Holzerlös			Δ OEKOL		Δ Mikrohabitate		
		€	% des Gesamt	€ Efm ⁻¹	Punkte	% des Gesamt	Punkte Efm ⁻¹	N ha ⁻¹	%
A	MaxOEKOL	16 620	49,5	89,0	-234	-5,9	1,3	-5	-1,9
B	MaxOEKON	17 864	53,2	96,5	-330	-8,4	1,8	-16	-6,0
C	MinTradeOff	17 203	51,0	93,1	-255	-6,5	1,4	-7	-2,6
D	Waldbau 1	15 173	45,2	81,5	-524	-13,3	2,8	-30	-10,9
E	Waldbau 2	15 445	46,0	82,8	-483	-12,2	2,6	-26	-9,8
F	Waldbau 3	15 286	45,5	82,3	-505	-12,8	2,7	-28	-10,2

3.3.2 Auszeichnungsübung mit Probanden

Bei dem Test der Anwendung des Marteloskopes für Schulungszwecke wurde durch alle Teilnehmer eine niedrigere Erntemenge erbracht, als in der Aufgabenstellung gefordert. Das Erntevolumen der Kandidaten rangierte zwischen 125 und 177 Efm ha⁻¹. Die Gruppe C kam der geforderten Hiebssmasse am nächsten (Tabelle 15). Die Holzerlöse je Festmeter lagen im Bereich zwischen 83 und 100 € Efm⁻¹ (Tabelle 15, Abbildung 19). Die erzielten Holzerlöse betragen zwischen 36 und 51% des ökonomischen Gesamtwertes. Bezogen auf das Erntevolumen erzielte die Gruppe A durchschnittlich die höchsten Holzerträge (Tabelle 15, Abbildung 19). Die Reduktion des ökologischen Wertes durch die Teilnehmer rangierte im Bereich von 1,7 bis 3,7 Punkten pro Erntefestmeter. Gruppe A zeichnete sich durch die geringsten Verluste an ökologischem Wert pro Erntevolumen aus (Tabelle 15, Abbildung 19). Die Reduktion im ökologischen Gesamtwert betrug im geringsten Fall rd. 260 Punkte, im Maximum ca. 600 Punkte (Tabelle 15, Abbildung 19). Die Kandidaten haben durch ihre Entscheidung zwischen 13 und 41 Mikrohabitaten „entnommen“. Die geringste Reduktion an Mikrohabitaten fand ebenfalls durch die Gruppe A statt (Tabelle 15).

Tabelle 15. Erntevolumen, Holzerlös und Wirkungen auf die ökologischen Zielgrößen (ökologischer Einzelbaumwert (OEKOL) und Anzahl Mikrohabitatstrukturen) für die drei Probandengruppen aus dem Testlauf im Marteloskop Rosskopf. Für die Aufgabenstellung im Testlauf vgl. Kapitel 2.2.9, Box 1.

Gruppe		Erntevolumen		Holzerlös		Δ OEKOL		Δ Mikrohabitate		
		<i>Efm ha⁻¹</i>	€	% des Gesamt	€ Efm ⁻¹	Punkte	% des Gesamt	Punkte Efm ⁻¹	N ha ⁻¹	%
A N=5	\bar{x}	148,1	14.435	43,0	97,6	-300	-7,6	2,0	-15	-5,6
	Min	125,1	12.005	35,7	95,9	-270	-6,8	1,9	-13	-4,9
	Max	166,6	16.207	48,3	100,4	-336	-8,5	2,2	-17	-6,4
B N=6	\bar{x}	156,1	14.602	43,5	93,4	-360	-9,1	2,3	-21	-7,9
	Min	141,4	12.622	37,6	88,3	-262	-6,6	1,7	-14	-5,3
	Max	176,9	16.989	50,6	97,9	-481	-12,2	3,4	-30	-11,3
C N=6	\bar{x}	162,5	14.794	44,0	91,0	-407	-10,3	2,5	-24	-8,9
	Min	154,7	13.631	40,6	83,3	-319	-8,1	2,0	-17	-6,4
	Max	172,2	15.839	47,2	95,2	-599	-15,2	3,7	-41	-15,4

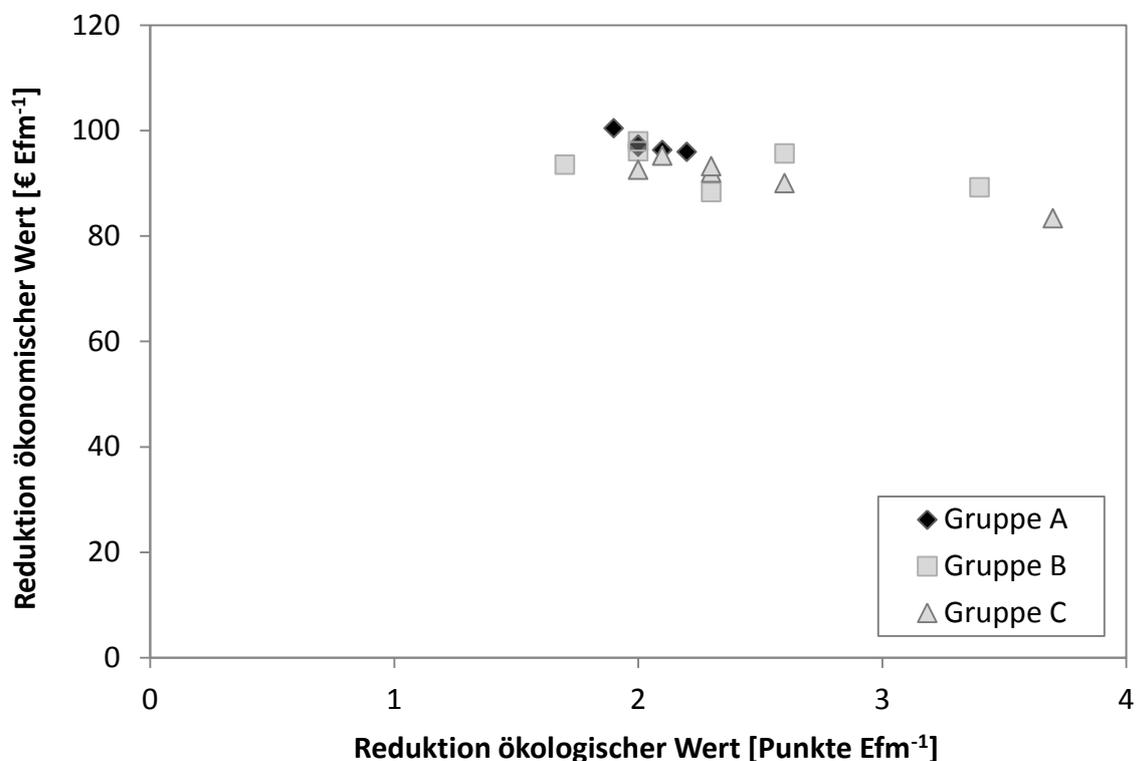


Abbildung 19. Matrix zu den ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Nutzungsentscheidungen aus den Probandenläufen im Marteloskop Rosskopf, bezogen auf das jeweils ausgewählte Volumen.

Abbildung 20 zeigt die Auswertungsmatrix zur naturschutzfachlichen und ökonomischen Wertigkeit der ausgewählten Habitatbäume im Marteloskop. Die aus betriebswirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht beste Habitatbaumauswahl hat ein Kandidat aus der Gruppe C getroffen (hier durch ein x markiert). Der Kandidat hat einen hohen ökologischen Wert in den ausgewählten Habitatbäumen in Kombination mit einem vergleichsweise niedrigen Verzicht an Holzerlös erzielt (Abbildung 20). Generell ist bezüglich der ökologischen und ökonomischen Wertigkeiten der gewählten Habitatbäume eine große Spreitung zu erkennen (Abbildung 20).

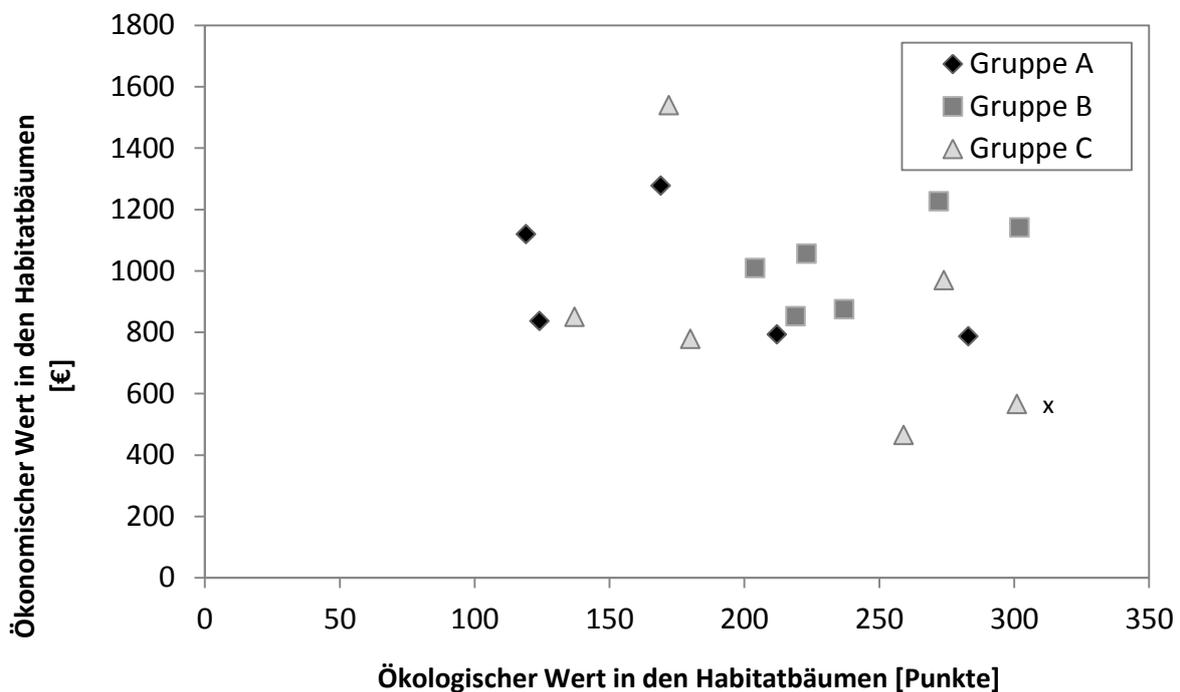


Abbildung 20. Matrix zur ökologischen und ökonomischen Wertigkeit der durch die Teilnehmer der Probandenläufe ausgewählten Habitatbäume im Marteloskop Roszkopf.

Die Abbildungen 21 und 22 zeigen beispielhaft für einen Teilnehmer die im Rahmen der Probandenläufe eingesetzten Auswertungsblätter zur Präsentation der Einzelergebnisse. Neben dem Erntevolumen, den Entnahmebäumen nach Baumart und den Auswirkungen auf die Baumartenzusammensetzung und Vorratsstruktur (Abbildung 21) erhielten die Teilnehmer zusätzlich Informationen zu den produzierten Holzqualitäten (Abbildung 22) und zu den Auswirkungen ihrer getroffenen Baumauswahl auf die ökologische und ökonomische Wertigkeit des Bestandes, sowie den Bestand an Mikrohabitaten (Abbildung 21). Außerdem wurden die ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Habitatbaumauswahl dargestellt (Abbildung 22).

Marteloskop Rosskopf - Vogelsang

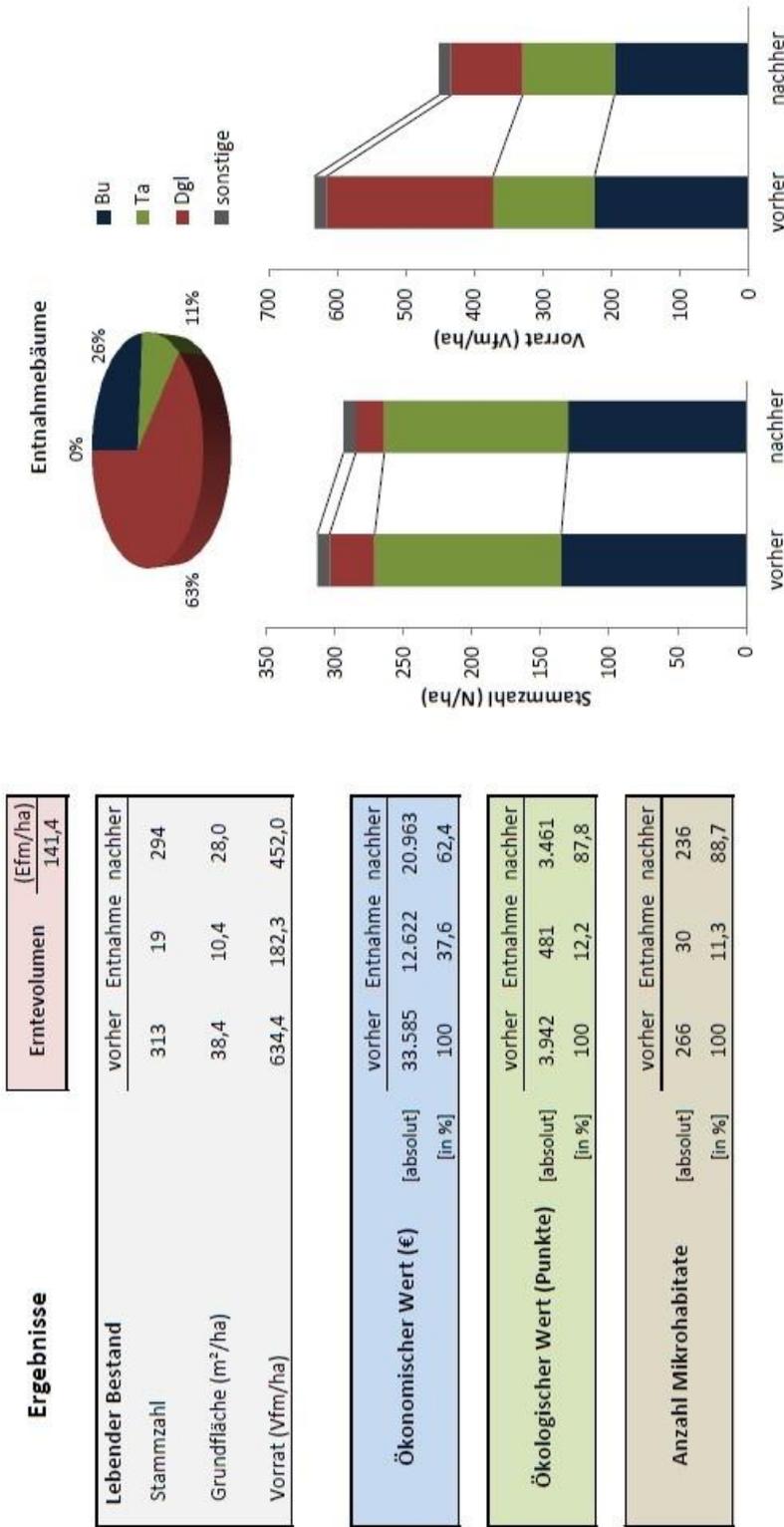
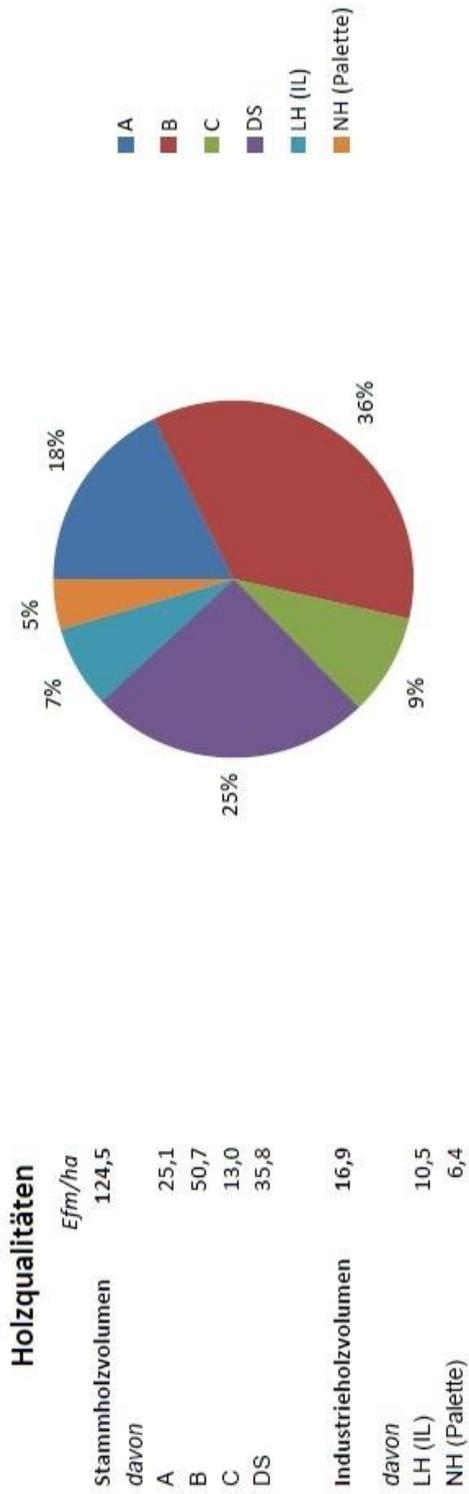


Abbildung 21. Auswertungsblatt I zur Präsentation der Einzelergebnisse von Probeauszeichnungen im Marteloskop. Ergebnisse der Erntemenge, nach Stammzahl und Volumen und nach Baumart. Ergebnisse der Wirkungen auf ökologischen und ökonomischen Wert und auf die Mikrohabitatausstattung.

Marteloskop Rosskopf - Vogelsang



Habitatbaumgruppe

Baumnummer	BA	OEKOL	OEKON	N Mikrohabitate
308	Ta	10	336	0
225	Bu	26	84	3
226	Bu	89	335	9
158	Bu	25	167	3
116	Bu	74	134	5
Summe		223	1056	20
in % des Gesamt		5,7	3,1	7,5

Abbildung 22. Auswertungsblatt II zur Präsentation der Einzelergebnisse von Probeauszeichnungen im Marteloskop. Ergebnisse der produzierten Holzqualitäten und zur ökologischen und ökonomischen Wertigkeit und der Mikrohabitatusstattung der ausgewählten Habitatbäume.

4. Diskussion

4.1 Zusammensetzung des Marteloskopes

4.1.1 Bestandesstruktur

Nach McELHINNY et al. (2005) sind der Brusthöhendurchmesser und die Baumhöhe geeignete Strukturindikatoren für Wälder auf Bestandesebene (WINTER et al. 2012). Verwendet werden dabei häufig die Standardabweichung von BHD und Höhe (McELHINNY et al. 2005). Diese lagen für das untersuchte Marteloskop bei 25,6 cm für den BHD und bei 13,7 m für die Höhe (vgl. Tabelle 7). Die vergleichsweise große Spanne an Baumhöhen und Durchmessern am Untersuchungsstandort ist zu einem Großteil auf die hohe Wuchsleistung der Douglasie zurückzuführen. Durch die einzelbaum- bis gruppenweise Mischung der Baumarten (vgl. Abbildung 2), führte dies zu einem kleinflächig stark vertikal strukturierten Mischbestand (vgl. Tabelle 7, Abbildung 4).

Indices der Waldstruktur

Die im Rahmen dieser Untersuchung errechneten Strukturindices dienen als Ergänzung der überwiegend deskriptiven Darstellungen durch quantitative Einzelwerte. Die Indices bilden dabei jeweils einen Teilaspekt der Bestandesstruktur ab.

Die Berechnung des Aggregationsindex nach CLARK und EVANS (1954) lieferte ein statistisch signifikantes regelmäßiges Muster der Baumverteilungen. Der Quotient aus der beobachteten und der unter absolut zufälliger Baumverteilung zu erwartenden Durchschnittsentfernung zwischen den jeweils nächsten Nachbarbäumen lag bei 1,07 (vgl. Tabelle 8, Anhang Abbildung 6). Ist dieser Wert kleiner 1, zeigt dies eine geklumpfte Verteilung der Bäume an, Werte über 1 zeugen von einer gleichmäßigen Baumverteilung. Bei Werten um 1 ist die Anordnung zufällig (CLARK und EVANS 1954). Das Marteloskop Mooswald wies eine zufällige Baumverteilung auf (vgl. SCHÜRG 2015). Da der Bestand im Marteloskop Roskopf bisher noch keinem Verjüngungshieb mit einer räumlich konzentrierten Nutzung von Bäumen (Femelhieb) unterzogen wurde, sondern vergangene Nutzungen hauptsächlich als Durchforstungen und Vorratspflege mit flächigen Eingriffen stattgefunden haben, erscheint es plausibel, dass die forstwirtschaftliche Nutzung mit zu der gleichmäßigen räumlichen Verteilung beigetragen hat.

Der relativ hohe Wert des Mingling-Index (M_i) belegt die kleinflächige Artenmischung im Marteloskop (vgl. Tabelle 8). Der M_i kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Hohe Werte bedeuten dabei eine stärkere Durchmischung der Baumarten, niedrige Werte stehen für eine geringe kleinräumliche Artenmischung (POMMERENING 2002). Konkret bedeutet das Ergebnis des M_i , dass im Schnitt 1,2 der drei nächsten Nachbarbäume eines jeden Baumes einer anderen Art angehörten, als der betrachtete Baum selbst. Gegenüber dem Marteloskop Mooswald ($M_i=0,375$; vgl. SCHÜRG 2015) wies die Rosskopffläche trotz geringerer Baumartenzahl einen etwas höheren Grad der Artenmischung auf. Dies zeigt eine kleinflächigere Heterogenität des Bestandes in Bezug auf die Baumart.

Die Heterogenität in den Baumhöhen spiegelte sich auch in dem Ergebnis des flächenmäßig angepassten Structural Complexity Index (SCI; verändert nach ZENNER und HIBBS 2000) wieder, welcher ein Maß für die vertikale Strukturierung unter Berücksichtigung der räumlichen Baumverteilung darstellt (vgl. Kapitel 2.2.2). Mit einem Wert von 4,26 (vgl. Tabellen 8 & 16) lag der Index vergleichsweise hoch. Die von ZENNER und HIBBS (2000) für 1 ha große Bestände simulierten Mittelwerte des Index lagen im Bereich zwischen 3,61 für einen 80-jährigen Modellbestand und 6,76 für einen 250-jährigen Modellbestand (vgl. Tabelle 16; die Bestandesdaten basieren auf Stichprobendaten aus verschiedenen Wäldern des Küstengebirges in Oregon, USA). Der in seinen Bestandesdaten dem Bestand im Marteloskop stark ähnelnde Modellbestand „UDIL“ erzielte bei regelmäßiger Baumverteilung einen mittleren SCI von 4,12 (vgl. Tabelle 16).

Im Kontext dieser Ergebnisse ist das Resultat der SCI Berechnung für das Marteloskop als plausibel zu bewerten. Der Index besitzt damit das Potenzial, die Wirkung verschiedener waldbaulicher Behandlungsoptionen auf den Grad der vertikalen Strukturierung im Marteloskop aufzuzeigen.

Direkte Rückschlüsse von SCI-Werten auf die Waldbiodiversität sind allerdings scheinbar nicht möglich. Die Biodiversität des Vergleichsmarteloskopes Mooswald in einem ehemaligen Eichenmittelwald (Oberstand aus Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Zwischenstand aus Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Dickungsbereiche von Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) GAERTN.) und Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) ist gegenüber der untersuchten Bergmischwaldfläche als höher einzuschätzen, während die Ergebnisse des SCI für den Bergmischwald deutlich höher lagen

(vgl. Tabelle 16). Neben der reinen Betrachtung der räumlichen Struktur scheint für eine Beurteilung des Wertes eines Waldes für die Artenvielfalt zumindest eine Berücksichtigung der Baumarten erforderlich.

Tabelle 16. Gegenüberstellung des berechneten SCI-Wertes, sowie weiterer charakteristischer Bestandesdaten und Strukturindices im Marteloskop Rosskopf mit Werten aus der Literatur und aus dem Vergleichsmarteloskop Mooswald.

	Marteloskop Rosskopf	Modell- bestand UNO3 (ZENNER und HIBBS 2000)	Modell- bestand UCOG (ZENNER und HIBBS 2000)	Modell- bestand UDIL (ZENNER und HIBBS 2000)	Marteloskop Mooswald (SCHÜRG 2015)
Alter [J.]	105	250	80	130	120
Stammzahl [N ha⁻¹]	316	350	294	310	587
Grundfläche [m² ha⁻¹]	38,4	123,6	37,6	43,7	26,4
BHD ± stabw [cm]	30,5 ± 25,6	51,4 ± 43,1	35,5 ± 49,2	34,7 ± 24,4	18,5 ± 15,5
Höhe ± stabw [m]	20,9 ± 13,7	29,6 ± 19,2	26,2 ± 11,5	24,4 ± 13,2	16,3 ± 5,0
H' der Höhenschichten^a	1,88	1,32	1,12	1,20	1,38
Bäume mit BHD > 100 cm [N ha⁻¹]	5	68	0	5	0
Aggregationsindex R (CLARK und EVANS 1954)	regelmäßig	regelmäßig	regelmäßig	regelmäßig	zufällig
SCI^b	4,26	6,76	3,61	4,12	2,38

^aVerwendung unterschiedlich definierter Höhenschichten zwischen den Marteloskopern und der Studie von ZENNER und HIBBS (2000).

^bSCI-Werte bei ZENNER und HIBBS (2000) stellen Mittelwerte aus einer Vielzahl von Simulationen dar.

Eine sehr häufig angewandte Diversitätskennziffer ist der Shannon-Index (SHANNON und WEAVER 1949). Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Shannon-Index sowohl für die Artenzusammensetzung als auch für die Diversität der Höhengschichten berechnet. Der Wert des Shannon-Index der Artendiversität lag bei 1,10 (vgl. Tabelle 8). Dieser Wert ist vergleichbar zu Mittelwerten aus Luxemburgischen Naturwaldreservaten mit überwiegend eichen- und buchenreichen Mischwäldern (vgl. Tabelle 17). Im Marteloskop Mooswald, welches mit insgesamt 11 Baumarten pro ha deutlich artenreicher war, lag der Indexwert höher (vgl. Tabelle 17). Die Höhendiversität dagegen zeigte sich im Marteloskop Rosskopf mit einem Wert von 1,88 deutlich höher als auf der Mooswaldfläche und auch als in den Laubmischwäldern der Luxemburgischen Naturwaldreservate (vgl. Tabelle 17). Dies steht in Einklang mit den Ergebnissen des *SCI* und spiegelt die größere Anzahl von Höhenstufen infolge der großen Oberhöhen im Marteloskop Rosskopf wieder.

Der Waldstrukturdiversitätsindex nach WEBER (1999), welcher als Weiterentwicklung des Shannon-Index die Artenverteilung, die Höhenverteilung, sowie den Zustand der Bäume (lebend / tot) berücksichtigt, lieferte für die Untersuchungsfläche einen Wert von 1,78 (vgl. Tabellen 8 & 17). Der Waldstrukturdiversitätsindex wurde auch im Rahmen der detaillierten Waldstrukturaufnahmen in Luxemburgischen Naturwaldreservaten errechnet. Dortige Werte befinden sich im Bereich zwischen 1,58 in einem reinen Buchenwaldreservat und 2,4 bis 2,5 in eichenreichen Laubmischwäldern (vgl. Tabelle 17).

Tabelle 17. Gegenüberstellung des berechneten $H'(AVZ)$ nach WEBER (1999), sowie der Ergebnisse des Shannon-Index der Artenverteilung $H'(A)$ und der Höhenzusammensetzung $H'(V)$ im Marteloskop Rosskopf mit Werten aus der Literatur und aus dem Vergleichsmarteloskop Mooswald.

	Marteloskop Rosskopf	Naturwald- reservat Grouf, Luxemburg (WEVELL VON KRÜGER und BROCKAMP 2009)	Naturwald- reservat Pöttenerbësch, Luxemburg (WEVELL VON KRÜGER und BROCKAMP 2010)	Naturwald- reservat Laangmuer, Luxemburg (TOBES et al. 2008)	Marteloskop Mooswald (SCHÜRG 2015)
Haupt- baumarten	Ta-Bu-Dgl	SEi-Bu	Bir-Asp-Kie	Bu	SEi-HBu-Es
$H'(A)$	1,10	1,06	1,15	0,35	1,58
$H'(V)$	1,88	1,69	0,99	1,38	1,38
$H'(AVZ)$ (WEBER 1999)	1,78	2,41	1,86	1,58	2,30

Rolle der Struktur für die Artenvielfalt

Nach Erkenntnissen diverser Studien (z.B. ACKER et al. 1998, MICHEL et al. 2011, MCELHINNY et al. 2005) hat ein höherer Grad der Strukturierung eines Bestandes einen positiven Effekt auf die Biodiversität (WINTER et al. 2012).

MACARTHUR und MACARTHUR (1961) kamen zu dem Schluss, dass die vertikale Strukturierung des Kronendaches größeren Einfluss auf die Artenvielfalt unter Vögeln besitzt, als die Artenzusammensetzung der Vegetation. Dieser starke Zusammenhang bezüglich der Diversität an Vögeln wurde wiederholt bestätigt (siehe z.B. POULSEN 2002).

Auch das Vorhandensein starker Baumindividuen ist ein bedeutendes Strukturelement alter Wälder und wird von vielen Autoren als Indikator für Naturnähe genannt (z.B. ACKER et al. 1998, MICHEL et al. 2011). Auch in diesem Zusammenhang trugen die Douglasien des Marteloskopes mit ihren hohen Brusthöhendurchmessern zu einer stärkeren Strukturierung bei (vgl. Tabelle 7, Abbildungen 2 & 3). Während fünf Douglasien einen BHD von über einem Meter aufwiesen, lagen die maximalen Durchmesser bei rund 70 cm für Buche und bei etwas mehr als 80 cm für die Tanne (vgl. Tabelle 7). Der Douglasie kann demnach unter den vergleichsweise kurzen Umtriebszeiten im Wirtschaftswald durch ihr rasches Wachstum eine übergeordnete Bedeutung bei der physischen Strukturierung wirtschaftlich genutzter Wälder in Mitteleuropa beigemessen werden. Diese Rolle zeigt sich besonders anschaulich in der Durchmesser- und Höhenverteilung des Bestandes, in denen die Douglasie jeweils das Durchmesser- und Höhenspektrum am starken Ende erweiterte (vgl. Abbildungen 3 & 4).

Naturschutzfachliche Wertigkeit der Baumarten

Die Rolle der Douglasie für die vertikale Bestandesstruktur und bezüglich ihres generellen Wertes für die Biodiversität in mitteleuropäischen Wäldern muss in diesem Zusammenhang noch weiter untersucht werden. Eine wichtige Studie stellt in diesem Kontext die Arbeit von GOSSNER (2004) dar. Er konnte beispielsweise beobachten, dass Douglasienkronen, die das Kronendach überragen im Winter frei von Arthropoden waren und daher auch kaum eine Nutzung durch Vögel stattfand. Der Autor nimmt als Ursache ein mögliches Ausfrieren der Kronen an. Damit wäre der positive Struktureffekt durch die großen Baumhöhen von Douglasien zeitweise reduziert. Der Anbau der Douglasie wird insbesondere unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten kontrovers diskutiert (z.B. HÖLTERMANN et al. 2008).

Hauptkritikpunkte in diesem Zusammenhang sind die potentielle Invasivität der Art, mögliche Veränderungen der Standorte infolge des Douglasienanbaus, sowie eine geringere ökologische Wertigkeit für heimische Arten (z.B. KOWARIK 1995, MEYER 2011, NEHRING et al. 2013, TSCHOPP et al. 2014). Allerdings besteht auf diesen Gebieten weiterhin Forschungsbedarf (z.B. TSCHOPP et al. 2014). Die groß angelegte Untersuchung der Arthropodenfauna an Douglasie im Vergleich zu heimischen Nadelbäumen durch GOSSNER (2004) hat gezeigt, dass die Douglasie gegenüber der Fichte generell keine ärmere Artenausstattung besitzt. Dies wird damit begründet, dass auch die Douglasie mit ihrer groben Rindenstruktur und großer Stammoberfläche und Kronenraum einen kolonisierbaren Lebensraum für viele Arten bietet (SOUTHWOOD 1961, SOUTHWOOD und KENNEDY 1983). Einzelne Gilden waren dabei an der Douglasie stärker (Parasitoide, schimmelpilzfressende Arten), andere deutlich schwächer vertreten (xylobionte Käfer, netzbauende Spinnen, Stammfauna; GOSSNER 2004). Der Autor hält die Douglasie infolgedessen als Mischbaumart mit geringen Anteilen für naturschutzfachlich unbedenklich, rät jedoch von Reinbeständen ab (GOSSNER 2004). Ein wichtiger Aspekt stellt hierbei sicherlich die geringere Anzahl an spezialisierten Arten an Douglasie gegenüber den heimischen Baumarten dar, welche oftmals eine hoch spezialisierte Fauna besitzen. Von den heimischen Nadelbaumarten wurden für die Tanne von GOSSNER (2004) noch etwas geringere Artenzahlen beobachtet als für die Fichte, es besteht jedoch auch hier weiterer Forschungsbedarf. Die Tanne besitzt zudem eine spezifisch angepasste Artengemeinschaft (NASCIMBENE et al. 2009, LARRIEU et al. 2012), was ihre ökologische Wertigkeit stark erhöht. Die hohe naturschutzfachliche Bedeutung der Buche für die Biodiversität ist allgemein anerkannt (z.B. WINTER et al. 2005, WINTER und MÖLLER 2008).

Zusammenfassend ist die physische Bestandesstruktur im Marteloskop Rosskopf, gemessen an der Baumartenzusammensetzung und -durchmischung, der räumlichen Anordnung der Bäume, der Durchmesser- und Höhenverteilung, sowie den daraus errechneten Indices als vergleichsweise stark ausgeprägt zu beurteilen. Besonders durch die starken Douglasien und die Tannenverjüngung wird die Heterogenität des Bestandes erhöht. Den Hauptbaumarten Tanne und Buche kommt dabei eine große naturschutzfachliche Wertigkeit zu. Zur naturschutzfachlichen Wertigkeit der Douglasie besteht weiterer Forschungsbedarf.

4.1.2 Strukturelement Totholz

Die Gesamtmenge an stehendem und liegendem Totholz mit einem Durchmesser ab 10 cm lag im Marteloskop Rosskopf mit rd. $32 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ knapp über dem Baden-Württembergischen Landesdurchschnitt nach Bundeswaldinventur 3 (BWI; alle Waldbesitzarten: $28,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; THÜNEN-INSTITUT 2015). Dabei war vor allem das liegende Totholz überdurchschnittlich vertreten. Der Vorrat an stehendem Totholz lag mit rd. $3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ knapp 1 m^3 unter dem Landesdurchschnitt ($4,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; THÜNEN-INSTITUT 2015). Der Anteil des Nadelholzes am Totholz entsprach mit gut zwei Drittel in etwa dem Vorratsanteil des Nadelholzes am lebenden Bestand (vgl. Tabelle 9). Die dritte Bundeswaldinventur ergab für Baden-Württemberg durchschnittlich ebenfalls etwas über zwei Drittel Nadelholzanteil am Totholzvorrat (THÜNEN-INSTITUT 2015). Das stehende Totholz stammte ausschließlich von der Baumart Tanne. Eine mögliche Begründung für diesen Zusammenhang könnte in dem langsameren Zerfall des Nadelholzes liegen. Stehende abgestorbene Buchen, vor allem schwacher Dimensionen, brechen bereits nach deutlich kürzerer Zeit zusammen und werden zu liegendem Totholz (z.B. HAHN und CHRISTENSEN 2005).

Die Totholzvorräte in Naturwäldern hängen von verschiedenen Einflussfaktoren ab. Dazu zählen die Produktivität des Standortes, die Zersetzungsrate, sowie die regional vorherrschenden Störungsregime (HAHN und CHRISTENSEN 2005). Als Zielvorgaben für Totholz mengen im Wirtschaftswald kann daher auch eine relative Betrachtung des Totholz vorrates sinnvoll sein, z.B. als relativer Anteil gemessen am lebenden Vorrat („Totholzverhältnis“; nach HAHN und CHRISTENSEN 2005) oder als Anteil am Gesamt vorrat (tot und lebend; nach SIITONEN 2001). Je nach Waldtyp wurden für Waldreservate in Mitteleuropa durchschnittliche Werte des Totholzverhältnisses (tot zu lebend) von 15 bis 37% ermittelt (HAHN und CHRISTENSEN 2005). Für den Anteil am Gesamt vorrat werden für mitteleuropäische Wälder ohne Bewirtschaftung Anteile von 20 bis 40% angegeben (GILG 2005, LARRIEU et al. 2012). Für die hier untersuchte Fläche lag die Relation von totem zu lebendem Vorrat bei 5%, der Anteil des Totholzes am Gesamt vorrat betrug dementsprechend nur rd. 4,8% (vgl. Tabellen 7 & 9). Eine Untersuchung bewirtschafteter und nicht bewirtschafteter Bergmischwälder in den Pyrenäen zeigte vergleichbar niedrige Werte für das Verhältnis Totholz vorrat zu Gesamt vorrat auf bewirtschafteten Flächen (1,8 bis 11%; LARRIEU et al. 2012).

Schwellenwerte des Totholzvorrates

Eine Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen hat sich mit der Herleitung von Mindesttotholz mengen für bestimmte Arten und Artengruppen befasst (z.B. SCHABER-SCHOOR 2008, BOLLMANN et al. 2009, MÜLLER und BÜTLER 2010). Solche Schwellenwerte können zwar nie die Ansprüche aller Arten abdecken, bieten aber eine vergleichsweise einfache Möglichkeit den Biodiversitätsschutz in Bewirtschaftungskonzepte für Wirtschaftswälder zu integrieren und bedeutende Teilaspekte messbar und somit kontrollierbar zu machen (z.B. MÜLLER und BÜTLER 2010). Diese Schwellenwerte liegen dabei oftmals noch deutlich oberhalb der mittleren Totholzvorräte europäischer Wälder.

Für den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus* LINNAEUS), welcher häufig als Schirmart totholzreicher Wälder verwendet wird (BOLLMANN et al. 2009), geben BÜTLER und SCHLAEPFER (2004) Mindestmengen von $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ stehenden Totholzes an. Für den Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos* BECHSTEIN) wird ein Schwellenwert für das Gesamtotholzvolumen von rund $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ genannt (FRANK 2002).

MÜLLER und BÜTLER (2010) ermittelten für Bergmischwälder eine Häufung der Schwellenwerte des Gesamtvorrates an Totholz für eine Großzahl an Totholzarten im Bereich zwischen 20 und $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Auch BÜTLER et al. (2006) kamen in ihrer Untersuchung auf Schwellenwerte in einem ähnlichen Bereich (20 bis $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Eine weitere Studie spricht unabhängig vom Waldtyp von einem deutlichen Rückgang der Biodiversität bei Totholzvorräten unterhalb von 30 bis $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ bzw. 5 bis 10% des lebenden Vorrates (SCHABER-SCHOOR 2008). LASSAUCE et al. (2011) konnten eine positive Korrelation zwischen der Totholzmenge und dem Artenreichtum saproxylicher Lebewesen nachweisen. Der im Alt- und Totholzkonzept für Baden-Württemberg angeführte Schwellenwert der Totholzmenge für den Erhalt einer Vielzahl von Totholzarten liegt bei $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (FORSTBW 2010). Dieser durch den Bewirtschafter vorgesehene Wert wird auf der Fläche des Marteloskopes somit relativ exakt erreicht. Auch in Bezug auf die angeführten in der Literatur verfügbaren Schwellenwerte lag der Totholzvorrat der Untersuchungsfläche meist im unteren Zielbereich.

Über die oben angeführten Schwellenwerte hinaus gibt es eine Zahl besonders anspruchsvoller Totholzarten mit Mindestanforderungen von teilweise weit über 100 m^3 Totholz je ha (z.B. SCHABER-SCHOOR 2008). Solche Arten können nach gängiger Auffassung durch integrative Totholzkonzepte im Wirtschaftswald nicht dauerhaft erhalten werden; sie benötigen spezielle Schutzgebiete mit sehr hohen Totholzvorräten (z.B. RANIUS und FAHRIG 2006, SCHABER-SCHOOR 2008). Ein generelles Problem bei der Herleitung von Zielgrößen der Totholzmenge stellt für Mitteleuropa das Fehlen natürlicher Referenzflächen dar (z.B. HAHN und CHRISTENSEN 2005, CHRISTENSEN et al. 2005). So gibt es für viele Waldtypen Mitteleuropas keine vom Menschen unbeeinflussten Flächen, anhand derer sich die Totholzdynamik unter rein natürlichen Bedingungen untersuchen ließe (GILG 2005).

Totholztypen und -objekte

Da stehendes und liegendes Totholz sehr unterschiedliche Lebensräume darstellen und entsprechend auch von unterschiedlichen Arten besiedelt bzw. genutzt werden (CHRISTENSEN et al. 2005, BOLLMANN et al. 2009), ist ein ausreichendes Vorkommen beider Totholzarten für den Erhalt der Biodiversität relevant. Im Normalfall liegt der Vorrat an liegendem Totholz deutlich höher gegenüber dem stehenden Totholz (MEYER 1999). Besonders im Wirtschaftswald ist das stehende Totholz meist nur in geringem Maße vertreten (LARRIEU et al. 2012). Manche Autoren heben daher als zusätzliche Zielgröße den Anteil an stehendem Totholz am Totholzvorrat hervor (z.B. ERDMANN und WILKE 1997).

Angaben zum Anteil des stehenden Totholzes liegen für Buchenwirtschaftswälder bei 5%, für Buchenurwälder bei 10 bis 30% (KORPEL 1995), für den polnischen Bialowieza Nationalpark bei 20 bis 40% (NILSSON et al. 2003) und im Durchschnitt für boreale Nadelwälder Skandinaviens und Russlands bei rund 30% (SIITONEN 2001), bzw. bei 18 bis 35% (SIPPOLA 2001).

Im Marteloskop Rosskopf lag der Anteil an stehendem Totholz am gesamten Totholzvorrat bei 12% (vgl. Tabelle 9). Basierend auf einer Literaturrecherche empfiehlt SCHABER-SCHOOR (2008) unter ökologischen Gesichtspunkten sogar einen Anteil von 40% stehenden Totholzes am gesamten Totholzvorrat. Der stehende Totholzvorrat des Marteloskopes ist demnach als eher gering einzuschätzen.

Die Anteile der verschiedenen Totholzobjekte im Marteloskop spiegelten die forstwirtschaftliche Nutzung des Bestandes wieder. So stammten große Anteile des Totholzes aus Erntemaßnahmen (Wurzelstöcke, Stammteile, Äste und Kronenteile; vgl. Abbildung 5). Eine solche Verschiebung in den Totholzobjekten im Wirtschaftswald wird auch von CHRISTENSEN et al. (2005) angeführt. Der Bewirtschaftungseinfluss war auch als Muster in der räumlichen Verteilung des Totholzes zu erkennen, welche eine Aggregation des liegenden Totholzes in bestimmten Bereichen der Fläche zeigte (vgl. Abbildung 9). Dieses Muster könnte ein Ergebnis gezielter Fällungen der Baumkronen in bestimmte Bereiche sein, beispielsweise um Schäden an der Verjüngung gering zu halten. Generell bewirkt die Bewirtschaftung von Wäldern eine Reduktion des Totholzvorrates und der Totholzvielfalt (z.B. JONSELL et al. 1998, SIITONEN et al. 2000, CHRISTENSEN et al. 2005, DJUPSTRÖM et al. 2008, DITTRICH et al. 2014).

Zersetzungsgrad

Die Analyse der Totholz mengen nach dem Zersetzungsgrad ergab eine Ungleichverteilung des Totholzvorrates über die fünf Abbaustufen (vgl. Abbildung 7). Hierbei spielt jedoch auch die potenziell sehr unterschiedliche Verweildauer des Totholzes in den jeweiligen Zersetzungsstadien eine Rolle (MASER und TRAPPE 1984). Je nach Abbaubedingungen, Dimension und Holzart läuft die Zersetzung nicht linear und von Objekt zu Objekt unterschiedlich ab (HAHN und CHRISTENSEN 2005). Zusätzlich nimmt mit fortschreitender Zersetzung die Menge des Totholzes ab, und die Messgenauigkeit geht aufgrund einer schwierigeren Bestimmung der Objektgrenzen zurück (LARRIEU et al. 2012). Zu der Verteilung des Totholzvorrates nach Zersetzungsgrad liegen für mitteleuropäische Wälder kaum Vergleichswerte vor. Untersuchungen von LARRIEU et al. (2012) in Bergmischwäldern der Pyrenäen mit Tanne und Buche zeigten eine Zunahme des Totholzvorrates mit stärkerem Grad der Zersetzung, jedoch ebenfalls einen geringen Vorrat an Totholz mit einem Zersetzungsgrad von 5.

Da ein Großteil des liegenden Totholzes im Marteloskop aus forstwirtschaftlichen Maßnahmen stammte (Wurzelstöcke gefällter Bäume, Erntereste), war zudem ein Einfluss des Intervalls forstlicher Eingriffe auf die Verteilung der Zersetzungsgrade zu erwarten (z.B. SIITONEN 2001). Ein solcher Einfluss konnte ebenfalls durch LARRIEU et al. (2012) nachgewiesen werden. Für das Marteloskop Roskopf kann angenommen werden, dass der Großteil des Totholzes mit den Zersetzungsgraden 2 und 3 auf den letzten Hieb zurückzuführen ist. Das Frischholz (Zersetzungsgrad 1) stammte aus der zufälligen Nutzung zweier Bäume innerhalb des letzten Jahres.

Eine Totholzuntersuchung in Laubmischwäldern Nordamerikas mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität unter Verwendung von sechs Zersetzungsgraden zeigte eine ähnliche Volumenverteilung nach Zersetzungsgrad mit relativ geringen Mengen an Frischholz und stark zersetztem Holz, einem großen Anteil mittlerer Zersetzungsgrade (2 und 3) und etwa halb so hohen Vorräten in der Abbaustufe 4 (vgl. MCGEE et al. 1999). In Baden-Württembergischen Wäldern finden sich laut BWI3 im Schnitt rund 11% unzersetztes Totholz, 33% Totholz mit beginnender Zersetzung, 41% Totholz mit fortgeschrittener Zersetzung und 16% stark vermodertes Totholz (THÜNEN-INSTITUT 2015). Auch im Landesdurchschnitt findet sich somit der Großteil des Totholzvorrates in den mittleren Abbaustufen.

Dimension

Die Unterteilung in schwaches (Durchmesser bis 20 cm) und starkes Totholz (Durchmesser größer 20 cm) ergab einen vergleichsweise geringen Anteil schwachen Totholzes von knapp $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (rd. 16%; vgl. Abbildung 8). Das schwache Totholz fand sich nahezu ausschließlich als liegendes Totholz in Form von Astmaterial und schwachen Stämmen. Gegenüber den Durchschnittswerten der BWI3 (THÜNEN-INSTITUT 2015) für Baden-Württemberg (rd. 26% des Totholzvorrates mit Durchmesser < 20 cm) lag der Anteil schwachen Totholzes im Marteloskop vergleichsweise niedrig. Neben dem Zersetzungsgrad ist die Berücksichtigung der Dimension des Totholzes für die ökologische Bewertung des Totholzvorrates von großer Bedeutung (z.B. RAPHAEL und WHITE 1984, SWALLOW et al. 1986, SIITONEN 2001, STOKLAND et al. 2012). Die wichtige Rolle der Totholzdimension ist in den unterschiedlichen Eigenschaften zwischen stark und schwach dimensioniertem Totholz (Innenklima, Zersetzungsdauer, Anzahl Nischen etc.; z.B. ERDMANN und WILKE 1997, WINTER et al. 2005, DITTRICH et al. 2014) und den verschiedenen auf spezifische Totholzqualitäten spezialisierten Arten begründet (vgl. Kapitel 1.2).

4.1.3 Strukturelement Mikrohabitate

Die Gesamtzahl an Mikrohabitaten betrug 266 Einzelstrukturen auf der 1 ha Fläche des Marteloskopes (vgl. Tabelle 10). Eine Untersuchung zu Mikrohabitaten in Buchenwäldern des Flachlands ergab durchschnittliche Häufigkeiten von rd. 80 Mikrohabitaten / ha in Wirtschaftswäldern, rd. 115 Mikrohabitaten / ha in naturnah bewirtschafteten und vor kurzem aus der Nutzung genommenen Beständen und von rd. 250 Mikrohabitaten / ha in nicht bewirtschafteten Referenzbeständen (WINTER und MÖLLER 2008). Gegenüber anderen Marteloskopen in ehemaligen Eichenmittelwäldern liegt die Mikrohabitatanzahl der Untersuchungsfläche vergleichsweise niedrig (vgl. MORDINI 2009, SCHÜRG 2015). Im Marteloskop Mooswald wurden auf einem ha nach dem gleichen Aufnahmeverfahren insgesamt 514 Mikrohabitate erfasst (vgl. SCHÜRG 2015). Neben einer Zunahme der Mikrohabitatanzahl konnten WINTER und MÖLLER (2008) auch einen deutlichen Anstieg der kleinflächigen Mikrohabitatvielfalt (in Form der Anzahl unterschiedlicher Mikrohabitattypen je 500 m^2 Plot) vom Wirtschaftswald über den naturnah bewirtschafteten Wald hin zu den Referenzflächen nachweisen. Für Douglasienwälder der nordwestlichen USA geben MICHEL und WINTER (2009) Zahlen von 115 Mikrohabitaten / ha für Bestände mit kürzlich

vorangegangenen Bewirtschaftungsmaßnahmen, 520 Mikrohabitaten / ha für Bestände mit geringem Bewirtschaftungseinfluss und von 745 Mikrohabitaten / ha für Naturwälder in der Reifephase und für Old-Growth Bestände an. Diese Zahlen müssen allerdings immer im Kontext des jeweils zugrunde liegenden Kataloges an Mikrohabitaten beurteilt werden. Die Begründung für das geringere Aufkommen und die niedrigere Vielfalt an Mikrohabitaten im Marteloskop Rosskopf, vor allem gegenüber dem eichenreichen Marteloskop Mooswald, ist vermutlich in der unterschiedlichen Artenzusammensetzung der Marteloskope, dem Baumalter und den jeweiligen forstlichen Bewirtschaftungsregimen zu sehen. Vor allem die Bewirtschaftung und das Bestandesalter beeinflussen die Häufigkeit und Zusammensetzung an Mikrohabitaten (z.B. WINTER et al. 2005, MICHEL und WINTER 2009, LARRIEU et al. 2012, REGNERY et al. 2013). Die meisten Mikrohabitate werden durch die Waldbewirtschaftung negativ beeinflusst, einzelne Strukturen (z.B. Rindenabschürfungen) werden jedoch durch forstliche Eingriffe begünstigt (WINTER et al. 2005, LARRIEU et al. 2012). Eine Sonderstellung nehmen in diesem Kontext ehemalige Eichenmittelwälder ein.

Das Vergleichsmarteloskop im Freiburger Mooswald als ehemaliger Mittelwald ist durch alte, großkronige Stieleichen geprägt. Diese Bäume zeigen ab einem gewissen Alter Zerfallserscheinungen vor allem im Kronenbereich, ohne dass dies ihre Vitalität und Lebenserwartung stark beeinträchtigt. Diese Zerfallsmerkmale sind in der Regel wertvolle Mikrohabitate, welche im Rahmen einer Mikrohabitatinventur erfasst werden. Gleichzeitig können diese Bäume durchaus wertvolle Stammholzsortimente ausbilden. Aufgrund der Dauerhaftigkeit des Holzes findet in der Regel keine Holzentwertung im Stammbereich statt. So trat die größte Zahl an Mikrohabitatstrukturen im Marteloskop Mooswald an der Stieleiche auf (vgl. SCHÜRG 2015).

Die Buche, welche die bedeutendste Baumart der Untersuchungsfläche in Bezug auf Mikrohabitatstrukturen darstellte, reagiert auf mechanische Schädigungen oftmals durch eine Holzentwertung, z.B. in Form der Rotkernbildung. In einer betriebswirtschaftlich orientierten Forstwirtschaft werden geschädigte Buchen daher im Zuge von Durchforstungsmaßnahmen oder bei der Vorratspflege entnommen. Meist sind jedoch gerade diese Individuen ökologisch wertvolle Bäume und Träger einer Vielzahl von Mikrohabitaten (z.B. GOODBURN und LORIMER 1998, LARRIEU et al. 2014). Die Buchen im Marteloskop Rosskopf zeigten generell vergleichsweise gute Qualitäten und eine gute Vitalität, was für eine vorangegangene Nutzung qualitativ unbefriedigender Bäume spricht. Dies ist auch in der aktuellen Forsteinrichtung über eine Vorratspflege für den Bestand t11 vorgesehen. Etliche Autoren führen die Negativauslese bei Durchforstungen als ein großes Problem für den Schutz der Biodiversität von Wäldern an (z.B. CLINE et al. 1980, GILG 2005, LARRIEU et al. 2012).

Tabelle 18. Bisherige Untersuchungen mit Themenbezug Mikrohabitate.

Quelle	Waldtyp, Baumart(en)	Region	Fokus
WINTER et al. 2005	Buchenwälder des Flachlands	Nordost- Deutschland	Identifikation von Indikatoren für die Naturnähe von Buchenwäldern, u.A. Mikrohabitate an Einzelbäumen
WINTER und MÖLLER 2008	Buchenwälder des Flachlands	Nordost- Deutschland	Mikrohabitate als Monitoringgröße für den Naturschutz
MICHEL und WINTER 2009	Douglasienwälder	Pazifischer Nordwesten, USA	Mikrohabitate als Indikatoren für die Biodiversität in Abhängigkeit des Bestandesalters und der Bewirtschaftungsgeschichte
MORDINI 2009	Ehemalige Eichenmittelwälder	Kanton Thurgau, Schweiz	Modellierung und Beurteilung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen von waldbaulichen Eingriffen; naturschutzfachliche Bewertung von Einzelbäumen anhand von Mikrohabitaten
MICHEL et al. 2011	Douglasienwälder	Pazifischer Nordwesten, USA	Zusammenhang zwischen Baumdimension und Rindenmikrohabitaten an Douglasie
VOIDOT et al. 2011	Bu-Ei-Wälder des Flachlandes, Bu-Ta(-Fi)- Bergmischwälder	Frankreich	Einfluss von Einzelbaumparametern und Waldbewirtschaftung auf Mikrohabitate
WINTER und BRAMBACH 2011	Buchenwälder, Buchenmischwälder, Fichtenwälder	Bayern, Südost- Deutschland	Herleitung einer Einschätzungsmethode für Waldentwicklungsphasen zur Biodiversitätsbeurteilung; basierend u.A. auf Mikrohabitaten
LARRIEU und CABANETTES 2012	Bu-Ta- Bergmischwald,	Pyrenäen, Frankreich	Einfluss von Baumart, Zustand und BHD auf Vielfalt und Häufigkeit von Mikrohabitaten
LARRIEU et al. 2012	Bu-Ta- Bergmischwald	Pyrenäen, Frankreich	Einfluss der Waldbewirtschaftung auf Totholz und Verteilung und Häufigkeit von Mikrohabitaten
REGNERY et al. 2013	Mediterrane Steineichenwälder (<i>Quercus ilex</i> L.)	Süd-Frankreich	Einflussfaktoren bezüglich Auftreten und Häufigkeit von Mikrohabitaten
LARRIEU et al. 2014	Bu -Ta-Fi- Bergmischwälder	Mitteleuropa (F, CH, D)	Totholz- und Mikrohabitatdynamik in nicht genutzten Bergmischwäldern
SCHÜRG 2015	Ehemaliger Eichenmittelwald	Baden- Württemberg, Südwest- Deutschland	Naturschutzfachliche und ökonomische Bewertung von Einzelbäumen; naturschutzfachliche Bewertung anhand von Mikrohabitaten

Rund 60% der Buchen im Marteloskop zeigten Mikrohabitate (vgl. Tabelle 10). In Bergmischwäldern der Pyrenäen fanden LARRIEU und CABANETTES (2012) an 70% der lebenden Buchen Mikrohabitate. Für die Tanne lag der Anteil an Bäumen mit Mikrohabitaten für das Marteloskop mit rd. 6,5% sehr niedrig (vgl. Tabelle 10). Die Studie von LARRIEU und CABANETTES (2012) wies für die Tanne einen Anteil von 18% Bäumen mit Mikrohabitaten nach. Die deutlich geringere Quote im Marteloskop ist mit großer Wahrscheinlichkeit durch die hohe Zahl junger Tannen im Dickungsstadium zu erklären, welche mit in die Erhebung eingegangen sind und allesamt frei von Mikrohabitaten waren. Für die Douglasie betrug der Anteil von Bäumen mit Mikrohabitaten rd. 27% (vgl. Tabelle 10). Hier lagen keine Vergleichswerte aus anderen Untersuchungen vor.

Die mittlere Mikrohabitatanzahl pro Baum lag für die Buchen des Marteloskopes bei 1,3 Strukturen (vgl. Tabelle 10). WINTER und MÖLLER (2008) fanden für reine Buchenbestände mit naturnaher Bewirtschaftung unabhängig vom BHD nahezu identische Werte.

In nicht bewirtschafteten Referenzbeständen nahm die durchschnittliche Mikrohabitatzahl pro Baum mit zunehmendem Durchmesser zu von rd. 1,5 Mikrohabitaten / Baum bei Brusthöhendurchmessern zwischen 20 und 40 cm bis zu rd. 3 Mikrohabitaten / Baum bei Bäumen mit einem BHD größer 100 cm (WINTER und MÖLLER 2008).

Dies lässt Rückschlüsse auf den Einfluss der Forstwirtschaft auf die Häufigkeit von Mikrohabitaten zu. Scheinbar führt eine Bewirtschaftung in der Buche zu einer Eliminierung von Bäumen mit einer Vielzahl von Strukturen. Zugleich tragen jedoch auch die durch die Forstwirtschaft erhaltenen und geförderten Bäume eine Grundausstattung an Mikrohabitaten. Die Buchen im Marteloskop Rosskopf zeigten jedoch anders als bei WINTER und MÖLLER (2008) mit zunehmendem BHD tendenziell auch höhere durchschnittliche Mikrohabitatzahlen (vgl. Abbildung 13, Anhang Tabelle 21). In der Literatur finden sich BHD-Schwellenwerte für Buche hinsichtlich der Häufigkeit von Mikrohabitaten von 42, 60, 73 und 89 cm (LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012). Die Zunahme an Mikrohabitaten mit steigendem BHD war im Marteloskop für die Buche am deutlichsten ausgeprägt mit einer vergleichsweise starken positiven Korrelation zwischen der Mikrohabitatanzahl und dem BHD (vgl. Abbildung 12, Anhang Tabelle 8).

Tanne und Douglasie trugen im Vergleich zur Buche kaum Mikrohabitate (vgl. Tabelle 10). Bei diesen Arten ist davon auszugehen, dass sich die Bäume im Marteloskop in einem Alter befinden, in dem ihre Vitalität die Ausbildung von Mikrohabitaten noch kaum zulässt. Verschiedene Autoren konnten einen Zusammenhang zwischen der Baumdimension und der Häufigkeit von Mikrohabitaten belegen (FAN et al. 2003, WINTER und MÖLLER 2008, MICHEL et al. 2011, VUIDOT et al. 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012).

Für die Tanne berichten LARRIEU und CABANETTES (2012) von einem Schwellenwert des Brusthöhendurchmessers von 99 cm, ab welchem die Bäume in Bergmischwäldern der Pyrenäen signifikant häufiger Mikrohabitatstrukturen aufwiesen. Nach LARRIEU et al. (2012) lag ein weiterer ausgeprägter Schwellenwert des BHD für die Häufigkeit von Mikrohabitaten an Tanne in den Pyrenäen bei knapp 70 cm. Tannen mit einem BHD kleiner 43 cm zeigten keine Mikrohabitate (LARRIEU et al. 2012).

Nur wenige Tannen des im Rahmen dieser Arbeit eingerichteten Marteloskopes wiesen Brusthöhendurchmesser von über 70 cm auf (vgl. Abbildung 3). Der größte gemessene BHD an Tanne betrug rund 80 cm (vgl. Tabelle 7). Der Großteil der an Tanne beobachteten Mikrohabitate trat an den Tannen mit einem BHD über 70 cm auf. Diese Konzentration der Mikrohabitate auf die stärksten Individuen und die generell geringe Zahl an Mikrohabitaten an der Tanne befinden sich somit in Einklang mit der vorhandenen Literatur (LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012). Im Rahmen einer biodiversitätsorientierten Waldbewirtschaftung ist folglich bei der Tanne das Belassen starker Bäume von besonderer Relevanz, da diese Baumart erst bei großer Dimension ökologisch bedeutsame Strukturen auszubilden scheint.

Auch bei der Douglasie besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem BHD und der Häufigkeit an Mikrohabitaten. So beobachteten MICHEL und WINTER (2009) und MICHEL et al. (2011) bei Douglasien im Nordwesten der USA eine Zunahme von Mikrohabitaten mit größerer Baumdimension. Die Autoren führen dies bei der Douglasie in erster Linie auf die stärker strukturierte Rinde starker Douglasien zurück. MICHEL et al. (2011) konnten zudem einen Zusammenhang zwischen der Anzahl an Rindenmikrohabitaten und der Tiefe der Furchen der Douglasienrinde nachweisen. Dabei weisen die Autoren auch auf die große Variabilität in der Rindenstruktur starker Douglasien hin und schlagen deshalb die Strukturierung der Rinde als Einflussgröße auf die Mikrohabitatausbildung vor (MICHEL et al. 2011). MICHEL und WINTER (2009) beobachteten ebenfalls an Douglasien des pazifischen Nordwestens der USA eine Konzentration von Harzfluss im BHD-Bereich von 20 bis 40 cm und eine Häufung von Rindenmikrohabitaten bei Brusthöhendurchmessern oberhalb von 80 cm.

Bei den Douglasien des Marteloskopes wurden ebenfalls hauptsächlich Rindenmikrohabitate beobachtet (vgl. Tabelle 11, Anhang Abbildung 8). Besonders die Strukturen Rindentasche und Insektenfraßgänge schienen in Zusammenhang mit einer stark ausgeprägten Rindenstruktur zu stehen. Analog zu den Ergebnissen für die Tanne fand sich ein Großteil der

Mikrohabitats an den stärksten Individuen des Marteloskopes (11 von 16 Mikrohabitats an den fünf Douglasien mit einem BHD über 100 cm; unterhalb eines BHD von 80 cm wurde nur noch ein Mikrohabitat an Douglasie beobachtet).

Einzelne Autoren schlagen anstelle einer BHD-Betrachtung die Verwendung von Schwellenwerten des Baumalters vor (LARRIEU et al. 2012). Danach nimmt die Ausbildung von Mikrohabitats stark zu, sobald eine Baumart zwei Drittel ihrer natürlichen Lebensdauer erreicht. Ein solcher Schwellenwert läge für Buchen und Tannen bei 200 bis 250 Jahren (LARRIEU et al. 2012). Für Douglasie liegen für mitteleuropäische Verhältnisse noch keine Erfahrungswerte zur Langlebigkeit vor.

Neben dem Einfluss der Baumdimension bzw. des Alters gibt es auch generelle Unterschiede im Auftreten und der Häufigkeit von Mikrohabitats zwischen den einzelnen Baumarten (z.B. VUIDOT et al. 2011). Ein häufigeres Auftreten von Mikrohabitats an der Buche gegenüber der Tanne, wie es im Marteloskop beobachtet wurde (vgl. Tabelle 10), findet sich in der Literatur bestätigt (VUIDOT et al. 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012). Mehrere Autoren sprechen generell von größeren Mikrohabitatshäufigkeiten an Laubholzarten gegenüber Nadelbäumen (LARRIEU und CABANETTES 2012, REGNERY et al. 2013). LARRIEU und CABANETTES (2012) heben in diesem Kontext jedoch hervor, dass die Tanne zum Teil eine größere Vielfalt an Mikrohabitats beisteuert als die Buche, und dass die gleichen Mikrohabitats an Laubbäumen und an Nadelbäumen von unterschiedlichen Artengemeinschaften genutzt werden.

Für Mischbaumarten berichten LARRIEU und CABANETTES (2012) und LARRIEU et al. (2012) aus ihren Untersuchungen von einer vergleichsweise großen Zahl von Mikrohabitats, welche aufgrund der geringen Mischungsanteile jedoch keinen großen Beitrag zur Mikrohabitatsausstattung auf Bestandesebene leisteten. Diese Beobachtung gilt auch für das Marteloskop, wo vor allem vereinzelte Kiefern und Traubeneichen vergleichsweise viele Mikrohabitats zeigten (vgl. Tabelle 10). Die genannten Autoren weisen in diesem Zusammenhang auf die spezifische Anpassung bestimmter Arten an einzelne Baumarten hin, wodurch die ökologische Bedeutung der Mischbaumarten stark zunehmen kann (LARRIEU und CABANETTES 2012, LARRIEU et al. 2012).

Eine Sonderstellung im Angebot an Mikrohabitaten nimmt das stehende Totholz ein. Verschiedene Autoren berichten von einer deutlich höheren Anzahl an Mikrohabitaten an stehenden abgestorbenen Bäumen (VUIDOT et al. 2011, LARRIEU und CABANETTES 2012, REGNERY et al. 2013). Analog dazu wurden auch im Marteloskop die höchsten Mikrohabitatzahlen an den stehenden abgestorbenen Tannen der Fläche beobachtet (vgl. Tabelle 10). LARRIEU und CABANETTES (2012) beobachteten ebenfalls einen besonders hohen Mikrohabitatreichtum an toten Tannen. Neben der hohen Zahl an Strukturen haben diese toten Bäume zusätzlich einen besonderen Wert für die Waldbiodiversität, da Mikrohabitatsstrukturen an totem Holz häufig von anderen Arten genutzt werden als solche an lebenden Bäumen (WINTER und MÖLLER 2008). Auf diese Weise entstehen zusätzliche Nischen im Waldökosystem.

Die beobachtete Häufigkeitsverteilung der Bäume nach der Anzahl ihrer individuellen Mikrohabitatstrukturen (vgl. Abbildung 11) zeigte sich sehr ähnlich zu den Ergebnissen von WINTER und MÖLLER (2008) aus Flachlandbuchenwäldern. Die Autoren beobachteten ebenfalls eine große Zahl an Bäumen mit nur einem Mikrohabitat (> 80%) und einen raschen Rückgang in der Anzahl an Bäumen mit zunehmender Mikrohabitatshäufigkeit (WINTER und MÖLLER 2008).

Die im Rahmen dieser Untersuchung analysierten Zusammenhänge bezüglich der Einflussgrößen Baumart und Baumdimension auf das Auftreten und die Häufigkeit von Mikrohabitaten ergänzen die bisherige Forschung zu Bergmischwäldern mit Tanne und Buche der Pyrenäen und zu Douglasienwäldern der nordwestlichen USA um erste Ergebnisse mit Fallstudiencharakter zu den angeführten Baumarten für den Raum Südwestdeutschland (Tabelle 18).

4.2 Ökologische und ökonomische Einzelbaumbewertung

4.2.1 Ökologischer Wert

Die ökologische Bewertung der Einzelbäume im Marteloskop basierte in erster Linie auf den Mikrohabitatstrukturen der jeweiligen Bäume (vgl. Kapitel 2.2.5). Infolgedessen fanden sich bei Betrachtungen des ökologischen Wertes zwischen den Baumarten und in Abhängigkeit vom BHD sehr ähnliche Zusammenhänge wie bei der Verteilung der Mikrohabitate. Die Addition eines Baumartenbasiswertes und die durchgeführte BHD-Gewichtung führten zu keinen grundlegenden Veränderungen. Die höchsten ökologischen Werte erreichte folglich das stehende Totholz, welches die größten Mikrohabitat Häufigkeiten aufwies (vgl. Tabelle 10, Abbildung 14). Unter den Hauptbaumarten zeigte die Buche im Durchschnitt die höchsten ökologischen Werte, da auch sie vergleichsweise häufig Mikrohabitate trug. Die Buche trug mehr als die Hälfte des gesamten ökologischen Wertes der Fläche bei (vgl. Tabelle 12). Für die Tanne wurde bei Betrachtung des mittleren ökologischen Wertes ein starker Einfluss der jungen Tannen im Dickungsstadium deutlich. Die ökologischen Werte der Altannen bewegten sich mit etwa 10 bis 30 ökologischen Punkten deutlich oberhalb des mittleren ökologischen Wertes der Baumart (vgl. Abbildung 14). Durch die hohe Anzahl junger Tannen war der Gesamtbeitrag der Baumart Tanne zum ökologischen Wert des Marteloskopes mit rd. 23% trotz der geringen Einzelbaumwerte vergleichsweise hoch. Bei Tanne und Douglasie stellten die mittleren ökologischen Werte in erster Linie eine Funktion des Basiswertes der jeweiligen Baumart und der BHD-Gewichtung dar, da der überwiegende Anteil der Bäume frei von Mikrohabitaten war (vgl. Tabelle 10). Unter den Mischbaumarten erzielten Traubeneiche und Kiefer hohe durchschnittliche ökologische Werte, allerdings bei einer sehr geringen Stichprobengröße (vgl. Tabelle 12, Abbildung 14). Die große Bedeutung des stehenden Totholzes spiegelte sich auch in den ökologischen Werten wieder. So besaßen die fünf stehenden abgestorbenen Tannen einen Anteil am ökologischen Wert des Marteloskopes von über 7%, verglichen mit einem Anteil an der Grundfläche von nur etwa 1% (vgl. Tabelle 12). Der ökologische Gesamtwert des Marteloskopes betrug knapp 4.000 ökologische Punkte. Damit lag er gegenüber dem im gleichen Verfahren bewerteten Eichenmarteloskop im Freiburger Mooswald (rd. 9.000 Punkte; vgl. SCHÜRG 2015) deutlich niedriger.

Die Verteilung des ökologischen Wertes auf die Baumarten des Marteloskopes entsprach gängigen Auffassungen zur naturschutzfachlichen Bedeutung von verschiedenen Baumarten. So wird der Buche eine hohe naturschutzfachliche Relevanz zugesprochen (z.B. VON TEUFFEL et al. 2005). Nadelbäume, vor allem die Fichte, werden als weniger wertvoll erachtet, insbesondere bei einem Anbau außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes (z.B. ENGEL und AMMER 2001). Die aufgezeigten Zusammenhänge des ökologischen Wertes deuten darauf hin, dass die Spanne der Werte innerhalb und zwischen Baumarten und Einzelbäumen die tatsächliche ökologische Bedeutung der Baumindividuen plausibel abbilden.

Abschließend ist das hier verwendete ökologische Bewertungsverfahren vor allem in seinem Detailgrad als innovativ einzuschätzen. Die jeweilige Festlegung der Parameter ist dabei nicht als statisch anzusehen, sondern sollte im Zuge neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse weiter optimiert und angepasst werden.

4.2.2 Ökonomischer Wert

Die detaillierte ökonomische Bewertung der Einzelbäume diene einer Gegenüberstellung der ökologischen und ökonomischen Wertigkeit auf Bauebene. Auf diese Weise lassen sich Zielkonflikte bei der Waldbewirtschaftung veranschaulichen. Die ökonomischen Werte der einzelnen Baumarten sowie der ökonomische Gesamtwert des Marteloskopes von rd. 33.600 € sind im Kontext der Holzmarktlage als durchaus realistisch zu bewerten. Hervorzuheben ist der ausgesprochen hohe Beitrag der Douglasien zum ökonomischen Gesamtwert der Fläche (vgl. Tabelle 13, Abbildung 16). In Kombination mit dem relativ geringen naturschutzfachlichen Stellenwert der Baumart (vgl. Tabelle 12, Abbildung 14), bietet die Douglasie als Mischbaumart die Möglichkeit einer „Entmischung“ der naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Dimension der Waldbewirtschaftung. Die Hauptwertleistung kann auf vergleichsweise wenige starke, wertgeästete Douglasien konzentriert werden, während bei den ökonomisch weniger wertvollen Baumarten den naturschutzfachlichen Zielen eine größere Gewichtung zukommen kann.

Vielfach stellt sich im Rahmen von Naturschutzprogrammen im Wald die Frage nach einer adäquaten Entschädigung des Waldbesitzers für entgangene Erträge. Eine einzelbaumweise

naturschutzfachliche und ökonomische Bewertung, wie sie für das Marteloskop Rosskopf durchgeführt wurde, ermöglicht die Analyse von Zielkonflikten auf Einzelbaumebene und hilft bei der Identifizierung von Bäumen mit geringem Trade-Off zwischen naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Zielsetzungen. In diesem Zusammenhang kann die detaillierte monetäre Bewertung der Bäume eine Grundlage für Ausgleichszahlungen an den Waldbesitzer bilden, beispielsweise im Rahmen des Vertragsnaturschutzes. Ein solches Verfahren wurde auch von MÖHRING (2010) entwickelt, um den Ertragsverzicht des Waldbesitzers beim Erhalt von Habitatbäumen zu quantifizieren. Dabei werden über den reinen Holzwert des Einzelbaumes auch weitere Aspekte einbezogen, welche mit einem vorübergehenden Nutzungsverzicht einzelner Bäume einhergehen (Aufwand für die Markierung der Habitatbäume, Zinsverlust, Wertverlust der Bäume, Verzicht auf maximale Produktivität der Fläche; vgl. MÖHRING 2010). Eine solche in die Zukunft fortgeschriebene monetäre Bewertung des Nutzungsverzichts auf Einzelbaumebene stellt eine interessante zusätzliche Komponente dar, die in einem Marteloskop zum Einsatz kommen könnte. Dadurch ließen sich unterschiedliche Varianten der Auswahl naturschutzfachlicher Wertträger auch auf ihre längerfristigen betriebswirtschaftlichen Wirkungen analysieren und diskutieren. Im Rahmen dieser Untersuchung konnte dies aufgrund der begrenzten Bearbeitungszeit nicht stattfinden.

4.3 Anwendung des Marteloskopes

4.3.1 Szenarien

Die sechs im Rahmen dieser Untersuchung simulierten Szenarien sollten beispielhaft die Anwendungsmöglichkeiten des Marteloskopes zur Simulation fiktiver Erntemaßnahmen darstellen. Zu diesem Zweck wurden bewusst drei abstrakte Extrema simuliert (Szenario A bis C), sowie drei Möglichkeiten eines praxisorientierten Vorgehens auf der Fläche (Szenario D bis F). Das für alle sechs Szenarien angesetzte Erntevolumen von 185 Efm ha⁻¹ stammte aus der Forsteinrichtung. Dabei muss berücksichtigt werden, dass in der forstlichen Praxis eine solche vergleichsweise starke Nutzung meist auf zwei Eingriffe verteilt stattfindet. Vor diesem Hintergrund sind die Szenarien D bis F zu bewerten. Als interessante Ergebnisse der sechs Simulationen sind hervorzuheben:

- (1) die geringeren Holzerlöse bei der waldbaulich begründeten Baumauswahl durch den Autor gegenüber den Szenarien A bis C,
- (2) der höhere Verlust an ökologischem Wert bei der waldbaulich begründeten Baumauswahl durch den Autor gegenüber den Szenarien A bis C, und
- (3) die vergleichsweise geringen Unterschiede in den ökologischen und ökonomischen Wirkungen innerhalb der drei Rahmenszenarien A, B und C und innerhalb der waldbaulichen Szenarien D, E und F (vgl. Tabelle 14).

Die hohen Holzerlöse selbst unter Szenario A (Erhalt des maximalen ökologischen Wertes) liegen in der Rolle der Douglasie als ökonomischer Wertträger mit vergleichsweise geringem ökologischem Wert begründet. Im Marteloskop besteht dadurch nur ein marginaler Zielkonflikt zwischen der Nutzung wertvoller Stämme und der Bereitstellung von Lebensräumen. Dies zeigt sich generell in allen Szenarien in der im Verhältnis zum hohen Erntevolumen (rd. ein Drittel des Vorrates) geringen Reduktion an ökologischem Wert und an Mikrohabitaten (ca. 6 bis 10% des ökologischen Wertes, ca. 2 bis 11% der Mikrohabitatanzahl; vgl. Tabelle 14). Sobald waldbauliche Überlegungen in die Auswahl der Erntebäume hineinspielen, werden Bäume nicht mehr ausschließlich aus betriebswirtschaftlichen oder naturschutzfachlichen Gründen entnommen bzw. belassen. Es geht nun vielmehr um zu erwartenden Wertzuwachs und um räumliche Aspekte, z.B. in Bezug auf die Verjüngungssituation. Dies führt zu Nutzungen von Bäumen auch mit geringeren ökonomischen Werten und mit höheren ökologischen Werten. Dadurch erklären sich der niedrigere Erlös und die stärkere Absenkung des ökologischen Wertes in den Szenarien D bis F (vgl. Tabelle 14).

4.3.2 Auszeichnungsübung mit Probanden

Ziel der Testläufe mit Probanden war die Erprobung und Evaluierung des Marteloskopes als Schulungs- und Übungsfläche für verschiedene Nutzergruppen aus der forstlichen Ausbildung und Praxis. Im konkreten Fall soll das Marteloskop der Schulung von Forstleuten zum Thema Mikrohabitate und deren Wert für den integrativen Biodiversitätsschutz im Wald dienen. Nach MÜLLER und BÜTLER (2010) müssen Naturschutzkonzepte für den Wald ökologisch zielführend, zugleich aber auch einfach und nachvollziehbar gestaltet sein, da sie

nur einen Teilaspekt im vielfältigen Aufgabenspektrum der Waldbewirtschafter darstellen. Die Verwendung von Mikrohabitaten als Steuergröße für die Waldbiodiversität in Kombination mit einer praktischen Weiterbildung der Waldbewirtschafter in Form von Übungen und Diskussionen in speziell auf das Thema zugeschnittenen Marteloscopen birgt die Möglichkeit einer besseren Berücksichtigung ökologisch relevanter Strukturen im Wirtschaftswald durch ein höheres Maß an Verständnis und ein praktisches Lernerlebnis.

Die Ergebnisse der Probandenläufe zeigten eine vergleichsweise große Spanne an Werten zwischen den einzelnen Teilnehmern (vgl. Tabelle 15, Abbildung 19). Dies galt insbesondere für die Auswahl naturschutzfachlich wertvoller Habitatbäume (vgl. Abbildung 20). Daran wird die große Bedeutung einer wissenschaftlich fundierten Weiterbildung der forstlichen Praktiker zu relevanten Einzelbaumstrukturen für die Artenvielfalt deutlich. Ohne eine Schulung scheint die Auswahl von ökologisch wertvollen Habitatbäumen eher aus dem Bauch heraus stattzufinden und nicht anhand objektiver Kriterien. Eine wichtige Erkenntnis stellte für viele Teilnehmer zudem die vergleichsweise leichte Vereinbarkeit der naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Zieldimension im Marteloskop dar.

Bei der im Rahmen dieser Arbeit für die Probandenläufe gewählten Aufgabenstellung standen der ökologische und ökonomische Wert von Einzelbäumen im Fokus. Entscheidungen sollten unabhängig von waldbaulichen Kriterien getroffen werden. Interessant war vor diesem Hintergrund, dass sich viele der Kandidaten aufgrund des starken waldbaulichen Fokus ihrer täglichen Arbeitsroutine (v.a. Revierleiter und Waldbautrainer) bei der Probeauszeichnung nur schwer von waldbaulichen Begründungen für die Auswahl einzelner Bäume lösen konnten.

Neben der gewählten Aufgabenstellung sind unzählige alternative Übungsaufgaben im Marteloskop durchführbar. Von einfachen Übungen wie dem Schätzen von wachstumskundlichen Größen von Einzelbäumen bis hin zur Analyse gängiger waldbaulicher Behandlungsalternativen aus der Praxis im Hinblick auf ihre ökologischen und ökonomischen Wirkungen besteht ein großer Spielraum an Einsatzmöglichkeiten des Marteloskopes. Diese flexible Nutzung erweckte auch unter den Teilnehmern der Probandenläufe großes Interesse.

4.4 Methodenkritik

Alle Ergebnisse dieser Untersuchung haben aufgrund des Aufnahmedesigns keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit sondern repräsentieren lediglich die Situation der 1 ha großen Untersuchungseinheit des Marteloskopes Rosskopf. Alle Vergleiche und Interpretationen dienen ausschließlich der Bewertung und der Darstellung des Zustandes im Marteloskop zum Zeitpunkt der Datenerhebung und sind nicht auf größere räumliche Einheiten übertragbar. Die Datenbasis des Marteloskopes besitzt durch die Vollaufnahmen des lebenden Baumbestandes und des Totholzes einen hohen Detailgrad und Umfang, sodass verschiedene Analysen innerhalb der Fläche möglich waren.

Totholzinventur

Bei der Erhebung des Totholzvorrates stellte in erster Linie die durch menschlichen Einfluss modifizierte Verteilung des Totholzes ein Problem dar. Eine vergleichsweise große Menge an Totholz fand sich in Brennholzlagern. Da sich im Umfeld dieser Lager kaum Totholz auf der Fläche befand, wurde davon ausgegangen, dass das Totholz zu großen Teilen aus dem Bereich des Marteloskopes stammte.

Bei Vergleichen mit anderen Untersuchungen sind generell Unsicherheiten durch mögliche Unterschiede bei der Klassifizierung der Zersetzungsgrade zu beachten. Außerdem sind auch die Zersetzungsgrade im Marteloskop potentiell durch die Anlage von Brennholzlagern beeinflusst (stark verändertes Abbaumilieu, da teilweise kein Bodenkontakt, Schutz vor Witterung etc.).

Der im Rahmen dieser Untersuchung angesetzte Schwellenwert des Totholzdurchmessers für die Differenzierung zwischen schwachem und starkem Totholz von 20 cm findet im Rahmen vieler Aufnahmedesigns Anwendung (OEHMICHEM 2007). Klassische Durchmesser-schwellen bei Totholzaufnahmen werden jedoch auch in Frage gestellt, und je nach betrachteten Organismen können Schwellenwerte der Totholzdimension sehr unterschiedlich liegen (z.B. BRIN et al. 2011).

Mikrohabitatinventur

Die Erhebung der Mikrohabitatstrukturen fand im Winterhalbjahr im laubfreien Zustand statt. Dies ist dringend zu empfehlen, da besonders Strukturen im Kronenraum bei

Belaubung kaum zu erkennen sind. Die Aufnahme der Mikrohabitate vom Boden aus mit optischen Hilfsmitteln birgt einige Grenzen. Sicherlich wurden Mikrohabitate in den teils 50 m hoch gelegenen Baumwipfeln übersehen. Manche Strukturen (z.B. Dendrothelmata in Hoch-zwieseln) lassen sich vom Boden aus in der Regel nicht identifizieren. Folglich ist von einer Unterrepräsentation bestimmter Strukturen in den erhobenen Daten auszugehen.

Auch ist die Ansprache der einzelnen Unterkategorien von Mikrohabitaten insbesondere bei Strukturen des Kronenraumes mit Unsicherheiten behaftet. Eine Lösung dieser Probleme wäre der Einsatz von Klettertechnik oder von modernerameratechnik an Teleskopstangen für die Erhebung von Mikrohabitaten in großer Höhe. Auf diese Weise ließen sich Strukturen im Kronenraum sicherer auffinden und ansprechen. Der Einsatz solcher Methoden wäre allerdings mit einem deutlich höheren finanziellen und zeitlichen Aufwand verbunden.

Eine weitere mögliche Fehlerquelle bei der Mikrohabitatinventur stellte die Arbeit in zwei Aufnahmeteams dar. Dabei ist nicht auszuschließen, dass einzelne Strukturen zwischen verschiedenen Personen unterschiedlich klassifiziert wurden oder Größenschwellen unterschiedlich geschätzt wurden. Vorteilhaft ist in diesem Kontext, wenn sämtliche Aufnahmen von der gleichen Person oder Personengruppe durchgeführt werden, was bei der vorliegenden Erhebung aus Zeitgründen nicht möglich war.

Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit

Die Qualitätsansprache der Bäume am stehenden Stamm kann immer nur die von außen sichtbaren Qualitätsmerkmale des Holzes berücksichtigen. Da aber auch viele innere Merkmale des Holzes die Qualitätssortierung beeinflussen (z.B. Jahrringaufbau), oftmals in Form von Schäden bzw. Fehlern (z.B. Fäulnis, Risse), ist bei den im Rahmen dieser Arbeit vergebenen Holzqualitäten und den darauf basierenden ökonomischen Werten der Einzelbäume tendenziell mit einer Überschätzung des tatsächlichen Wertes zu rechnen.

Ökologische Einzelbaumbewertung

Jedes Bewertungssystem wird zugleich immer nur eine Annäherung an tatsächliche Verhältnisse darstellen, da die Prozesse und Verflechtungen in natürlichen Systemen zu komplex sind, um sie vollständig erfassen und bewerten zu können. Im Rahmen dieser Arbeit zielte die ökologische Bewertung vor allem darauf ab, die Bedeutung von

Mikrohabitatstrukturen in ein Bewertungssystem zu integrieren und möglichst plausible Annäherungswerte auf Einzelbaumebene zu generieren. Wichtig waren dabei vor allem konsistente Relationen innerhalb von Arten und zwischen Arten. Diese Einzelbaumwerte stellen die Basis für die Nutzung des Marteloskopes als Schulungs- und Demonstrationsfläche dar. Auf diese Weise wird eine Analyse von Wirkungen auf eine quantitative ökologische Zielgröße ermöglicht.

Viele Aspekte des hier verwendeten Bewertungsverfahrens bleiben dabei diskutabel. Der zugrunde gelegte Mikrohabitatkatalog ist das Ergebnis eines Aushandlungsprozesses unter Experten zum Thema Mikrohabitatstrukturen an Bäumen. Dabei besteht jedoch zu vielen Strukturen innerhalb der Wissenschaft kein Konsens, ob sie als Mikrohabitat gewertet werden sollten. Somit stellt jede Festlegung auf eine Auswahl an Strukturen auch eine normative Entscheidung dar. Das gleiche gilt für die Gewichtung der Mikrohabitate nach einem Basiswert, sowie ihrer Entwicklungsdauer und Seltenheit, wie sie im Rahmen der vorliegenden Arbeit zum Einsatz kam. Auch dieses Vorgehen basiert auf Experteneinschätzungen (Larrieu, Laurent 2010, unveröffentlichtes Material), die einzelnen Werte der Faktoren sind jedoch Gegenstand von Diskussionen.

Die Berücksichtigung der Baumart bei der ökologischen Bewertung in Form eines Additionswertes wurde gewählt, da bereits jeder Baum an sich verschiedensten Organismen ein Habitat bieten oder von ihnen genutzt werden kann (SOUTHWOOD 1961, SOUTHWOOD und KENNEDY 1983). Die Werte der jeweiligen Baumarten wurden dabei unter Verwendung wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Bedeutung der verschiedenen Baumarten für unterschiedliche funktionelle Organismengruppen vergeben (vgl. Kapitel 2.2.5). Als Maximalwert wurde für die Eiche mit 20 Punkten bewusst ein vergleichsweise niedriger Wert angesetzt, um dem Baumartenwert gegenüber dem Einfluss der Mikrohabitate nicht zu viel Gewicht zu verleihen. Dies ist abermals eine subjektive Festlegung. Auch die Festlegung der Multiplikationsfaktoren der BHD-Gewichtung erfolgte nach eigener Einschätzung. Die BHD-Gewichtung an sich wird begründet mit einer Zunahme der Rindenoberfläche und des Kronenraums von Bäumen als Lebensraum einerseits und mit einer längeren zu erwartenden Verweildauer von Mikrohabitatstrukturen an stark dimensionierten Bäumen gegenüber schwachen, potenziell unterdrückten Individuen andererseits.

Ein weiterer Aspekt, welcher die ökologische Bedeutung von Bäumen in Waldökosystemen mitbestimmt, ist ihre Seltenheit im jeweiligen Bestand. Dieser Zusammenhang wurde im Rahmen der vorliegenden Bewertung bewusst nicht einbezogen, da die Bewertung rein aus den jeweiligen Einzelbaumparametern resultieren sollte, ohne die Rolle der Bäume im jeweiligen Kontext des Bestandes einzubeziehen. Auf diese Weise sind Einzelbaumvergleiche zwischen verschiedenen Marteloskopien möglich. Für eine umfassende Diskussion der ökologischen Relevanz einzelner Bäume im Bestandeskontext ist die Seltenheit einzelner Arten jedoch auf alle Fälle einzubeziehen. Sollte eine Berücksichtigung der Seltenheit im ökologischen Bewertungssystem gewünscht werden, wäre dies beispielsweise über eine nachträgliche Gewichtung mit Hilfe von Seltenheitsschwellenwerten (z.B. anhand von Stammzahl- oder Grundflächenanteilen) möglich.

Neben der rein substratbezogenen Bewertung von Mikrohabitatstrukturen, wie sie im Rahmen dieser Arbeit stattgefunden hat, gibt es auch die Möglichkeit einer arten- bzw. artengruppenbasierten Bewertung von Strukturen (z.B. MORDINI 2009). In der Arbeit von MORDINI (2009) wurden dabei die einzelnen Mikrohabitate inventarisiert und anschließend durch Experten in ihrer Relevanz für bestimmte Artengruppen (z.B. Vögel, Pilze, Flechten, Fledermäuse) bewertet. Diese Vorgehensweise stellt eine Mischung aus artbasierten und strukturbasierten Biodiversitätsschutzansätzen dar. Das rein strukturbasierte Vorgehen dieser Arbeit enthält dagegen keinerlei subjektive Festlegungen auf bestimmte Zielarten oder Artengruppen. Die Verwendung von Zielarten oder Indikatorarten wird von der Wissenschaft aufgrund unzureichender Kenntnisse zu Verknüpfungen solcher Arten mit der Gesamtbiodiversität immer wieder in Frage gestellt (z.B. LINDENMAYER et al. 2006).

Ökonomische Einzelbaumbewertung

Im Rahmen der Berechnung des monetären Holzwertes stellen vor allem die sich stetig verändernde Holzmarktlage, sowie steigende Produktionskosten und neue technische Entwicklungen eine Grenze dar. Bei größeren Veränderungen in diesen Variablen werden gegebenenfalls Anpassungen in der Datenbasis des Marteloskopes erforderlich.

Anwendung als waldbauliche Schulungs- und Trainingsfläche

Aufgrund des relativ hohen Alters und des fortgeschrittenen Bewirtschaftungsstadiums des Bestandes ist der Spielraum für waldbaulich begründete Vorgehensweisen im Rahmen von Übungen teilweise eingeschränkt.

Für eine längerfristige Nutzung des im Rahmen dieser Arbeit eingerichteten Marteloskopes als Schulungsfläche werden Folgerhebungen und eine Aktualisierung der Datenbank nötig sein. Dies ist erforderlich, um das Wachstum der Bäume abzubilden und neu auftretende oder sich verändernde Mikrohabitate zu berücksichtigen. Zudem ist der Bestand, in dem sich die Fläche des Marteloskopes befindet, nicht von forstwirtschaftlichen Maßnahmen ausgeschlossen. Nach Erntemaßnahmen ist somit ebenfalls eine Anpassung der Datenbasis notwendig. Zusätzlich sind die Baummarkierungen in regelmäßigen Abständen zu kontrollieren und gegebenenfalls auszubessern bzw. zu erneuern.

5. Schlussfolgerungen

Das Marteloskop Roskopf liegt in einem vergleichsweise strukturreichen Bergmischwaldbestand im Stadtwald Freiburg. Durch die Ausstattung an Mikrohabitaten und die vergleichsweise hohen Totholzvorräte eignet sich die Fläche gut als Anschauungs- und Übungsobjekt zu relevanten Strukturelementen für die Artenvielfalt im Wald.

Der Douglasie kam eine große Rolle bei der vertikalen und horizontalen Strukturierung des Bestandes zu. Dies wurde aus der Durchmesser- und Höhenverteilung, sowie den Ergebnissen des Structural Complexity Index und des Shannon-Index der Vertikalschichtung deutlich. Artenreiche Bergmischwälder mit einer kleinräumlichen Baumartenmischung besitzen das Potenzial, einen hohen Grad der physischen Strukturierung auszuprägen. Dies gilt scheinbar vor allem für die einsetzende Verjüngungsphase.

Die beobachteten Unterschiede in der Mikrohabitathäufigkeit zwischen den Baumarten des Marteloskopes standen im Einklang mit Erkenntnissen anderer Studien, wonach Laubbäume und stehendes Totholz häufiger Mikrohabitats zeigen als Nadelbäume. Im Marteloskop stellten die Buche und das stehende Totholz die Hotspots bezüglich Mikrohabitaten dar. Auch der beobachtete Anstieg der Mikrohabitatanzahl an einzelnen Bäumen mit zunehmendem BHD ist konsistent mit Angaben in der Literatur. Der Zusammenhang scheint für Buche stärker ausgeprägt als für die Nadelbaumarten.

Der ökologische Wert und der ökonomische Wert im Marteloskop verteilten sich sehr unterschiedlich auf die Baumarten der Fläche. Überproportionale Beiträge zum ökologischen Wert leisteten Buche, Traubeneiche, Kiefer und das stehende Totholz, während ein überdurchschnittlich hoher Anteil des ökonomischen Wertes durch die Douglasien erbracht wurde. Durch diese Aufteilung der beiden Wertkomponenten auf unterschiedliche Baumarten besteht für den Bestand im Marteloskop nahezu kein Zielkonflikt zwischen Naturschutzinteressen und ökonomischen Zielsetzungen auf Einzelbaumebene. Dies wurde auch im Rahmen der Szenarien und bei der Auswertung der Probandenläufe deutlich.

Der probeweise Einsatz des Marteloskopes als Ausbildungswerkzeug war erfolgreich. Aus dem Feedback der Teilnehmer lassen sich wertvolle Verbesserungen für zukünftige Nutzungen der Fläche zu Schulungszwecken ableiten.

6. Ausblick

Marteloskope stellen didaktisch wertvolle Hilfsmittel für die forstliche Aus- und Weiterbildung dar. Die umfangreiche Datenbasis in Kombination mit einer schnellen Auswertungs- und Darstellungsmöglichkeit der Ergebnisse von Probeauszeichnungen ermöglicht eine Analyse und Reflexion individuell getroffener Einzelbaumentscheidungen. Im Rahmen dieser Untersuchung erfolgte die Baumauswahl für die Probeauszeichnungen auf dem Papier, und die Datenauswertung wurde anschließend zentral am Computer durchgeführt. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Integrate+“ des European Forest Institute (EFI) ist die Entwicklung einer speziellen auf Marteloskope zugeschnittenen Baumauswahl- und Auswertungssoftware für Tabletcomputer vorgesehen. Die Teilnehmer sollen dann noch im Bestand ihre individuellen Ergebnisse erhalten. Auf diese Weise können sie Bäume gezielt ein zweites Mal anlaufen und unter Berücksichtigung der Ergebnisauswertung beurteilen. Dies wurde mehrfach auch durch die Teilnehmer der Testläufe im Rahmen dieser Arbeit gewünscht und vorgeschlagen. Als weitere Optimierung wurde mehrfach eine kartografische Auswertung der Baumauswahl vorgeschlagen. Dies sollte für eine weitere Anwendung in die Ergebnispräsentation integriert werden. Spätestens mithilfe der speziell entwickelten Auswertungssoftware für Marteloskope sollte dies einfach umzusetzen sein. Zusätzlich zu den naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Wirkungen wäre es außerdem von großem Interesse, Veränderungen in ausgewählten Strukturindices durch Nutzerentscheidungen in die Ergebnisauswertung der Probeauszeichnungen zu integrieren. Dies wäre vermutlich ebenfalls mit einer automatisierten Auswertungssoftware zu bewerkstelligen.

Eine wichtige Anforderung für die Zukunft ist die weitere Erforschung einzelner Mikrohabitatstrukturen und ihrer Bedeutung für die Biodiversität. Auf diese Weise muss versucht werden auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse ein immer schärferes Bild von relevanten Strukturen und Schwellenwerten für ein effektives Biodiversitätsmanagement im Wirtschaftswald zu generieren. Marteloskope können durch die dynamische Datenbasis jederzeit an neue Erkenntnisse der Wissenschaft angepasst werden.

Für eine weitere Optimierung des ökologischen Bewertungssystems sind Vergleiche von Baumwerten zwischen verschiedenen Marteloscopen und der Abgleich von Expertenentscheidungen mit dem errechneten ökologischen Ranking der Bäume im Marteloskop

denkbar. Um die Robustheit des Bewertungssystems zu überprüfen, könnten wiederholte Bewertungen mit jeweils leicht modifiziertem Bewertungsschema und ein anschließender Vergleich der Ergebnisse wertvolle Erkenntnisse liefern.

Das in dieser Arbeit eingerichtete Marteloskop kann durch verschiedenste Nutzergruppen mit unterschiedlichen Zielsetzungen und Aufgabenstellungen verwendet werden. Es wurde zum aktuellen Zeitpunkt bereits testweise in der universitären Lehre eingesetzt. Weitere Erprobungen sind notwendig, um die Anwendung auf die Bedürfnisse der Nutzergruppen abstimmen zu können. Dazu sollte das Werkzeug Marteloskop bei jedem Einsatz einer kritischen Evaluation unterzogen werden.

7. Zusammenfassung

Zentraler Gegenstand der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung eines Ausbildungswerkzeuges zur Schulung verschiedener Nutzergruppen aus Bereichen der forstlichen Praxis und Ausbildung und des Naturschutzes zum Thema des integrativen Biodiversitätsschutzes im Wirtschaftswald anhand von Sonderstrukturen an Einzelbäumen (sog. Mikrohabitate). Dazu wurde ein 1 ha großes Marteloskop als Schulungsfläche im Freiburger Bergmischwald angelegt. Im Marteloskop wurde eine Vollaufnahme des Totholzes ab einem Durchmesser von 10 cm und der Mikrohabitatstrukturen durchgeführt. Um naturschutzfachliche und betriebswirtschaftliche Aspekte auf Einzelbaumebene gegenüberstellen und Zielkonflikte identifizieren zu können, wurde eine detaillierte ökologische und ökonomische Bewertung aller Bäume des Marteloskopes durchgeführt. Zusätzlich wurden generelle Aspekte der Waldstruktur analysiert und ein Set von Strukturindices mit potentiellen Anwendungsmöglichkeiten in Marteloskopen berechnet. In einem letzten Schritt wurden zur Evaluierung der Einsatzmöglichkeiten des Marteloskopes sechs Nutzungsszenarien simuliert und Auszeichnungsübungen mit drei Probandengruppen durchgeführt.

Die Strukturaufnahme lieferte einen für den Wirtschaftswald vergleichsweise hohen Grad der Strukturierung. Es gab eine große Spanne an Höhen und Durchmessern. Dieser physische Strukturreichtum spiegelte sich auch in den errechneten Indices wieder. Der Totholzvorrat im Marteloskop lag bei rd. $32 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, wovon rd. $3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ stehendes Totholz waren. Insgesamt wurden 266 Mikrohabitate gezählt, zu großen Teilen an Buche und am stehenden Totholz. Als häufigste Mikrohabitate traten Stammfußhöhlen, Totäste und freiliegender Holzkörper auf. Die Häufigkeit der Mikrohabitate pro Baum korrelierte positiv mit dem BHD. Die höchsten ökologischen Werte nach dem verwendeten Bewertungsverfahren erzielten Buche und stehendes Totholz, sowie die Mischbaumarten Traubeneiche und Kiefer. Die höchsten ökonomischen Werte wurden durch Douglasien erreicht. Der ökologische Gesamtwert des Marteloskopes lag bei 3.942 Punkten, der ökonomische Gesamtwert betrug 33.586 €.

Das Werkzeug Marteloskop stieß im Rahmen der für die vorliegende Arbeit durchgeführten Probeanwendungen als Schulungs- und Demonstrationsfläche auf großes Interesse, und erste Anwendungen konnten das Potenzial solcher Flächen für eine praxisnahe Aus- und Weiterbildung verdeutlichen.

Summary

The primary objective of this work consisted in the development of a training tool for stakeholders from forestry and nature conservation in regard to an integrated biodiversity management in managed forest stands based on key single tree structures for forest biodiversity (referred to as microhabitats). For this purpose we installed a 1 ha permanent plot, a so called marteloscope, located in a mixed mountain forest stand in Freiburg, Southwestern Germany. For the marteloscope we did a full inventory of deadwood with a diameter greater 10 cm and of tree microhabitats. To be able to contrast economic and ecological interests at the tree level, and to identify conflicts in the aforementioned management goals, we performed a detailed ecological and economic assessment of each tree. In addition, we analyzed general features of forest structure for the marteloscope and calculated a set of structural indices of potential interest in regard to the evaluation of effects of tree selection on stand structure. In a final step we wanted to evaluate and demonstrate the practical aspects of the marteloscope as a training aid. Therefore we simulated a set of six different harvesting scenarios and conducted a tree selection exercise with three different test groups.

The analysis of forest structure resulted in a relatively high degree of structural heterogeneity. The marteloscope showed a broad range of diameters and tree heights. The physical structural heterogeneity was reflected in the results for the calculated structural indices. The amount of deadwood was $\sim 32 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ with a portion of snags of $\sim 3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. The total number of tree microhabitats within the marteloscope was 266. Beech carried most of the microhabitats but snags hosted a considerable portion of microhabitats as well. The most frequent microhabitats that occurred were root buttress cavities, dead branches and bark loss. The number of microhabitats per tree showed a significant positive correlation with dbh. Beech trees and snags, as well as the secondary tree species Sessile oak and Scots pine reached the highest ecological scoring according to the scoring system in use. Douglas fir was the economically most important tree species. The total ecological and economic score for the marteloscope was 3,942 ecological points and 33,586 €, respectively.

The first implementation of the marteloscope as a training aid drew considerable interest by the participants and proved its potential as an improvement in practical forestry education.

8. Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt meinem Betreuer in dieser Arbeit, Dr. Patrick Pyttel, der durch sein wertvolles Feedback und die konstruktiven Gespräche grundlegend zum deren Gelingen beigetragen hat. Dr. Christian Suchomel danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Des Weiteren gilt mein Dank dem European Forest Institute (EFI), welches diese spannende und vielseitige Masterarbeit durch das Forschungsprojekt „Integrate+“ überhaupt erst ermöglichte. Außerdem bedanke ich mich bei dem EFI für die Übernahme der Finanzierung der Datenerhebung. Besonders danken möchte ich in diesem Zusammenhang auch den Mitarbeitern des EFI, Daniel Kraus und Frank Krumm für ihre fachliche und organisatorische Unterstützung meiner Arbeit, sowie Andreas Schuck und Alexander Held für die Mithilfe bei der Mikrohabitatinventur.

Ein besonderer Dank gilt dem Städtischen Forstamt Freiburg für die Unterstützung bei der Flächenauswahl und die Bereitstellung der Untersuchungsfläche. Persönlich möchte ich mich in diesem Kontext herzlich bei Nicole Schmalfuß bedanken. Als weiteren Mitarbeitern des Forstamts Freiburg bedanke ich mich bei Dieter Thoma, zuständiger Revierleiter für die Untersuchungsfläche für die Unterstützung bei der Qualitätsansprache der Bäume und bei Berno Menzinger für die Bereitstellung umfangreicher Holzpreisinformationen.

Weiterhin bedanke ich mich ganz herzlich bei Gabriele Wicht-Lückge und dem Team der angehenden Waldbautrainer des Landesbetriebs ForstBW, Nicole Schmalfuß und den Revierleitern des Städtischen Forstamtes Freiburg, sowie meinen Kommilitonen aus dem Masterstudium, welche sich trotz voller Terminkalender alle bereit erklärt haben, an den Probeanwendungen des Marteloskopes teilzunehmen, und welche durch ihr Feedback wertvolle Beiträge für diese Arbeit und für die zukünftige Nutzung von Marteloskopern geleistet haben.

Der Professur für Waldbau der Universität Freiburg, allen voran Prof. Dr. Jürgen Bauhus, möchte ich für das entgegengebrachte Interesse und die Förderung des Forschungsprojektes danken.

Bei meinen Kommilitonen Klaus Schreiber und Torge Brodersen bedanke ich mich für die tatkräftige Mitarbeit bei der Datenerhebung und der Baummarkierung.

9. Literaturverzeichnis

- ACKER, S.A.; SABIN, T.E.; GANIO, L.M. und MCKEE, W.A. 1998. Development of old-growth structure and timber volume growth trends in maturing Douglas-fir stands. *Forest Ecology and Management* 104(1-3):265–280.
- ALBRECHT, L. 1991. Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110:106–113.
- ALDINGER, E.; SIPPEL, A. und SCHMALFUß, N. 2008. Waldwirtschaft und Artenschutz – was ist zu tun? *FVA Einblick* 12(2):2–4.
- ALEXANDER, K. N.A. 2002. The invertebrates of living and decaying timber in Britain and Ireland: a provisional annotated checklist. *English Nature Research Reports* 467.
- BAUHAUS, J.; PUETTMANN, K. und MESSIER, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258(4):525–537.
- BENGTSSON, J.; NILSSON, S.G.; FRANC, A. und MENOZZI, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132(1):39–50.
- BERGEL, D. 1973. Formzahluntersuchungen an Buche, Fichte, europäischer Lärche und japanischer Lärche zur Aufstellung neuer Massentafeln. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 144(5/6):117-124.
- BERGEL, D. 1974. Massentafeln II Eiche Roteiche Kiefer. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- BERGEL, D. 1987. Derholz-Massentafeln III Nordwestdeutschland. Douglasie, Fichte, Kiefer, Europäische Lärche. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- BERGER, F.; DORREN, L.; KLEEMAYR, K.; MAIER, B.; PLANINSEK, S.; BIGOT, C.; BOURRIER, F.; JANCKE, O.; TOE, D. und CERBU, G.A. 2013. Eco-Engineering and Protection Forests Against Rockfalls and Snow Avalanches. In: CERBU, G.A. 2013. Management strategies to adapt alpine space forests to climate change risks. (S. 191-210). *InTech*. Rijeka.
- BOLLMANN, K. 2011. Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. *Forum für Wissen, WSL* 27–36.
- BOLLMANN, K.; BERGAMINI, A.; SENN-IRLET, B.; NOBIS, M.; DUELLI, P. und SCHEIDEGGER, C. 2009. Konzepte, Instrumente und Herausforderungen bei der Förderung der Biodiversität im Wald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160(3):53–67.
- BOUGET, C.; LARRIEU, L. und BRIN, A. 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators* 36:656–664.
- BRANQUART, E. und DUFRÈNE, M. 2005. Les arbres, de puissants révélateurs de la biodiversité forestière. *Résumé des interventions de la journée d'étude Gestion forestière et biodiversité* 23:287-290.
- BRIN, A.; BOUGET, C.; BRUSTEL, H. und JACTEL, H. 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15(5):653–669.
- BRUCIAMACCHIE, M.; PIERRAT, J.-C. und TOMASINI, J. 2005. Modèles explicatif et marginal de la stratégie de martelage d'une parcelle irrégulière. *Annals of Forest Science* 62(7):727–736.
- BMU 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.

- BÜTLER, R. 2005. Alt- und Totholz: Ein Zeichen moderner, nachhaltiger Waldwirtschaft. *Wald und Holz*(4).
- BÜTLER, R.; LACHAT, T. und SCHLAEPFER, R. 2006. Saproxylische Arten in der Schweiz: ökologisches Potenzial und Hotspots. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 157(6):208–216.
- BÜTLER, R. und SCHLAEPFER, R. 2004. Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155(2):31–37.
- CHIRICI, G.; WINTER, S. und MCROBERTS, R.E. 2011. National forest inventories: Contributions to forest biodiversity assessments. *Springer*. Dordrecht, New York.
- CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E.P.; ÓDOR, P.; STANDOVÁR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S. und VRSKA, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210:267–282.
- CLARK, P.J. und EVANS, F.C. 1954. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* 35(4):445–453.
- CLINE, S.P.; BERG, A.B. und WIGHT, H.M. 1980. Snag Characteristics and Dynamics in Douglas-Fir Forests, Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management* 44(4):773.
- COMMARMOT, B.; BACHOFEN, H.; BUNDZIAK, Y.; BÜRGI, A.; RAMP, B.; SHPARYK, Y.; SUKHARIUK, D.; VITER, R. und ZINGG, A. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1/2):45–56.
- CRAMP, S. 1980. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palearctic. *Oxford University Press*. Oxford [u.a.].
- DEGRAAF, R.M. und SHIGO, A.L. 1985. Managing cavity trees for wildlife in the Northeast. *General Technical Report NE-101*. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- DITTRICH, S.; JACOB, M.; BADE, C.; LEUSCHNER, C. und HAUCK, M. 2014. The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecology* 215(10):1123–1137.
- DJUPSTRÖM, L.B.; WESLIEN, J. und SCHROEDER, L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255(8-9):3340–3350.
- DWD 2015. Deutscher Wetterdienst. Klimadaten der Station Freiburg i.Br. für den Zeitraum 1981-2010. www.dwd.de, Zugriff: 11.02.2015.
- ENGEL, K. und AMMER, U. 2001. Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120:242–255.
- ENGELMARK, O. und HYTTBORN, H. 1999. 5. Coniferous forests. *Swedish plant geography. Acta Phytogeogr Suec* 84:55–74.
- ERDMANN, M. und WILKE, H. 1997. Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116:16–28.
- ESRI 2010. ArcGIS Desktop 10.0 Service Pack 3 [Computersoftware]. ESRI Inc., California, USA.
- EU 2011. Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union.
- FAN, Z.; SHIFLEY, S.R.; SPETICH, M.A.; THOMPSON, F.R. und LARSEN, D.R. 2003. Distribution of cavity trees in midwestern old-growth and second-growth forests. *Canadian Journal of Forest Research* 33(8):1481–1494.

- FOREST EUROPE; UNECE und FAO 2011. State of Europe's Forests 2011: Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo.
- FORSTBW 2010. Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart.
- FORSTBW 2014. Aufnahmeanweisung permanente Betriebsinventur 2014. Freiburg i.Br.
- FRANK, G. 2002. Brutzeitliche Einnischung des Weissrückenspechts *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. In: HELBIG, A.J. und FLADE, M. 2002. Die Vogelwelt. AULA. Wiebelsheim.
- FRANKLIN, J.F.; CROMACK, K., JR.; DENISON, W.; MCKEE, A.; MASER, C.; SEDELL, J.; SWANSON, F. und JUDAY, G. 1981. Ecological Characteristics of Old-Growth Douglas-Fir Forests. *USDA Forest Service General Technical Report PNW-118*. USDA Forest Service. Portland, OR.
- FRANKLIN, J.F. und SPIES, T.A. 1991. Composition, Function, and Structure of Old-Growth Douglas-Fir Forests. *USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-285:71–80*.
- FRANKLIN, J.F.; SPIES, T.A.; VAN PELT, R.; CAREY, A.B.; THORNBURGH, D.A.; BERG, D.R.; LINDENMAYER, D.B.; HARMON, M.E.; KEETON, W.S.; SHAW, D.C.; BIBLE, K. und CHEN, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1-3):399–423.
- FVA 2007. Holzernte 7.1 [Computersoftware]. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg i. Br.
- GILG, O. 2005. Old-Growth forests: Characteristics, conservation and monitoring. *Technical Report 74 bis*. ATEN.
- GOODBURN, J.M. und LORIMER, C.G. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* 28:427–438.
- GOSSNER, M. 2004. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. *Dissertation*. München.
- HAHN, K. und CHRISTENSEN, M. 2005. Dead wood in European forest reserves: a reference for forest management. In: MARCHETTI, M. 2005. Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: From ideas to operationality. (S. 181-191). *European Forest Institute*. Joensuu.
- HALLER, S. 2013. Qualitative und quantitative Analyse der Totholzvorräte des Biodiversitäts-Exploratorium Schorfheide. *Masterarbeit*. Freiburg i.Br.
- HANSSON, L. 2000. Indicators of biodiversity: recent approaches and some general suggestions. *BEAR Technical Report 1*.
- HARMON, M.E. 2001. Carbon sequestration in forests: addressing the scale question. *Journal of Forestry* 99(4):24–29.
- HARMON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK, K., JR. und CUMMINS, K.W. 1986. The ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133–302.
- HERING, D.; KAIL, J.; ECKERT, S.; GERHARD, M.; MEYER, E.I.; MUTZ, M.; REICH, M. und WEISS, I. 2000. Coarse Woody Debris Quantity and Distribution in Central European Streams. *International Review of Hydrobiology* 85(1):5–23.
- HÖLTERMANN, A.; KLINGENSTEIN, F. und SSYMANK, A. 2008. Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). *LWF Wissen* (59):74–81.
- HUNTER, M.L. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *Cambridge University Press*. Cambridge [u.a.].

- IBM 2011. SPSS Statistical Package Version 20 [Computersoftware]. IBM Corporation, New York, USA.
- IRMLER, U.; HELLER, K. und WARNING, J. 1996. Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (*Coleoptera*, *Diptera*: *Sciaridae*, *Mycetophilidae*). *Pedobiologia* 40:124–148.
- JONSELL, M. und NORDLANDER, G. 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157(1-3):101–118.
- JONSELL, M.; WESLIEN, J. und EHNSTRÖM, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation* 7(6):749–764.
- JONSSON, B.G.; KRUYIS, N. und RANIUS, T. 2005. Ecology of species living on dead wood: lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2):289–309.
- KAILA, L. 1993. A new method for collecting quantitative samples of insects associated with decaying wood or wood fungi. *Entomologica Fennica* 4:21–23.
- KELLER, M. 2005. Schweizerisches Landesforstinventar: Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 2004–2007. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Birmensdorf.
- KIRK, V.M. 1979. Drought Cracks as Oviposition Sites for Western and Northern Corn Rootworms (*Diabrotica*:*Coleoptera*). *Journal of the Kansas Entomological Society* 52(4):769–776.
- KITCHING, R.L. 1971. An Ecological Study of Water-Filled Tree-Holes and their Position in the Woodland Ecosystem. *The Journal of Animal Ecology* 40(2):281.
- KORPEL, Š. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. *Fischer*. Stuttgart [u.a.].
- KOWARIK, I. 1995. Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? In: BÖCKER, R.; GEEBHARDT, H.; KONOLD, W. und SCHMIDT-FISCHER, S. 1995. Gebietsfremde Pflanzenarten. (S. 33-56). *ecomed*. Landsberg.
- KRAMER, H. und AKÇA, A. 2008. Leitfaden zur Waldmesslehre. *J.D. Sauerländer's Verlag*. Frankfurt am Main.
- KRAUS, D. und KRUMM, F. 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute - Central European Regional Office (EFICIENT-OEF).
- KRAUS, D.; KRUMM, F. und HELD, A. 2013. Establishing a European network of demonstration sites for the integration of biodiversity conservation into forest management (Integrate+) – Project proposal. European Forest Institute - Central European Regional Office (EFICIENT-OEF).
- KRUYIS, N. und JONSSON, B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29(8):1295–1299.
- KUULUVAINEN, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31(1):35–51.
- LARRIEU, LAURENT 2010. Unveröffentlichtes Material zum Thema Bewertung von Mikrohabitatstrukturen für die Biodiversität nach Seltenheit und Entwicklungsdauer.
- LARRIEU, L. und CABANETTES, A. 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42(8):1433–1445.
- LARRIEU, L.; CABANETTES, A. und DELARUE, A. 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech–fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131(3):773–786.

- LARRIEU, L.; CABANETTES, A.; GONIN, P.; LACHAT, T.; PAILLET, Y.; WINTER, S.; BOUGET, C. und DECONCHAT, M. 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334:163–173.
- LARRIEU, L. und GONIN, P. 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française* 60(6):727–748.
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H. und BOUGET, C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11(5):1027–1039.
- LGRB 2015. Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau. Geowissenschaftliche Übersichtskarten. <http://maps.lgrb-bw.de/>, Zugriff: 07.02.2015.
- LIENKAEMPER, G.W. und SWANSON, F.J. 1987. Dynamics of large woody debris in streams in old-growth Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 17:150–156.
- LINDENMAYER, D.B. und FRANKLIN, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. *Island Press*.
- LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J.F. und FISCHER, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131(3):433–445.
- LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R. und BOTKIN, D.B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation biology* 14(4):941–950.
- LINGENFELDER, M. und WEBER, J. 2001. Analyse der Waldstrukturdiversität: Verfahren und Anwendung in Bannwäldern. *AFZ - Der Wald*(13):595–597.
- MACARTHUR, R.H. und MACARTHUR, J.W. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42(3):594–598.
- MACNALLY, R.; PARKINSON, A.; HORROCKS, G.; CONOLE, L. und TZAROS, C. 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation* 99(2):191–205.
- MARCHETTI, M. 2005. Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: From ideas to operationality. European Forest Institute. Joensuu.
- MASER, C. und TRAPPE, J.M. 1984. The Seen and unseen world of the fallen tree. *General Technical Report PNW-164*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.
- McELHINNY, C.; GIBBONS, P.; BRACK, C. und BAUHUS, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218(1-3):1–24.
- MCGEE, G.G.; LEOPOLD, D.J. und NYLAND, R.D. 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications* 9(4):1316–1329.
- MEIER, S. 2009. Beurteilung des ökologischen und ökonomischen Wertes von Habitatbäumen in Wirtschaftswäldern am Beispiel des Forstbetriebs Baden. *Masterarbeit*. Zürich.
- MEYER, P. 1999. Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118:167–180.
- MEYER, P. 2011. Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie. *Forstarchiv* 82:157–158.
- MICHEL, A.K. und WINTER, S. 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257(6):1453–1464.

- MICHEL, A.K.; WINTER, S. und LINDE, A. 2011. The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*). *Canadian Journal of Forest Research* 41(2):300–308.
- MICROSOFT 2010. Microsoft Excel [Computersoftware]. Redmond, Washington: Microsoft.
- MÖHRING, B. 2010. Bewertungskonzept für Einzelbäume. *AFZ - Der Wald*(14):10–13.
- MORDINI, M. 2009. Modellierung und Beurteilung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen von waldbaulichen Eingriffen: Einrichtung zweier Marteloskope in eichenreichen Flächen. *Masterarbeit*. Zürich.
- MORDINI, M. und ROTACH, P. 2010. Die Eichenbestände fördern. *Wald und Holz*(7):39–41.
- MÜLLER, J. und BÜTLER, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129(6):981–992.
- NAGEL, J. 2015. ForestTools3 [Computersoftware]. Göttingen.
- NASCIMBENE, J.; MARINI, L. und NIMIS, P.L. 2009. Influence of tree species on epiphytic macrolichens in temperate mixed forests of northern Italy. *Canadian Journal of Forest Research* 39(4):785–791.
- NEHRING, S.; KOWARIK, I.; RABITSCH, W. und ESSL, F. 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten* 352. Bundesamt für Naturschutz.
- NILSSON, S.G.; NIKLASSON, M.; HEDIN, J.; ARONSSON, G.; GUTOWSKI, J.M.; LINDER, P.; LJUNGBERG, H.; MIKUSIŃSKI, G. und RANIUS, T. 2003. Erratum to “Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests”. *Forest Ecology and Management* 178(3):355–370.
- NORDÉN, B.; GÖTMARK, F.; TÖNNBERG, M. und RYBERG, M. 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management* 194(1-3):235–248.
- OEHMICHEN, K. 2007. Erfassung der Totholzmasse: Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. Institut für Waldökologie und Waldinventuren. Eberswalde.
- PAILLET, Y.; BERGÈS, L.; HJÄLTÉN, J.; ODOR, P.; AVON, C.; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; BIJLSMA, R.-J.; BRUYN, L. DE; FUHR, M.; GRANDIN, U.; KANKA, R.; LUNDIN, L.; LUQUE, S.; MAGURA, T.; MATESANZ, S.; MÉSZÁROS, I.; SEBASTIÀ, M.-T.; SCHMIDT, W.; STANDOVÁR, T.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; UOTILA, A.; VALLADARES, F.; VELLAK, K. und VIRTANEN, R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation biology* 24(1):101–112.
- PARVIAINEN, J.; BÜCKING, W.; VANDEKERKHOVE, K.; SCHUCK, A. und PÄIVINEN, R. 2000. Strict forest reserves in Europe: Efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). *Forestry* 73(2):107–118.
- PARVIAINEN, J. und SCHUCK, A. 2011. Maintenance, conservation and appropriate enhancement of biological diversity in forest ecosystems. In: FOREST EUROPE; UNECE und FAO 2011. State of Europe's Forests 2011 - Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. (S. 65-97). FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo.
- PÉNICAUD, P. 2000. Texte Chauves-souris arboricoles en Bretagne (France): typologie de 60 arbres-gîtes et éléments de l'écologie des espèces observées. *Le Rhinolophe* 14:37–68.
- POMMERENING, A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75(3):305–324.
- POMMERENING, A. 2014. Marteloskope in a nutshell. [Präsentation]. Schwedische Universität für Agrarwissenschaften (SLU).

- POORE, A. 2011. The Marteloscope: a training aid for continuous cover forest management. *Woodland Heritage*. 28–29.
- POTT, R. 2014. Biogeosystems and Biodiversity: The Network of Biotic Diversity on Earth. *Phytocoenologia* 44(3-4):245–254.
- POULSEN, B.O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:1551–1566.
- PUUMALAINEN, J.; KENNEDY, P. und FOLVING, S. 2003. Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *Journal of Environmental Management* 67(1):5–14.
- PYTHON SOFTWARE FOUNDATION 2014. Python Programmiersprache 2.7.9.0. Verfügbar von: <http://www.python.org>.
- PYTHON(x,y) 2014. Python(x,y) 2.7.9.0 [Computersoftware].
- RANIUS, T. 2002. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11(5):931–941.
- RANIUS, T. und FAHRIG, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:201–208.
- RAPHAEL, M.G. und WHITE, M. 1984. Use of Snags by Cavity-Nesting Birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs*(86):3–66.
- REGNERY, B.; PAILLET, Y.; COUVET, D. und KERBIRIOU, C. 2013. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295:118–125.
- ROBIN, V. und BRANG, P. 2009. Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Birmensdorf.
- SALIM, E. 1999. Our forests, our future: report of the World Commission on Forests and Sustainable Development. *Cambridge University Press*. Cambridge [u.a.].
- SARR, D.A. und PUETTMANN, K.J. 2008. Forest management, restoration, and designer ecosystems: Integrating strategies for a crowded planet. *Ecoscience* 15(1):17–26.
- SAUBERER, N.; HOCHBICHLER, E.; MILASOKSZKY, N.; PANAGOITITS, B. und SACHSLEHNER, L. 2007. Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Wien.
- SCHABER-SCHOOR, G. 2008. Wie viel Totholz braucht der Wald: Ergebnisse einer Literaturrecherche als Grundlage für ein Alt-, Totholz- und Habitatbaumkonzept. *FVA Einblick* 12(2):5–8.
- SCHERER-LORENZEN, M.; KÖRNER, C. und SCHULZE, E.D. 2005. Forest diversity and function: temperate and boreal systems. *Springer*. Berlin.
- SCHERZINGER, W. 1996. Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. *Ulmer*. Stuttgart.
- SCHIEGG, K. 1998. Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149:784–794.
- SCHÜRIG, R. 2015 (unveröffentlicht). Das Marteloskop Mooswald als Grundlage zur Beurteilung von betriebswirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Aspekten im Eichenmittelwald (Arbeitstitel). *Masterarbeit*. Freiburg i. Br.
- SHANNON, C.E. und WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. *University of Illinois Press*. Urbana.

- SIITONEN, J. 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* 49:11–41.
- SIITONEN, J.; MARTIKAINEN, P.; PUNTTILA, P. und RAUH, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3):211–225.
- SIMILÄ, M.; KOUKI, J.; MÖNKKÖNEN, M.; SIPPOLA, A.-L. und HUHTA, E. 2006. Co-variation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests?. *Ecological Indicators* 6:686–700.
- SIPPOLA, A.-L. 2001. Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. *Arctic Centre Reports* 35. Rovaniemi.
- SITZIA, T.; TRENTANOVI, G.; DAINESE, M.; GOBBO, G.; LINGUA, E. und SOMMACAL, M. 2012. Stand structure and plant species diversity in managed and abandoned silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management* 270:232–238.
- SOUCY, M.; CYR, A. und LUSSIER, J.-M. 2013. «Marteloscopes»: Training aids and research tools for continuous cover forest management. [Präsentation]. Université de Moncton.
- SOUTHWOOD, T. R.E. 1961. The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. *Journal of Animal Ecology* 30:1–8.
- SOUTHWOOD, T.R.E. und KENNEDY, C.E.J. 1983. Trees as Islands. *Oikos* 41(3):359–371.
- SPEIGHT, M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Council of Europe, Publ. and Documents Division*. Strasbourg.
- SPIES, T.A.; FRANKLIN, J.F. und THOMAS, T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests for western Oregon and Washington. *Ecology* 69(6):1689–1702.
- SPIES, T.A. und TURNER, M.G. 1999. Dynamic forest mosaics. In: HUNTER, M.L. 1999. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. (S. 95-160). *Cambridge University Press*. Cambridge [u.a.].
- SPYDER DEVELOPER COMMUNITY 2015. Spyder 2.3.4 [Computersoftware].
- STAŃSKA, M.; ROZWAŁKA, R. und KOWALCZYK, K. 2010. *Dipoena torva* (Thorell, 1875) - spider living on tree stems. *Forest Research Papers* 71(2).
- STOKLAND, J.N.; SIITONEN, J. und JONSSON, B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. *Cambridge University Press*.
- STOKLAND, J.N.; TOMTER, S.M. und SÖDERBERG, U. 2005. Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. In: MARCHETTI, M. 2005. Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe: From ideas to operationality. (S. 207-226). European Forest Institute. Joensuu.
- SWALLOW, S.K.; GUTIÉRREZ, R.J. und HOWARD, R.A. 1986. Primary Cavity-Site Selection by Birds. *The Journal of Wildlife and Management* 50(4):576–583.
- TEUFFEL, K. VON; BAUMGARTEN, M.; HANEWINKEL, M.; KONOLD, W.; SAUTER, U.H.; SPIECKER, H. und WILPERT, K. 2005. Waldumbau: Für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft Ergebnisse aus dem Südschwarzwald. *Springer-Verlag*. Berlin, Heidelberg.
- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M. und JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- THÜNEN-INSTITUT 2015. Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank, <https://bwi.info>, Zugriff: 24.04.2015.

- TOBES, R.; WEVELL VON KRÜGER, A. und BROCKAMP, U. 2008. Waldstrukturaufnahme "Laangmuer". *Naturwaldreservate in Luxemburg* Bd. 1. Naturverwaltung Luxemburg.
- TSCHOPP, T.; HOLDEREGGER, R. und BOLLMANN, K. 2014. Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität: Eine Literaturübersicht. *WSL Berichte* 20.
- VFS 1998. Forstliche Standortskartierung in Baden-Württemberg. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 39. Verein für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung. Freiburg i.Br.
- VFS 2005. Waldökologische Naturräume Deutschlands. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 43. Verein für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung. Freiburg i.Br.
- VIDOT, A.; PAILLET, Y.; ARCHAU, F. und GOSSELIN, F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144(1):441–450.
- WEBER, J. 1999. Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Naturwaldreservate in Baden-Württemberg. *Dissertation*. Freiburg i.Br.
- WELZHOLZ, J.C. und JOHANN, E. 2007. History of Protected Forest Areas in Europe. *In*: FRANK, G.; PARVIAINEN, J.; VANDEKERKHOVE, K.; LATHAM, J.; SCHUCK, A. und LITTLE, D. 2007. Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (PROFOR). (S. 17-40). Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW). Wien.
- WEVELL VON KRÜGER, A. und BROCKAMP, U. 2009. Waldstrukturaufnahme "Grouf" 2008. *Naturwaldreservate in Luxemburg* Bd. 4. Naturverwaltung Luxemburg.
- WEVELL VON KRÜGER, A. und BROCKAMP, U. 2010. Waldstrukturaufnahme "Pöttenerbësch" 2007. *Naturwaldreservate in Luxemburg* Bd. 6. Naturverwaltung Luxemburg.
- WINTER, S.; BÖCK, A. und MCROBERTS, R.E. 2012. Uncertainty of Large-Area Estimates of Indicators of Forest Structural Gamma Diversity: A Study Based on National Forest Inventory Data. *Forest Science* 58(3):284–293.
- WINTER, S. und BRAMBACH, F. 2011. Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation. *Forest Ecology and Management* 262(12):2120–2132.
- WINTER, S.; FISCHER, H.S. und FISCHER, A. 2010. Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests. *Forest Ecology and Management* 259(8):1624–1632.
- WINTER, S.; FLADE, M.; SCHUMACHER, H.; KERSTAN, E. und MÖLLER, G. 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1/2):127–144.
- WINTER, S. und MÖLLER, G.C. 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):1251–1261.
- ZENNER, E.K. und HIBBS, D.E. 2000. A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129(1-3):75–87.

Mündliche Quellen

- LARRIEU, LAURENT (2015): Wissenschaftler zu Mikrohabitaten am French National Institute for Agricultural Research (INRA), Toulouse, Frankreich.
- MENZINGER, BERNO (2015): Mitarbeiter am Städtischen Forstamt Freiburg, Bereich Holzverkauf.
- MÜLLER, MARKUS (2015): Revierleiter im Forstrevier Mooswald, Städtisches Forstamt Freiburg.

Stichtag: 01.01.2011 Abteilungsfläche 38,4 ha	Distr. 5 Roßkopf Abt. 10 Vogelsang	t 11 WET: Tanne
--	---	---------------------------

Zustand / ökologische Aspekte

Baum- bis Altholz -- locker, lückig an mehreren Orten -- in Femelschlagverjüngung im Westen -- Ei in horstweiser Mischung im Nordosten -- einzel- bis gruppenweise Mischung -- flächenweise ungleichalt -- stufig an mehreren Orten -- Naturverjüngungsvorrat von Dgl auf 10%, von Ta auf 50%, von Bu auf 10% -- Sturmanriß im Westen -- Sturmlöcher an mehreren Orten -- Ästung auf 2. Stufe (bis 10 m) von Dgl auf 100% d. Fläche
Ortweise Zielstärke Douglasie erreicht.
Weiserfläche im Westen des Bestandes.

AST	Fläche ha	BA-Anteil		dGz 100* Vfm/J/ha	Alter Jahre
		BA	%		
11	15,7	Dgl	50	17*	90-155 / 105
		Ta	30	13*	
		Bu	20	9*	
Σ	15,7				

*Stratendurchschnitt

Fi, Lä, Es, BAh, Kir, EKa, Ei

Standort	WFK	Biotope
IgSH	I	6341 Fließgew. m. naturnah. Begleitvegetation
ISH	K	6339 Fließgew. m. naturnah. Begleitvegetation
Ri	B	
	BS	
	E1	
	LSG	

Planung

2* Einzelstammnutzung: Hieb auf zielstarke Douglasie und Tanne, auf Teilflächen Vorratspflege.
Tw. Übergang zum kleinflächigen Femelschlag.
Schlagpflege. Übernahme Naturverjüngung, bei Bedarf Ausbesserung mit Douglasie.
Im Rahmen der Schlagpflege Mischwuchsregulierung in abgedeckten Bereichen zugunsten Douglasie.

Ziel: langfristiges Verjüngungsverfahren!!

Nutzung Nutzungsprozent: 25%

AST	BHT	Turnus	Arbeitsfläche ha	Nutzungsansatz * Efm/ha	Masse insg. * Efm	Dringl.
11	N% <40	2,0	31,3	185	2923	1

* ab Stichtag 01.01.2011 bestandesindividueller Ansatz; vorher Stratenansatz

Verjüngung VZG: 2,0 ha Ta 50 % Dgl 40 % Bu 10 %

AST	Verjüngungsart	Fläche ha	Baumart	Anteil %
11	Anbau	0,3	Dgl	100

Abbildung 3. Bestandesblatt aus der Forsteinrichtung 2011 des Städtischen Forstamtes Freiburg für den Bestand 10 t11.

Tabelle 1. Für die Volumenberechnung verwendete Formzahlfunktionen für die Baumarten des Marteloskopes Rosskopf.

Baumart	Formel	Quelle
<i>Abies alba</i>	$r1 = -7.41365 + (3.3367 - 0.426419 \cdot \ln(d)) \cdot \ln(d);$ $r2 = 4.00998 - (1.39533 - 0.165198 \cdot \ln(d)) \cdot \ln(d);$ $r3 = -0.321612 + (0.14401 - 0.0165461 \cdot \ln(d)) \cdot \ln(d);$ $Fz = \exp(r1 + (r2 + r3 \cdot \ln(h)) \cdot \ln(h)) / h$	Unbekannt (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Fagus sylvatica</i>	$Fz = 0,4039 + 0,0017335 \cdot h + 1,1267/h - 118,188/(d \cdot d \cdot d) +$ $0,0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	$Fz = -200,31914/((h \cdot d)^2) + 0,8734/d - 0,0052 \cdot \ln(d)^2 +$ $7,3594/(h \cdot d) + 0,46155$	BERGEL 1974 (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Pinus sylvestris</i>	$Fz = 0,40804 - 318,3342/((h \cdot d)^2) + 36,90522/(h \cdot d) - 4,05292/(d^2)$	BERGEL 1974 (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Picea abies</i>	$Fz = 0,04016 - 27,56211/(d^2) + 1,36195/\ln(d) + 0,057654 \cdot h/d$	BERGEL 1987 (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Quercus petraea</i>	$Fz = 0,4786 - (1,011176/d) + (2,10428/h) - (203,1997/(d \cdot h)^2)$	BERGEL 1974 (in ForestTools3; NAGEL 2015)
<i>Paulownia tomentosa</i>	$Fz = 0,5$	Durch den Autor festgelegt

Tabelle 2. Nadelholzsortimente im Marteloskop Rosskopf mit Dimensionsanforderungen und Preisen nach Stärkeklassen. Preise des Städtischen Forstamtes Freiburg für das Jahr 2014 (Berno Menzinger 2015, pers. Comm.).

BA	Sortiment	Qualität	Stärkeklasse	Preis [€/Fm]	Dimensionsvorgaben		
Ta	Wertholzklotz 5m	B	5	140	Länge 4, 4,5 u. 5 m, L4+, ab Zopf 45 cm		
			6	140			
	Klotz 5m	C	5	72			
			6	72			
	Stammholz	B	1b	74,5			
			2a	82			
			2b	88			
			3a	88			
			3b	86			
			4	86			
Stammholz			C	1b	63,5		
				2a	69,5		
	2b	70,5					
	3a	70,5					
	3b	64,5					
	4	64,5					
Fi	Stammholz	C	2b	79	Länge 10 bis 21 m, L1b+, bis Abhieb 65 cm		
			3a	93			
Dgl	Wertholzklotz	A	4	120	Länge 4,2 bis 15 m, ab Zopf 42 cm i.R.		
			5	175			
			6	190			
	Wertholzklotz	B	4	120	Länge 4,2 bis 15 m, ab Zopf 42 cm i.R.		
			5	120			
			6	120			
	Stammholz	B	2a	98	Länge 8 bis 21 m, 2a+, bis Abhieb 75 cm		
			3a	102			
			3b	102			
			4	100			
			Stammholz	C		2a	75
						3a	80
3b						80	
4	75						
Stammholz	DS	3b	77	Länge 8 bis 21 m, 3b+			
		4	75				
		5	75				
		6	72				
		Stammholz	B		5	95	
6	100						
Stammholz	C			3b	70	ab 3 m Länge, 2a+	
		4	75				
Nh	Palette		2a	64	Länge 8 bis 21 m, 2b+, Zopf 17 cm, bis Abhieb 75 cm		
			2b	66			
			3a	66			
			3b	66			
			4	66			
			5	64			
6	60						

Tabelle 3. Laubholzsortimente im Marteloskop Rosskopf mit Dimensionsanforderungen und Preisen nach Stärkeklassen. Preise des Städtischen Forstamtes Freiburg für das Jahr 2014 (Berno Menzinger 2015, pers. Comm.).

BA	Sortiment	Qualität	Stärkeklasse	Preis [€/Fm]	Dimensionsvorgaben
	Stammholz	B	3b	75	ab 4 m Länge, 3b+
			4	95	
			5	105	
			6	105	
Bu	Stammholz	C	3b	60	
			4	64	
			5	66	
			6	66	
	IL	N	alle	50	---
	Stammholz	B	3b	190	ab 3 m Länge, 3b+
TEi					
Pau	IL	N	alle	35	---

Formel 1. Leistungsfunktionen für die motormanuelle Holzernte. Basierend auf Daten der Professur für Forstbenutzung der Universität Freiburg zu EST-Abrechnungsfällen, bereitgestellt durch ForstBW.

$$\text{Aufarbeitungsleistung Laubholz } [fm/h] = 0,7156 * \text{BHD}[cm]^{0,1417}$$

$$\text{Aufarbeitungsleistung Nadelholz } [fm/h] = 0,146 * \text{BHD}[cm]^{0,7734}$$

Formel 2. Formel zur Berechnung der Aufarbeitungskosten pro Baum.

$$\text{Aufarbeitungskosten } [€] = \left(\frac{\text{Baumvolumen}[fm]}{\text{Aufarbeitungsleistung}[fm/h]} \right) * 40 \text{ €/h}$$

Formel 3. Formel zur Berechnung der Rückekosten pro Baum.

$$\text{Rückekosten } [€] = \left(\frac{\text{Baumvolumen}[fm]}{\text{Rückeleistung}[fm/h]} \right) * 90 \text{ €/h}$$

Formel 4. Formel zur Berechnung des erntekostenfreien Erlös pro Baum.

$$\text{Erntekostenfreier Erlös } [€] = \text{Holzwert}[€] - (\text{Aufarbeitungskosten}[€] + \text{Rückekosten}[€])$$

Tabelle 4. Verwendete Daten zur Herleitung der Rückeleistung pro Baum. Basierend auf Daten der Kalkulationssoftware Holzernte 7.1 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA 2007).

Baumvolumen <i>V_{fm} m.R.</i>	Rückeleistung <i>F_m h⁻¹</i>
< 0,11	2,33
0,11 - 0,13	2,66
0,13 - 0,15	3,11
0,15 - 0,18	3,77
0,18 - 0,21	4,22
0,21 - 0,25	4,77
0,25 - 0,30	5,55
0,30 - 0,36	6,22
0,36 - 0,45	7,22
0,45- 0,57	8,33
0,57 - 0,78	9,66
0,78 - 1,10	10,99
1,10 - 1,65	12,32
1,65 - 2,00	13,76
> 2,00	15,1

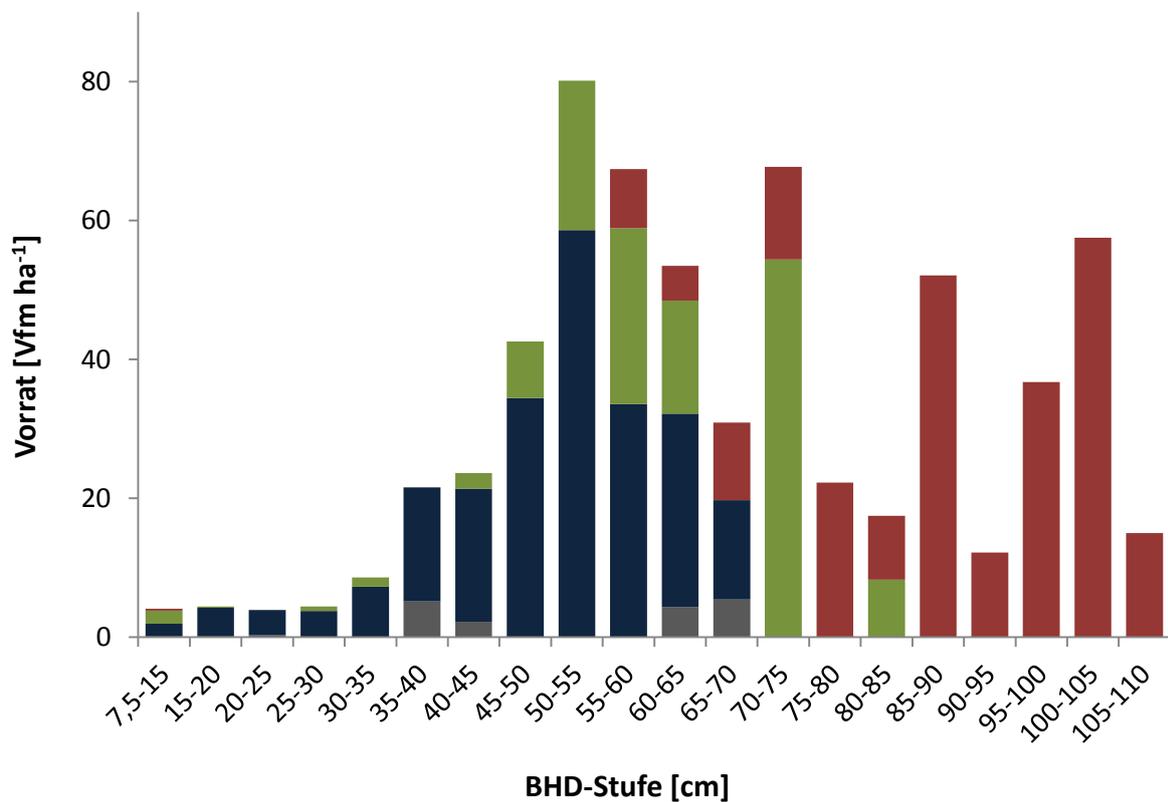


Abbildung 4. Vorratsstruktur im Marteloskop Rosskopf, nach BHD-Stufe und Baumart. *Fagus sylvatica* (blau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), sonstige (grau): *Pinus sylvestris* (N=3), *Quercus petraea* (N=3), *Picea abies* (N=2), *Paulownia tomentosa* (N=1).

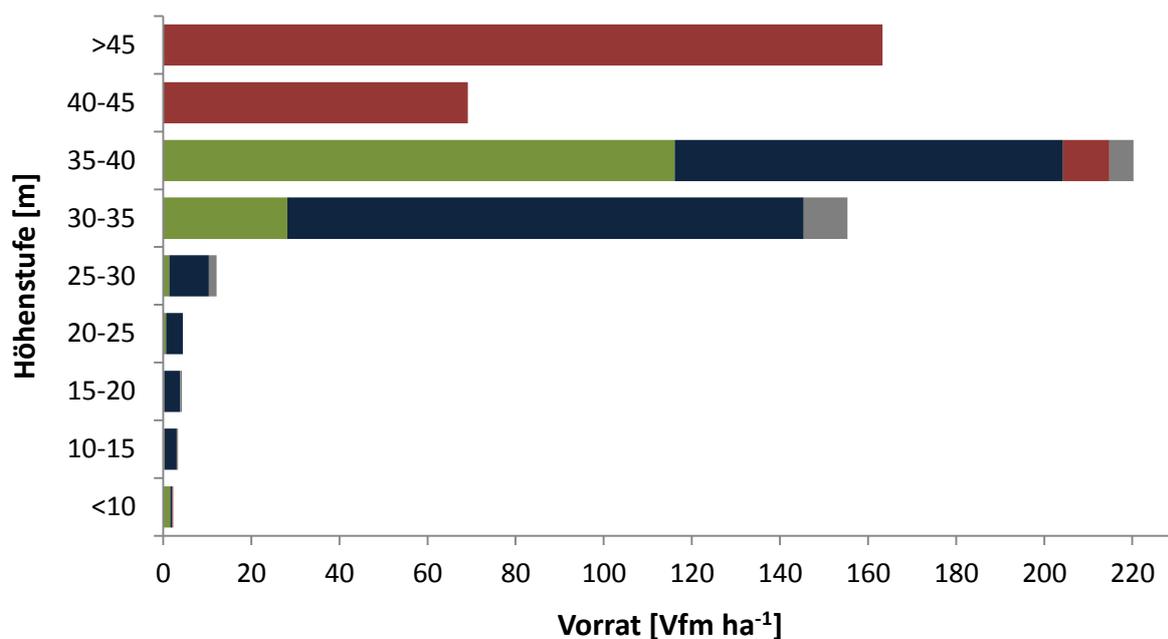


Abbildung 5. Vorratsstruktur im Marteloskop Rosskopf, nach Höhenstufe und Baumart. *Fagus sylvatica* (blau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), sonstige (grau): *Pinus sylvestris* (N=3), *Quercus petraea* (N=3), *Picea abies* (N=2), *Paulownia tomentosa* (N=1).

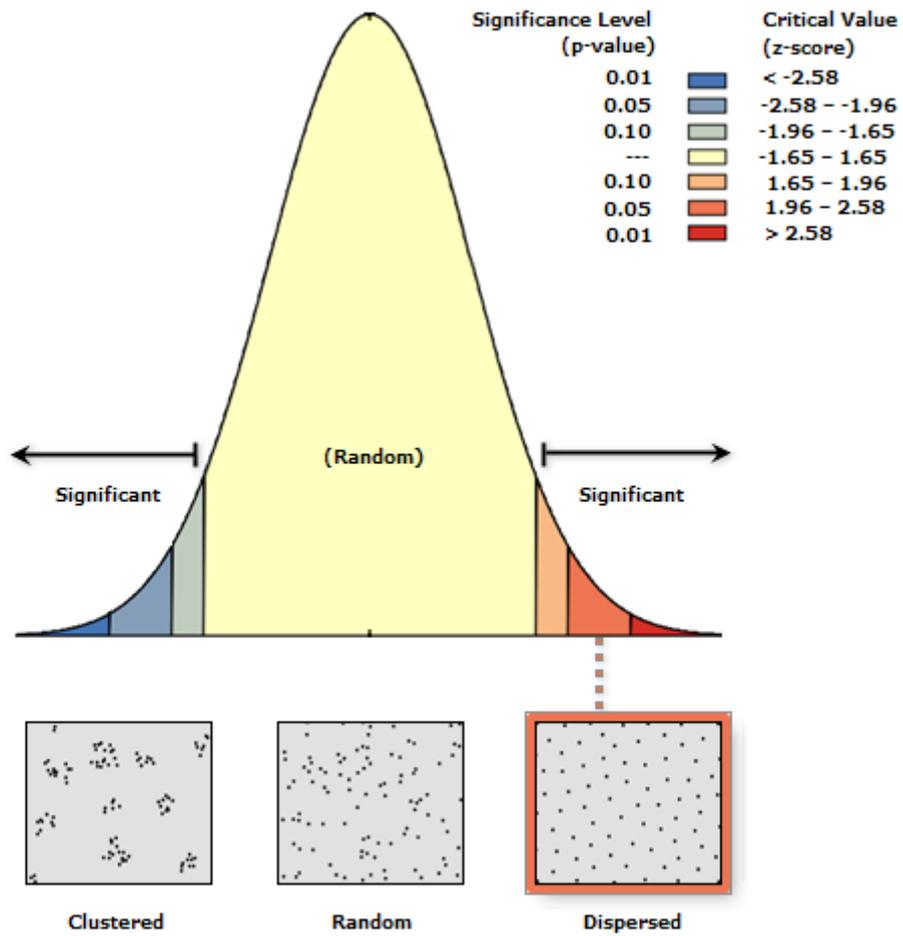


Abbildung 6. Ergebnisdarstellung zur Berechnung des Aggregationsindex R nach CLARK und EVANS (1954) in ArcGIS 10.0 (ESRI 2010).

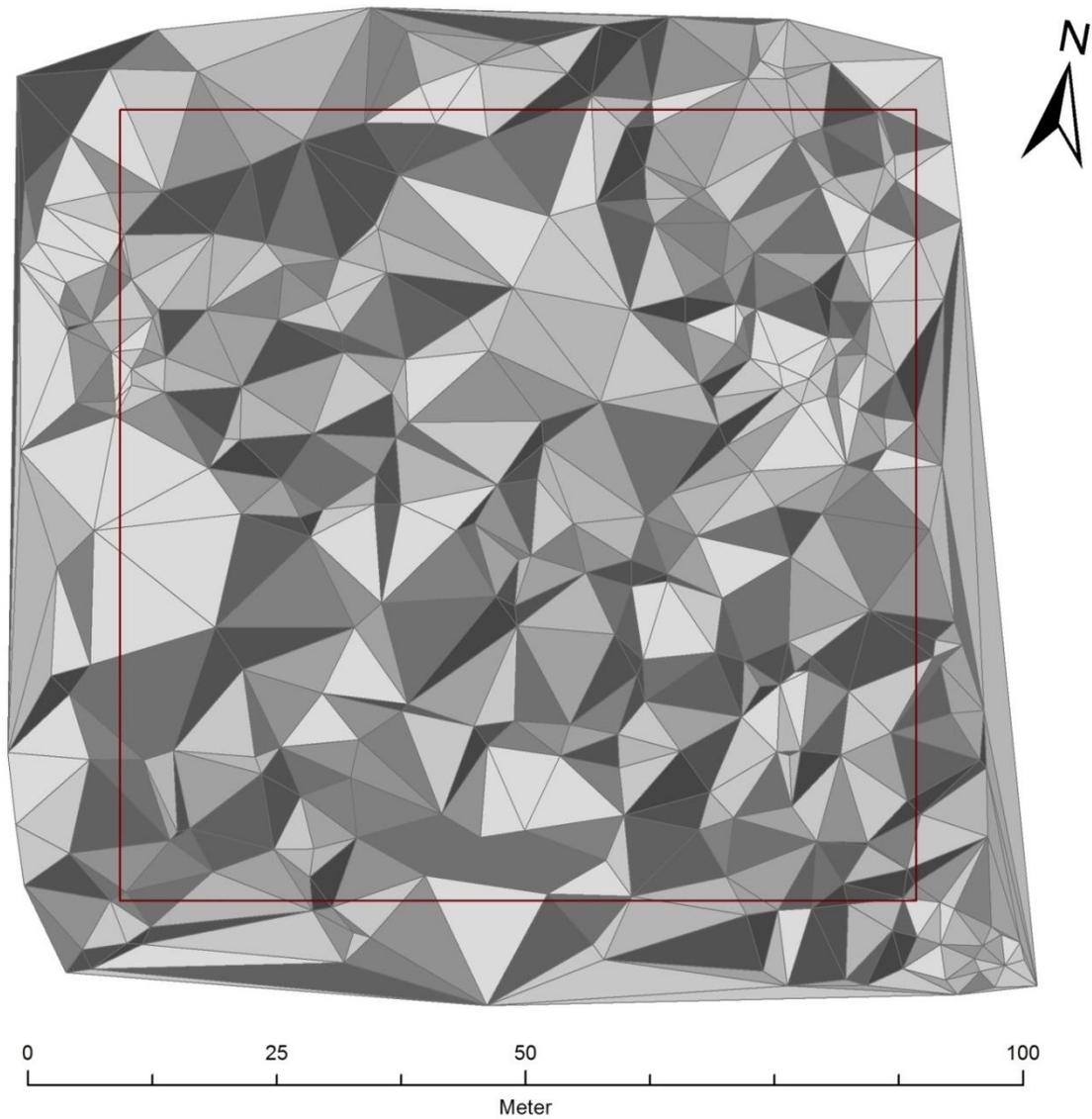


Abbildung 7. Basierend auf den Baumhöhen und Abständen der Bäume in ArcGIS 10.0 (ESRI 2010) erstelltes unregelmäßiges Dreiecksnetz für die Berechnung des flächenmäßig angepassten Structural Complexity Index *SCI* nach ZENNER und HIBBS (2000) für das Marteloskop Rosskopf. Der rote Rahmen kennzeichnet den in die Berechnung des Index eingehenden Bereich der Fläche.

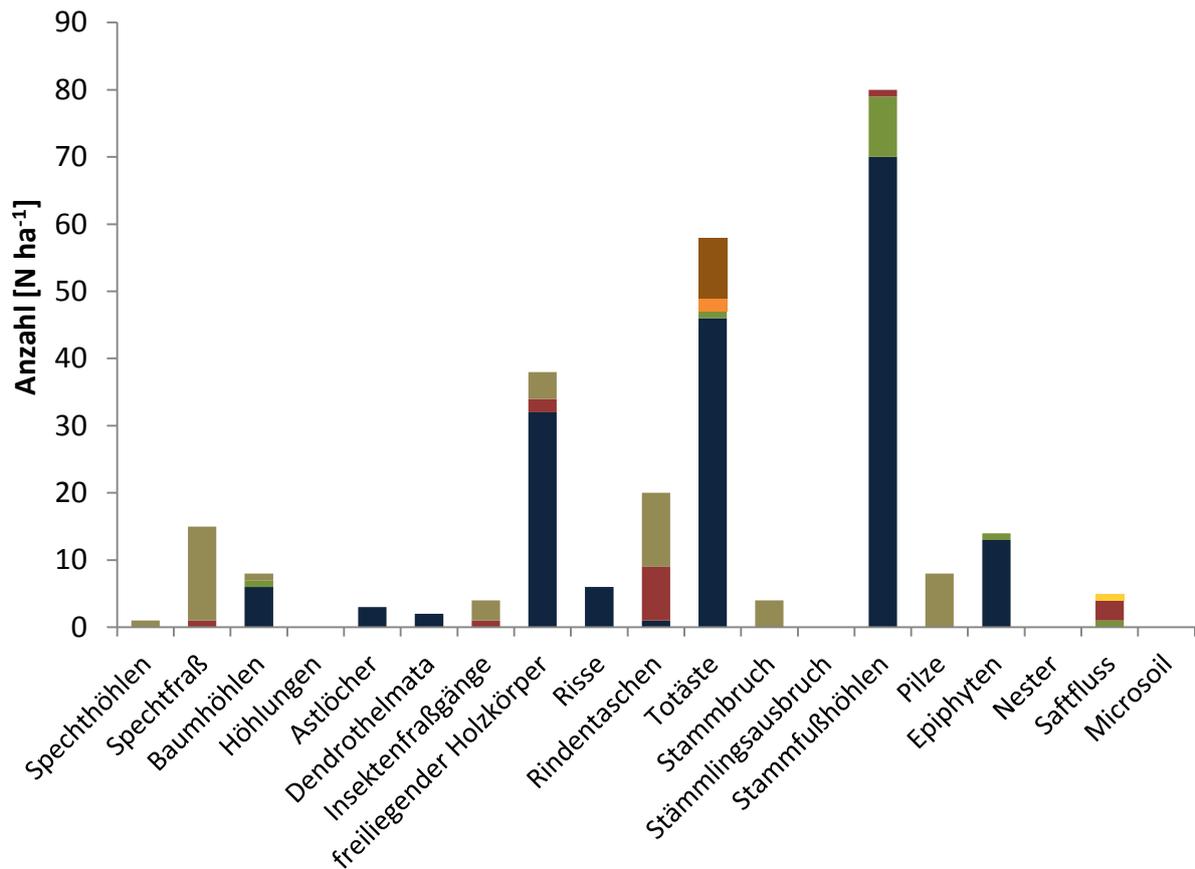


Abbildung 8. Häufigkeit der verschiedenen Mikrohabitats an den Bäumen des Martelopes Roskopf, nach Baumart. *Fagus sylvatica* (dunkelblau), *Abies alba* (grün), *Pseudotsuga menziesii* (rot), *Pinus sylvestris* (orange), *Picea abies* (gelb), *Quercus petraea* (braun), tote Bäume (beige).

Tabelle 5. Signifikanzwerte des CHI²-Tests zum Vergleich der Häufigkeit der Mikrohabitatsausprägung zwischen den Hauptbaumarten im Marteloskop Roskopf. *zeigen signifikante Unterschiede bei Bonferroni-angepasstem Signifikanzniveau.

CHI²-Test	p=.000*
-----------------------------	---------

CHI²-Test

Bonferroni-angepasstes Signifikanzniveau: $\alpha=.05/3=.0167$

	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>
<i>Fagus sylvatica</i>		.000* (exakt)	.002* (exakt)
<i>Abies alba</i>	.000* (exakt)		.002* (exakt)
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	.002* (exakt)	.002* (exakt)	

Tabelle 6. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen der Mikrohabitatanzahl (Anzahl_TMH) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, über alle Baumarten.

Korrelationen			Anzahl_TMH	d13
Spearman-Rho	Anzahl_TMH	Korrelationskoeffizient	1,000	,496**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	317	317
	d13	Korrelationskoeffizient	,496**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	317	317

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 7. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen der Mikrohabitatanzahl (Anzahl_TMH) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Tanne.

Korrelationen			d13	Anzahl_TMH
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,397**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	136	136
	Anzahl_TMH	Korrelationskoeffizient	,397**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	136	136

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 8. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen der Mikrohabitatanzahl (Anzahl_TMH) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Buche.

Korrelationen			d13	Anzahl_TMH
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,582**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	135	135
	Anzahl_TMH	Korrelationskoeffizient	,582**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	135	135

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 9. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen der Mikrohabitatanzahl (Anzahl_TMh) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Roskopf, für die Baumart Douglasie.

Korrelationen			d13	Anzahl_TMh
Spearman-Rho		Korrelationskoeffizient	1,000	,479**
	d13	Sig. (2-seitig)	.	,005
		N	33	33
		Korrelationskoeffizient	,479**	1,000
	Anzahl_TMh	Sig. (2-seitig)	,005	.
		N	33	33

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 10. Ergebnisse des Mittelwertvergleiches mittels Kruskal-Wallis-Test und der paarweisen Vergleiche mit dem MWU-Test zum ökologischen Wert zwischen den Baumarten im Marteloskop Roskopf. * zeigen signifikante Unterschiede bei Bonferroni-angepasstem Signifikanzniveau.

Kruskal-Wallis-Test	p=.000*
----------------------------	---------

MWU-Test Bonferroni-angepasstes Signifikanzniveau: $\alpha=.05/21=.00238$

	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus petraea</i>	tot
<i>Fagus sylvatica</i>		.000*	.000*	.044	.129 (exakt)	.103	.002*
<i>Abies alba</i>	.000*		.004	.129	.003 (exakt)	.000*	.000*
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	.000*	.004		.705 (exakt)	.084 (exakt)	.041 (exakt)	.000* (exakt)
<i>Picea abies</i>	.044	.129	.705 (exakt)		.200 (exakt)	.200 (exakt)	.036 (exakt)
<i>Pinus sylvestris</i>	.129 (exakt)	.003 (exakt)	.084 (exakt)	.200 (exakt)		.800 (exakt)	.857 (exakt)
<i>Quercus petraea</i>	.103	.000*	.041 (exakt)	.200 (exakt)	.800 (exakt)		.143 (exakt)
tot	.002*	.000*	.000* (exakt)	.036 (exakt)	.857 (exakt)	.143 (exakt)	

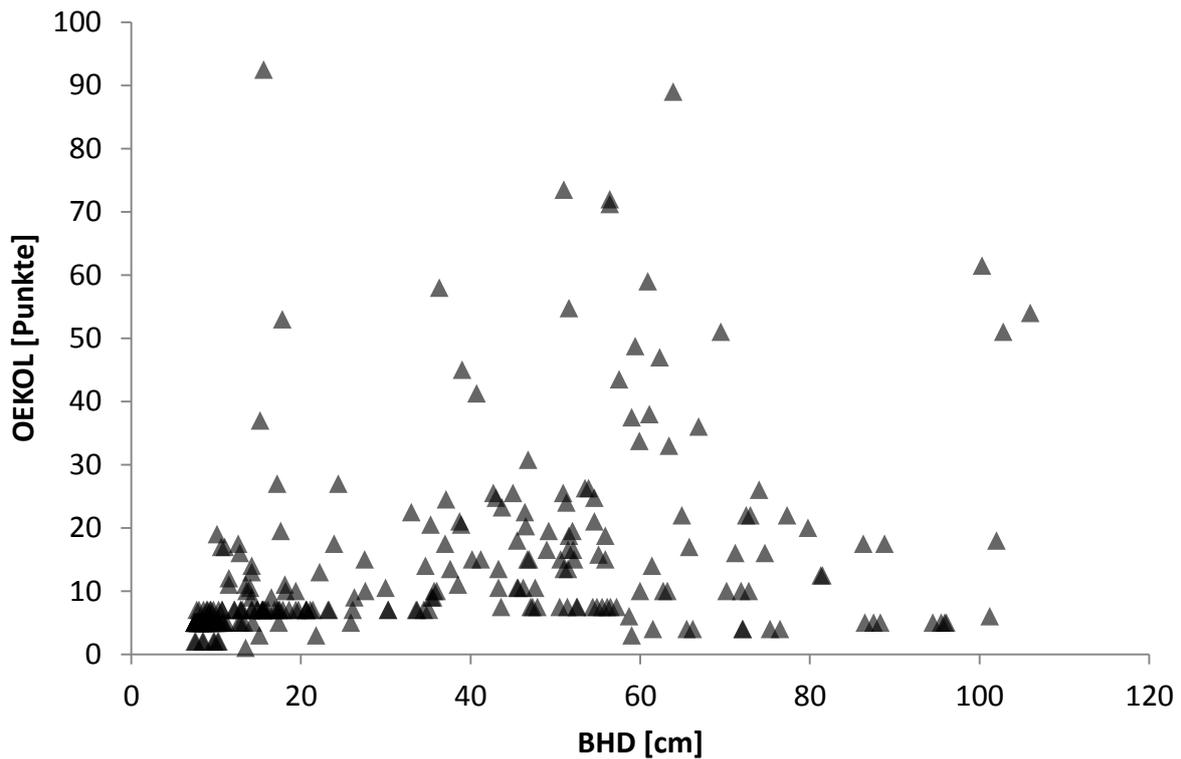


Abbildung 9. Darstellung des ökologischen Einzelbaumwertes (OEKOL) über Brusthöhendurchmesser für die Bäume des Marteloskopes Rosskopf.

Tabelle 11. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökologischen Wert (OEKOLWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, über alle Baumarten.

Korrelationen

			d13	OEKOLWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,630**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	318	318
	OEKOLWERT	Korrelationskoeffizient	,630**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	318	318

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 12. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökologischen Wert (OEKOLWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Tanne.

Korrelationen			OEKOLWERT	d13
Spearman-Rho	OEKOLWERT	Korrelationskoeffizient	1,000	,722**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	136	136
	d13	Korrelationskoeffizient	,722**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	136	136

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 13. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökologischen Wert (OEKOLWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Buche.

Korrelationen			d13	OEKOLWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,683**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	135	135
	OEKOLWERT	Korrelationskoeffizient	,683**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	135	135

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 14. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökologischen Wert (OEKOLWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Douglasie.

Korrelationen			d13	OEKOLWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,861**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	33	33
	OEKOLWERT	Korrelationskoeffizient	,861**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	33	33

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 15. Ergebnisse des Mittelwertvergleiches mittels Kruskal-Wallis-Test und der paarweisen Vergleiche mit dem MWU-Test zum ökonomischen Wert zwischen den Baumarten im Marteloskop Rosskopf. * zeigen signifikante Unterschiede bei Bonferroni-angepasstem Signifikanzniveau.

Kruskal-Wallis-Test	p=.000*
----------------------------	---------

MWU-Test

Bonferroni-angepasstes Signifikanzniveau: $\alpha=.05/21=.00238$

	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus petraea</i>	tot
<i>Fagus sylvatica</i>		.000*	.000*	.515	.015 (exakt)	.465	.006
<i>Abies alba</i>	.000*		.000*	.240	.036 (exakt)	.025	.233
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	.000*	.000*		.100 (exakt)	.336 (exakt)	.161 (exakt)	.004 (exakt)
<i>Picea abies</i>	.515	.240	.100 (exakt)		.200 (exakt)	.400 (exakt)	.143 (exakt)
<i>Pinus sylvestris</i>	.015 (exakt)	.036 (exakt)	.336 (exakt)	.200 (exakt)		.200 (exakt)	.095 (exakt)
<i>Quercus petraea</i>	.465	.025	.161 (exakt)	.400 (exakt)	.200 (exakt)		.036 (exakt)
tot	.006	.233	.004 (exakt)	.143 (exakt)	.095 (exakt)	.036 (exakt)	

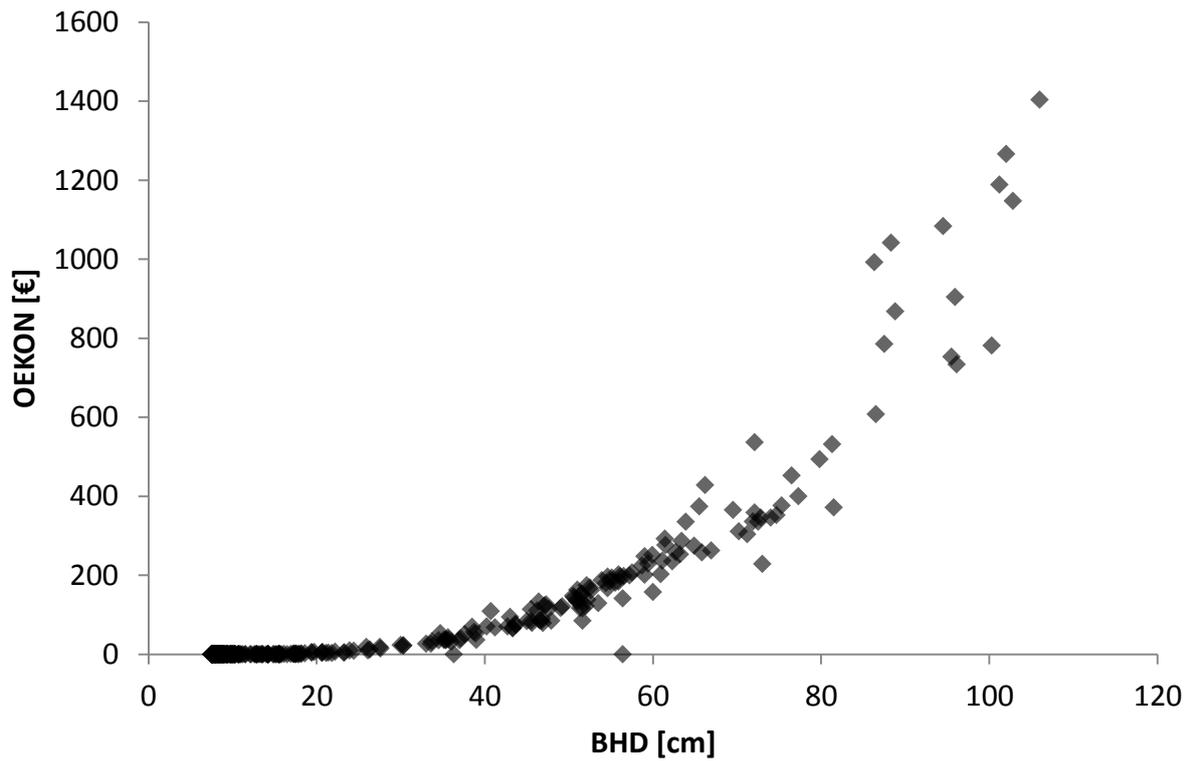


Abbildung 10. Darstellung des ökonomischen Einzelbaumwertes (OEKON) über Brusthöhendurchmesser für die Bäume des Marteloskopes Rosskopf.

Tabelle 16. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökonomischen Wert (OEKONWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, über alle Baumarten.

Korrelationen		d13	OEKONWERT
Spearman-Rho	Korrelationskoeffizient	1,000	,926**
	d13 Sig. (2-seitig)	.	,000
	N	318	318
	Korrelationskoeffizient	,926**	1,000
	OEKONWERT Sig. (2-seitig)	,000	.
	N	318	318

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 17. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökonomischen Wert (OEKONWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Tanne.

Korrelationen			d13	OEKONWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,734**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	136	136
	OEKONWERT	Korrelationskoeffizient	,734**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	136	136

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 18. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökonomischen Wert (OEKONWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Buche.

Korrelationen			d13	OEKONWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,983**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	135	135
	OEKONWERT	Korrelationskoeffizient	,983**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	135	135

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 19. Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman zwischen dem ökonomischen Wert (OEKONWERT) und dem BHD (d13) der Einzelbäume im Marteloskop Rosskopf, für die Baumart Douglasie.

Korrelationen			d13	OEKONWERT
Spearman-Rho	d13	Korrelationskoeffizient	1,000	,952**
		Sig. (2-seitig)	.	,000
		N	33	33
	OEKONWERT	Korrelationskoeffizient	,952**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	.
		N	33	33

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

Tabelle 20. Erntevolumen und Wirkungen der sechs simulierten Nutzungsszenarien auf wichtige Bestandesgrößen im Marteloskop Rosskopf.

Szenario	Name	Erntevolumen		Erntebäume		Δ Grundfläche	
		<i>Efm ha⁻¹</i>	<i>N ha⁻¹</i>	%	<i>m² ha⁻¹</i>	%	
A	MaxOEKOL	186,7	31	9,9	-14,5	-37,3	
B	MaxOEKON	185,2	25	8,0	-14,3	-36,7	
C	MinTradeOff	184,2	28	8,9	-14,3	-36,8	
D	Waldbau 1: Zielstärke	186,2	31	9,9	-14,3	-36,8	
E	Waldbau 2: Zielstärke + Verjüngung	184,7	30	9,6	-14,3	-36,7	
F	Waldbau 3: Zielstärke + Habitatbaumgrp.	185,7	30	9,6	-14,2	-36,6	

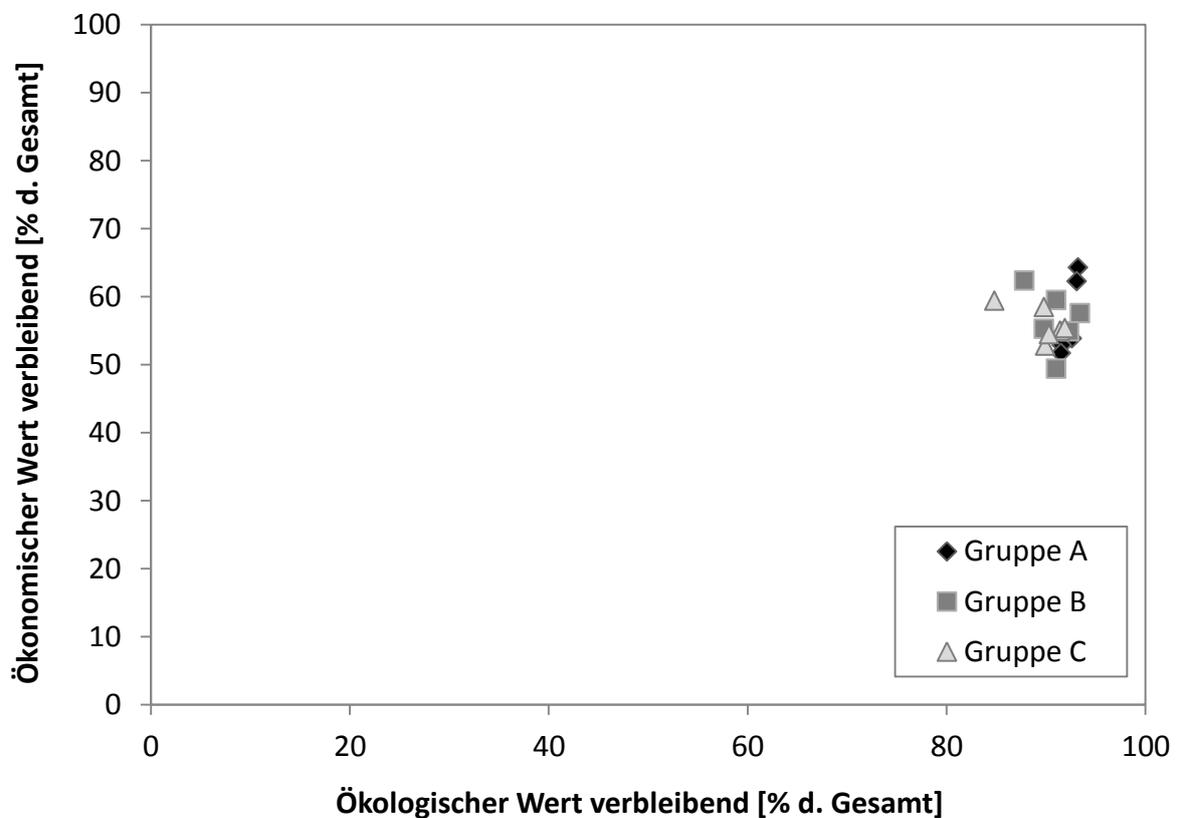


Abbildung 11. Matrix zu den ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Nutzungsentscheidungen aus den Probandenläufen im Marteloskop Rosskopf, in Prozent des jeweiligen Gesamtwertes der Fläche.

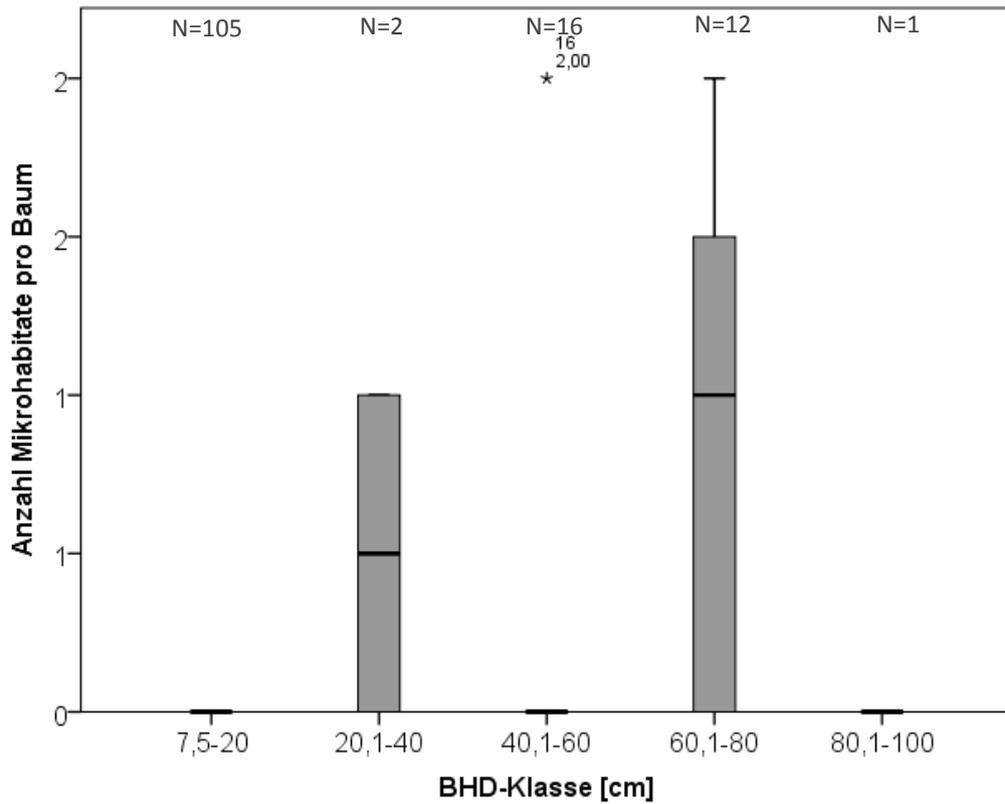


Abbildung 12. Box-Whisker-Plot der Anzahl Mikrohabitate pro Baum nach BHD-Klasse für die Baumart Tanne (*Abies alba*) im Marteloskop Rosskopf.

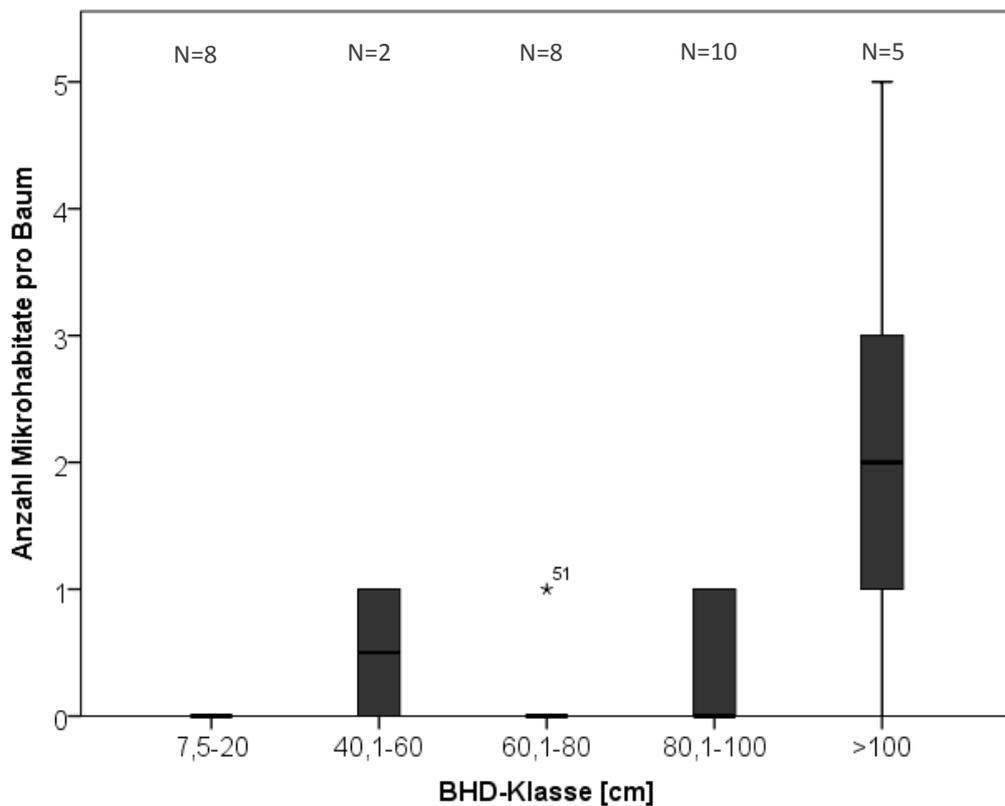


Abbildung 13. Box-Whisker-Plot der Anzahl Mikrohabitate pro Baum nach BHD-Klasse für die Baumart Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) im Marteloskop Rosskopf.

Tabelle 21. Ergebnisse des Mittelwertvergleiches mittels Kruskal-Wallis-Test und der paarweisen Vergleiche mit dem MWU-Test zur Anzahl Mikrohabitate pro Baum nach BHD-Klasse für die Baumart Buche (*Fagus sylvatica*) im Marteloskop Rosskopf. * zeigen signifikante Unterschiede bei Bonferroni-angepasstem Signifikanzniveau.

Kruskal-Wallis-Test	p=.000*
----------------------------	---------

MWU-Test Bonferroni-angepasstes Signifikanzniveau: $\alpha=.05/6=.0083$

	7,5-20 cm	20,1-40 cm	40,1-60 cm	60,1-80 cm
7,5-20 cm		.037	.000*	.000*(exakt)
20,1-40 cm	.037		.001*	.006*(exakt)
40,1-60 cm	.000*	.001*		.133 (exakt)
60,1-80 cm	.000*(exakt)	.006*(exakt)	.133 (exakt)	

Marteloskop Roskopf

Ergebnisse - Szenario A

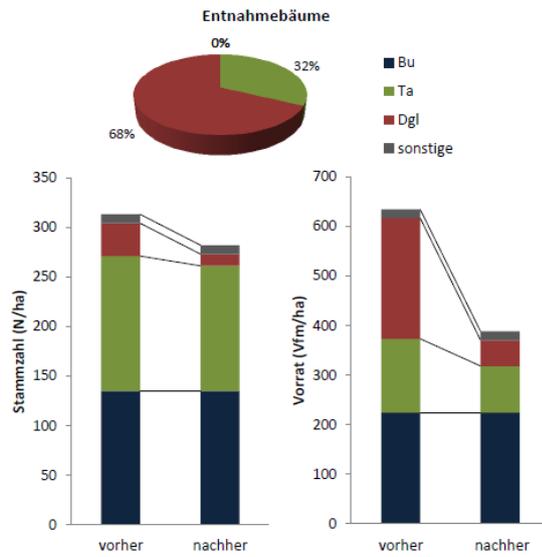
Erntevolumen	(Efm/ha)
	186,7

Lebender Bestand	vorher			Entnahme			nachher		
Stammzahl	313	31	282						
Grundfläche (m ² /ha)	38,4	14,5	23,9						
Vorrat (Vfm/ha)	634,4	246,2	388,2						

Ökonomischer Wert (€)	vorher			Entnahme			nachher		
[absolut]	33.585	16.620	16.965						
[in %]	100	49,5	50,5						

Ökologischer Wert (Punkte)	vorher			Entnahme			nachher		
[absolut]	3.942	234	3.709						
[in %]	100	5,9	94,1						

Anzahl Mikrohabitate	vorher			Entnahme			nachher		
[absolut]	266	5	261						
[in %]	100	1,9	98,1						



Holzqualitäten

	Efm/ha
Stammholzvolumen	169,7
davon	
A	27,8
B	96,0
C	8,6
DS	37,3
Industrieholzvolumen	17,0
davon	
LH (IL)	0,0
NH (Palette)	17,0

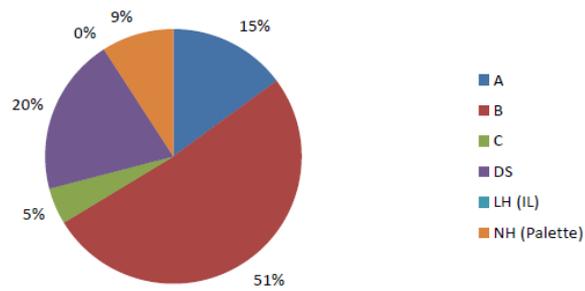


Abbildung 14. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario A mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

Marteloskop Rosskopf

Ergebnisse - Szenario B

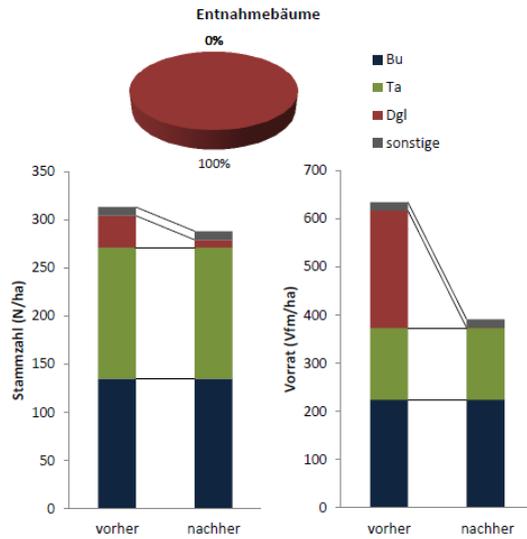
Erntevolumen	(Efm/ha)
	185,2

Lebender Bestand	vorher	Entnahme	nachher
Stammzahl	313	25	288
Grundfläche (m ² /ha)	38,4	14,3	24,2
Vorrat (Vfm/ha)	634,4	243,0	391,3

Ökonomischer Wert (€)		vorher	Entnahme	nachher
		[absolut]	33.585	17.864
	[in %]	100	53,2	46,8

Ökologischer Wert (Punkte)		vorher	Entnahme	nachher
		[absolut]	3.942	330
	[in %]	100	8,4	91,6

Anzahl Mikrohabitate		vorher	Entnahme	nachher
		[absolut]	266	16
	[in %]	100	6,0	94,0



Holzqualitäten

	<i>Efm/ha</i>
Stammholzvolumen	174,6
davon	
A	35,6
B	86,9
C	0,0
DS	52,1
Industrieholzvolumen	10,7
davon	
LH (IL)	0,0
NH (Palette)	10,7

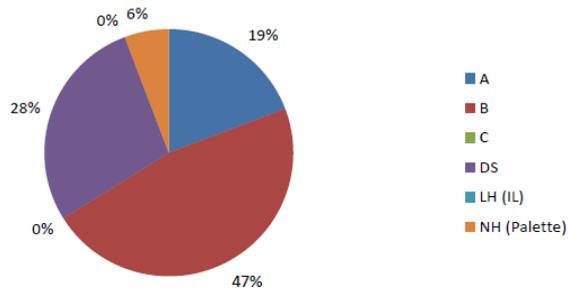
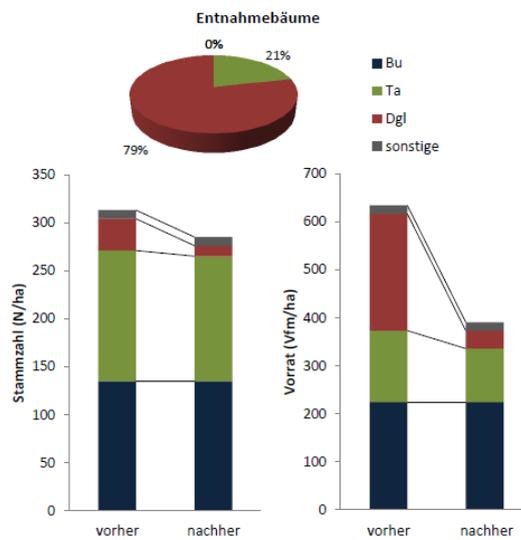


Abbildung 15. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario B mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

Marteloskop Rosskopf

Ergebnisse - Szenario C

		Erntevolumen (Efm/ha)		
			184,8	
Lebender Bestand				
		vorher	Entnahme	nachher
Stammzahl		313	28	285
Grundfläche (m ² /ha)		38,4	14,4	24,0
Vorrat (Vfm/ha)		634,4	243,6	390,8
Ökonomischer Wert (€)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		33.585	17.203	16.382
[in %]		100	51,2	48,8
Ökologischer Wert (Punkte)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		3.942	255	3.687
[in %]		100	6,5	93,5
Anzahl Mikrohabitate				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		266	7	259
[in %]		100	2,6	97,4



Holzqualitäten

	Efm/ha
Stammholzvolumen	169,9
davon	
A	32,9
B	88,7
C	8,6
DS	39,6
Industrieholzvolumen	14,9
davon	
LH (IL)	0,0
NH (Palette)	14,9

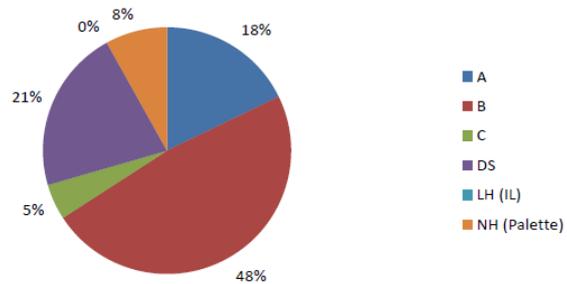
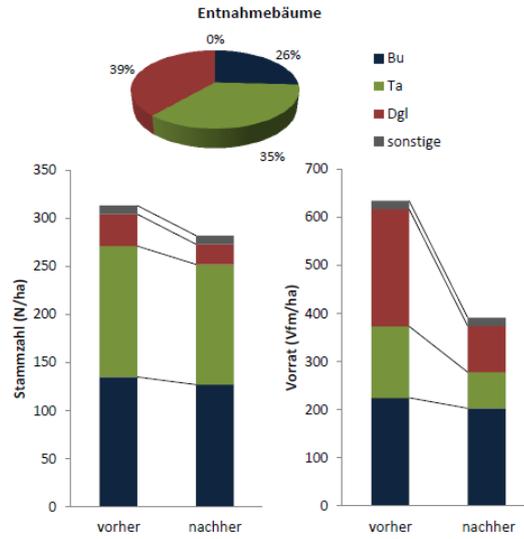


Abbildung 16. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario C mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

Marteloskop Rosskopf

Ergebnisse - Szenario D

		Erntevolumen (Efm/ha)		
		186,2		
Lebender Bestand				
		vorher	Entnahme	nachher
Stammzahl		313	31	282
Grundfläche (m ² /ha)		38,4	14,3	24,1
Vorrat (Vfm/ha)		634,4	243,1	391,3
Ökonomischer Wert (€)				
		vorher	Entnahme	nachher
	[absolut]	33.585	15.173	18.412
	[in %]	100	45,2	54,8
Ökologischer Wert (Punkte)				
		vorher	Entnahme	nachher
	[absolut]	3.942	524	3.418
	[in %]	100	13,3	86,7
Anzahl Mikrohabitate				
		vorher	Entnahme	nachher
	[absolut]	266	30	236
	[in %]	100	11,3	88,7



Holzqualitäten

	Efm/ha
Stammholzvolumen	163,1
<i>davon</i>	
A	20,3
B	73,8
C	29,1
DS	39,8
Industrieholzvolumen	23,1
<i>davon</i>	
LH (IL)	8,4
NH (Palette)	14,8

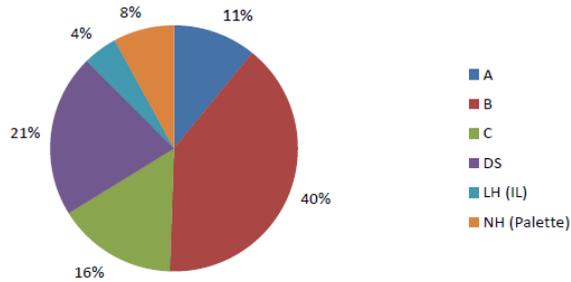
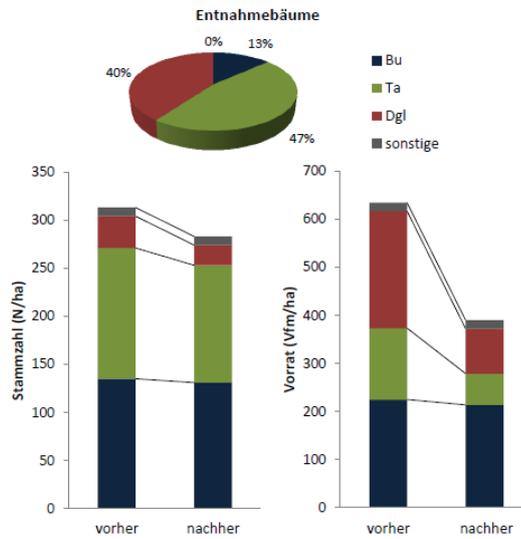


Abbildung 17. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario D mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

Marteloskop Rosskopf

Ergebnisse - Szenario E

		Erntevolumen (Efm/ha)		
		186,5		
Lebender Bestand				
		vorher	Entnahme	nachher
Stammzahl		313	30	283
Grundfläche (m ² /ha)		38,4	14,4	24,0
Vorrat (Vfm/ha)		634,4	244,5	389,8
Ökonomischer Wert (€)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		33.585	15.445	18.140
[in %]		100	46,0	54,0
Ökologischer Wert (Punkte)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		3.942	483	3.460
[in %]		100	12,2	87,8
Anzahl Mikrohabitate				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		266	26	240
[in %]		100	9,8	90,2



Holzqualitäten

	Efm/ha
Stammholzvolumen	164,9
davon	
A	22,3
B	76,3
C	26,6
DS	39,6
Industrieholzvolumen	21,7
davon	
LH (IL)	5,2
NH (Palette)	16,4

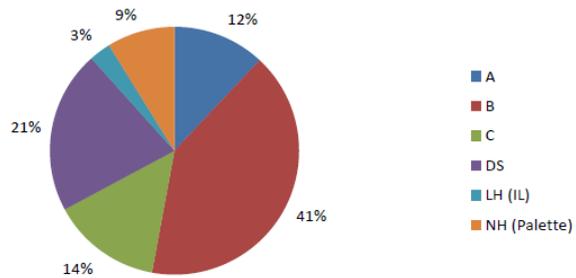
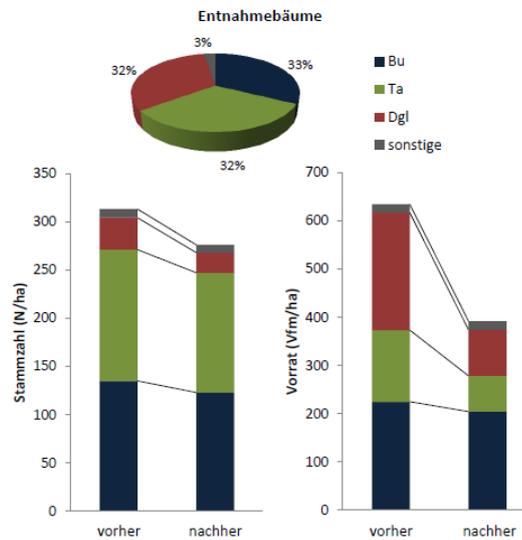


Abbildung 18. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario E mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

Marteloskop Rosskopf

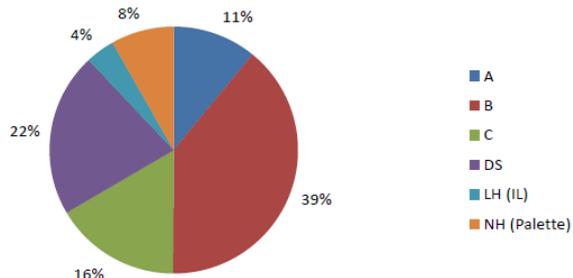
Ergebnisse - Szenario F

		Erntevolumen (Efm/ha)		
		185,7		
Lebender Bestand				
		vorher	Entnahme	nachher
Stammzahl		313	37	276
Grundfläche (m ² /ha)		38,4	14,2	24,2
Vorrat (Vfm/ha)		634,4	242,6	391,7
Ökonomischer Wert (€)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		33.585	15.286	18.299
[in %]		100	45,5	54,5
Ökologischer Wert (Punkte)				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		3.942	505	3.438
[in %]		100	12,8	87,2
Anzahl Mikrohabitate				
		vorher	Entnahme	nachher
[absolut]		266	28	238
[in %]		100	10,5	89,5



Holzqualitäten

	Efm/ha
Stammholzvolumen	163,4
davon	
A	20,3
B	72,7
C	30,6
DS	39,8
Industrieholzvolumen	22,3
davon	
LH (IL)	7,0
NH (Palette)	15,2



Habitatbaumgruppe

Baumnummer	BA	OEKOL	OEKON	N Mikrohabitate
208	Bu	72	141	5
286	Bu	47	235	4
166	Bu	15	84	1
206	Bu	19	116	2
247	TEI	41	109	5
Summe		194	686	17
in % des Gesamt		4,9	2,0	6,4

Abbildung 19. Detaillierte Ergebnisdarstellung für das simulierte Szenario F mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit angefertigten Auswertungsblätter.

EIDESSTÄTLICHE ERKLÄRUNG

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbständig verfasst zu haben. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde noch nicht anderweitig als Masterarbeit eingereicht.

Freiburg i.Br., den 15. Mai 2015

Jan Kiehne