

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Das Marteloskop Mooswald als Grundlage zur Beurteilung von
betriebswirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Aspekten in
ehemaligen Eichen-Mittelwäldern

Master-Arbeit

von Robin O. Schürg

Abgabedatum: 15.05.2015

Prüfer: Dr. Patrick Pyttel

Korreferent: Dr. Christian Suchomel

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abkürzungen	4
Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	7
1. Einleitung.....	9
1.1 Problemstellung	9
1.2 Stand des Wissens.....	10
1.3 Ziele	19
2. Material und Methoden	20
2.1 Das Untersuchungsgebiet	20
2.2 Methodik.....	23
2.2.1 Erhebungen auf Ebene des Bestandes.....	23
2.2.2 Totholzaufnahme	24
2.2.3 Erfassung der Mikrohabitate und ökologische Bewertung.....	26
2.2.4 Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit und ökonomische Bewertung.....	31
2.2.5 Strukturindices	33
2.2.6 Nutzungsszenarien	34
2.2.7 Auszeichnungsübung mit Probanden	35
2.2.8 Datenanalyse.....	36
3. Ergebnisse	38
3.1 Zusammensetzung des Marteloskopes.....	38
3.1.1 Lebender Bestand	38
3.1.2 Totholz.....	43
3.1.3 Habitatstrukturen.....	48
3.2 Errechnete Parameter.....	52
3.2.1 Ökologische Bewertung	52
3.2.2 Ökonomische Bewertung.....	56
3.2.3 Korrelationen	60
3.2.4 Stukturindices	63
3.3 Nutzungsszenarien	64
3.4 Auszeichnungsübung mit Probanden	66

4. Diskussion.....	75
4.1 Beurteilung des Marteloskopes hinsichtlich Waldstrukturdiversität	75
4.1.1 Lebender Bestand	75
4.1.2 Totholz.....	76
4.1.3 Habitatstrukturen.....	79
4.1.4 Strukturindices	80
4.2 Beurteilung des Marteloskopes hinsichtlich naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Aspekten	83
4.3 Beurteilung der Nutzbarkeit des Marteloskopes.....	85
4.3.1 Szenarien.....	85
4.3.2 Auszeichnungsübungen mit Probanden	86
4.4 Methodenkritik	88
4.5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	93
4.5.1 Zielerreichung	93
4.5.2 Schlussfolgerungen für die Praxis	94
4.5.3 Schlussfolgerungen für die Forschung	94
5. Zusammenfassung	96
6. Abstract.....	97
7. Danksagung	98
8. Literaturverzeichnis.....	99
9. Anhang A.....	110
10. Anhang B	120

Verzeichnis der Abkürzungen

BHD	Brusthöhendurchmesser; Durchmesser stehender Bäume in 1,3 m Höhe über Grund
dGz100	Durchschnittlicher Gesamtwuchs im Alter 100 J.; Maßeinheit für die Wuchleistung von Beständen/Baumarten; wird in $\text{m}^3 \text{a}^{-1} \text{ha}^{-1}$ angegeben
Efm	Erntefestmeter; Raummaß für Holz ohne Rinde und mit Ernteverlusten; entspricht 0,8 Vfm
FE	Forsteinrichtung, mittelfristige forstliche Planung über den Zeitraum von 10 Jahren
Fm	Festmeter; Raummaß entsprechend einem Kubikmeter Holz
ForstBW	Landesforstbetrieb Baden-Württemberg
LGRB	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
OEKOL	In dieser Arbeit verwendete Abkürzung für ökologischen Wert, wird in Punkten angegeben
OEKON	In dieser Arbeit verwendete Abkürzung für ökonomischen Wert, wird in € angegeben
o.R.	ohne Rinde, wird bei Volumenangaben von Rohholz verwendet
RVR	Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel in Deutschland, Stand Dezember 2014
Vfm	Vorratsfestmeter; Raummaß für Holz mit Rinde von stehenden Bäumen, meist auf ein ha bezogen

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Marteloskopes Mooswald (in orange) an der Freiburger Straße zwischen Freiburg (im Osten) und Opfingen (im Westen); das Marteloskop liegt im Bestand „c12“ in der Abteilung 9 - „Erdbeerenbruck“ im Distrikt 14 - „Opfinger Wald“ (vgl. auch Anhang A, Abbildung 1)	20
Abbildung 2: Standortskarte des Mooswaldes im Bereich des Marteloskopes Mooswald (in orange), Standortseinheiten im Bereich des Marteloskopes: Eichen-Hainbuchen-Wald auf mäßig frischen kiesig-sandigen Böden (hellgrün), Eichen-Hainbuchen-Wald auf mäßig frischen sandig-lehmigen Böden (gelb), Erlen-Eschen-Wald auf vererdetem Anmoor (hellblau).....	21
Abbildung 3: Stammsfußkarte für das Marteloskop Mooswald nach Baumarten und BHD-Stufen.....	41
Abbildung 4: Durchmesserverteilung nach Baumarten und BHD-Stufen für das Marteloskop Mooswald; sonstige: <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus laevis</i>	42
Abbildung 5: Höhenverteilung nach Baumarten und Höhenstufen im Marteloskop Mooswald; sonstige: <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus laevis</i>	43
Abbildung 6: Totholzvorrat im Marteloskop Mooswald nach Dimension und Totholzart; schwaches Totholz mit $d \leq 20$ cm (hellgrau), starkes Totholz mit $d > 20$ cm (dunkelgrau); Wurzelstöcke und Wurzelteller sind hier von den liegenden linearen Totholzobjekten unterschieden	45
Abbildung 7: Totholzvorräte nach Baumart und Zersetzungsgrad für das Marteloskop Mooswald; sonstige: <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Betula spec.</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Prunus serotina</i> ; Laubholz: Holzart nicht eindeutig zu identifizieren, aber deutlich von Nadelholz zu unterscheiden; unbestimmt: Holzart nicht eindeutig zu identifizieren.....	46
Abbildung 8: Totholzkarte für das liegende Totholz im Marteloskop Mooswald, dargestellt sind Wurzelstöcke und lineare Totholzobjekte nach Durchmesserklassen	47
Abbildung 9: Anzahl an Mikrohabitaten pro Baum für alle Bäume mit mindestens einem Mikrohabitat im Marteloskop Mooswald, nach Baumarten, sonstige: <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Prunus serotina</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus laevis</i>	50
Abbildung 10: Anzahl von verschiedenen Mikrohabitaten nach Oberkategorien (vgl. Tabelle 6) und Baumarten im Marteloskop Mooswald, sonstige: <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Prunus serotina</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus laevis</i>	51
Abbildung 11: Karte zur Darstellung der ökologischen Wertigkeit von Einzelbäumen im Verhältnis zum Gesamtwert des Marteloskopes Mooswald.....	53
Abbildung 12: Median, Quartile und Spanne des ökologischen Wertes (OEKOL) der Hauptbaumarten im Marteloskop Mooswald, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Man-Whitney-U-Test, $p < 0,001$); für Darstellung nach allen Baumarten siehe Anhang, Abbildung 4 und Tabelle 5	55
Abbildung 13: Anteile der jeweiligen Baumarten(-gruppen) am gesamten ökologischen Wert des Marteloskopes Mooswald	56
Abbildung 14: Karte zur Darstellung der ökonomischen Wertigkeit von Einzelbäumen im Verhältnis zum Gesamtwert des Marteloskopes Mooswald.....	57
Abbildung 15: Median, Quartile und Spanne des ökonomischen Wertes (OEKON) der Hauptbaumarten im Marteloskop Mooswald, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Man-Whitney-U-Test, $p < 0,001$); für Darstellung nach allen Baumarten siehe Anhang A, Abbildung 5 und Tabelle 6	59
Abbildung 16: Anteile der jeweiligen Baumarten(-gruppen) am gesamten ökonomischen Wert des Marteloskopes Mooswald	60
Abbildung 17: Darstellung des ökologischen Wertes von Einzelbäumen (OEKOL) in Punkten in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,05$, $R = 0,091$)	60
Abbildung 18: Darstellung des ökonomischen Wertes von Einzelbäumen (OEKON) in Punkten in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,01$, $R = 0,849$)	61

Abbildung 19: ökonomischer (OEKON) und ökologischer (OEKOL) Wert der Einzelbäume, jeweils als Anteil am gesamten Wert des Marteloskopes Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,01$, $R = 0,153$)	62
Abbildung 20: Darstellung des der Anzahl Mikrohabitate pro Baum in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,001$, $R = 0,594$)	63
Abbildung 21: Anteil des im Marteloskop Mooswald verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wertes bei keinem Eingriff (KE) und für die verschiedenen Eingriffsszenarien (Sz 1 bis 6)	64
Abbildung 22: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K5, Gruppe Studenten (Teil 1); dargestellt in den Tabellen ist das Erntevolumen, die Veränderung von Stammzahl, Grundfläche und Vorrat sowie vom ökonomischen und ökologischen Wert und der Anzahl Mikrohabitate; dargestellt in den Abbildungen ist die Zusammensetzung der geernteten Baumarten sowie die Veränderung von Stammzahl und Vorrat nach Baumarten	67
Abbildung 23: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K5, Gruppe Studenten (Teil 2); dargestellt sind die Volumina und die Anteile der geernteten Sortimente; außerdem der ökologische sowie ökonomische Wert der Habitatbaumgruppe und die Anzahl an Mikrohabitaten in der Habitatbaumgruppe.....	68
Abbildung 24: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K4, Gruppe Revierleiter (Teil 1); dargestellt in den Tabellen ist das Erntevolumen, die Veränderung von Stammzahl, Grundfläche und Vorrat sowie vom ökonomischen und ökologischen Wert und der Anzahl Mikrohabitate; dargestellt in den Abbildungen ist die Zusammensetzung der geernteten Baumarten sowie die Veränderung von Stammzahl und Vorrat nach Baumarten	69
Abbildung 25: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K4, Gruppe Revierleiter (Teil 2); dargestellt sind die Volumina und die Anteile der geernteten Sortimente; außerdem der ökologische sowie ökonomische Wert der Habitatbaumgruppe und die Anzahl an Mikrohabitaten in der Habitatbaumgruppe.....	70
Abbildung 26: Mögliche Darstellung zum Vergleich der Ergebnisse eines Probandenlaufs innerhalb einer Gruppe (hier beispielhaft für Gruppe die Gruppe der Waldbautrainer) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt ist hier der Anteil des im Marteloskop Mooswald verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wertes.....	71
Abbildung 27: Mögliche Darstellung zum Ergebnisvergleich zwischen den verschiedenen Probandengruppen und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt ist der ökologische und der ökonomische Wert der von der jeweiligen Probanden gewählten Erntemenge; Beachte: Skalierung beider Achsen beginnt nicht bei Null.....	73

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bedeutung und Bedrohung verschiedener, an den Wald angepasster Artengruppen	10
Tabelle 2: Indices zur Beschreibung der Struktur- oder Baumartenvielfalt von Wäldern, mit Abkürzung und Literaturverweis	11
Tabelle 3: Hauptbaumarten mit Flächenanteil und dGz 100 für den Bestand c12, Dist. 14, Abt. 9 im Freiburger Stadtwald	22
Tabelle 4: Unterscheidung der in dieser Arbeit aufgenommenen Totholzobjekte, mit Kürzel	24
Tabelle 5: Bezeichnung der verschiedenen Zersetzungsgrade, Erläuterung des Messertests zur Bestimmung derselben, sowie Beschreibung der verschiedenen Zersetzungsgrade (nach HALLER 2013, KELLER 2005, ROBIN & BRANG 2005)	25
Tabelle 6: In dieser Arbeit verwendeter Mikrohabitatkatalog, mit Oberkategorien und Beschreibung der einzelnen Mikrohabitate, Bewertung der einzelnen Mikrohabitate nach Seltenheit (S), Entwicklungsdauer und (E) Basiswert (P) nach LARRIEU (2010 – unveröffentlichtes Material)	27
Tabelle 7: Baumartenbewertung bei der Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume, mit Literaturverweis	30
Tabelle 8: Gewichtungsfaktoren nach BHD bei der Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume	30
Tabelle 9: Rückleistung des Forstspeziesschleppers in Abhängigkeit des Einzelbaumvolumens	32
Tabelle 10: Stammzahl, Vorrat und Grundfläche sowie Durchmesser- und Höhengspreitung mit Mittelwert (Mittelw) und Standardabweichung (Stabw) nach Baumarten und für das Gesamtkollektiv im Marteloskop Mooswald.....	39
Tabelle 11: Totholzvolumen und –Anzahl nach Baumart bzw. Holzart im Marteloskop Mooswald, für das gesamte Totholz und unterteilt nach stehendem und liegendem Totholz (einzelne Summenwerte können rundungsbedingt abweichen)	44
Tabelle 12: Totholzvorräte im Marteloskop Mooswald, unterteilt nach liegendem (mit Objekttypen) und stehendem Totholz.....	45
Tabelle 13: Anzahl von Mikrohabitaten und Anzahl von Bäumen mit Mikrohabitaten nach Baumarten, außerdem durchschnittliches Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum mit minimalen und maximalen Werten	48
Tabelle 14: Baumnummer, Baumart und ökologischer (OEKOL) sowie ökonomischer (OEKON) Wert der 10 ökologisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald, grau hinterlegt sind Bäume, welche auch zu den 10 ökonomisch wertvollsten Bäumen gehören (vgl. Tabelle 15)	54
Tabelle 15: Baumnummer, Baumart und ökologischer (OEKOL) sowie ökonomischer (OEKON) Wert der 10 ökonomisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald, grau hinterlegt sind Bäume, welche auch zu den 10 ökologisch wertvollsten Bäumen gehören (vgl. Tabelle 14)	58
Tabelle 16: Strukturindices und Ergebnisse für das Marteloskop Mooswald, Shannon-Index $H'(A)$, Evenness für Shannon-Index $E(A)$, Waldstrukturdiversitätsindex nach WEBER $H'(AVZ)$, Evenness für Waldstrukturdiversitätsindex $E(AVZ)$, Species mingling M_{sp} nach GADOW, Aggregation index R nach CLARK und EVANS, Structural complexity index SCI nach ZENNER und HIBBS.....	63
Tabelle 17: Ergebnisse der verschiedenen simulierten Szenarien in Bezug auf die Anzahl Erntebäume, das Erntevolumen und den Erlös; Einfluss der Szenarien auf die verbleibende Anzahl Mikrohabitate und auf den verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wert des Marteloskopes Mooswald	66
Tabelle 18: Mögliche Darstellung zum Vergleich der Ergebnisse eines Probandenlaufs innerhalb einer Gruppe (hier beispielhaft für die Gruppe der Waldbautrainer) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt sind die Anzahl Entnahmebäume, das Erntevolumen, der erntekostenfreie Erlös sowie der Verlust an ökologischem Wert und an Mikrohabitaten; weiterhin wird die ökologische und die ökonomische Wertigkeit der Habitatbaumgruppe aufgezeigt;	72

Tabelle 19: Mögliche Darstellung zum Ergebnisvergleich zwischen den verschiedenen Probandengruppen (A=Studenten, B=Waldbautrainer, C=Revierleiter) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt sind Erntemenge und Erlös, außerdem der entnommene ökologische (OEKOL) Wert und die Anzahl entnommener Mikrohabitate; für alle Zielgrößen sind Mittelwert und Standardabweichung aufgeführt 74

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Ein Ergebnis der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung 1992 (UNCED) war die Unterzeichnung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt („Biodiversitätskonvention“). Damit wurde ein weltweiter Artenrückgang auf der höchsten politischen Ebene anerkannt und Maßnahmen für einen weltweiten Artenschutz formuliert. Auf der Roten Liste der Vereinten Nationen werden aktuell über 10.000 Arten als gefährdet und über 11.500 Arten als vom Aussterben bedroht eingestuft (IUCN 2014). Die heutige Aussterberate ist nach POTT (2014) vom Menschen verursacht und dabei 100- bis 1000- mal größer als die natürliche. In Deutschland sind etwa 36% der Tierarten und rund 27% der Pflanzenarten vom Aussterben bedroht (POTT 2014). Deutschland hat die Biodiversitätskonvention unterzeichnet, somit gibt es eine rechtliche Bindung zum Biodiversitätsschutz (FREESTONE 1994). Den Wäldern kommt dabei eine wichtige Rolle zu. Vor allem Wälder in späten Entwicklungsphasen bergen eine große Strukturvielfalt, eine hohe Anzahl an Mikrohabitaten und große Totholzvorräte – damit ist auch häufig ein großer Artenreichtum verbunden (BAUHS et al. 2009, CHRISTENSEN et al. 2005, JONSSON et al. 2005, VANDEKERKHOVE et al. 2005). Wälder in späten Entwicklungsphasen sind durch die menschliche Einflussnahme selten geworden, viele daran angepasste Arten sind in ihrem Vorkommen bedroht (MÜLLER et al. 2007, KRAUS et al. 2013). Daher wird empfohlen, den Artenverlust in Wäldern durch verbesserte, konsequent durchgeführte, integrative Waldbewirtschaftung zu erhalten (LARRIEU et al. 2012). Dafür sind jedoch Schulungen von Forstleuten erforderlich. Hierdurch können Biodiversitätsschutzmaßnahmen in die Waldnutzung integriert werden (BÜTLER et al. 2006). Für Biodiversitätsschutz mit einem rein segregativen Konzept wäre die Ausweisung neuer Schutzgebiete im Wald vonnöten. Dies ist aber aufgrund des großen Holzbedarfs nicht in dem dafür nötigen Maße möglich (BAUHS et al. 2009). Um die oben genannten Schulungen durchführen zu können, werden vom European Forest Institute (EFI) in den Hauptwaldtypen Europas zahlreiche Schulungsflächen (sog. „Marteloscope“) angelegt (KRAUS ET AL. 2013). In der hier vorliegenden Masterarbeit wurde ein solches Marteloskop im Freiburger Stadtwald eingerichtet, analysiert und getestet.

1.2 Stand des Wissens

Der Begriff „Biodiversität“ umfasst neben einer Vielfalt von Arten auch die Vielfalt von Genen und Ökosystemen (POTT 2014). Im Folgenden wird der Begriff der „Biodiversität“ aber nur auf die Artenvielfalt bezogen. Der Einbezug der genetischen Vielfalt und der Vielfalt an Ökosystemen bleibt im Rahmen dieser Arbeit unberücksichtigt. Vor der starken menschlichen Einflussnahme auf die Landschaft waren große Teile Mitteleuropas von Wäldern bedeckt (GUERLICH 2009, SVENNING 2002). Durch evolutionäre Prozesse haben sich daher zahlreiche der in Deutschland vorkommenden Arten an diese Vegetationsform angepasst (Tabelle 1). In Deutschland ist auch heute noch rund ein Drittel der Landesfläche von Wäldern bedeckt (THÜNEN-INSTITUT 2015a). Dies macht deutlich, dass die Wälder beim Biodiversitätsschutz eine wichtige Rolle einnehmen.

Tabelle 1: Bedeutung und Bedrohung verschiedener, an den Wald angepasster Artengruppen

Waldartengruppe	Bedeutung	Vom Aussterben bedroht	Literatur
Waldvögel	"Hauptbestandteil indigener Vogelfauna"	-	FLADE ET AL. 2004; GATTER 2004
Xylobionte Käfer	20% aller Käferarten	60%	KÖHLER 2000; KÖHLER & FLECHTNER 2007
Laufkäfer	Besondere Bedeutung der Wälder	-	GRUTTKE 2010
Waldflechten	1/3 Waldarten, davon 40% an alte Wälder gebunden	-	WIRTH et al. 2009
Xylobionte Pilze		25%	SCHMID 1990 in ALBRECHT 1991

Die Bedeutung von Struktur- und Baumartenvielfalt für die Biodiversität

Im Gegensatz zu homogen aufgebauten Wäldern haben strukturreiche Wälder das Potential, eine größere Biodiversität zu bergen (FRANKLIN et al. 1981, HIROAKI et al. 2004, NEUMANN & STARLINGER 2001). Dieser Theorie liegt zugrunde, dass sehr divers aufgebaute Bestände eine große Bandbreite an Lebensräumen bereitstellen, sodass sich eine große Vielfalt an Arten einstellt, welche an diese Lebensräume angepasst sind (McELHINNY et al. 2005). McELHINNY et al. (2005) definieren Waldstruktur als die räumliche Verteilung verschiedener Komponenten im Wald, wie z.B. Abstände zwischen Bäumen oder Unterschiede in den Baumhöhen und Durchmessern.

Zudem ist auch bei einem höheren Baumartenreichtum eine höhere Biodiversität zu erwarten (HAUPT 2012, MÖLDER et al. 2008). Unter den Waldarten gibt es Generalisten, welche nicht an bestimmte Baumarten angepasst sind. Darunter fallen zahlreiche Arten, welche sehr häufig in Buchenwäldern auftreten (WALENTOWSKI et al. 2010). Es gibt aber auch Spezialisten, welche auf das Vorkommen von bestimmten Baumarten angewiesen sind (MÖLLER 2005). Dabei spielen für viele Arten die heimischen Eichen eine wichtige Rolle (SCHMIDL 2006).

Sowohl Struktur- als auch Baumartenvielfalt lassen sich in verschiedenen Indices darstellen. Diese charakterisieren die Waldstruktur mit nur einer Zahl (vgl. z.B. McELHINNY ET AL. 2005, POMMERENING 2002, SPELLERBERG & FEDOR 2003). Eine Auswahl verschiedener Indices findet sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: Indices zur Beschreibung der Struktur- oder Baumartenvielfalt von Wäldern, mit Abkürzung und Literaturverweis

Index	Abkürzung	Literatur
Shannon-Index	$H' (A)$	SPELLERBERG UND FEDOR 2003
Waldstrukturdiversitätsindex	$H' (AVZ)$	WEBER 1999
Species Mingling Index	M_{sp}	GRAZ 2004
Aggregation Index	R	CLARK & EVANS 1954
Structural Complexity Index	SCI	ZENNER & HIBBS 2000

Die Bedeutung von Mikrohabitaten für die Biodiversität

Eine besondere Funktion für das Vorkommen vieler Arten spielen Schlüsselstrukturen an Bäumen, welche sich vor allem in vom Menschen wenig beeinflussten Wäldern mit alten Bäumen finden (BAUHUS et al. 2009). Diese werden als Mikrohabitate bezeichnet und sind nach VUIDOT et al. (2011) als Habitatstrukturen an lebenden Bäumen und stehendem Totholz definiert.

Höhlen und Höhlungen bilden eine sehr wichtige Gruppe innerhalb der Mikrohabitate, da zahlreiche Arten daran angepasst sind. In Frankreich sind z.B. 41% der Vogelarten Höhlenbewohner (BLONDEL 2005 in LARRIEU ET AL. 2014). Je nach Baumart, Größe der Höhle, Öffnungsgröße, Entstehungsart, Zersetzungsgrad und Höhe am Baum werden Höhlen von sehr unterschiedlichen Vogelarten genutzt (DEGRAAF & SHIGO 1985, REMM et al. 2006). Aber auch andere Wirbeltiere nutzen Baumhöhlen. So sind z.B. im westlichen Kanada etwa ein Drittel aller im Wald lebenden Wirbeltiere für ihre Fortpflanzung auf Höhlen angewiesen (MARTIN et al. 2004). Höhlen bieten aber nicht nur einer großen Anzahl von Wirbeltieren Schutz und Fortpflanzungsstätten, auch viele Pilze und Insekten sind auf Baumhöhlen spezialisiert (WINTER & MÖLLER 2008). Dies ist insbesondere der Fall, wenn sich durch fortschreitende Zersetzung des Holzkörpers große Mengen an Mulm angesammelt haben (JÖNSSON et al. 2004). Zahlreiche Käferarten sind speziell auf Höhlen als Lebensraum angewiesen. Darunter fallen in Deutschland auch Arten der Roten Liste wie beispielsweise der Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer (*Limoniscus violaceus* MÜLLER) (GOUIX & BRUSTEL 2012). Aber auch das Vorkommen von epiphytischen Pflanzen kann durch Höhlen positiv beeinflusst werden (FRITZ & HEILMANN-CLAUSEN 2010). Dendrothelmata - mit Wasser gefüllte Baumhöhlen – stellen innerhalb dieser Gruppe eine Besonderheit dar. Zwar sind nicht sehr viele Arten an dieses Mikrohabitat angepasst, es gibt aber eine kleine Gruppe von sehr spezialisierten Insekten, welche für ihr Larvenstadium auf Dendrothelmata angewiesen sind (KITCHING 1971). Rindentaschen sind v.a. für Fledermäuse von Bedeutung, welche diese als Rast- und Schlafplätze nutzen (MICHEL & WINTER 2009, RUSSO et al. 2004). Sie werden aber auch von Vögeln, z.B. dem Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla* BREHM) und dem Waldbaumläufer (*C. familiaris* LINNAEUS) als Brutstätte genutzt (HOFFMANN & LÖB 2012).

Stammverletzungen und Rindenabschürfungen, Kronentotholz und Kronenbruch und die mit diesen Verletzungen einhergehende Fäule bieten einer großen Anzahl von Arten Lebensraum und/oder Nahrungsgrundlage (PARKS et al. 1997). Dies gilt sowohl für Pilze als auch für Insekten und Wirbeltiere. Je nach Größe, Zersetzungsgrad und Höhe am Baum und ob es sich um eine Kern- oder Splintfäule handelt, finden sich dort sehr unterschiedliche Arten. Auch VANDERWEL et al. (2006) fanden in den Insektenordnungen *Diptera*, *Hymenoptera* und *Coleoptera* sehr viele auf diese Mikrohabitate spezialisierte Arten.

Stammfußhöhlen und –spalten, welche nicht durch Schädigung, sondern durch den Wuchs von Bäumen entstehen, können z.B. Fledermäusen ein Quartier bieten (GÖTTSCHE 2014). Die Fruchtkörper holzersetzer Pilze bieten einer großen Zahl von Insekten Nahrung und Lebensraum (JONSELL & NORDLANDER 2002), werden aber auch von anderen Pilzen parasitiert (ELLIS & ELLIS 1998 in LARRIEU ET AL. 2012).

Epiphytische Pflanzen wie Efeu (*Hedera helix* L.) und Moose schaffen Strukturen an Stämmen, welche von Insekten besiedelt (PSCHORN-WALCHER & GUNHOLD 1957) und in der Folge z.B. von Vögeln zur Nahrungssuche genutzt werden (GRÜNEBERGER & LEISLER 1993). Auch Vogelnester werden von Insekten besiedelt und stellen somit ein Habitat im Wald dar (RENKEN 1956). Saftfluss an Bäumen wird von verschiedenen Insekten, insbesondere von Käfern, als Nahrungsquelle genutzt (MÖLLER 2009).

Die Bedeutung von Totholz für die Biodiversität

Neben dem Vorkommen von Mikrohabitaten ist das Vorhandensein von Totholz ein wichtiger Faktor für eine hohe Artenvielfalt (SIITONEN 2001). Totholz ist dabei nach ALBRECHT (1991) definiert als Holz, welches im Wald durch Absterben von Bäumen oder Baumteilen entsteht. Die Todesursachen können dabei mannigfaltig sein. Dem Absterben folgen Abbauprozesse, welche das Holz früher oder später vollständig zersetzen. Totes Holz an lebenden Bäumen wird dabei nicht zum Totholz gezählt (OEHMICHEN 2007). Totholz dient vielen Waldarten als Nahrung und Lebensraum und erhöht den Strukturreichtum von Wäldern (OEHMICHEN 2007). Demnach kann Totholz als Indikator für Naturnähe und Biodiversität herangezogen werden. Nach ALBRECHT (1991) sind hohe Totholzvolumina in Wäldern ein Indikator für Naturnähe. In

Deutschland gibt es unter den Pilzen ca. 1.500 Arten, welche Totholz besiedeln. Davon gelten 25% als gefährdet (ALBRECHT 1991). Unter den Käfern sind es rund 1.350 Arten, die Totholz bewohnen. Dies ist ein Viertel aller mitteleuropäischen Käferarten (SCHMIDL & BUßLER 2004). Für Vögel und höhlenbewohnende Wirbeltiere ist vor allem stehendes Totholz von großer Bedeutung (ALBRECHT 1991, UTSCHICK 1991). Aber auch für das Vorkommen von Moosen und Flechten spielt Totholz eine wichtige Rolle (WECKESSER & VISNJIĆ 2005). Neben den Käfern besiedeln auch andere Insektenarten Totholz, dieses wird zudem von Amphibien und Mollusken genutzt (MÜLLER & BÜTLER 2010).

Da sich die xylobionten (holzbewohnenden) Arten teilweise sehr speziell an bestimmte Totholzarten angepasst haben, ist für eine große Artenvielfalt jedoch nicht nur die Totholzmenge relevant, sondern auch das Vorhandensein von Totholz verschiedener Zersetzungsgrade, unterschiedlicher Baumarten und Dimensionen (MÜLLER & BÜTLER 2010). Außerdem gibt es viele holzzersetzende Pilze und Käfer, welche speziell auf stark besonntes Totholz angewiesen sind (SIITONEN 2001). Je nach Baumart wird Holz unterschiedlich schnell zersetzt. Dies ist zudem von vielen anderen Faktoren, wie der Holzdimension, dem Bodenkontakt und den klimatischen Bedingungen abhängig (ALBRECHT 1991).

Die Bedeutung der menschlichen Einflussnahme für die Biodiversität

In den mitteleuropäischen Wäldern leben jedoch nicht nur Arten, für deren Vorkommen Strukturen alter Wälder oder Totholz von Bedeutung sind. Durch die seit 5000 Jahren vorhandene menschliche Einflussnahme auf den Wald entstanden neue Waldtypen und Habitatstrukturen, an die sich verschiedene Organismen angepasst haben (BOLLMANN & BRAUNISCH 2013, SVENNING 2002). So finden sich z.B. in Mittelwäldern hohe Artenzahlen, unter anderem auch viele vom Aussterben bedrohte Arten. Dies sind meist lichtliebende Arten und deren Nutzergemeinschaften, welche bei dieser Nutzungsform begünstigt werden (ALBRECHT & MÜLLER 2008, HAUPT 2012). Zudem wurden in Mittelwäldern häufig Eichen als Überhälter genutzt, welche bei dieser Bewirtschaftungsform auch höhere Anteile an Kronentotholz entwickelten, dies kann zu einer größeren Biodiversität beitragen (ALBRECHT & MÜLLER 2008). Die stark besonnten Stämme der Überhälter bieten außerdem ein wertvolles Habitat für manche Arten, wie z.B. den Heldbock (*Cerambyx cerdo* LINNAEUS) (PATZAK 2010). Das

Vorhandensein bzw. der Verbleib vieler Arten ist dabei oft von der menschlichen Einflussnahme, z.B. in Form von Stockausschlagsnutzung abhängig, da die lichten Strukturen nur so erhalten bleiben (COCH & MÜLLER-BAUERFEIND 2002).

Die Auswirkungen der aktuellen Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität

Bei der seit etwa 150 Jahren in Mitteleuropa betriebenen Forstwirtschaft werden im Zuge von forstlichen Nutzungen Bäume bei Erreichen eines Zieldurchmessers, bei schlechter Qualität oder weil die Baumart keinen ökonomischen Wert hat, entnommen (LARRIEU et al. 2012). Somit entstanden homogenisierte Wälder mit vergleichsweise kurzen Umtriebszeiten, wenigen Baumarten, hohen Vorräten und „gesunden“, geradschaftigen Bäumen (BOLLMANN & BRAUNISCH 2013, LARRIEU et al. 2012). Durch die intensive Nutzung verbleibt nur wenig Holz im Wald (ALBRECHT 1991). Somit fehlen im Wald jedoch Bäume mit Mikrohabitaten, hohe Totholzvorräte oder auch lichte Strukturen – folglich sind viele Waldarten in ihrem Vorkommen bedroht (BAUHUS et al. 2009, BOLLMANN 2011, MONING & MÜLLER 2008, NAGEL et al. 2013).

Biodiversitätsschutzmaßnahmen im Wald – Empfehlungen der Wissenschaft

Nach LINDENMAYER & FRANKLIN (2002) muss Biodiversitätsschutz auf allen Ebenen, von der Landschaftsebene bis zum Einzelbaum stattfinden. Sie fordern eine Schaffung von Heterogenität auf allen Betrachtungsebenen im Wald. Wegen der begrenzten Möglichkeiten von Schutzgebieten beim Biodiversitätsschutz heben die Autoren dabei auch die wichtige Funktion von Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz auf Bestandesebene hervor. Wichtige Elemente sind dabei das Belassen von Bäumen bei der Holzernte, längere Umtriebszeiten und die Schaffung von Struktureichtum. Die Autoren beziehen sich dabei zwar hauptsächlich auf die Waldwirtschaft in der Neuen Welt, die Erkenntnisse sind aber auch auf europäische Wälder übertragbar. So fordert auch PARVIAINEN (2003), neben der weiteren Ausweisung von Schutzgebieten, optimierte, integrative Konzepte auf Bestandesebene bei der Waldbewirtschaftung in Europa. Auch die geringe Mobilität vieler saproxylicher Arten spricht für ein integratives Biodiversitätsschutzkonzept, um eine dauerhafte Habitatvernetzung zu gewährleisten (ALBRECHT 1991, MÜLLER 2005). Generell wird dabei das Belassen von Bäumen und Baumgruppen bis zum natürlichen Zerfall gefordert (MICHEL & WINTER 2009, MONING & MÜLLER 2008). Im Vordergrund steht hier der dauerhafte Schutz von

Bäumen mit vielen bzw. wertvollen oder seltenen Mikrohabitaten im Zuge von Waldnutzungsmaßnahmen (VIDOT et al. 2011). Nach LARRIEU et al. (2012) kommen dafür vor allem Bäume mit großen Durchmessern infrage. Durch die teilweise sehr spezifische Anpassung mancher Arten muss aber ebenfalls auf das Verbleiben verschiedenster Baumarten geachtet werden. Da Eichen und Buchen verglichen mit anderen Baumarten sehr viele Mikrohabitats tragen, wird deren Bedeutung für den Biodiversitätsschutz hervorgehoben (MORDINI 2009, VIDOT et al. 2011). Aus Biodiversitätsschutzgründen wird weiterhin die Anhebung der Totholz mengen, bestehend aus unterschiedlichen Holzarten, Dimensionen und Zersetzungsgraden, empfohlen (CHRISTENSEN et al. 2005). Aber auch die Weiterführung oder Wiederaufnahme alter Bewirtschaftungsformen, welche z.B. zur Schaffung von lichten Strukturen führen, stellt beim Biodiversitätsschutz im Wald eine wichtige Maßnahme dar (KRAUS & KRUMM 2013, MONING & MÜLLER 2008). Weiterhin wird eine generelle Erhöhung des Struktureichtums, also einem Nebeneinander von Bäumen unterschiedlicher Baumarten, Dimensionen und Höhen als positiv für die Biodiversität bewertet (POMMERENING 2002).

Die Belassung von für den Biodiversitätsschutz wichtigen Bäumen kann zu einer verringerten Holznutzung und geringeren Einnahmen aus Holzverkäufen führen (MICHEL & WINTER 2009, REGNERY et al. 2013). LARRIEU et al. (2012) stellten für Buchen und Tannen jedoch fest, dass Bäume mit vielen Mikrohabitaten oft einen geringen ökonomischen Wert haben, und dass deren Belassung zu sehr geringen bis keinen Einnahmeverlusten führt. MORDINI (2009) stellte für Eichen aber Gegenteiliges fest. In ehemaligen Schweizer Mittelwäldern fand sie viele Eichen mit sowohl hohen ökologischen als auch hohen ökonomischen Werten, sodass Zielkonflikte bei der Nutzung prognostiziert wurden.

Biodiversitätsschutz im Wald - Umsetzung

Wie vorangehend erläutert, gibt es eine große Bandbreite an Maßnahmen für einen umfassenden Biodiversitätsschutz im Wald. Trotzdem werden Biodiversitätsschutzziele in vielen Ländern nicht erreicht (LIER et al. 2013). Ein Grund dafür ist das fehlende Wissen von Forstpraktikern in Bezug auf die oben genannten Artenschutzmaßnahmen im Wald (BÜTLER et al. 2006). In vielen Bundesländern in Deutschland wurden zwar in

den letzten Jahren dahingehende Konzepte und Handlungsanweisungen herausgegeben (z.B. Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg - SCHMALFUß ET AL. 2010), die Umsetzung dieser Ziele könnte durch die eingehende Schulung und Sensibilisierung von Forstpraktikern jedoch deutlich verbessert werden (KRAUS & KRUMM 2013, NIEDERMANN-MEIER et al. 2010).

Ein weiterer Grund ist die schwierige und aufwendige direkte Messbarkeit von Biodiversität (BOUGET et al. 2014, LIER et al. 2013). Um zu kontrollieren, ob bestimmte Ziele oder Vorgaben eingehalten werden, sind in der Praxis leicht zu messende biodiversitätsbezogene Indikatoren und Kriterien nötig (LINDENMAYER et al. 2000). Die bisherigen diesbezüglichen Ansätze stellten sich jedoch größtenteils als nicht zielführend heraus (KRAUS & KRUMM 2013). Nach dem heutigen Wissensstand ist es daher empfehlenswert, durch Waldbewirtschaftung beeinflussbare und leicht aufzunehmende Indikatoren, z.B. Mikrohabitatstrukturen, als Biodiversitätskennzahlen heranzuziehen (WINTER & MÖLLER 2008). Ein in der Praxis einfach anzuwendendes, für ganz Europa gültiges Vorgehen für das Biodiversitätsmonitoring anhand solcher Indikatoren muss daher noch entwickelt werden und ist Gegenstand aktueller Forschung (LIER et al. 2013).

Des Weiteren ist es immer noch Gegenstand der Forschung, welche Mindestmengen an Mikrohabitaten oder Totholz in Wäldern nötig sind, bzw. welcher Grad an Strukturvielfalt anzustreben ist, um die gesteckten Biodiversitätsschutzziele zu erreichen (BOUGET et al. 2014, LARRIEU et al. 2012, VUIDOT et al. 2011). Die Rolle der verschiedenen Baumarten für die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten und Totholz ist zwar teilweise untersucht worden, weitere Erkenntnisse diesbezüglich sind jedoch vonnöten (LARRIEU et al. 2014). Auch die zeitliche und räumliche Verteilung von Mikrohabitaten und Totholz über die verschiedenen Waldentwicklungsphasen ist noch nicht hinreichend untersucht (LARRIEU et al. 2014). Konkrete Praxisempfehlungen auf wissenschaftlicher Grundlage müssen durch eine eingehende diesbezügliche Forschung erst noch abgeleitet werden (KRAUS & KRUMM 2013).

Biodiversitätsschutz und Marteloscope

Die im F+E Projekt „Integrate+“ des European Forest Instituts eingerichteten Marteloscope sollen zu einer Verbesserung des Biodiversitätsschutzes im Wald beitragen. Marteloscope sind meist ein Hektar große Waldflächen, in denen jeder Baum ab einem bestimmten Durchmesser aufgenommen und kartiert ist (BERGER et al. 2013). Ihren Ursprung finden die Marteloscope in Frankreich („Martelage“ - franz. für „Holzschlag“). Sie stellen dabei vor allem Trainingseinheiten dar, in welchen Schulungen zu bestimmten waldbaulichen Fragestellungen stattfinden können (MORDINI & ROTACH 2010). So können z.B. Probeauszeichnungen durchgeführt werden, die Ergebnisse der virtuellen Eingriffe können simuliert und den Benutzern zeitnah aufgezeigt werden (BERGER et al. 2013). Je nach Zielsetzung des Martelopes können die einzelbaumweise aufgenommenen Parameter sehr unterschiedlich sein. In den, im Rahmen des Projektes Integrate+ eingerichteten, Marteloscopen stehen die ökonomische und die ökologische Wertigkeit von Einzelbäumen im Vordergrund. Diese Marteloscope sollen vor allem dazu dienen, Forstpraktikern, Naturschützern und Studierenden die Möglichkeit zu geben, neues Wissen über Biodiversitätsschutzmaßnahmen im Wald zu erlangen (KRAUS et al. 2013). Indem die Folgen virtueller waldbaulicher Eingriffe in Bezug auf Ökologie und Ökonomie direkt sichtbar gemacht und diskutiert werden, können Waldbewirtschafter für das Erkennen wichtiger Strukturen in Bezug auf Biodiversitätsschutz sensibilisiert werden (MORDINI & ROTACH 2010). Ein multinationaler Austausch über Expertise und verschiedene Maßnahmen in Bezug auf Biodiversitätsschutz im Wald soll durch Schulungen und Waldbegänge in Marteloscopen entstehen können. Durch die objektive Quantifizierung waldbaulicher Entscheidungen in Bezug auf Ökologie und Ökonomie kann somit Waldbau auf wissenschaftlicher Grundlage betrieben werden (ZINGG 2005). Auf der Basis der detaillierten Aufnahmen von Mikrohabitaten, Totholz und Waldstruktur in den Hauptwaldtypen Europas können aber auch neue Erkenntnisse und Vergleichswerte in Bezug auf diese Zielgrößen gewonnen werden (KRAUS et al. 2013). So kann mit einer großen Datenbasis z.B. untersucht werden, welche Baumarten für die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten oder Totholz besondere Bedeutung haben. Außerdem können Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Baumarten und deren ökonomischen und ökologischen Werten untersucht werden (MORDINI 2009). Ebenso ist es möglich,

Nutzerentscheidungen im Wald in Bezug auf ihre ökonomischen und ökologischen Auswirkungen zu analysieren. Konflikte zwischen naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Aspekten im Wald können dabei sichtbar gemacht werden (KRAUS et al. 2013). Durch die vergleichsweise kleine Untersuchungsfläche stellen Marteloskopie jedoch nur einen Ausschnitt eines bestimmten Waldtyps dar. Einzelne Marteloskopie sind daher nicht als repräsentativ zu werten. Auf diesen Untersuchungsflächen getroffene Erkenntnisse sind daher nur bedingt übertragbar. Natürliche und anthropogene Störungen, sowie Wachstum und Entwicklung von Bäumen und den daran gebundenen Mikrohabitaten verlangen konsequent durchgeführte, periodische Folgeaufnahmen. Nur so können Marteloskopie langfristig als Schulungswerkzeug erhalten bleiben.

1.3 Ziele

Vor diesem Hintergrund war das Ziel der vorliegenden Arbeit die Anlage und detaillierte Analyse eines Marteloskopes in einem durchgewachsenen Mittelwald im Freiburger Stadtwald. Strukturvielfalt, Mikrohabitatvorkommen und Totholzreichtum des Marteloskopes sollten dabei aufgenommen und analysiert werden, um dieses bezüglich seiner ökologischen Waldfunktion einordnen zu können und eine umfassende Datengrundlage für die spätere Nutzung als Schulungsfläche bereitzustellen. Außerdem wurde eine einzelbaumweise ökologische und ökonomische Bewertung aller Bäume angestrebt, um mögliche Konflikte bzw. Synergien hinsichtlich naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Zielen bei der Bewirtschaftung von durchgewachsenen Mittelwäldern im Rahmen dieser Arbeit und bei künftigen Schulungen aufzeigen zu können. Zusätzlich sollte die Nutzbarkeit des in dieser Arbeit eingerichteten Marteloskopes hinsichtlich der Durchführung von Schulungen zu ökologischer und ökonomischer Wertigkeit von Einzelbäumen überprüft werden.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Marteloskop Mooswald wurde in einem ca. 120 Jahre alten, 8,4 ha großen ehemaligen Mittelwald im Freiburger Stadtwald eingerichtet. Der Bestand befindet sich im westlich der Stadt gelegenen Mooswald (Abbildung 1). Er liegt auf einer Höhe von 210 - 220 m ü. NN und gehört zum Einzelwuchsbezirk „Freiburger Bucht“ im Wuchsgebiet „Oberrheinisches Tiefland“. Der Regionalwald in diesem Wuchsbezirk ist ein planarer Hainbuchen-Buchen-Eschen-Wald mit Stieleiche (VFS Freiburg 2015). Die Jahresdurchschnittstemperatur im Untersuchungsgebiet beträgt 11,4 °C, der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 950 mm (gemittelt über die Jahre 1981 – 2010; DEUTSCHER WETTERDIENST 2014).

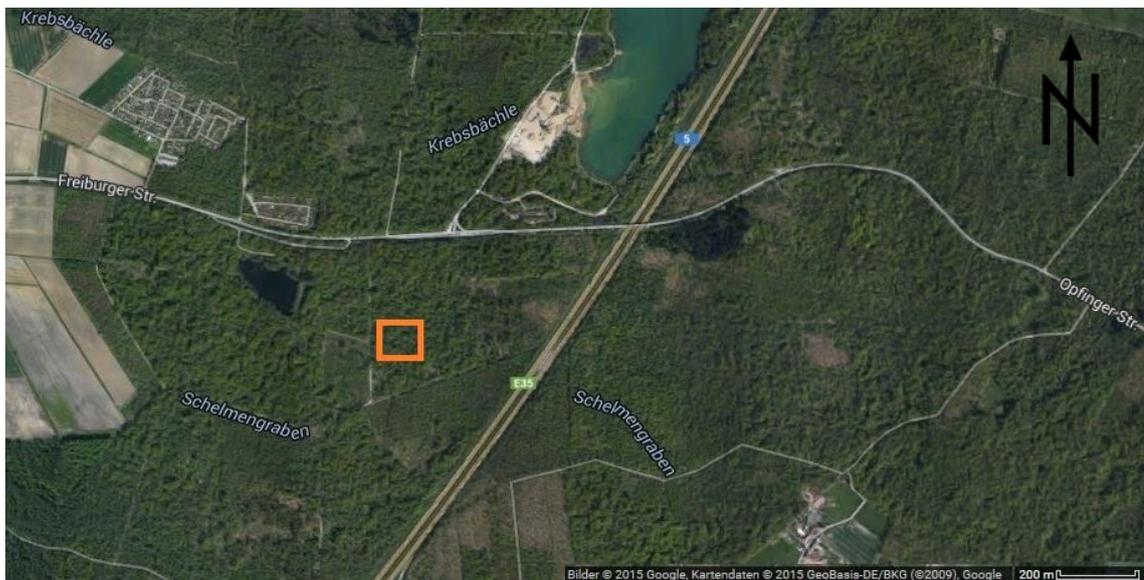


Abbildung 1: Lage des Marteloskopes Mooswald (in orange) an der Freiburger Straße zwischen Freiburg (im Osten) und Opfingen (im Westen); das Marteloskop liegt im Bestand „c12“ in der Abteilung 9 - „Erdbeerenbruck“ im Distrikt 14 - „Opfinger Wald“ (vgl. auch Anhang A, Abbildung 1)

Ausgangssubstrat im Mooswald sind quartäre Hochwassersedimente, überwiegend aus kalkfreien Flussschottern der Dreisam (LRGB 2013). Die daraus entstandenen Böden sind, je nach Höhe des Grundwasserstandes, in weiten Teilen Gleye und Braunerden, in geringerem Umfang Auenböden und Stagnogleye. Im Bereich des Marteloskopes herrschen mäßig frische Auenbraunerden vor, diese sind im westlichen Teil kiesig-sandig, im östlichen Teil sandig-lehmig (Abbildung 2). Der Boden im nördlichen Bereich des Marteloskopes wird teilweise durch einen ehemaligen, noch

wenig Wasser führenden Flusslauf beeinflusst. Dort befindet sich ein feuchter bis nasser, eutropher Anmoorgley. Nach DENZ & MENDE (1966) besteht die natürliche Waldgesellschaft der Auenbraunerden aus Eichen-Hainbuchen-Wäldern, die der Anmoorgleye aus Erlen-Eschen-Wäldern.



Abbildung 2: Standortskarte des Mooswaldes im Bereich des Marteloskopes Mooswald (in orange), Standortseinheiten im Bereich des Marteloskopes: Eichen-Hainbuchen-Wald auf mäßig frischen kiesig-sandigen Böden (hellgrün), Eichen-Hainbuchen-Wald auf mäßig frischen sandig-lehmigen Böden (gelb), Erlen-Eschen-Wald auf vererdetem Anmoor (hellblau)

Der Bestand, in dem das Marteloskop eingerichtet wurde, wird in der aktuellen Forsteinrichtung (FE-Zeitraum 2011 – 2021) dem Waldentwicklungstyp „Eichenmischwald“ zugeordnet und als „c12“ geführt. Dabei wurden sechs Hauptbaumarten beschrieben (Tabelle 3). Der dGz 100 liegt auf diesem Standort im Schnitt bei etwas über $6 \text{ Vfm ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der Bestand gehört zum FFH-Gebiet „Breisgau“ und zum Vogelschutzgebiet „Mooswälder bei Freiburg“. Knapp 90% der Bestandesfläche werden dem Waldlebensraumtyp „Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald“, etwa 10% der Fläche dem Waldlebensraumtyp „Auenwälder mit Erle, Esche, Weide“ zugeordnet.

Tabelle 3: Hauptbaumarten mit Flächenanteil und dGz 100 für den Bestand c12, Dist. 14, Abt. 9 im Freiburger Stadtwald

Baumart	Anteil (%)	dGz 100 (Vfm ha⁻¹ a⁻¹)
<i>Quercus robur</i> L.	30	7
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	25	5
<i>Carpinus betulus</i> L.	20	5
<i>Alnus glutinosa</i> GAERTN.	15	7
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	5	5
<i>Quercus rubra</i> L.	5	8

Die heute noch auf der Fläche des Marteloskopes vorhandenen, tief bekroten Stieleichen belegen die frühere mittelwaldartige Nutzung dieser Fläche. Die Waldflächen im Bereich der Gemeinde Opfingen wurden über lange Zeit auf diese Weise bewirtschaftet (COCH & MÜLLER-BAUERFEIND 2002). Etwa ab dem Jahre 1925 wurde eine Überführung zum Hochwald durchgeführt, wodurch die vorhandene Hauschicht in den Kronenraum der Eichen und Eschen einwuchs (COCH & MÜLLER-BAUERFEIND 2002). Wie in großen Teilen des Freiburger Mooswaldes fand auch im Untersuchungsgebiet ein Gewässerausbau und daraus resultierend ein Absenken des Grundwasserspiegels statt. Im Bereich des Marteloskopes war der mittlere Grundwasserspiegel bis 1974 um 25 – 45 cm abgesunken (HÜGIN 1982). Zur jüngeren Bestandesgeschichte, welche das Waldbild im Marteloskop prägte, zählt ein Sturmwurf durch Orkan „Lothar“ im Jahr 1999. Hierdurch wurden im südlichen Bestandesbereich zahlreiche starke Bäume entwurzelt und in der Folge entnommen.

Die Ausweisung des Marteloskopes im Bestand c12 erfolgte aufgrund verschiedener Auswahlkriterien. Das Marteloskop sollte in Waldteilen ausgewiesen werden, in welchen sich alte Mittelwaldeichen befinden, da diese sowohl ökonomisch als auch ökologisch einen hohen Wert aufweisen können (MORDINI & ROTACH 2010). Ein hoher Anteil Mischbaumarten zu Vergleichsbetrachtungen war ebenfalls gewünscht. Das Bestandesalter war dabei so zu wählen, dass sich an den Eichen bereits Mikrohabitate entwickeln konnten, der Bestand aber auch nicht kurz vor der Verjüngung stand und in naher Zukunft nicht mehr als Marteloskop nutzbar gewesen wäre. Für die Ausweisung des Marteloskopes war außerdem eine quadratische Fläche von einem Hektar erforderlich, welche keine Durchschneidung in Form von Straßen oder Waldwegen

aufwies. Für eine spätere Nutzung des Marteloskopes, sollte dieses auch eine gute Erreichbarkeit aufweisen (Straßen- und ÖPNV-Anbindung). Diese Kriterien wurden im Bestand c12 erfüllt. Eine Verjüngung des Bestandesteils, in dem das Marteloskop eingerichtet wurde, war in näherer Zukunft nicht geplant (MÜLLER 2014, persönliche Mitteilung).

2.2 Methodik

Alle Erhebungen fanden im Zeitraum zwischen Dezember 2014 und Januar 2015 statt. Die Aufnahme außerhalb der Vegetationsperiode erleichterte sowohl die Höhenermittlung als auch die Erfassung der Mikrohabitate.

2.2.1 Erhebungen auf Ebene des Bestandes

Das Marteloskop wurde im westlichen Bereich des Bestandes c12, parallel zum dort verlaufenden Waldweg angelegt. Die Außengrenzen und der Mittelpunkt des Marteloskopes wurden mit Kompass (Firma Suunto, Finnland) und Maßband ermittelt und mit Holzpflocken abgesteckt. Der Mittelpunkt wurde zusätzlich mit einem im Boden versenkten Metallrohr dauerhaft markiert. Eine Hangkorrektur war aufgrund des ebenen Geländes nicht erforderlich. Weiterhin wurde das Marteloskop in vier Quadranten aufgeteilt und die Quadrantenmittelpunkte markiert.

Die Aufnahme der Bestandesdaten erfolgte nach Quadranten. Die X- und Y-Koordinaten aller Bäume mit einem BHD ab 7,5 cm wurden in Bezug auf die Quadrantenmittelpunkte erfasst. Dazu wurden Entfernung und Azimut zum Quadrantenmittelpunkt mit einem Vertex VL 5 (Firma Haglöfs, Schweden) und einem Kompass bestimmt. Die Bäume wurden übergangsweise mit einem an den Stamm getackerten Aluminiumplättchen nummeriert. Die Plättchen wurden später durch eine Nummerierung mittels permanenter Sprühfarbe ersetzt. Von allen eingemessenen Bäumen wurden Baumart und BHD aufgenommen, um untersuchen zu können, wie sich diese auf den ökologischen und ökonomischen Wert auswirken. Zusätzlich zum BHD wurde zur Volumenberechnung zudem die Höhe der Bäume mit dem Vertex ermittelt. Weiterhin wurde der Zustand (lebend/tot) festgehalten, um die toten Bäume bei der Datenanalyse gesondert betrachten zu können. Die Messung der Einzelbaumparameter erfolgte dabei gemäß der Aufnahmeanweisung der permanenten Betriebs-

inventur von Baden-Württemberg (ForstBW 2014). Besonderheiten wurden vermerkt. Die anschließende Volumenberechnung der Bäume erfolgte entweder mittels Formzahl- oder Volumenfunktion nach BERGEL (1973), BERGEL (1974), GEROLD (1977) oder WENK (1964) (vgl. Anhang A, Tabelle 1).

2.2.2 Totholzaufnahme

Die Aufnahme des liegenden Totholzes erfolgte nach einem für diese Masterarbeit entwickelten Schema, welches sich an MEYER (1999), ROBIN & BRANG (2009), KELLER (2005) und HALLER (2013) orientiert. Die liegenden Tothholzobjekte wurden in sechs Kategorien unterteilt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Unterscheidung der in dieser Arbeit aufgenommenen Tothholzobjekte, mit Kürzel

Kürzel	Objekt
A	Wurzelstock
B	Baum (vollständig)
C	Stamm
D	Ast
E	Wurzelteller
F	andere

Der Durchmesser wurde durch kreuzweises Kluppen ermittelt (Messgenauigkeit 0,5 cm), die Länge wurde mit einem Maßband bis zur jeweiligen Kluppschwelle aufgenommen (Messgenauigkeit 10 cm). Bei Wurzelstöcken wurde der Durchmesser in Höhe der Schnitt-/Bruchstelle durch kreuzweises Kluppen in Nord-Süd- und Ost-West-Richtung aufgenommen. Bei ganzen Bäumen wurde der Durchmesser nach 1,3 Metern vom starken Ende aufgenommen. Für die Objekte C bis F erfolgte die Durchmesseraufnahme am starken und am schwachen Ende der Tothholzstücke. Die Kluppschwelle lag für die Objekte B bis F bei zehn Zentimetern für Stücke von mindestens einem Meter Länge und bei 30 Zentimetern für Stücke mit mindestens 0,5 Meter Länge (vgl. ROBIN & BRANG 2009). Für Wurzelstöcke lag die Kluppschwelle bei 10 Zentimetern.

Bei mechanischen Abrissen, wie dem Abbruch von Stammteilen, welche zu einer Volumenreduktion von Tothholzobjekten führen, wurde diese in 10% Stufen eingeschätzt (vgl. MEYER 1999). Des Weiteren wurde die Baumart aufgenommen, sofern diese eindeutig bestimmbar war. Ansonsten wurde zwischen Laub- und

Nadelholz unterschieden bzw. „unbestimmt“ vergeben, wenn auch dies nicht möglich war. Der Zersetzungsgrad der Tothholzobjekte wurde in fünf Kategorien nach dem von KELLER (2005) beschriebenen Verfahren aufgenommen, zusätzlich wurde sich an ALLER (2013) und ROBIN & BRANG (2009) orientiert (Tabelle 5).

Tabelle 5: Bezeichnung der verschiedenen Zersetzungsgrade, Erläuterung des Messertests zur Bestimmung derselben, sowie Beschreibung der verschiedenen Zersetzungsgrade (nach HALLER 2013, KELLER 2005, ROBIN & BRANG 2009)

Bezeichnung	Messertest	Beschreibung
Frischholz	Messer dringt nicht ein	frisches Holz, saftführend
Tothholz	Messer dringt in Faserrichtung nur sehr schwer ein	saftlos, fest; leichte Zersetzungsspuren (abgelöste Rinde, teilw. Dunkelfärbung)
Morschholz	Messer dringt in Faserrichtung leicht ein, nicht aber quer	weniger fest; erkennbare Zersetzungsspuren; weichfaule Anteile < 50% des Volumens
Moderholz	Messer dringt in jede Richtung leicht und tief ein	weich; deutliche Zersetzungsspuren; weichfaule Anteile > 50%
Mulmholz	sehr locker oder pulverig, kaum noch zusammenhängend	fast vollständig zersetzt und humifiziert; schwer zu identifizieren und zu messen

Zur Positionsbestimmung wurde für jedes Tothholzstück, analog zur Einmessung vom lebenden Bestand, Entfernung und Azimut zum jeweiligen Quadrantenmittelpunkt ermittelt. Zur kartografischen Darstellung wurde bei den Objekten B bis F außerdem die Orientierung vom starken zum schwachen Ende mit einem Kompass bestimmt. Die anschließende Volumenberechnung der liegenden Tothholzobjekte erfolgte nach MEYER (1999). Stehende Tothholzobjekte wurden analog zum liegenden Tothholz aufgenommen, die Volumenermittlung erfolgte bei ganzen Bäumen mittels Formzahl- oder Volumenfunktion, bei abgebrochenen Bäumen mit dem Programm ForestTools3 (NAGEL 2015).

2.2.3 Erfassung der Mikrohabitate und ökologische Bewertung

Eine Übersicht der zu erfassenden Mikrohabitate (Tabelle 6) wurde unter Bezug auf verschiedene Quellen erstellt (vgl. Kap 1.2). Grundlage dafür war auch der Mikrohabitatkatalog, welcher bei der Ausweisung anderer Marteloskope des European Forest Intituts genutzt wird. Mikrohabitate wurden nur an stehenden lebenden und toten Bäumen erfasst. Für die spätere Bewertung der einzelnen Mikrohabitate wurden diese, je nach Größe, Höhe am Baum, Zersetzungsgrad und weiteren Kriterien unterteilt. Die Erfassung der Mikrohabitate erfolgte mit drei Personen, sodass die Mikrohabitate an jedem Baum von allen Seiten und am Stammfuß möglichst problemlos eingesehen werden konnten. Als Hilfsmittel dienten hier Ferngläser und eine Digitalkamera (Nikon D7000) mit Bildstabilisator und Teleobjektiv, sowie ein Vertex VL 5 zur Höhenermittlung der Strukturen. Nicht direkt messbare Größen, wie z.B. der Durchmesser von Spechthöhlen in größerer Höhe, wurden gemeinsam geschätzt. Alle Mikrohabitate wurden für lebende Bäume und stehende tote Bäume aufgenommen, dabei wurde an jedem Baum die genaue Anzahl der jeweiligen Struktur erfasst.

Tabelle 6: In dieser Arbeit verwendeter Mikrohabitatkatalog, mit Oberkategorien und Beschreibung der einzelnen Mikrohabitate, Bewertung der einzelnen Mikrohabitate nach Seltenheit (S), Entwicklungsdauer und (E) Basiswert (P) nach LARRIEU (2010 – unveröffentlichtes Material)

Mikrohabitat		P	S	E	
Code	Beschreibung				
Specht- höhlen	A1	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\phi = 4$ cm, Volume < 11	4	1	2
	A2	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\phi = 5-6$ cm, Volume 4 - 6 l	4	1	3
	A3	durch Spechtaktivität entstandene Höhle, $\phi > 10$ cm, Volume > 15 l	4	1	4
	A4	kleine, durch Spechtfraß entstandene Höhle, $\phi \geq 3$ cm	2	1	1
	A5	min. drei Spechtlöcher mit einer max. Distanz von 2 Metern	4	2	4
Stamm- und Mulm- höhlen	B1	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi < 30$ cm, Bodenkontakt	5	4	2
	B2	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi \geq 30$ cm, Bodenkontakt	5	4	4
	B3	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi < 30$ cm, kein Bodenkontakt	4	4	1
	B4	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi \geq 30$ cm, kein Bodenkontakt	4	4	3
	B5	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi \geq 30$ cm, hohler Baum	4	4	4
Stamm- höhlungen	C1	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhlung, Innenraum = Höhlenöffnung, Bodenkontakt	4	4	3
	C2	durch Stammverletzung und Kernfäule entstandene Höhlung, Innenraum = Höhlenöffnung, Bodenkontakt	4	4	2
Astloch- höhlen	D1	durch Astabbruch oder -ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi < 10$ cm/ $h < 1$ m	4	4	1
	D2	durch Astabbruch oder -ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi < 10$ cm/ $h \geq 1$ m	4	4	2
	D3	durch Astabbruch oder -ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi \geq 10$ cm/ $h < 1$ m	4	4	3
	D4	durch Astabbruch oder -ausbruch und Fäulnis entstandene Höhle, Innenraum $>$ Höhlenöffnung, $\phi \geq 10$ cm/ $h \geq 1$ m	4	4	4
Dendro- thelmata	E1	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. -höhlung, $\phi < 15$ cm, $h < 2$ m	3	4	1
	E2	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. -höhlung, $\phi < 15$ cm, $h \geq 2$ m	3	4	3
	E3	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. -höhlung, $\phi \geq 15$ cm, $h < 2$ m	3	4	2
	E4	mit Wasser gefüllte Stamm- und Asthöhle bzw. -höhlung, $\phi \geq 15$ cm, $h \geq 2$ m	3	4	4
Insekten- gänge	F1	Insektenfraßgänge und Bohrlöcher von großen Insekten, z.B. <i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, $h < 4$ m	3	1	1
	F2	Insektenfraßgänge und Bohrlöcher von großen Insekten, z.B. <i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, $h \geq 4$ m	3	1	2
Rinde I	G1	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fällschäden, 25 - 400 cm ² , Zersetzungsgrad < 3	1	3	1
	G2	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fällschäden, > 400 cm ² , Zersetzungsgrad < 3	1	3	2
	G3	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fällschäden, 25 - 400 cm ² , Zersetzungsgrad = 3	1	3	3
	G4	freiliegender Holzkörper z.B. durch Rücke- oder Fällschäden, > 400 cm ² , Zersetzungsgrad = 3	1	3	4

Rinde ?	H1	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, <100 cm, h < 1 m	5	5	1
	H2	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, <100 cm, h ≥ 1 m	5	5	2
	H3	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, ≥ 100 cm, h < 1 m	5	5	3
	H4	Risse oder Rindenverletzung, Kernholz liegt auf min. 50 cm Länge und min. 2 cm Breite frei, ≥ 100 cm, h ≥ 1 m	5	5	4
	H5	Blitzschaden/Blitzrinne mit freiliegendem Kernholz auf mindestens 3 m Länge	5	5	4
	H6	Feuerschaden/Feuernarbe	5	5	4
Rinden- taschen und grobe Rinde	I1	Rindentasche, h < 4 m	3	2	2
	I2	Rindentasche, h ≥ 4 m	3	2	2
	I3	für Baumart außerordentlich grobe Rinde	5	5	2
Totholz	J1	toter Ast, ø 10-20 cm, Länge ≥ 50 cm, besonnt	3	4	3
	J2	toter Ast, ø > 20 cm, Länge ≥ 50 cm, besonnt	3	4	4
	J3	toter Ast, ø 10-20 cm, Länge ≥ 50 cm, unbesonnt	3	4	1
	J4	toter Ast, ø > 20 cm, Länge ≥ 50 cm, unbesonnt	3	4	2
	K1	durch Stammbruch fehlt gesamte Krone, evt. wenige Äste erhalten oder neu entstanden	4	3	4
	K2	Zwieselabbruch, Hauptstamm stark beschädigt, freiliegender Holzkörper, Verlust von > 50 % der Krone	2	2	3
	K3	Zersplitterter Stamm, min. 5 Splitter mit Länge ≥ 50 cm vorh.	5	3	4
	K4	Stämmlingsausbruch aus dem Hauptstamm, kein Aststummel vorh., der Holzkörper liegt auf großer Fläche frei	2	2	2
	L1	durch natürlichen Wuchs entstandene Höhle, keine Fäulnis, Innenraum > Höhlenöffnung, ø < 10cm	2	4	1
	L2	durch natürlichen Wuchs entstandene Höhle, keine Fäulnis, Innenraum > Höhlenöffnung, ø ≥ 10cm	2	4	2
	L3	durch natürlichen Wuchs entstandene Höhle mit schmaler Öffnung, keine Fäulnis, Innenraum > Höhlenöffnung	2	4	1
	M1	Einjährige Stielporlingsverwandte, holzzeretzende Pilze aus der Gruppe der Stielporlinge	5	4	1
	M2	Mehrjährige Stielporlingsverwandte, holzzeretzende Pilze aus der Gruppe der Stielporlinge	5	4	2
	M3	Gruppe der Pilze, Stiel klar vom Hut zu unterscheiden, z.B. <i>Armillaria</i> spec. Fr., <i>Pleurotus</i> spec. Fr., ø ≥ 5 cm	5	4	1
M4	Große Ascomyceten, z.B. <i>Daldinia</i> spec. Tul.= "Holzkohlenpilze", finden sich auf totem Laubholz	5	4	1	
M5	Myxogastria, echte Schleimpilze	5	4	1	
Fruchtkörper holz- zersetzender Pilze	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	Vogelhorst, z.B. (<i>Ciconia nigra</i> Linnaeus),	4	1	2
	O2	Vogelnest	3	1	1
	O3	Insektennest (z.B. <i>Lasius</i> spec. Fabricius, <i>Vespinae</i> spec. Latreille)	4	1	2
Saft- und Harzfluss	P1	Saftfluss, bei deutlichem und permanentem Austritt von Saft	5	3	2
	P2	Harzfluss, bei deutlichem und permanentem Austritt von Harz	5	3	2
Microsoil	Q1	Humusanreicherungen auf Bäumen durch epiphytische Pflanzen und Rindenabbau, in alten Bäumen mit Moospolstern	4	5	3

Zur Bestimmung des ökologischen Wertes der Einzelbäume wurde ein Bewertungsverfahren für die einzelnen Mikrohabitate genutzt, welches sich an LARRIEU (2010 – unveröffentlichtes Material) orientiert. Dabei wurde den verschiedenen Mikrohabitaten je nach Größe, Höhe am Baum oder Zersetzungsgrad ein Basiswert (P) zwischen eins und fünf zugeteilt (vgl. Tabelle 6). Dieser stellt die Wertigkeit einer Struktur im Vergleich zu den anderen Mikrohabitaten dar. Weiterhin wurden die verschiedenen Mikrohabitate nach Seltenheit (S) und Entwicklungsdauer (E) bewertet, auch hier wurden Punkte von eins bis fünf vergeben. Höhere Punkte stellen in allen Fällen eine höhere Wertigkeit dar. Die Entwicklungsdauer bezieht sich dabei auf die Zeit, die vom Entstehen eines Mikrohabitates bis zur Nutzbarkeit desselben für viele Arten, vergeht. So ist z.B. eine fertige Spechthöhle schnell auch durch andere Arten nutzbar, bis jedoch aus einer Rindenverletzung durch Holzzersetzung ein nutzbares Habitat entsteht, vergehen mitunter viele Jahre. Nach diesem Bewertungsschema hat z.B. eine Schwarzspecht-höhle aufgrund ihrer Größe einen Basiswert von vier, wegen der reduzierten Häufigkeit solcher Höhlen erhält sie ebenfalls vier Punkte für Seltenheit. Da sie aber vergleichsweise schnell ihre Habitatfunktion erreicht, bekommt sie bei der Entwicklungsdauer nur einen Punkt. Zusätzlich zu den Mikrohabitaten eines Baumes sollte sowohl die Baumart als auch die Dimension der Bäume in die Bewertung einfließen. Die Bewertung der Baumarten erfolgte in Anlehnung an MORDINI (2009), LARRIEU & GONIN (2008) und GOSSNER (2004), welche die Nutzung unterschiedlicher Baumarten durch verschiedene Artengruppen untersuchten. Da Stiel- und Traubeneiche in diesen Arbeiten als am ökologisch wertvollsten eingestuft sind, wurde der Stieleiche hier ein Grundwert von 20 Punkten zugeteilt. Alle anderen Baumarten wurden, unter Berücksichtigung der Ergebnisse der oben genannten Quellen, im Verhältnis zur Eiche bewertet (Tabelle 7).

Tabelle 7: Baumartenbewertung bei der Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume, mit entsprechender Literatur

Baumart	Grundwert [Punkte]	Literatur
<i>Quercus robur</i>	20	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008; GOSSNER 2004
<i>Prunus spec.</i>	19	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Alnus glutinosa</i>	18	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Betula spec.</i>	17	LARRIEU & GONIN 2008
<i>Acer pseudoplatanus</i>	12	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Fraxinus excelsior</i>	12	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Ulmus laevis</i>	11	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Tilia cordata</i>	11	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Quercus rubra</i>	10	GOSSNER 2004
<i>Carpinus betulus</i>	10	MORDINI 2009; LARRIEU & GONIN 2008
<i>Corylus avellana</i>	9	LARRIEU & GONIN 2008

Die Gewichtung nach dem BHD erfolgte nach folgendem Schema:

Tabelle 8: Gewichtungsfaktoren nach BHD bei der Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume

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

Für die Berechnung des ökologischen Wertes der Einzelbäume wurde diese Formel verwendet:

$$\text{ÖKOLWB}_y = \left(\left(\sum_{x=1}^n A_x * (P_x * (S_x + E_x)) \right) + BA_{W_y} \right) * D_y$$

- mit
- ÖKOLWB_y = ökologischer Wert des Baumes y
 - A_x = Anzahl Mikrohabitats 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
 - BA_{W_y} = Grundwert für Baumart y
 - D_y = Gewichtungsfaktor nach Durchmesser des Baumes y

Der ökologische Wert des gesamten Marteloskopes ergab sich aus der Summe der ökologischen Werte der Einzelbäume.

2.2.4 Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit und ökonomische Bewertung

Zur Erfassung der holzwirtschaftlichen Wertigkeit wurde zuerst eine Güteansprache mithilfe des lokalen Revierleiters am stehenden Bestand durchgeführt. Dabei wurden, falls vorhanden, die Längen der jeweiligen Sortimente A, B und C für jeden Einzelbaum mit Stammholz bestimmt. Dabei wurde sich an den Sortiervorgaben der RVR orientiert (FVA 2014). Mit den so erhobenen Daten konnten die Grenzen der jeweiligen Sortimente am Stamm berechnet werden. In der Folge wurden die Volumina o.R. der verschiedenen Sortimente mit dem Programm ForestTools3 (NAGEL 2015) für jeden Baum berechnet, das Wurzelstockvolumen wurde dabei abgezogen. Die Berechnung des Wurzelstockvolumens erfolgte dafür mit einer durchschnittlichen Höhe der Wurzelstöcke nach Dimension und Baumart aller in diesem Marteloskop aufgenommenen Wurzelstöcke. In der Folge wurden die jeweiligen Sortimente in die verschiedenen Stärkeklassen eingeteilt, dafür wurde der sortimentsbezogene Mittendurchmesser o.R. mithilfe einer festen Abholzigkeit und den Rindenabzugswerten der RVR berechnet. 10% des Derbholzvolumens jeden Baumes wurde als ungenutzt im Wald verbleibend angenommen (MÜLLER 2014, persönliche Mitteilung). Zur Berechnung des Industrieholzanteils der Einzelbäume wurden die summierten Volumina der schon berechneten Sortimente und des ungenutzten Derbholzes vom Gesamtvolumen abgezogen. Vom Forstamt Freiburg wurden die Preise in € pro Fm o.R. für die verschiedenen Sortimente nach Baumart und Stärkeklasse zur Verfügung gestellt (vgl. Anhang A, Tabelle 2). Aus dem Sortimentsvolumen und den jeweiligen Preisen konnte dann der reine Holzwert der stehenden Einzelbäume errechnet werden.

Zur Berechnung des erntekostenfreien Erlöses wurden motormanuelle Aufarbeitungskosten und die Kosten für das Rücken mit einem Forstspezialschlepper kalkuliert. Die Kostenberechnung der motormanuellen Holzernte erfolgte auf der Grundlage von Abrechnungsfällen nach dem erweiterten Sortentarif (EST) (bereitgestellt durch ForstBW). Unter Bezugnahme der Baumdimension konnte mit der daraus resultierenden Formel die Leistung in fm pro Stunde für jeden Einzelbaum berechnet werden:

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

Mit den durchschnittlichen Waldarbeiterkosten von ca. 40 € pro Stunde (MÜLLER 2014, persönliche Mitteilung) konnten so die Aufarbeitungskosten pro Baum kalkuliert werden:

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

Zur Berechnung der Rückekosten wurde, unter Bezugnahme des Baumvolumens, Tabelle 9 verwendet. Grundlage hierfür waren durchschnittliche Rückeleistungen, welche im Holzernteprogramm der FVA Freiburg (FVA 2007) hinterlegt waren.

Tabelle 9: Rückleistung des Forstspezialschleppers in Abhängigkeit des Einzelbaumvolumens

Baumvolumen [Vfm m.R.]	Rückeleistung [Fm/h]
< 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

Mit den durchschnittlichen Kosten eines Forstspezialschleppers von ca. 90 € pro Stunde (MÜLLER 2014, persönliche Mitteilung) konnten so die einzelbaumbezogenen Rückekosten errechnet werden:

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

Die gesamten Erntekosten ergaben sich aus der Summe von Aufarbeitungs- und Rückekosten. Der erntekostenfreie Erlös konnte demnach wie folgt berechnet werden:

$$\begin{aligned} &\text{erntekostenfreier Erlös [€]} \\ &= \text{Holzwert[€]} - (\text{Aufarbeitungskosten[€]} + \text{Rückekosten[€]}) \end{aligned}$$

Bei negativen erntekostenfreien Erlösen, z.B. bei sehr schwachen Bäumen, wurde zur weiteren Datenverarbeitung der Wert „0“ vergeben.

2.2.5 Strukturindices

Um das Marteloskop Mooswald hinsichtlich seiner Strukturvielfalt bewerten zu können, wurden verschiedene, in der Wissenschaft gebräuchliche, Indices errechnet (vgl. Tabelle 2). Der Shannon-Index H' nach SHANNON (SPELLERBERG & FEDOR 2003) wurde zur Charakterisierung der Baumartendiversität und den Abundanzverhältnissen der verschiedenen Baumarten herangezogen. Der von WEBER (1999) entwickelte Waldstrukturdiversitätsindex $H'(AVZ)$ berechnet sich nach demselben Prinzip wie der Shannon-Index, bezieht aber zusätzlich noch die Höhe und den Zustand (lebend/tot) von Bäumen und Totholzobjekten ein. Sowohl der Shannon-Index als auch der Waldstrukturdiversitätsindex berücksichtigen nicht die räumliche Verteilung der verschiedenen Arten bzw. Objekte. Daher wurde der entfernungsabhängige Species Mingling Index M_{sp} nach GADOW berechnet, um die Mischungsform der Baumarten im Marteloskop zu kennzeichnen (GRAZ 2004). Dieser Index zeigt auf, wie viele der drei nächsten Bäume eines jeden Baumes einer anderen Baumart angehören. Außerdem wurde der Aggregation Index R nach CLARK & EVANS (1954) herangezogen, um die Verteilung der Bäume im Marteloskop charakterisieren zu können. Dabei wird untersucht, wie sich die Entfernung jedes Baumes zum nächsten Nachbarn im Verhältnis zu einer zufälligen Verteilung unterscheidet. Schließlich wurde der Structural Complexity Index SCI nach ZENNER & HIBBS (2000) berechnet. Dieser charakterisiert Waldbestände sowohl in Bezug auf die horizontale Verteilung von Bäumen als auch in Bezug auf eine zweite Variable, in dieser Arbeit die Höhenstruktur. Die Berechnung des SCI für diese Arbeiten konnte nicht exakt dem Verfahren von ZENNER & HIBBS (2000) folgen. Anstatt den SCI mit einer Kernzone von einem Hektar

auszurechnen, musste in dieser Arbeit eine Kernzone von 0,64 Hektar genutzt werden, um eine ausreichend große Pufferzone (10 m) im Randbereich des Marteloskopes zu erhalten.

Die Berechnung des Shannon-Index erfolgte in Microsoft Excel (MICROSOFT 2010). Der Waldstrukturdiversitätsindex und der Species Mingling Index wurde mit dem Programm Python(x,y.) Spyder (PYTHON(x,y.) 2014, SPYDER DEVELOPER COMMUNITY 2015) berechnet. Der Aggregation Index und der SCI wurden mithilfe des Programms ArcGIS (ESRI 2010) ermittelt.

2.2.6 Nutzungsszenarien

Es wurden verschiedene Eingriffsszenarien entwickelt, um die Veränderung von verbleibendem ökologischem und ökonomischem Wert, sowie die Auswirkungen auf das betriebswirtschaftliche Ergebnis bei unterschiedlichen Nutzungsvorgaben analysieren zu können. Für jedes Szenario wurde gemäß Forsteinrichtungswerk für den Bestand c12 ein Nutzungsansatz von 90 Efm/ha festgelegt.

Nicht alle Szenarien hatten dabei auch praktische Relevanz, es sollte vielmehr ein großes Spektrum an unterschiedlichen Wirkungen auf die Zielgrößen dargestellt werden können. Das Alt-und Totholzkonzept (AuT-Konzept) von Baden-Württemberg wurde herangezogen, um in der Praxis gebräuchliche Zahlen für die Belassung von ökologisch wertvollen Bäumen zu ermitteln. Nach dem AuT-Konzept werden im Staatswald in Baden-Württemberg im Schnitt 15 Bäume je drei Hektar als Habitatbaumgruppe geschützt (SCHMALFUß et al. 2010). Insbesondere in alten Eichen-Mittelwäldern sollen diese Habitatbaumgruppen in qualitativ schlechten Partien und wenn möglich am nördlichen Bestandesrand ausgewiesen werden. Es ist aber auch möglich, nur einzelne Habitatbäume anstelle von Habitatbaumgruppen auszuweisen, wenn dies aufgrund der an den Eichen vorhandenen Strukturen oder aus Gründen der Bestandesverjüngung nötig ist (SCHMALFUß 2012).

Folgende Szenarien wurden in dieser Arbeit analysiert:

1. Belassen der Bäume mit den höchsten ökologischen Werten

Erfüllen des Nutzungsansatzes bei Belassen der ökologisch wertvollsten Bäume.

2. Maximierung des ökologischen Wertes im Bestand

Maximierung des verbleibenden ökologischen Wertes durch Belassung von Bäumen mit hohen ökologischen Werten pro fm.

3. Maximierung des betriebswirtschaftlichen Ergebnisses

Erfüllen des Nutzungsansatzes durch Entnahme von Bäumen mit den höchsten ökonomischen Werten pro fm.

4. Maximierung des betriebswirtschaftlichen Ergebnis mit AuT-Konzept (5 Bäume)

Erfüllen des Nutzungsansatzes durch Entnahme von Bäumen mit den höchsten ökonomischen Werten pro fm bei gleichzeitigem Belassen der **fünf** ökologisch wertvollsten, lebenden Bäume.

5. Maximierung des betriebswirtschaftlichen Ergebnis mit AuT-Konzept (10 Bäume)

Erfüllen des Nutzungsansatzes durch Entnahme von Bäumen mit den höchsten ökonomischen Werten pro fm bei gleichzeitigem Belassen der **zehn** ökologisch wertvollsten, lebenden Bäume.

6. Maximierung des betriebswirtschaftlichen Ergebnis mit AuT-Konzept (Fokus: Ökonomie)

Erfüllen des Nutzungsansatzes durch Entnahme von Bäumen mit den höchsten ökonomischen Werten pro fm bei gleichzeitigem Belassen von **fünf** lebenden Bäumen mit dem geringsten Trade-Off zwischen Ökonomie und Ökologie. Als Hilfsgröße für den Trade-Off diente hier der Quotient aus ökonomischen und ökologischem Wert, die Bäume mit den geringsten Quotienten wurden belassen.

Zur Ermittlung der Erntebäume wurde die Datenbank des Marteloskopes jeweils nach zu untersuchenden Zielgrößen sortiert. Es wurden so viele Bäume ausgewählt, bis die Erntemenge möglichst genau erfüllt wurde.

2.2.7 Auszeichnungsübung mit Probanden

Das in dieser Arbeit eingerichtete Marteloskop soll in erster Linie der Lehre und Weiterbildung von Studierenden sowie Forst-Praktikern dienen. Um die Nutzbarkeit des Marteloskopes für diese Zielgruppen zu prüfen, wurden verschiedene Testläufe mit Probanden durchgeführt. Die Ergebnisse der Probandenläufe haben jedoch keine wissenschaftlich abgesicherte Aussagekraft, sie dienen nur dazu, die Möglichkeiten des Werkzeugs „Marteloskop“ am konkreten Beispiel aufzuzeigen. Statistische Analysen waren nicht vorgesehen. Als Probanden konnten jeweils fünf bis sieben Personen der folgenden Nutzergruppen gewonnen werden, um mit demselben Arbeitsauftrag eine virtuelle Auszeichnung im Marteloskop Mooswald durchzuführen:

- Studenten des Masters Forstwissenschaften/Forest Science der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg (3. und 4. Fachsemester)
- Revierleiter der Stadt Freiburg
- Angehende Waldbautrainer von ForstBW

Die Gruppen bekamen jeweils eine kurze Einführung zum Werkzeug Marteloskop allgemein und zur Fläche des Marteloskopes Mooswald. Bis auf Gesamtvorrat und Grundfläche bekamen sie jedoch keine weiteren Bestandesinformationen, damit die virtuelle Auszeichnung möglichst unvoreingenommen durchgeführt wurde. Der Arbeitsauftrag lautete dabei wie folgt:

„Wählen Sie auf der 1-ha Fläche des Marteloskopes Mooswald ökonomisch möglichst wertvolle Bäume im Umfang von insgesamt 90 Efm/ha aus („Entnahmebäume“). Wählen Sie weiterhin fünf lebende Bäume mit den höchsten ökologischen Werten 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 Habitatbäume.“

Die Probanden erhielten jeweils ein Aufnahmeprotokoll, auf dem sie Entnahmebäume und Habitatbäume eintragen sollten. Bei den Entnahmebäumen sollte die Baumart und das geschätzte Volumen angegeben werden. Bei den Habitatbäumen sollten neben der Baumart auch die Belassungsgründe benannt werden, weshalb diese Bäume als ökologisch wertvoll angesehen wurden. Mithilfe des bei den Szenarien verwendeten Excel-Sheets (vgl. Kap. 2.2.6) konnte den Probanden schon im Feld erste Ergebnisse ihrer virtuellen Auszeichnung präsentiert werden.

2.2.8 Datenanalyse

Zur Datenverarbeitung und –auswertung wurden, soweit nicht anders angeführt, die Programme Microsoft Excel 2010 (MICROSOFT 2010) und IBM SPSS Statistics 20 (IBM 2011) verwendet. Karten und kartographische Analysen wurden mit dem Programm ArcGIS (ESRI 2010) erstellt.

Tests auf Normalverteilung wurden mit dem Shapiro-Wilk-Test durchgeführt. Zur Beantwortung der Forschungsfragen hinsichtlich Bestandesaufbau, Totholz und

Mikrohabitaten erfolgten hauptsächlich deskriptive Auswertungen der Daten. Mit dem Chi²-Test wurde analysiert, ob sich die Häufigkeitsverteilungen von Bäumen mit Mikrohabitaten zwischen den Baumarten signifikant voneinander unterscheiden. Da sich die untersuchten Zielgrößen als nicht normalverteilt herausstellten, wurden zur Beantwortung der Frage, ob die Baumart ausschlaggebend für die ökonomische und die ökologische Wertigkeit von Bäumen ist, Analysen mit dem Kruskal-Wallis-Test und anschließend mit dem Man-Whitney-U-Test durchgeführt. Korrelationen zwischen dem BHD und ökologischem sowie ökonomischen Wert und der Anzahl Mikrohabitate wurden mit nicht parametrischen Korrelationen nach Spearman getestet. Das Signifikanzniveau bei allen statistischen Tests lag bei $\alpha=0,05$.

Die Auswertung der verschiedenen Szenarien erfolgte mithilfe eines für dieses Marteloskop erstellen Excel-Sheets. Die Auswirkungen der Szenarien auf Erntemenge und Erlös wurden untersucht. Außerdem wurde die Veränderung der Anzahl der Mikrohabitate und des ökonomischen und ökologischen Wertes des Marteloskopes analysiert. Die errechneten Größen wurden untereinander und mit dem Basisszenario „kein Eingriff“ verglichen.

Die Ergebnisdarstellung der bei den Probandenläufen gewonnenen Daten erfolgte deskriptiv. Dabei wurden die virtuellen Eingriffe von den verschiedenen Probanden simuliert und individuell dargestellt. Außerdem konnten die Ergebnisse innerhalb der verschiedenen Gruppen, aber auch zwischen den Gruppen verglichen werden. Zum Vergleich zwischen den Gruppen wurden dabei die Wirkungen der Nutzerentscheidungen auf die schon in den Szenarien gewählten Zielgrößen in einer Gruppe jeweils gemittelt, sowie die Standardabweichung dargestellt. Die Ergebnisse konnten dabei mit dem Basisszenario „kein Eingriff“ bzw. mit der „Musterlösung“ zur Aufgabenstellung (vgl. Kap. 2.2.6 - Szenario 4) verglichen werden.

3. Ergebnisse

3.1 Zusammensetzung des Marteloskopes

3.1.1 Lebender Bestand

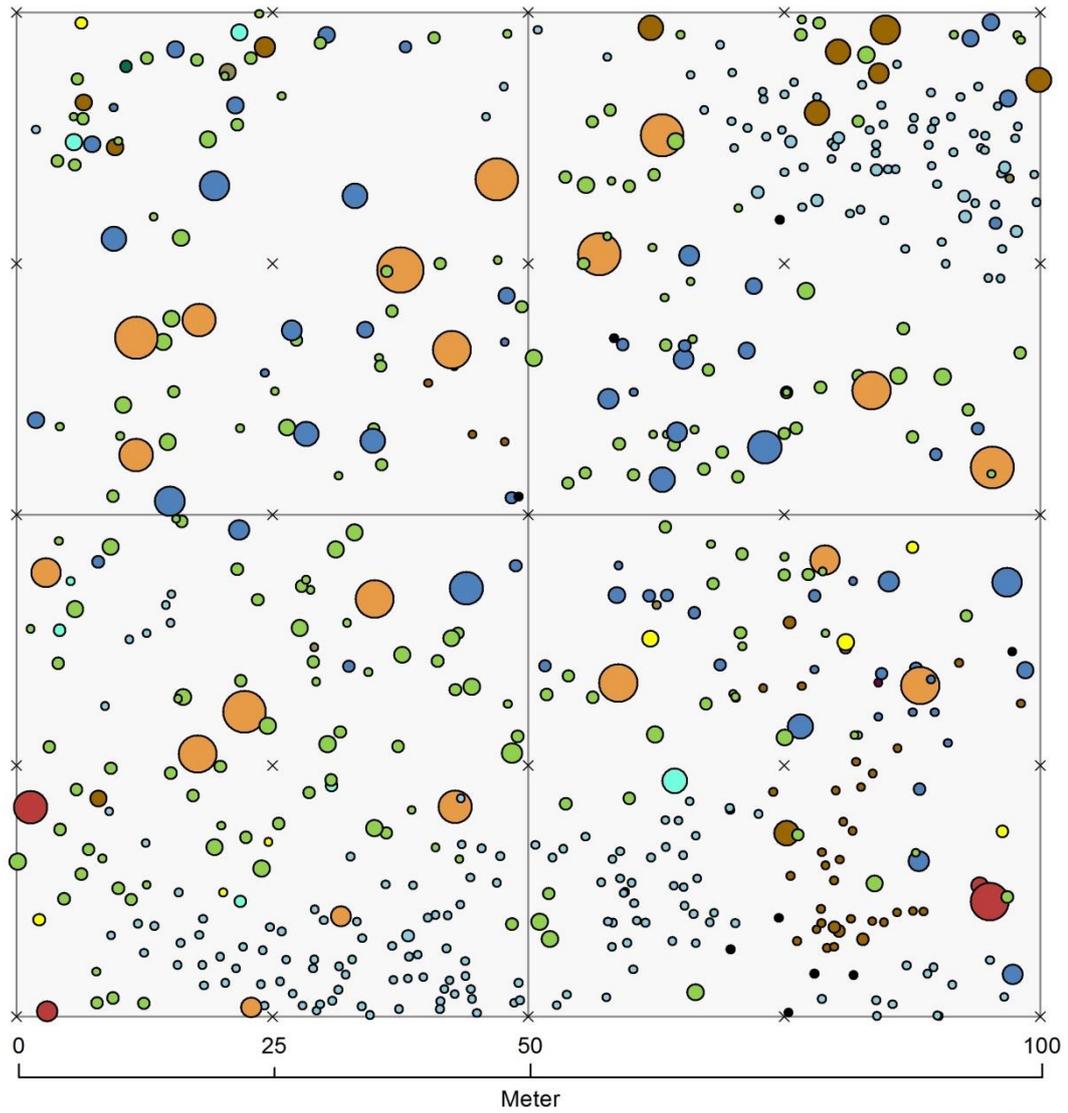
Im Marteloskop Mooswald wurden 587 Bäume zehn verschiedener Baumarten oberhalb der Kluppschwelle von 7,5 cm aufgenommen (Tabelle 10). Die Bestandesgrundfläche lag bei 26,4 m² ha⁻¹, der Vorrat bei knapp 320 Vfm ha⁻¹. Die hohe Stammzahl war vor allem auf die große Anzahl junger Spätblühender Traubenkirschen (*Prunus serotina* L.) und auf die Unter- und Mittelschicht aus Hainbuche zurückzuführen, welche gemeinsam über zwei Drittel aller Bäume ausmachten. Durch die schwachen mittleren Durchmesser dieser Baumarten trugen diese aber nur sehr wenig zum Bestandesvorrat bei. Es fanden sich insgesamt 20 Stieleichen auf der Fläche des Marteloskopes. Diese trugen fast die Hälfte zum gesamten Holzvorrat bei. Knapp 20% der Bäume im Marteloskop waren Eschen und Erlen, dabei hatten die Eschen einen deutlichen höheren Anteil am Bestandesvorrat als die Erlen. Aufgrund sehr geringer Beteiligung an Stammzahl bzw. am Gesamtvorrat wurden folgende Baumarten des Marteloskopes Mooswald bei der Analyse des lebenden Bestandes in der Kategorie „sonstige“ zusammengefasst: Bergahorn, Flatterulme, Haselnuss, Roteiche und Winterlinde.

Über alle Baumarten verteilt lag der durchschnittliche BHD bei 18,5 cm und die mittlere Höhe bei 16,4 m. Die Spreitung der Durchmesser und Höhen war allerdings sehr groß. Der absolut größte Durchmesser wurde bei einer Stieleiche festgestellt. Die Stieleichen hatten insgesamt auch die höchsten mittleren Durchmesser. Die geringsten mittleren Durchmesser waren an Haselnuss vorzufinden. Der höchste Baum im Marteloskop Mooswald war eine Roteiche, aber auch Esche und Stieleiche erreichten ähnliche Höhen von über 30 m.

Tabelle 10: Stammzahl, Vorrat und Grundfläche sowie Durchmesser- und Höhengspaltung mit Mittelwert (Mittelw) und Standardabweichung (Stabw) nach Baumarten und für das Gesamtkollektiv im Marteloskop Mooswald

	Stammzahl		Vorrat		Grundfläche		Durchmesser [cm]			Höhe [m]				
	[N ha ⁻¹]	[%]	[m ³ ha ⁻¹]	[%]	[m ² ha ⁻¹]	[%]	Min	Max	Mittelw	Stabw	Min	Max	Mittelw	Stabw
<i>Prunus serotina</i>	217	37,0	10,7	3,4	1,9	7,1	7,5	19,3	9,8	2,3	6,9	20,4	14,0	1,8
<i>Carpinus betulus</i>	198	33,7	45,3	14,2	6,5	24,5	7,5	38,3	18,7	6,5	6,7	25,0	16,2	3,9
<i>Fraxinus excelsior</i>	65	11,1	73,3	23,0	5,3	19,9	8,0	67,9	29,3	15,8	8,2	31,7	22,0	5,9
<i>Alnus glutinosa</i>	48	8,2	23,7	7,4	1,9	7,2	7,6	55,3	18,4	14,5	10,2	28,8	17,2	4,6
<i>Quercus robur</i>	20	3,4	146,4	45,8	9,0	34,2	35,2	98,3	75,9	16,8	21,5	31,6	28,0	2,7
<i>Corylus avellana</i>	17	2,9	0,5	0,2	0,1	0,4	7,5	12,3	8,7	1,3	6,8	13,5	10,6	1,8
<i>Ulmus laevis</i>	10	1,7	2,6	0,8	0,3	1,2	8,5	33,2	18,9	8,2	7,9	22,2	13,6	4,8
<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	1,2	4,6	1,5	0,4	1,7	10,8	49,2	25,6	12,8	5,8	25,7	16,9	7,8
<i>Quercus rubra</i>	4	0,7	12,1	3,8	1,0	3,7	25,6	76,2	51,3	24,6	17,8	32,5	25,1	6,0
<i>Tilia cordata</i>	1	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	-	-	19,1	-	-	-	13,3	-
Gesamt	587		319,4		26,4		7,5	98,3	18,5	15,5	5,8	32,5	16,3	5,0

Stieleichen, Eschen und Hainbuchen fanden sich relativ gleichmäßig fast auf der gesamten Fläche des Marteloskopes verteilt (Abbildung 3). Lediglich im südlichen Bereich sowie in einem Streifen am nördlichen Rand des Marteloskopes fehlten stärkere Stieleichen und Eschen. Spätblühende Traubenkirschen fanden sich vor allem im südlichen sowie im nordöstlichen Bereich. Stärkere Erlen wurden im Norden des Marteloskopes, im Bereich des Anmoorgleys, vorgefunden. Eine stärkere Erle und eine Gruppe junger Erlen fand sich aber auch in einer feuchten Senke im südöstlichen Quadranten. Die sonstigen Baumarten folgten keinem Verteilungsmuster, sie fanden sich an verschiedenen Stellen auf der gesamten Fläche des Marteloskopes.



Baumart

- | | |
|---|---|
| ● <i>Quercus robur</i> | ● <i>Tilia cordata</i> |
| ● <i>Quercus rubra</i> | ● <i>Ulmus laevis</i> |
| ● <i>Carpinus betulus</i> | ● <i>Prunus serotina</i> |
| ● <i>Fraxinus excelsior</i> | ● <i>Corylus avellana</i> |
| ● <i>Acer pseudoplatanus</i> | ● tot |
| ● <i>Alnus glutinosa</i> | |

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 | |
| ○ 55,1 - 65,0 | |



Abbildung 3: Stammfußkarte für das Marteloskop Mooswald nach Baumarten und BHD-Stufen

Die Durchmesser­verteilung zeigte auf, dass es eine hohe Anzahl von Bäumen mit geringen Durchmessern und nur wenige sehr starke Bäume auf der Fläche gab (Abbildung 4). Hainbuchen und Spätblühende Traubenkirschen trugen dabei maßgeblich zu den hohen Stammzahlen der unteren Durchmesser­klassen bei. Erlen und Eschen waren in allen Durchmesser­klassen bis 60 cm respektive 70 cm vertreten. In den Durchmesser­klassen über 70 cm gab es, bis auf eine Roteiche, nur Stieleichen.

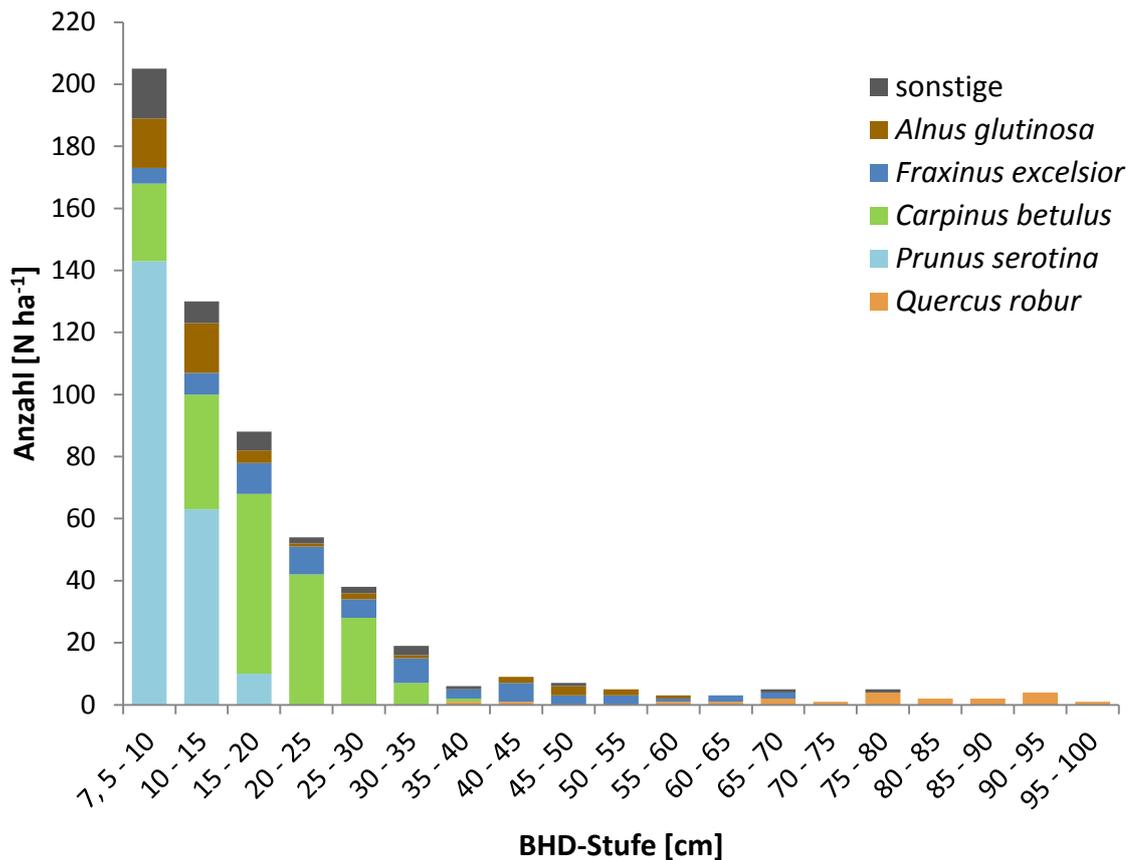


Abbildung 4: Durchmesser­verteilung nach Baumarten und BHD-Stufen für das Marteloskop Mooswald; sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Quercus rubra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

Mit über 30 Metern Höhe waren sechs Stieleichen, drei Eschen und eine Roteiche die höchsten Bäume im Marteloskop Mooswald (Abbildung 5). In den Höheng­schichten zwischen 20 und 30 Metern waren vor allem Eschen, Stieleichen und Erlen, aber auch Hainbuchen vorzufinden. Die drei unteren Höheng­schichten wurden anteilmäßig deutlich von Spätblühender Traubenkirsche und Hainbuche dominiert. Aber auch hier fanden sich Eschen und Erlen, sowie ein großer Teil der sonstigen Baumarten.

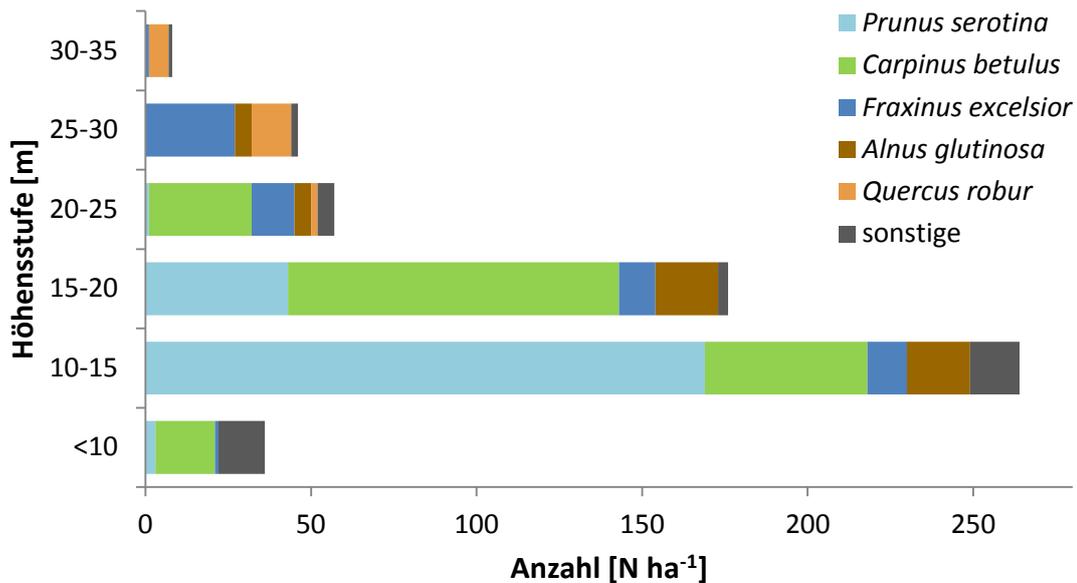


Abbildung 5: Höhenverteilung nach Baumarten und Höhenstufen im Marteloskop Mooswald; sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Quercus rubra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

3.1.2 Totholz

Der Totholzvorrat im Marteloskop Mooswald lag bei etwas über 13 fm ha^{-1} (Tabelle 11). Fast die Hälfte des Totholz-volumens entfiel auf die Baumart Stieleiche, rund ein Fünftel konnte der Holzategorie „Laubholz“ zugeordnet werden. Auch Esche und die Holzategorie „unbestimmt“ waren mit größeren Anteilen am gesamten Totholzaufkommen beteiligt. Andere Baumarten hatten keinen großen Anteil am gesamten Totholzaufkommen, sie wurden bei der weiteren Auswertung der Totholzdaten der Holzart „sonstige“ zugeteilt.

Rund 95% des gesamten Totholzvorrats waren liegendes Totholz. Die anteilmäßige Beteiligung der Baum- bzw. Holzarten erfolgte dementsprechend analog der Verteilung beim gesamten Totholz. Insgesamt wurden vier stehende tote Bäume mit einem Gesamtvolumen von knapp $0,6 \text{ fm ha}^{-1}$ vorgefunden. Den größten Anteil am Vorrat des stehenden Totholzes hatte dabei eine Birke.

Tabelle 11: Totholzvolumen und –anzahl nach Baumart bzw. Holzart im Marteloskop Mooswald für das gesamte Totholz und unterteilt nach stehendem und liegendem Totholz (einzelne Summenwerte können rundungsbedingt abweichen)

Baumart	Gesamt		stehend		liegend					
	[fm ha ⁻¹]	[%]	[fm ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]	[fm ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]				
<i>Quercus robur</i>	5,9	45,3	84	40,4	-	-	5,9	47,5	84	41,2
Laubholz	2,6	20,1	37	17,8	-	-	2,6	21,0	37	18,1
<i>Fraxinus excelsior</i>	1,6	12,2	14	6,7	0,04	6,4	1	25	1,6	12,4
unbestimmt	1,8	13,5	59	28,4	-	-	-	-	1,8	14,2
<i>Betula spec.</i>	0,6	4,2	3	1,4	0,43	71,9	1	25	0,1	1,0
<i>Carpinus betulus</i>	0,4	3,0	6	2,9	-	-	-	-	0,4	3,1
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,08	0,6	1	0,5	0,08	13,4	1	25	-	-
<i>Prunus serotina</i>	0,06	0,5	3	1,4	0,05	8,4	1	25	0,01	0,1
<i>Alnus glutinosa</i>	0,009	0,1	1	0,5	-	-	-	-	0,1	0,8
Gesamt	13,11		208		0,6		4		12,5	204

Bei den liegenden Totholzobjekten wurde jeweils ein ähnlich hoher Anteil von rd. 3,8 fm ha⁻¹ den Objekttypen Stamm, Wurzelstock und Ast zugeordnet (Tabelle 12). Nicht identifizierbare Objekttypen („andere“) und Wurzelteller trugen nur wenig zum gesamten Totholzvolumen bei.

Tabelle 12: Totholzvorräte im Marteloskop Mooswald, unterteilt nach liegendem (mit Objekttypen) und stehendem Totholz

Objekttyp	Volumen [fm/ha]	Anteil [%]
liegend	Stamm	3,86
	Wurzelstock	3,81
	Ast	3,81
	andere	0,92
	Wurzelteller	0,13
stehend	0,59	4,5
Gesamt	13,11	

Rund 9,6 fm ha⁻¹ des gesamten Totholzes waren starkes Totholz (Durchmesser am starken Ende > 20 cm) (Abbildung 6). Die restlichen 3,1 fm ha⁻¹ waren schwaches Totholz. Diese wurden vor allem bei den liegenden, linearen Objekten gefunden. Der Anteil des schwachen Totholzes an Wurzelstöcken war sehr gering. Bei den Wurzeltellern gab es keine Objekte schwacher Dimension.

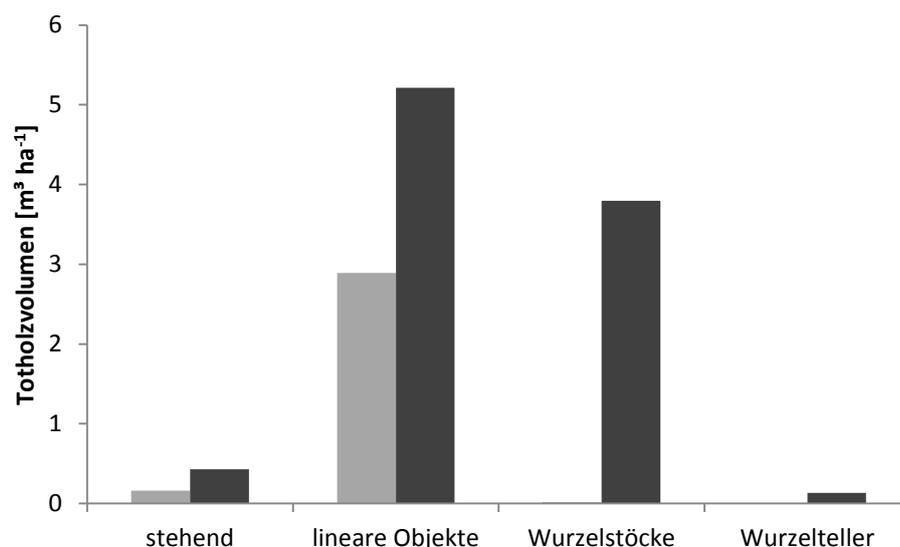


Abbildung 6: Totholzvorrat im Marteloskop Mooswald nach Dimension und Totholzart; schwaches Totholz mit d ≤ 20 cm (hellgrau), starkes Totholz mit d > 20 cm (dunkelgrau); Wurzelstöcke und Wurzelteller sind hier von den liegenden linearen Totholzobjekten unterschieden

Es wurden keine Totholzobjekte vorgefunden, welche dem Zersetzungsgrad 1 zugeteilt wurden (Abbildung 7). Der größte Anteil des Totholzvolumens hatte den Zersetzungsgrad 2. Stieleiche und Esche dominierten dabei anteilmäßig deutlich. Mit zunehmendem Zersetzungsgrad wurden abnehmende Totholzvorräte vorgefunden. Der Anteil der nicht eindeutig identifizierbaren Baumarten (Laubholz und unbestimmt) stieg dabei von 55% beim Zersetzungsgrad 3 bis auf fast 80% beim Zersetzungsgrad 5 an.

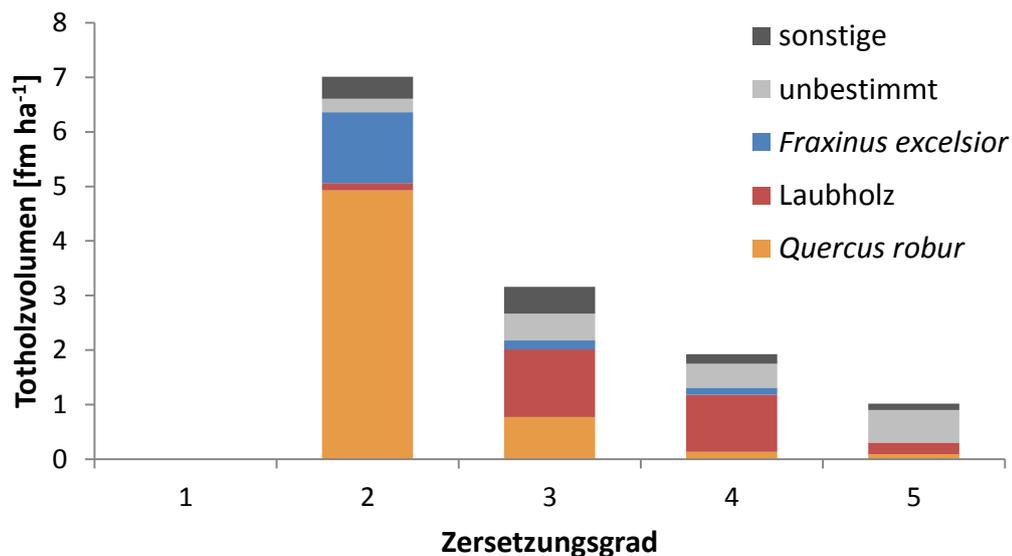
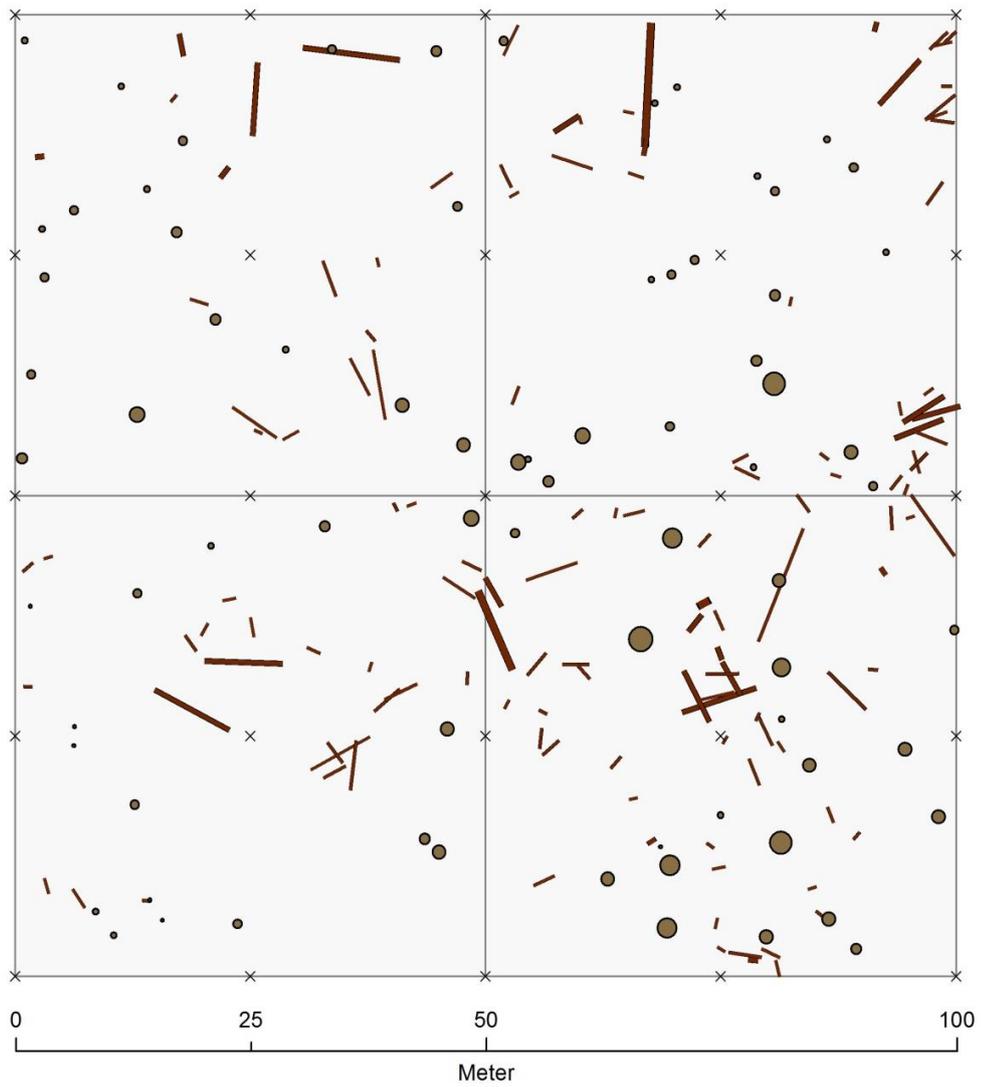


Abbildung 7: Totholzvorräte nach Baumart und Zersetzungsgrad für das Marteloskop Mooswald; sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Betula spec.*, *Carpinus betulus*, *Prunus serotina*; Laubholz: Holzart nicht eindeutig zu identifizieren, aber deutlich von Nadelholz zu unterscheiden; unbestimmt: Holzart nicht eindeutig zu identifizieren

Auf der gesamten Fläche des Marteloskopes wurde Totholz vorgefunden (Abbildung 8). Starke Wurzelstöcke dominierten dabei im südöstlichen Quadranten, wo sowohl nach dem Sturm „Lothar“, als auch zu einem späteren Zeitpunkt starke Bäume entnommen worden waren. In der Folge war dort auch eine größere Anzahl von liegenden Totholzobjekten zu finden (belassenes Astmaterial). Liegende stärkere Stämme wurden vor allem im nördlichen Bereich des Marteloskopes und in den beiden südlichen Quadranten vorgefunden.



**Wurzelstöcke
Durchmesser [cm]**

- 10,0 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- 50,1 - 60,0

- 60,1 - 70,0
- 70,1 - 80,0
- 80,1 - 90,0
- 90,1 - 100,0
- 100,1 - 110,0

**lineare Totholzobjekte
Durchmesser [cm]**

- 10,0 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- 50,1 - 60,0
- 60,1 - 70,0



Abbildung 8: Totholzkarte für das liegende Totholz im Marteloskop Mooswald, dargestellt sind Wurzelstöcke und lineare Totholzobjekte nach Durchmesserklassen

3.1.3 Habitatstrukturen

Im Marteloskop Mooswald wurden insgesamt 514 Mikrohabitate an 168 Bäumen aufgenommen (Tabelle 13). Rund 80% aller Mikrohabitate fanden sich an den Baumarten Stieleiche, Hainbuche und Esche. Dabei ist der hohe Anteil von Mikrohabitaten an Stieleiche und Hainbuche hervorzuheben. Erlen trugen in geringerem Maße zu der gesamten Anzahl an Mikrohabitaten bei. Unter den sonstigen Baumarten fanden sich vor allem an Bergahorn und Roteiche Mikrohabitate. Die toten Bäume hatten, im Verhältnis zu ihrer Stammzahl, eine große Bedeutung für das gesamte Vorkommen von Mikrohabitaten. Außer bei den statistischen Tests wurde die Spätblühende Traubenkirsche bei der Analyse der Mikrohabitatstrukturen der Kategorie „sonstige“ zugeteilt, da insgesamt nur 1 Mikrohabitat an dieser Baumart festgestellt wurde. Die durchschnittliche Anzahl an Mikrohabitaten war bei den Stieleichen mit Abstand am höchsten (Tabelle 13). Danach folgten Bergahorn, Esche und Hainbuche, allerdings mit deutlich geringeren Werten.

Tabelle 13: Anzahl von Mikrohabitaten und Anzahl von Bäumen mit Mikrohabitaten nach Baumarten, außerdem durchschnittliche Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum mit minimalen und maximalen Werten

Baumart	N MH	Anteil (%)	N Bäume mit MH	Anteil (%)	MH		
					Min	Max	Mittelw.
<i>Prunus serotina</i>	1	0,2	1	0,5	0	1	0,0046
<i>Carpinus betulus</i>	143	27,8	77	38,9	0	6	0,72
<i>Fraxinus excelsior</i>	91	17,7	38	58,5	0	7	1,4
<i>Alnus glutinosa</i>	26	5,1	13	27,1	0	5	0,54
<i>Quercus robur</i>	185	36,0	20	100	1	21	9,25
<i>Ulmus laevis</i>	4	0,8	3	17,6	0	2	0,4
<i>Acer pseudoplatanus</i>	16	3,1	6	60,0	0	6	2,29
<i>Quercus rubra</i>	16	3,1	3	42,9	0	13	4
<i>Corylus avellana</i>	2	0,4	2	50,0	0	1	0,18
<i>Tilia cordata</i>	1	0,2	1	100	-	-	1
tot	29	5,6	4	100	2	18	7
Gesamt	514		168		0	25	0,88

In der Häufigkeit des Auftretens von Mikrohabitaten fanden sich signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten (Chi²-Test: $p < 0,001$). Aufgrund zu geringer erwarteter Häufigkeiten konnten für die toten als auch für alle sonstigen Baumarten keine Tests durchgeführt werden. Der Anteil von Bäumen mit Mikrohabitaten war bei den Eichen am größten, er unterschied sich signifikant von allen anderen analysierten Baumarten (Chi²-Test: $p < 0,001$). Weiterhin zeigten die Eschen signifikant häufiger Mikrohabitate als Hainbuche und Schwarzerle (Chi²-Test: $p < 0,006$). An Hainbuchen wurden häufiger Mikrohabitate als an Schwarzerle und Spätblühender Traubenkirsche gefunden (Chi²-Test: $p < 0,006$). Die Spätblühende Traubenkirsche wies die geringsten Anteile an Bäumen mit Mikrohabitaten auf (vgl. Anhang A, Tabelle 4 für alle Signifikanzergebnisse).

Bei rund der Hälfte aller Bäume mit Mikrohabitaten fand sich nur eine Mikrohabitatstruktur pro Baum (Abbildung 9). Die Stieleichen waren die Bäume mit der höchsten Anzahl an Mikrohabitaten pro Baum. Es gab nur eine Roteiche, an welcher eine ähnlich hohe Anzahl von Mikrohabitaten festgestellt wurde. Unter den Hainbuchen fanden sich viele Bäume mit nur einem Mikrohabitat pro Baum. Es gab aber auch Hainbuchen mit bis zu 6 Mikrohabitaten. Auch bei den Eschen und Erlen fanden sich am meisten Bäume mit 1 bis 3 Mikrohabitaten pro Baum. An nur wenigen Eschen und Erlen wurden mehr Mikrohabitate gefunden. Auch unter den sonstigen Baumarten fanden sich meist nur ein oder zwei Strukturen pro Baum.

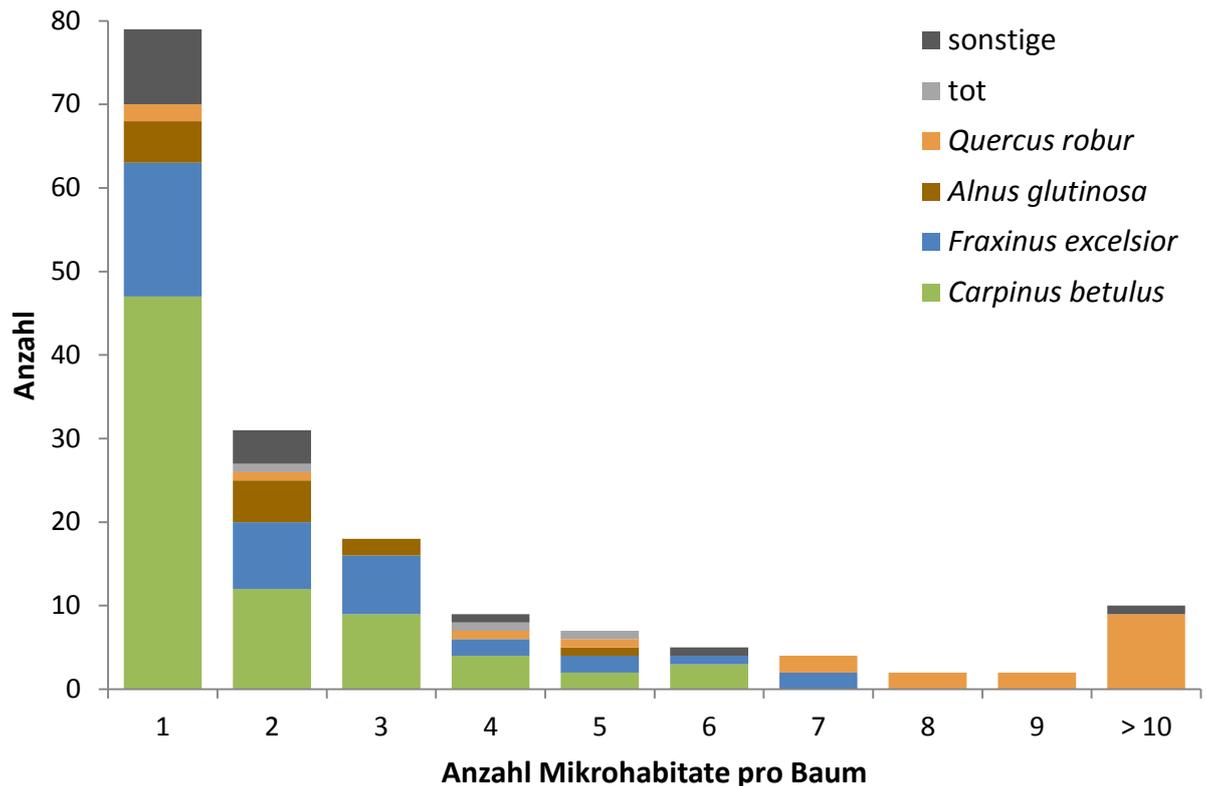


Abbildung 9: Anzahl an Mikrohabitaten pro Baum für alle Bäume mit mindestens einem Mikrohabitat im Marteloskop Mooswald, nach Baumarten, sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Prunus serotina*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

Bei der Darstellung des Mikrohabitatvorkommens nach Baumarten wurden die meisten Mikrohabitats zur besseren Übersichtlichkeit in den Oberkategorien (vgl. Tabelle 6) zusammengefasst. Spechthöhlen und Spechtfraß sowie Stammbruch und Stämmlingsausbruch wurden jedoch getrennt dargestellt, da sich die Baumartenanteile in diesen Mikrohabitatgruppen stark unterschieden. Zur besseren Darstellbarkeit wurden außerdem besonnte und unbesonnte Totäste unterschieden. Bis auf die Kategorie Saftfluss/Harzfluss war jede Mikrohabitatgruppe des Aufnahmekatalogs im Marteloskop Mooswald vertreten (Abbildung 10, vgl. Anhang A, Tabelle 3 für tabellarische Darstellung). Die aufgenommenen Strukturen waren dabei nicht gleichmäßig auf die verschiedenen Mikrohabitatgruppen verteilt. Die meisten Mikrohabitats, insgesamt fast 160 Stück, wurden unter den Kategorien besonnte und unbesonnte Totäste verzeichnet. In beiden Fällen fanden sich die meisten davon an Stieleichen. Des Weiteren war die Kategorie Rindenverlust oft vertreten. Diese fand

sich vor allem an Hainbuchen. Ebenfalls häufig (> 25 Stück) vorhanden waren Spechtfraß, Astlochhöhlen, Insektengänge, Stammfußhöhlen und Epiphytenbewuchs. Spechtfraß wurde zu über vor allem an toten Bäumen festgestellt, die meisten Astlochhöhlen fanden sich an Eschen, während an Hainbuchen rund 60% der Stammfußhöhlen verzeichnet wurden. Bei Insektenfraßgängen und Epiphytenbewuchs war keine Baumart anteilmäßig besonders hervorzuheben. Die seltener vorkommenden Mikrohabitate fanden sich ebenfalls an sehr unterschiedlichen Baumarten, teilweise mit klaren Tendenzen. Hervorzuheben ist dabei die Bedeutung, welche Stieleichen für das Vorkommen von Rindentaschen und Eschen für das Vorkommen von Spechthöhlen hatten. Stammhöhlungen (Höhlenöffnung entspricht Größe des Höhlenraums, vgl. Tabelle 6), Dendrothelmata, Risse und Stammbruch fanden sich hingegen vornehmlich an Hainbuchen. Stämmlingsausbruch fand sich gleichermaßen an Stieleichen wie an Hainbuchen. Pilzfruchtkörper und Microsoil fanden sich hauptsächlich an Stieleiche und an Esche. Es wurden insgesamt sechs Stammhöhlen (Höhlenöffnung kleiner als Höhlenraum, vgl. Tabelle 6) vorgefunden, davon jede an einer anderen Baumart.

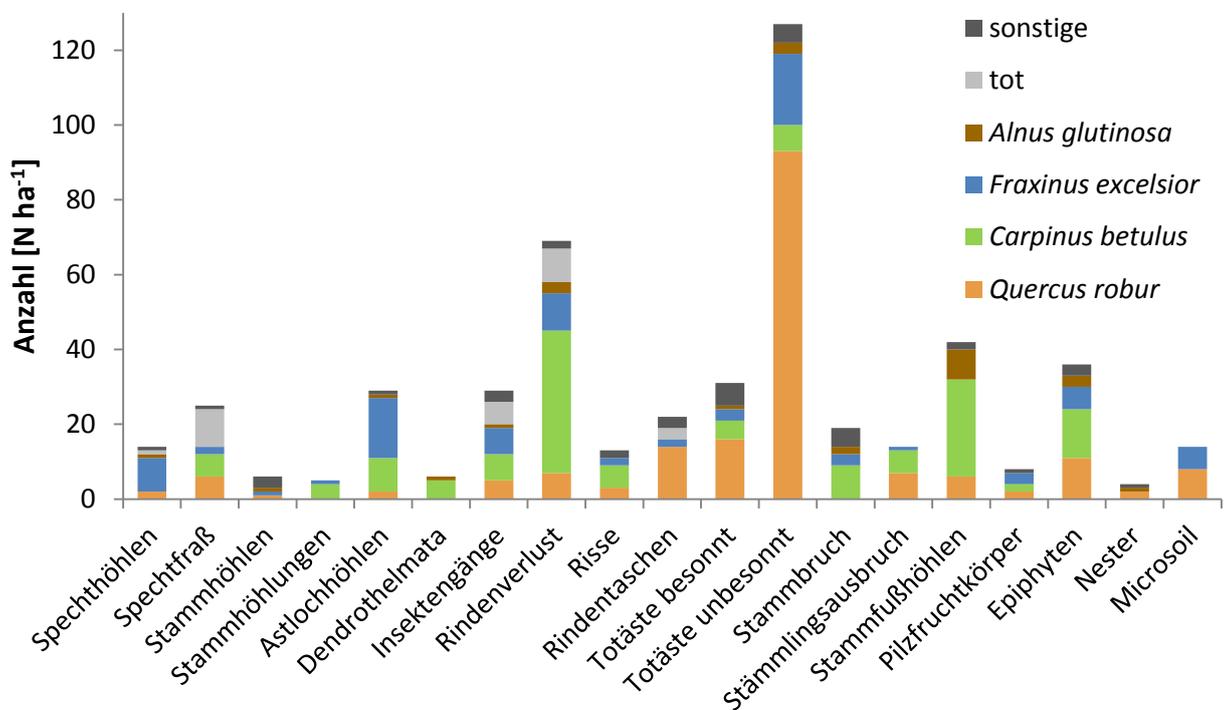


Abbildung 10: Anzahl von verschiedenen Mikrohabitaten nach Oberkategorien (vgl. Tabelle 6) und Baumarten im Marteloskop Mooswald, sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Prunus serotina*, *Quercus rubra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

3.2 Errechnete Parameter

3.2.1 Ökologische Bewertung

In Abbildung 11 ist die Stammfußkarte des Marteloskopes Mooswald mit der ökologischen Wertigkeit der Einzelbäume im Verhältnis zum gesamten ökologischen Wert des Marteloskopes dargestellt. Hier zeigt sich die außerordentlich hohe Bedeutung der Stieleichen für die ökologische Wertigkeit der Gesamtfläche. Weitere Bäume mit hohen ökologischen Werten waren eine Roteiche, mehrere Eschen, ein Bergahorn, eine Schwarzerle und eine tote Birke.

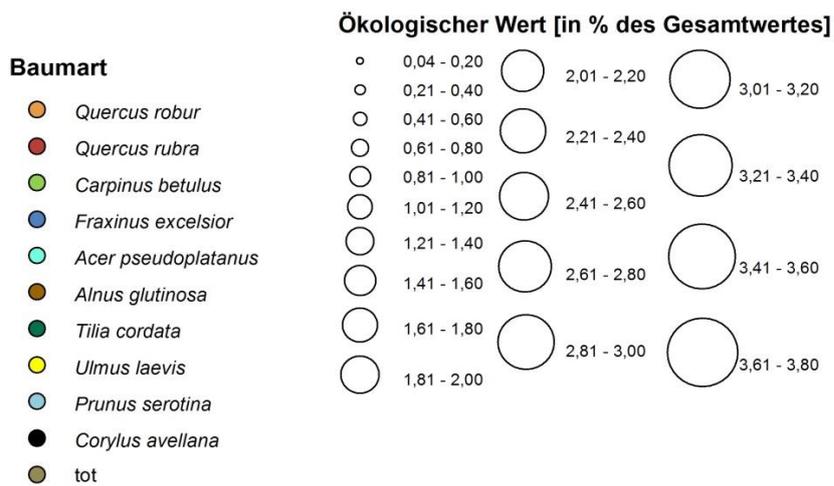
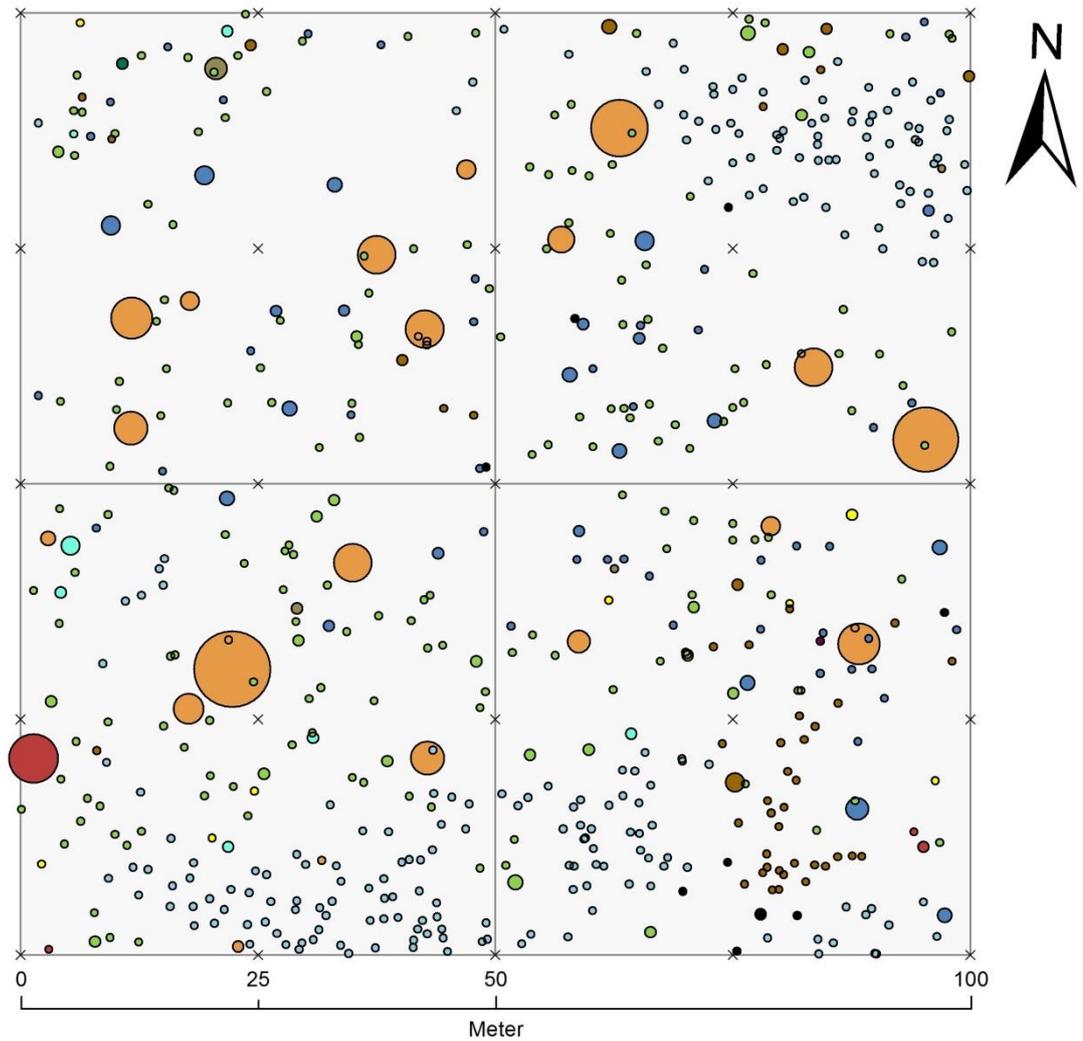


Abbildung 11: Karte zur Darstellung der ökologischen Wertigkeit von Einzelbäumen im Verhältnis zum Gesamtwert des Marteloskopes Mooswald

Die 10 ökologisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald waren, bis auf eine Roteiche, allesamt Stieleichen (Tabelle 14). Nur drei dieser Bäume hatten vergleichsweise geringe ökonomische Wertigkeiten, sie zählten nicht zu den 10 ökonomisch wertvollsten Bäumen im Marteloskop (vgl. Tabelle 15).

Tabelle 14: Baumnummer, Baumart und ökologischer (OEKOL) sowie ökonomischer (OEKON) Wert der 10 ökologisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald, grau hinterlegt sind Bäume, welche auch zu den 10 ökonomisch wertvollsten Bäumen gehören (vgl. Tabelle 15)

Baumnummer	Baumart	OEKOL [Punkte]	OEKON [€]
342	Stieleiche	343	1189
160	Stieleiche	278	264
41	Stieleiche	238	1175
405	Roteiche	217	290
565	Stieleiche	167	1018
239	Stieleiche	165	1560
335	Stieleiche	163	739
84	Stieleiche	153	1027
172	Stieleiche	149	1111
187	Stieleiche	146	1301

Die gesamte ökologische Wertigkeit des Marteloskopes lag bei 9.076 Punkten. Den größten ökologischen Wert eines Einzelbaumes hatte eine Stieleiche mit 343 Punkten. Der geringste ökologische Wert von 5 Punkten wurde an zahlreichen Hainbuchen, Haselnüssen und außerdem an einer Roteiche festgestellt. Die ökologischen Werte zwischen den Hauptbaumarten des Marteloskopes unterschieden sich signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-Test: $p < 0,001$). An Stieleichen wurden die mit Abstand höchsten ökologischen Werte festgestellt (Abbildung 12), der Unterschied zu allen anderen Baumarten war dabei signifikant (Man-Whitney-U-Test: $p < 0,001$). Die Mediane der ökologischen Werte der anderen Baumarten waren deutlich geringer. Bei den Eschen gab es einzelne Bäume mit hohen ökologischen Werten. Allerdings war der Unterschied zu Spätblühenden Traubenkirschen und Schwarzerlen hier nicht signifikant. Sowohl tote Bäume, als auch unter den sonstigen Baumarten Roteiche und Bergahorn, hatten vergleichsweise höhere mittlere ökologische Werte (vgl. Anhang A, Abbildung 4 und Tabelle 5), allerdings war der Unterschied zu den anderen Baumarten dabei nur teilweise signifikant (Man-Whitney-U-Test: $p < 0,001$).

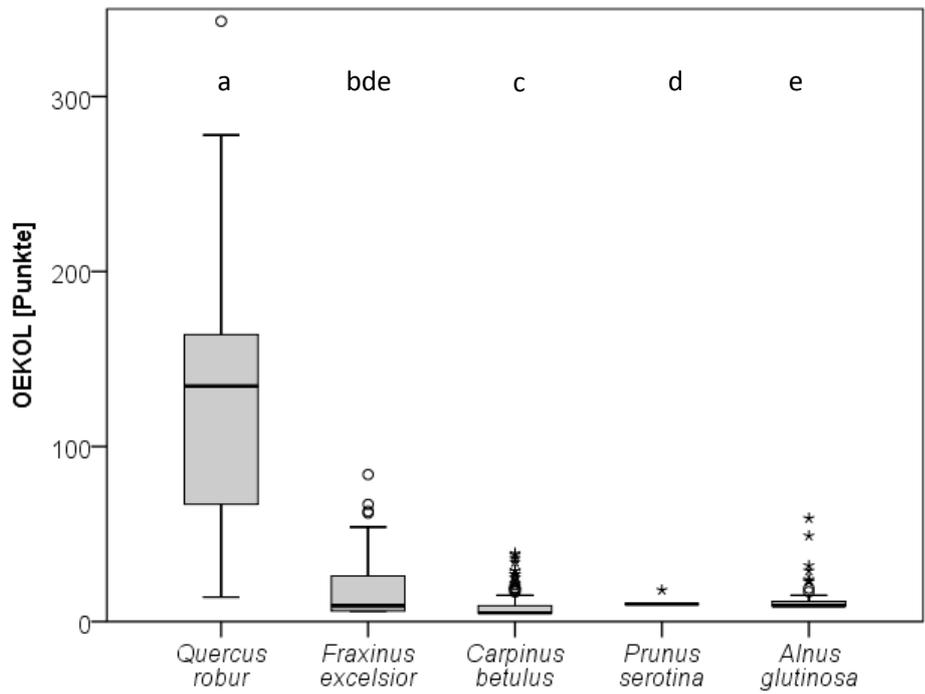


Abbildung 12: Median, Quartile und Spanne des ökologischen Wertes (OEKOL) der Hauptbaumarten im Marteloskop Mooswald, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,001$); für Darstellung nach allen Baumarten siehe Anhang, Abbildung 4 und Tabelle 5

Trotz der geringen mittleren ökologischen Werte hatten auch Spätblühende Traubenkirsche und Hainbuche durch ihre hohe Stammzahl einen großen Anteil an der gesamten ökologischen Wertigkeit der Fläche (Abbildung 13). Die Stieleichen trugen knapp ein Drittel zum gesamten ökologischen Wert bei. Auch die Eschen stellten eine wichtige Baumart für die gesamte ökologische Wertigkeit dar. Die Bedeutung von Schwarzerlen und sonstigen Baumarten war vergleichsweise gering. Die toten Bäume spielten hier nur eine sehr untergeordnete Rolle.

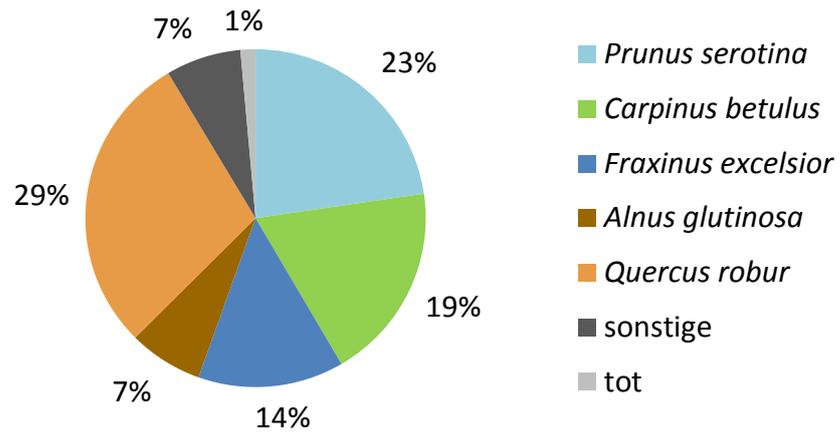


Abbildung 13: Anteile der jeweiligen Baumarten(-gruppen) am gesamten ökologischen Wert des Marteloskopes Mooswald

3.2.2 Ökonomische Bewertung

Die große Bedeutung der Stieleichen für die ökonomische Wertigkeit des Marteloskopes wird in Abbildung 14 deutlich.

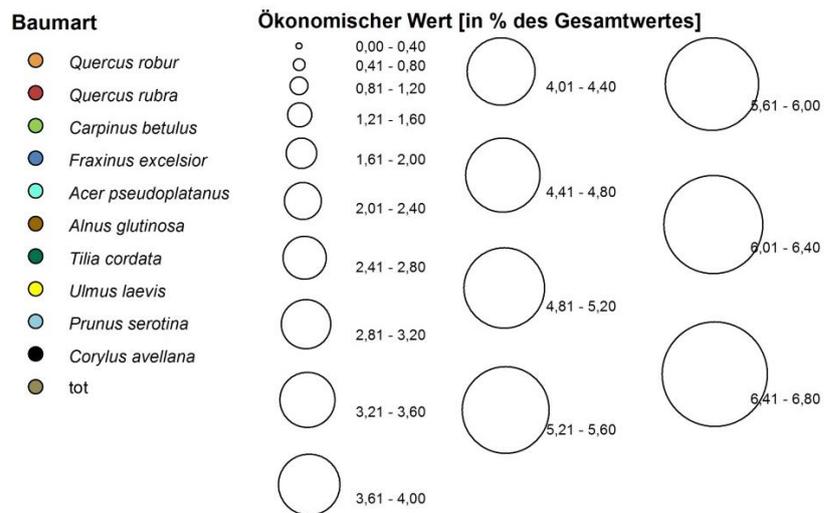
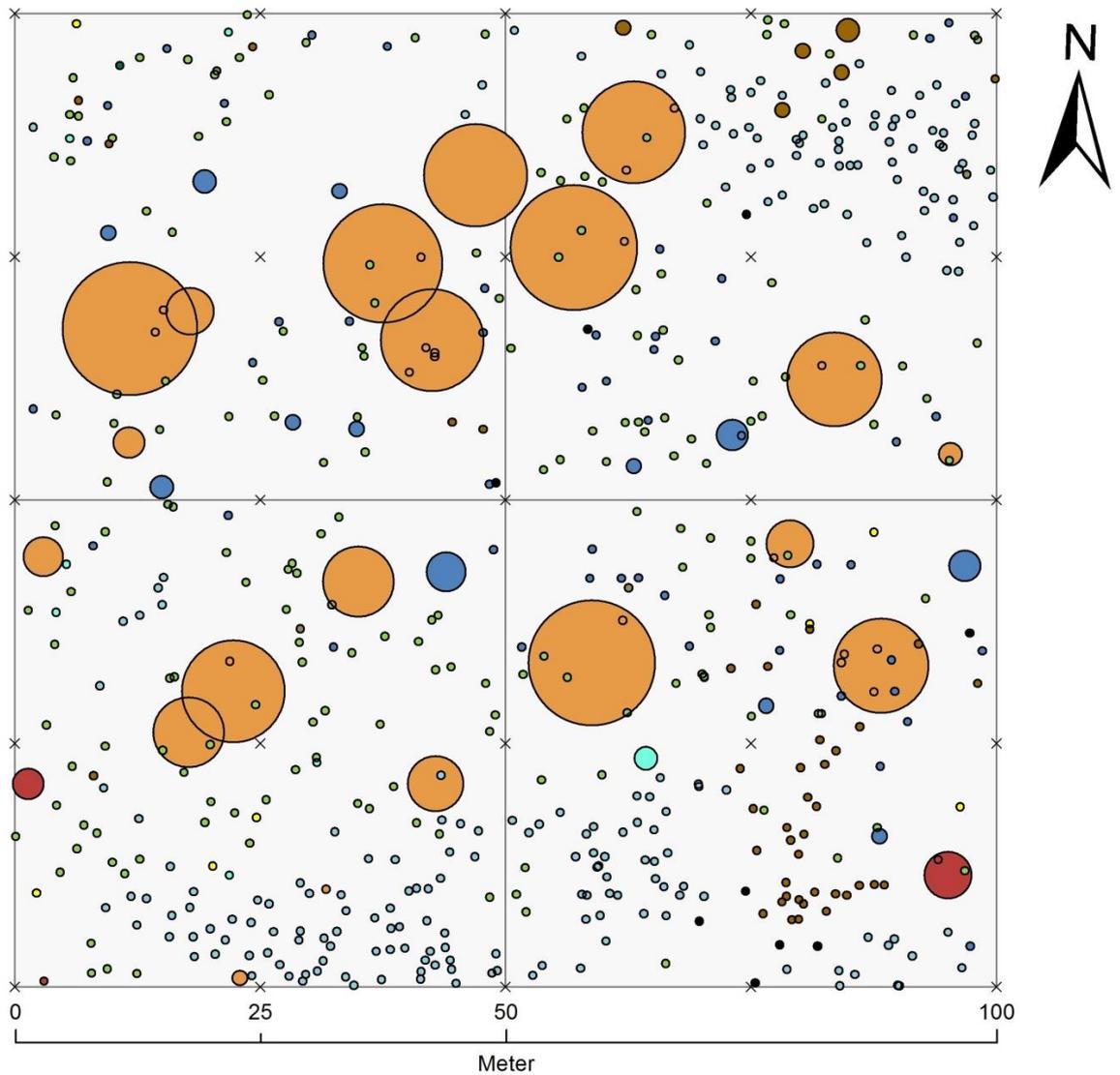


Abbildung 14: Karte zur Darstellung der ökonomischen Wertigkeit von Einzelbäumen im Verhältnis zum Gesamtwert des Marteloskopes Mooswald

Die 10 ökonomisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald waren allesamt Stieleichen (Tabelle 15). Nur drei dieser Bäume hatten vergleichsweise geringe ökologische Wertigkeiten, sie gehörten nicht zu den 10 ökologisch wertvollsten Bäumen im Marteloskop (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 15: Baumnummer, Baumart und ökologischer (OEKOL) sowie ökonomischer (OEKON) Wert der 10 ökonomisch wertvollsten Bäume im Marteloskop Mooswald, grau hinterlegt sind Bäume, welche auch zu den 10 ökologisch wertvollsten Bäumen gehören (vgl. Tabelle 14)

Baumnummer	Baumart	OEKOL [Punkte]	OEKON [€]
239	SEi	165	1560
24	SEi	91	1439
429	SEi	79	1432
187	SEi	146	1301
342	SEi	343	1189
41	SEi	238	1175
178	SEi	61	1164
172	SEi	149	1111
84	SEi	153	1027
565	SEi	167	1018

Die gesamte ökonomische Wertigkeit des Marteloskopes lag bei 22.947 €. Den höchsten ökonomischen Wert eines Einzelbaumes hatte eine Stieleiche mit 1.560 €. Insgesamt 363 Bäume besaßen keinerlei ökonomischen Wert. Es gab signifikante Unterschiede zwischen den ökonomischen Wertigkeiten aller im Marteloskop vorkommenden Baumarten (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$). Die höchsten Werte wurden dabei an Stieleichen festgestellt (Abbildung 15). Die Mediane der anderen Baumarten waren sehr gering. Lediglich bei den Eschen lag der Median etwas höher. Der Man-Whitney-U-Test für den Vergleich zwischen zwei Gruppen ergab nur teilweise signifikante Unterschiede in der ökonomischen Wertigkeit aller einzelnen Baumarten (vgl. Anhang A, Abbildung 5 und Tabelle 6). Die Unterschiede in der ökonomischen Wertigkeit der Hauptbaumarten Eiche, Esche, Hainbuche, Spätblühende Traubenkirsche und Schwarzerle waren aber signifikant (Man-Whitney-U-Test, $p < 0,001$). Unter den sonstigen Baumarten hatten Roteiche und Bergahorn vergleichsweise hohe mittlere ökonomische Werte (vgl. Anhang A, Abbildung 5).

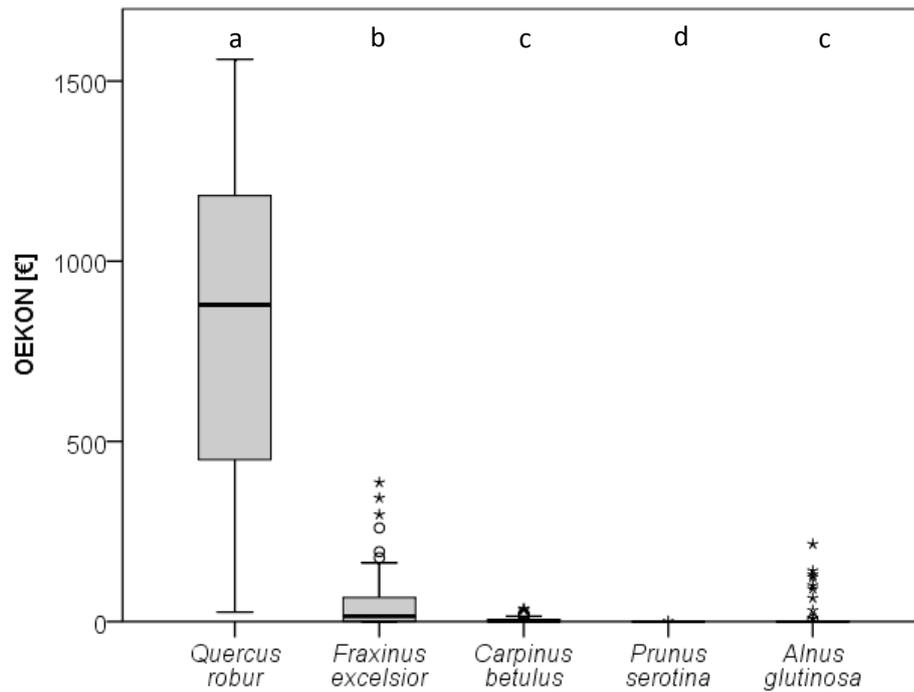


Abbildung 15: Median, Quartile und Spanne des ökonomischen Wertes (OEKON) der Hauptbaumarten im Marteloskop Mooswald, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,001$); für Darstellung nach allen Baumarten siehe Anhang A, Abbildung 5 und Tabelle 6

Die Stieleichen stellen die bei weitem wichtigste Baumart für die gesamte ökonomische Wertigkeit des Marteloskopes dar (Abbildung 16). Auch die Eschen trugen einen hohen Anteil zum Gesamtwert bei. Durch die ökonomisch wertvollen Roteichen hatten auch die sonstigen Baumarten einen Anteil von rund 5 Prozent am gesamten ökonomischen Wert, die Erlen trugen etwas weniger dazu bei.

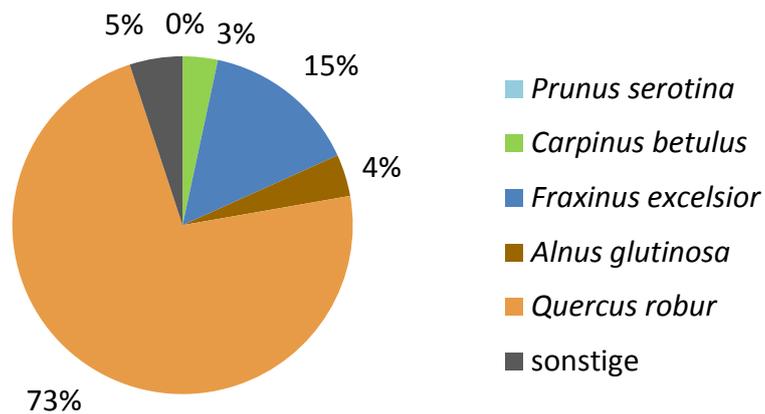


Abbildung 16: Anteile der jeweiligen Baumarten(-gruppen) am gesamten ökonomischen Wert des Marteloskopes Mooswald

3.2.3 Korrelationen

Es bestand ein schwacher ($R=0,091$), aber signifikanter ($p<0,05$), positiver Zusammenhang zwischen dem BHD der Bäume und deren ökologischer Wertigkeit (Abbildung 17).

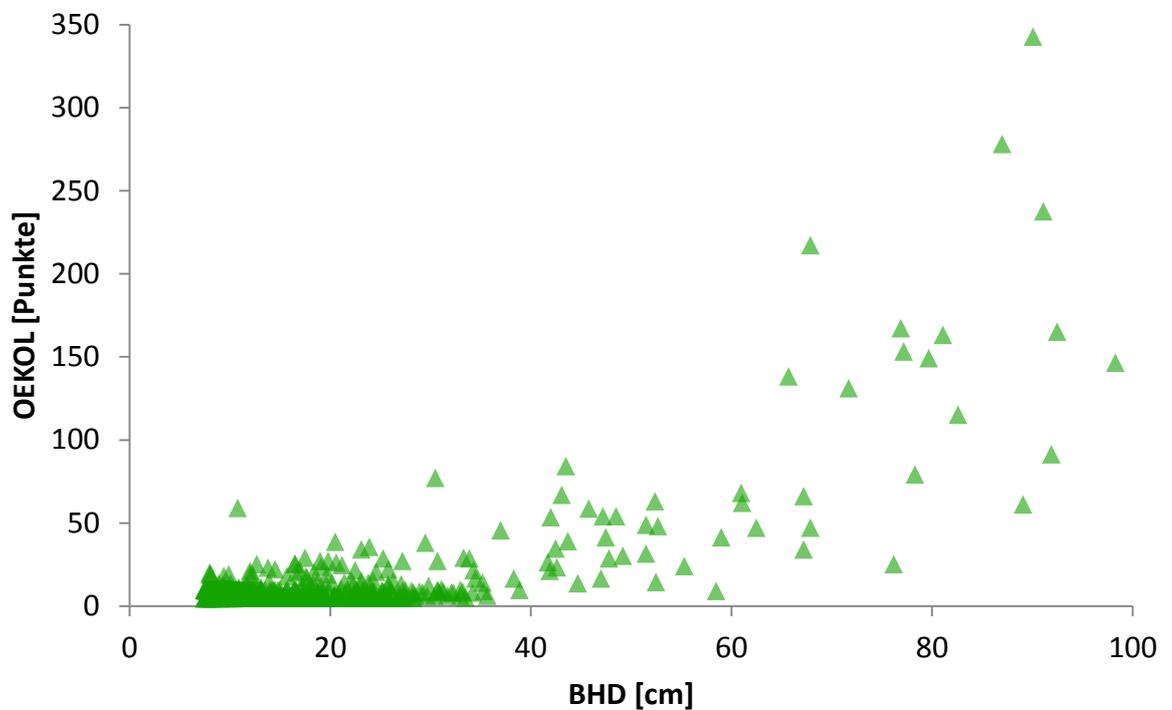


Abbildung 17: Darstellung des ökologischen Wertes von Einzelbäumen (OEKOL) in Punkten in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p<0,05$, $R=0,091$)

Mit $R=0,849$ war der positive Zusammenhang zwischen Durchmesser und ökonomischen Wert stärker (Abbildung 18). Auch das Signifikanzniveau lag hier höher ($p < 0,01$).

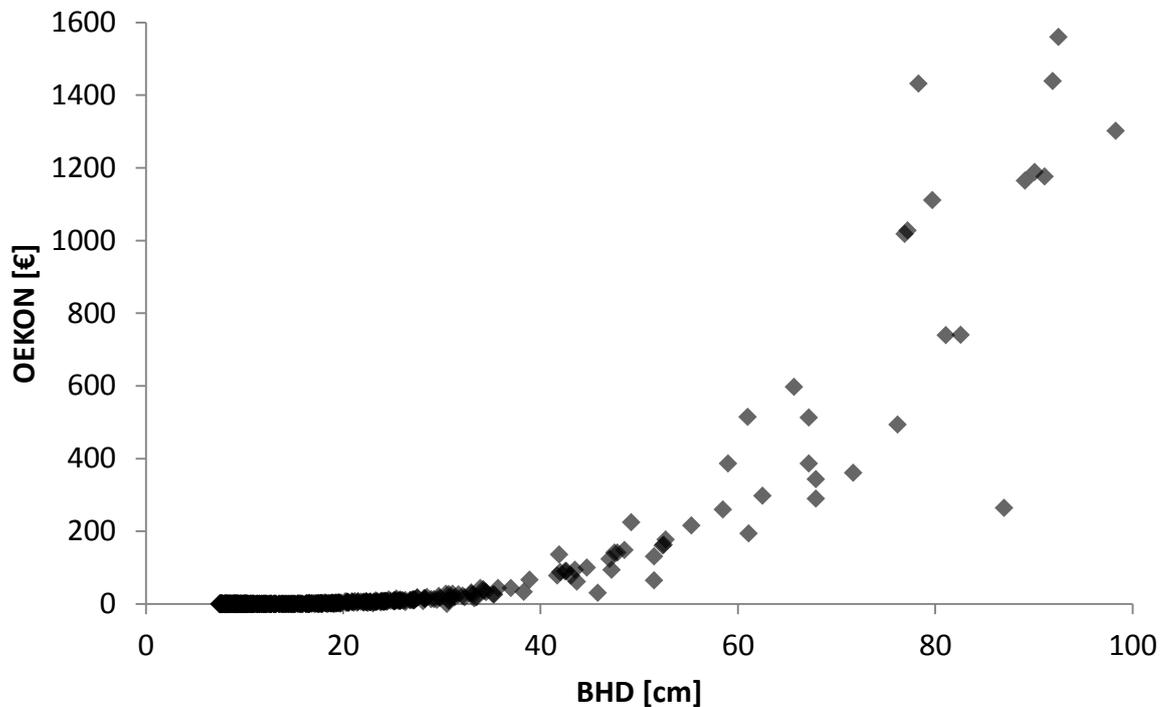


Abbildung 18: Darstellung des ökonomischen Wertes von Einzelbäumen (OEKON) in Punkten in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,01$, $R=0,849$)

Es gab es viele Bäume, die sowohl einen geringen ökologischen als auch ökonomischen Wert aufwiesen. Die Streuung bei hohen ökologischen und ökonomischen Werten war allerdings sehr groß (Abbildung 19). Der positive Zusammenhang zwischen ökologischer und ökonomischer Wertigkeit von Bäumen war daher mit $p < 0,01$ zwar ebenfalls signifikant, aber mit $R=0,153$ nur sehr schwach.

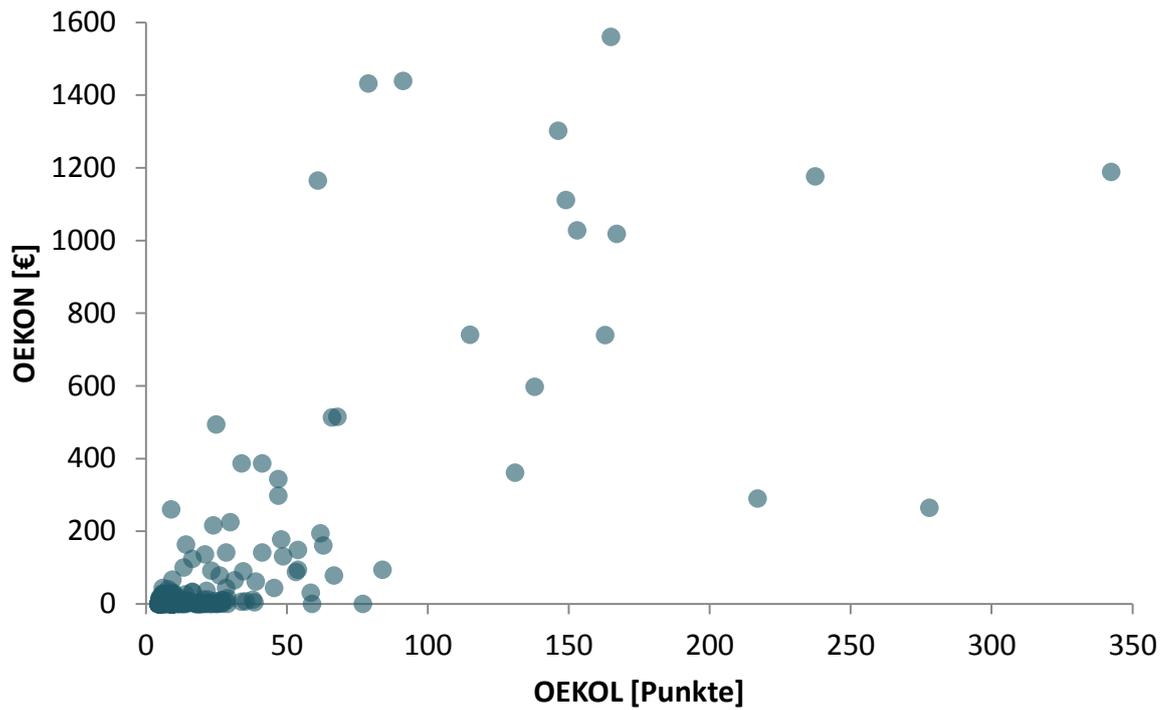


Abbildung 19: ökonomischer (OEKON) und ökologischer (OEKOL) Wert der Einzelbäume, jeweils als Anteil am gesamten Wert des Marteloskopes Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,01$, $R = 0,153$)

Auch die Anzahl Mikrohabitate und der BHD wiesen mit $R = 0,594$ einen signifikant positiven Zusammenhang auf ($p < 0,001$) (Abbildung 20).

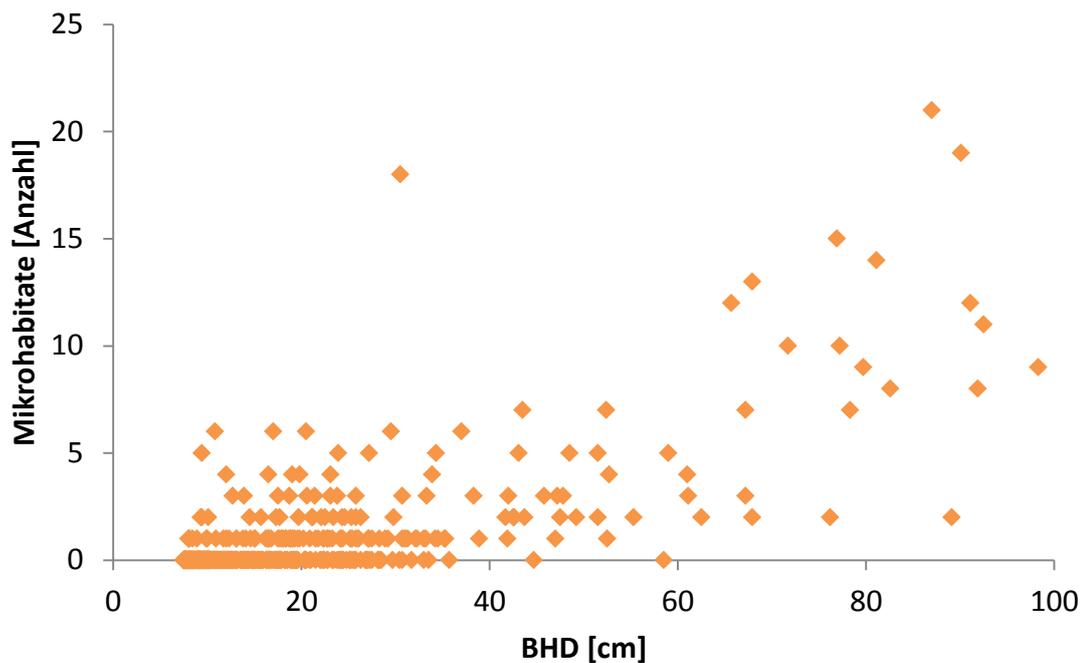


Abbildung 20: Darstellung des der Anzahl Mikrohabitate pro Baum in Abhängigkeit vom BHD für das Marteloskop Mooswald (Spearman-Rho-Test: signifikant $p < 0,001$, $R = 0,594$)

3.2.4 Strukturindices

Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der Errechnung der verschiedenen Strukturindices auf.

Tabelle 16: Strukturindices und Ergebnisse für das Marteloskop Mooswald, Shannon-Index $H' (A)$, Evenness für Shannon-Index $E (A)$, Waldstrukturdiversitätsindex nach WEBER $H' (AVZ)$, Evenness für Waldstrukturdiversitätsindex $E (AVZ)$, Species mingling M_{sp} nach GADOW, Aggregation index R nach CLARK und EVANS, Structural complexity index SCI nach ZENNER und HIBBS

Index	Ergebnis
$H' (A)$	1,58
$E (A)$	0,66
$H' (AVZ)$	2,3
$E (AVZ)$	0,45
M_{sp}	0,375
R	0,96
	z-score
	-1,533153
	Verteilung
	zufällig
SCI	2,378

3.3 Nutzungsszenarien

Die gewählten Szenarien hatten verschiedene Einflüsse auf die untersuchten Zielgrößen. Sowohl der verbleibende ökologische als auch der verbleibende ökonomische Wert des Marteloskopes wurden, je nach Szenario, um rd. 10 bis 60% gegenüber dem Basisszenario „Kein Eingriff“ reduziert (Abbildung 21).

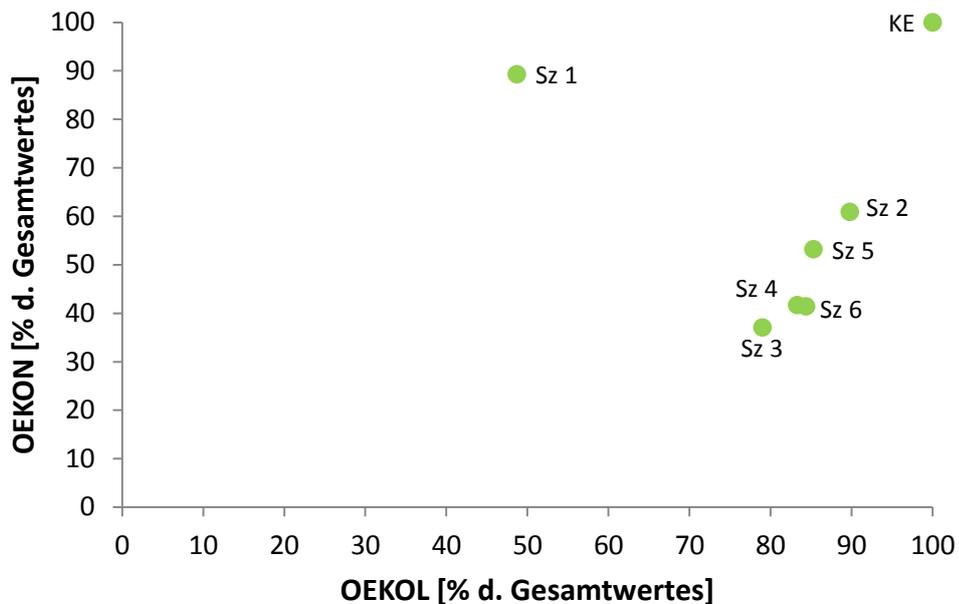


Abbildung 21: Anteil des im Marteloskop Mooswald verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wertes bei keinem Eingriff (KE) und für die verschiedenen Eingriffsszenarien (Sz 1 bis 6)

Im Szenario 1 sollten die ökologisch wertvollsten Bäume auf der Fläche belassen werden. Dadurch wurde die Erntemenge nur durch Bäume mit den geringsten ökologischen Werten erfüllt. Diese hatten aber häufig eine geringe Dimension, weshalb insgesamt über 530 Bäume entnommen werden mussten (Tabelle 17). Es wurden hauptsächlich Kirschen, Hainbuchen, Schwarzerlen und sonstige Baumarten in Industrieholzqualität genutzt (vgl. Anhang B, Datei A). Der erntekostenfreie Erlös war dementsprechend gering. Bei diesem Eingriff wurden über ein Drittel der Mikrohabitate entnommen, der gesamte ökologische Wert des Marteloskopes wurde um über die Hälfte reduziert.

Ziel im Szenario 2 war es, den gesamten ökologischen Wert des Marteloskopes möglichst hoch zu halten. Dazu wurden im Vergleich zum Szenario 1 wenig Bäume entnommen. Dabei lag der erntekostenfreie Erlös deutlich höher, da mehr wertvolle

Sortimente entnommen wurden. Dieser Hieb erfolgte in den verschiedensten Baumarten, hauptsächlich in Hainbuche und Esche, aber auch in Stieleichen. Es wurden, im Vergleich zu allen anderen Szenarien, am wenigsten Mikrohabitate entnommen, der ökologische Wert wurde nur um rund 10% abgesenkt.

Demgegenüber sollte beim Szenario 3 der erntekostenfreie Erlös maximiert werden. Dazu wurden nur 14 Bäume entnommen, womit ein Erlös von knapp 14.500 € erzielt werden konnte. Alle entnommenen Bäume waren Stieleichen. Damit hatte dieser Hieb aber, neben Szenario 1, auch die größte Reduktion der gesamten ökologischen Wertigkeit zur Folge.

Auch bei den Szenarien 4 und 5 sollten maximale Holzerlöse erzielt werden, allerdings wurden die 5 bzw. 10 ökologisch wertvollsten Bäume auf der Fläche belassen. Bei der Belassung von nur 5 Habitatbäumen war der erntekostenfreie Erlös deutlich höher als bei der Belassung von 10 Bäumen. Der Hieb in Szenario 4 erfolgte bis auf einen Bergahorn und eine Roteiche nur in Stieleichen. Im Szenario 5 wurden insgesamt deutlich mehr Bäume entnommen, hierunter auch viele Eschen und Schwarzerlen. Die Anzahl Mikrohabitate und der ökologische Wert wurden in beiden Fällen in einem ähnlichen Maße abgesenkt. Beim Belassen von 10 Bäumen war der verbleibende ökologische Wert etwas höher. Im Vergleich zum betriebswirtschaftlich optimalen Szenario 3 müsste der Waldbesitzer bei der Belassung der 5 ökologisch wertvollsten Bäume Mindereinnahmen von rund 1.000 € in Kauf nehmen, bei der Belassung von 10 Habitatbäumen wären es über 3.500 €.

Beim Szenario 6 sollten ebenfalls 5 Habitatbäume belassen werden, jedoch nur solche, welche auch keine hohe ökonomische Wertigkeit aufwiesen. Dieser Hieb erfolgte, analog zum Szenario 4, hauptsächlich in Stieleiche. In allen untersuchten Zielgrößen unterschied sich dieses Szenario nur sehr wenig vom Szenario 4. Der erntekostenfreie Erlös lag auf ähnlichem Niveau und der verbleibende ökologische Wert war nur leicht höher.

Tabelle 17: Ergebnisse der verschiedenen simulierten Szenarien in Bezug auf die Anzahl Erntebäume, das Erntevolumen und den Erlös; Einfluss der Szenarien auf die verbleibende Anzahl Mikrohabitate und auf den verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wert des Marteloskopes Moowald

		Kein Eingriff	Szenarien					
			1	2	3	4	5	6
Erntebäume [N]		-	532	53	14	16	26	16
Erntemenge [Efm]		-	88,1	89,8	88,8	90,1	90,6	89,5
Erlös [€]		-	2.461	8.978	14.426	13.378	10.746	13.445
Mikrohabitate [N]	verbl.	520	351	456	384	403	412	411
	Entn. [%]	-	-31,7	-11,3	-25,3	-21,6	-19,8	-20
OEKOL [Punkte]	verbl.	9.076	4.420	8.147	7.171	7.564	7.746	7.664
	Entn. [%]	-	-51,3	-10,2	-21	-16,7	-14,7	-15,6
OEKON [€]	verbl.	22.947	20.486	13.969	8.521	9.569	12.201	9.502
	Entn. [%]	-	-10,7	-39,1	-62,9	-58,3	-46,8	-58,6

3.4 Auszeichnungsübung mit Probanden

Im Folgenden werden verschiedene Ergebnisse der Probandenläufe beispielhaft aufgezeigt. Gegliedert ist dies nach Einzelergebnissen, Vergleichen in einer Gruppe und Vergleichen zwischen den verschiedenen Gruppen. Für die Darstellung aller Einzelergebnisse und Vergleiche innerhalb einer Gruppe siehe Anhang B – Dokumente B, C und D.

Einzelergebnisse

Jedem Probanden konnten die Ergebnisse seiner virtuellen Baumauswahl aufgezeigt werden. Beispielhaft sind in Abbildung 22 und Abbildung 23 die Ergebnisse des Probanden mit dem höchsten Erntevolumen aufgezeigt. In Abbildung 24 und Abbildung 25 sind die Ergebnisse des Probanden mit dem geringsten Erntevolumen dargestellt.

Bei der gewählten Aufgabenstellung war die Darstellung des gesamten Erntevolumens, des erntekostenfreien Erlöses und des entnommenen ökologischen Wertes für die Probanden besonders interessant (Abbildung 22 und Abbildung 24). Neben dem ökologischen und dem ökonomischen Wert der Habitatbaumgruppe war auch die Verteilung der verschiedenen geernteten Sortimente eine wichtige Auswertung (Abbildung 23 und Abbildung 25).

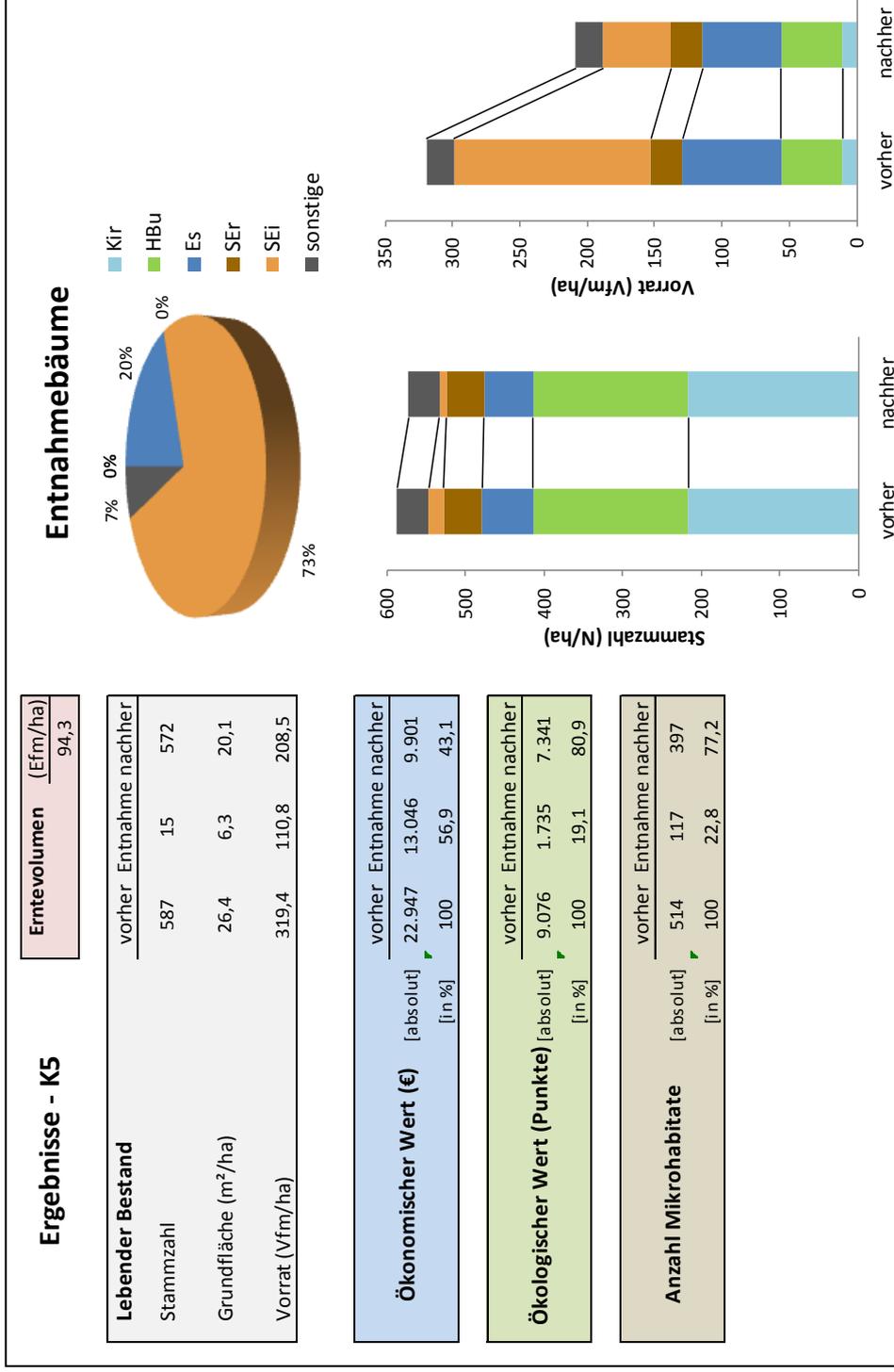


Abbildung 22: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K5, Gruppe Studenten (Teil 1); dargestellt in den Tabellen ist das Erntevolumen, die Veränderung von Stammzahl, Grundfläche und Vorrat sowie vom ökonomischen und ökologischen Wert und der Anzahl Mikrohabitate; dargestellt in den Abbildungen ist die Zusammensetzung der geernteten Baumarten sowie die Veränderung von Stammzahl und Vorrat nach Baumarten

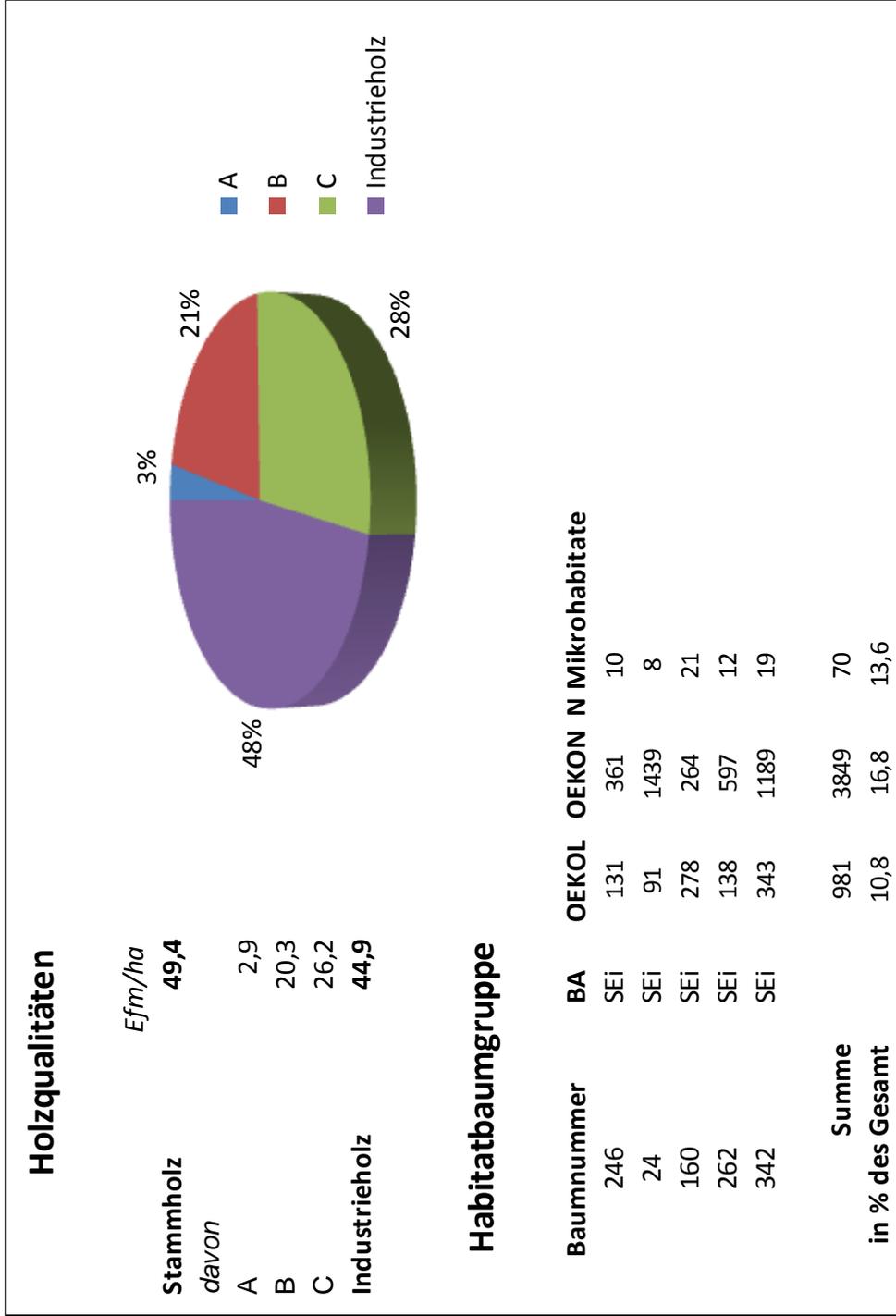


Abbildung 23: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K5, Gruppe Studenten (Teil 2); dargestellt sind die Volumina und die Anteile der geernteten Sortimente; außerdem der ökologische sowie ökonomische Wert der Habitatbaumgruppe und die Anzahl an Mikrohabitaten in der Habitatbaumgruppe

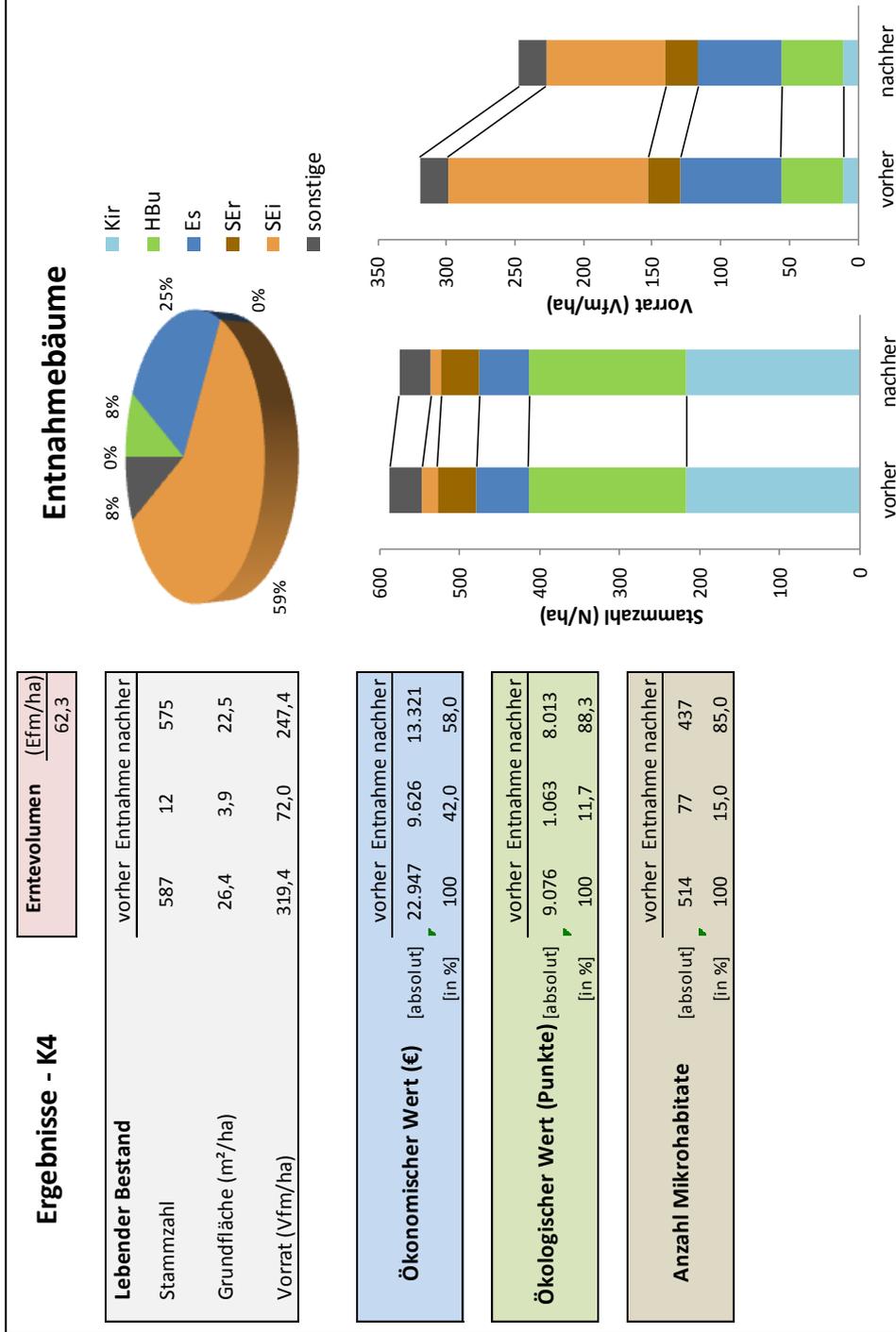


Abbildung 24: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K4, Gruppe Revierleiter (Teil 1); dargestellt in den Tabellen ist das Erntevolumen, die Veränderung von Stammzahl, Grundfläche und Vorrat sowie vom ökonomischen und ökologischen Wert und der Anzahl Mikrohabitate; dargestellt in den Abbildungen ist die Zusammensetzung der geernteten Baumarten sowie die Veränderung von Stammzahl und Vorrat nach Baumarten

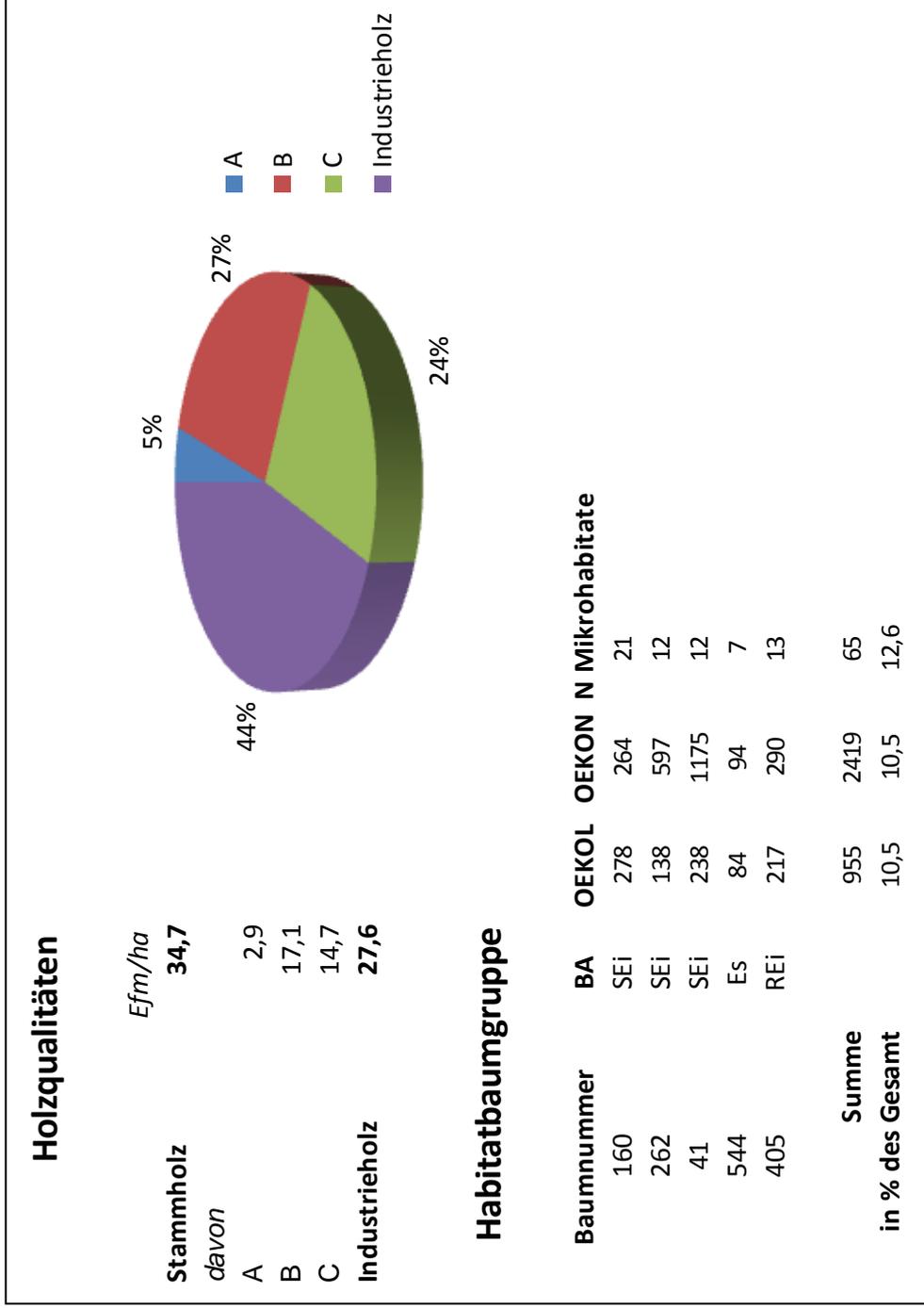


Abbildung 25: Möglichkeit der individuellen Ergebnispräsentation bei Probandenläufen im Marteloskop Mooswald für Proband K4, Gruppe Revierleiter (Teil 2); dargestellt sind die Volumina und die Anteile der geernteten Sortimente; außerdem der ökologische sowie ökonomische Wert der Habitatbaumgruppe und die Anzahl an Mikrohabitaten in der Habitatbaumgruppe

Vergleich innerhalb einer Gruppe

Bei den Probandenläufen wurden die Ergebnisse der Einzelpersonen innerhalb der Gruppe verglichen. Dies ist im Folgenden beispielhaft für die Gruppe der Waldbautrainer aufgezeigt. So konnte z.B. dargestellt werden, wie sich der gesamte ökologische und ökonomische Wert des Marteloskopes durch die verschiedenen virtuellen Nutzungen verändert (Abbildung 26). Dies konnte zudem mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3) verglichen werden. In diesem Beispiel zeigt sich beim verbleibenden ökonomischen Wert eine deutlich größere Spanne als beim verbleibenden ökologischen Wert.

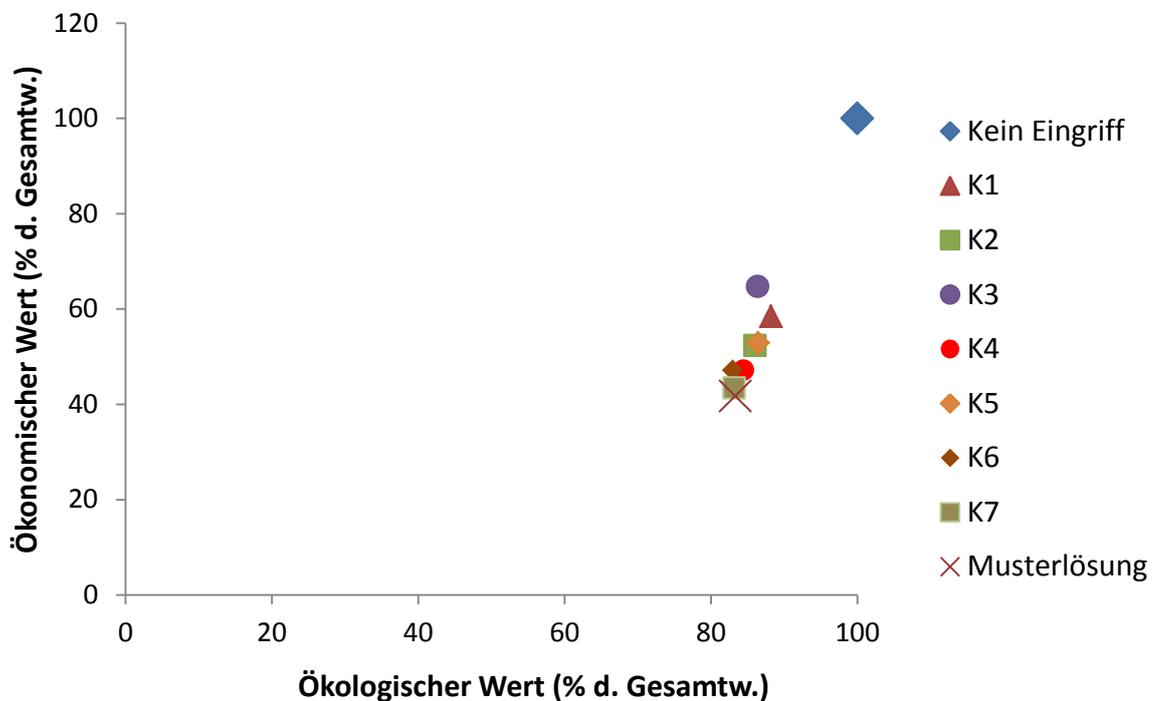


Abbildung 26: Mögliche Darstellung zum Vergleich der Ergebnisse eines Probandenlaufs innerhalb einer Gruppe (hier beispielhaft für Gruppe die Gruppe der Waldbautrainer) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt ist hier der Anteil des im Marteloskop Mooswald verbleibenden ökologischen (OEKOL) und ökonomischen (OEKON) Wertes

Weitere wichtige Vergleichsgrößen waren die Anzahl entnommener Bäume und das Erntevolumen, der erntekostenfreie Erlös, der Verlust an ökologischem Wert sowie die ökologische und ökonomische Wertigkeit der Habitatbaumgruppe (Tabelle 18). Auffallend sind hier z.B. die großen Unterschiede beim erzielten gesamten erntekostenfreien Erlös und beim erntekostenfreien Erlös pro geerntetem Festmeter.

Tabelle 18: Mögliche Darstellung zum Vergleich der Ergebnisse eines Probandenlaufs innerhalb einer Gruppe (hier beispielhaft für die Gruppe der Waldbautrainer) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt sind die Anzahl Entnahmebäume, das Erntevolumen, das erntekostenfreie Erlös sowie der Verlust an ökologischem Wert und an Mikrohabitaten; weiterhin wird die ökologische und die ökonomische Wertigkeit der Habitatbaumgruppe aufgezeigt;

	Kandidat 1	Kandidat 2	Kandidat 3	Kandidat 4	Kandidat 5	Kandidat 6	Kandidat 7	Musterlösung
Bestand								
Anzahl Entnahmebäume	13	15	19	12	13	17	17	16
Erntevolumen	68,0	73,9	64,8	79,3	76,5	89,6	91,7	90,1
		<i>in Efm, pro ha</i>						
Ökonomische und ökologische Wirkungen								
erntekostenfreier Erlös	9.534	10.940	8.085	12.111	10.805	12.138	12.982	13.378
	140	148	125	153	141	136	142	148
		<i>in €, absolut</i>						
		<i>in €, pro Efm</i>						
Verlust an ökologischem Wert	1072	1269	1237	1416	1229	1545	1529	1512
	11,8	14,0	13,6	15,6	13,5	17,0	16,8	16,7
	15,8	17,2	19,1	17,8	16,1	17,2	16,7	16,8
		<i>in Punkten, absolut</i>						
		<i>in %</i>						
		<i>in Punkten, pro Efm</i>						
Verlust an Mikrohabitaten	79	92	79	98	84	114	114	111
		<i>Anzahl</i>						
Habitatbäume								
Ökologischer Wert in den Habitatbäumen	1163	1105	1050	1035	1213	998	1097	1242
	12,8	12,2	11,6	11,4	13,4	11,0	12,1	13,7
		<i>in %</i>						
Ökonomischer Wert in den Habitatbäumen	4.242	3.461	3.373	3.645	3.514	5.224	2.929	3.935
		<i>in €</i>						
Mikrohabitats an den Habitatbäumen	79	73	69	67	77	61	68	80
		<i>Anzahl</i>						

Vergleiche zwischen verschiedenen Gruppen

Eine mögliche Ergebnisdarstellung zum Vergleich zwischen den verschiedenen Probandengruppen ist das Aufzeigen des ökologischen und ökonomischen Wertes pro Erntefestmeter (Abbildung 27). Hierbei kann die Streubreite der jeweiligen Gruppenergebnisse insgesamt und um die Musterlösung veranschaulicht werden. So zeigte sich zum Beispiel, dass die Spanne des ökonomischen Wertes pro Erntefestmeter bei den Studenten deutlich geringer war als bei den Revierleitern.

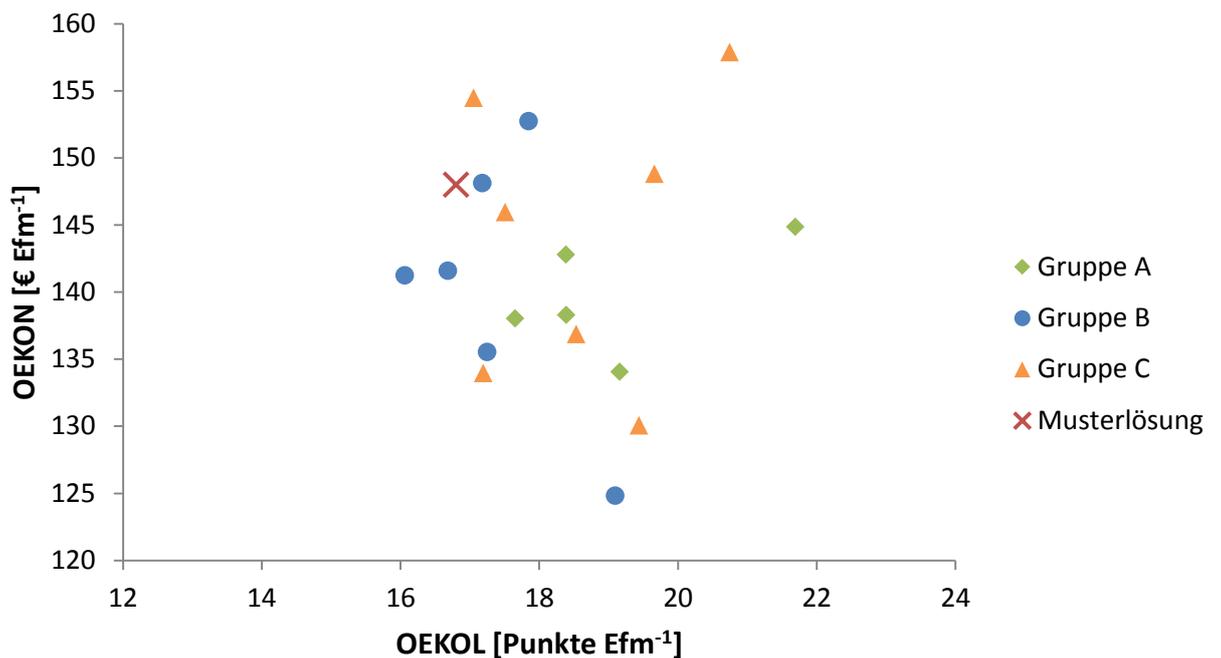


Abbildung 27: Mögliche Darstellung zum Ergebnisvergleich zwischen den verschiedenen Probandengruppen und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt ist der ökologische und der ökonomische Wert der von der jeweiligen Probanden gewählten Erntemenge; Beachte: Skalierung beider Achsen beginnt nicht bei Null

Weitere Vergleichsmöglichkeiten zwischen den Gruppen und mit der Musterlösung sind in Tabelle 19 dargestellt. Bei diesem Vergleich kann der Mittelwert der einzelnen Gruppenergebnisse untereinander und mit der Musterlösung verglichen werden. Des Weiteren kann auch die Spanne (Standardabweichung) innerhalb der verschiedenen Gruppen verglichen werden. So zeigte sich zum Beispiel, dass die mittleren Ergebnisse von Gruppe A in Bezug auf alle Zielgrößen am nächsten an der Musterlösung lagen. Die großen Unterschiede der Standardabweichung beim Erlös und beim entnommenen ökologischen Wert zwischen den Gruppen sind ebenfalls bemerkenswert.

Tabelle 19: Mögliche Darstellung zum Ergebnisvergleich zwischen den verschiedenen Probandengruppen (A=Studenten, B=Waldbautrainer, C=Revierleiter) und mit der Musterlösung (vgl. Szenario 4 Kap. 3.3); dargestellt sind Erntemenge und Erlös, außerdem der entnommene ökologische (OEKOL) Wert und die Anzahl entnommener Mikrohabitate; für alle Zielgrößen sind Mittelwert und Standardabweichung aufgeführt

		Musterlösung	Probandengruppe		
			A	B	C
Erntemenge [Efm]	Mittelw.	90,1	84,5	79,3	73,1
	Stabw.	-	8,3	10,1	7,8
Erlös [€]	Mittelw.	13.378	11.778	9.580	10.477
	Stabw.	-	1.047	1.721	700
OEKOL Entnahme [Pkte.]	Mittelw.	1.512	1.601	1.371	1.357
	Stabw.	-	79	145	147
Mikrohabitate Entnahme [Anz.]	Mittelw.	111	111	97	92
	Stabw.	-	4	15	8

4. Diskussion

4.1 Beurteilung des Marteloskopes hinsichtlich Waldstrukturdiversität

4.1.1 Lebender Bestand

Das Marteloskop Mooswald erwies sich mit 10 Baumarten auf einem Hektar als vergleichsweise baumartenreich. Bei einer Waldstrukturaufnahme in Luxemburg fanden sich auf z.B. auf einer Fläche von 237,3 ha z.B. nur 9 Baumarten (TOBES & BROCKAMP 2008). Auch bei MORDINI (2009) wurden in zwei Marteloskopern in ehemaligen Eichen-Mittelwäldern nur 9 Baumarten vorgefunden.

Grundsätzlich ist das Vorhandensein vieler Baumarten als positiv zu werten, da dies einen hohen Artenreichtum begünstigen kann (VAN DEN MEERSCHAUT & VANDEKERKHOVE 2000). Das gilt auch für neophytische Baumarten, welche im Marteloskop Mooswald ebenfalls vorkommen. Baumartenreiche Wälder haben oft auch einen großen Strukturreichtum, was eine hohe Biodiversität begünstigt (SPIES & FRANKLIN 1991). In baumartenreichen Wäldern gibt es demnach eine größere Bandbreite an verschiedenen Durchmesser und Höhen und eine heterogene horizontale Verteilung. Auch ein Nebeneinander von Baumarten mit unterschiedlichen Lichtansprüchen erhöht den Strukturreichtum und damit die potentielle Biodiversität (ZENNER 2000). Mit der Stieleiche als Lichtbaumart und der Hainbuche als schattenertragende Baumart ist auch dies im Untersuchungsgebiet gegeben. Das Vorhandensein der Stieleiche ist generell als sehr positiv zu werten, da es viele an diese Baumart angepasste Arten gibt (SCHMIDL 2006).

Eine große Durchmesserspreitung und das Vorhandensein eines Unter- bzw. Zwischenstandes, sowie das Auftreten von Verjüngungskegeln kann nach FRANKLIN et al. (1981) Biodiversität begünstigen. Diese Strukturen wurden im Marteloskop Mooswald ebenfalls vorgefunden (Tabelle 10, Abbildung 6 und Abbildung 3). Die in dieser Arbeit festgestellte Durchmesser- und Höhenverteilung (Abbildung 4) wurde von KOOP et al. (1994) (in McELHINNY et al. 2005) als positiv für die Waldstruktur und Biodiversität bewertet. McELHINNY et al. (2005) stellen aber infrage, ob die Durchmesser- und Höhenverteilung ein guter Indikator für Strukturreichtum und Biodiversität ist. Die Standardabweichung des Durchmessers korreliert aber oft positiv mit anderen Strukturindices (vgl.

McELHINNY et al. 2005). Die große Standardabweichung des Durchmessers im Marteloskop Mooswald kann also für einen großen Strukturreichtum sprechen. FRANKLIN et al. (1981) betonen vor allem die wichtige Funktion von Bäumen mit großen Durchmessern, da dies ein Attribut alter Wälder mit potentiell hoher Biodiversität darstellt. Auch SPIES & FRANKLIN (1991) und VAN DEN MEERSSCHAUT & VANDEKERKHOVE (2000) heben dies hervor. Die hohe ökologische Wertigkeit der starken Stieleichen (vgl. Tabelle 10 und Abbildung 12) im Marteloskop Mooswald bestätigt dies und spricht für deren wichtige ökologische Funktion.

Analog dazu erhöht auch eine große vertikale Heterogenität die Strukturvielfalt, das Vorhandensein verschiedener Nischen und damit die potentielle Biodiversität (VAN DEN MEERSSCHAUT & VANDEKERKHOVE 2000, ZENNER 2000). Auch hinsichtlich der Höhenstruktur stellte sich das Marteloskop Mooswald als heterogen heraus (Tabelle 10 und Abbildung 5), was als positiv für die Biodiversitätsschutzfunktion bewertet werden kann.

4.1.2 Totholz

Die Totholzvolumina im Marteloskop Mooswald lagen im bundesweiten Vergleich der mittleren Totholzvorräte deutlich unter dem Durchschnitt, welcher $20,6 \text{ fm ha}^{-1}$ beträgt (THÜNEN-INSTITUT 2015b). In Baden-Württemberg sind die durchschnittlichen Totholzvorräte mit $28,8 \text{ Vfm ha}^{-1}$ noch höher und damit doppelt so hoch wie im Marteloskop Mooswald. Vor allem der Vorrat des stehenden Totholzes lag im Marteloskop deutlich unter dem landes- und bundesweiten Durchschnitt. Im Vergleich mit unbewirtschafteten Wäldern war der Totholzvorrat als gering einzuschätzen. Zwar fanden sich in einem Naturwaldreservat in Luxemburg bei einer ähnlichen Baumartenzusammensetzung nur 7 fm ha^{-1} Totholz (TOBES et al. 2008). Nach CHRISTENSEN et al. (2005) liegt der mittlere Totholzvorrat in Naturwaldreservaten in Mitteleuropa jedoch bei rund 130 fm ha^{-1} , also rund zehnmal höher als im Marteloskop Mooswald. Diese Autoren stellten aber auch fest, dass die Totholzvorräte in Tieflandwäldern signifikant geringer sind als in Wäldern der montanen Stufe. Dies liegt daran, dass in montanen Wäldern häufig Nadelhölzer vorkommen, welche im Vergleich zu den meisten Laubhölzern deutlich langsamer zersetzt werden (HARMON et al. 1986). HARMON et al. (1986) stellen aber auch fest, dass die Eiche diesbezüglich eine

Ausnahme unter den Laubhölzern darstellt (vgl. Abbildung 7). Dies würde dem widersprechen und höhere Totholzvolumina erwarten lassen. LARRIEU et al. (2014) konnten zudem keinen Unterschied zwischen laub- und nadelholzdominierten Wäldern in Bezug auf die Totholzvolumina feststellen. Somit sind die geringen Totholzvolumina vermutlich auf eine intensive menschliche Nutzung zurückzuführen. Tatsächlich könnten die gute Erreichbarkeit der Fläche und die räumliche Nähe zu einer jährlich stattfindenden Brennholzversteigerung als Gründe für eine große Nutzungsintensität bis in schwache Dimensionen herangezogen werden. Allerdings sind die Totholz mengen in Waldökosystemen auch temporären Schwankungen unterworfen. So könnte sich der Wald im Marteloskop in einer Phase befinden, in der auch natürlicherweise wenig Totholz vorhanden wäre (vgl. CHRISTENSEN et al. 2005). Insgesamt kann trotzdem festgehalten werden, dass die Totholzvorräte im Marteloskop Mooswald als gering einzuschätzen waren, was sich potentiell negativ auf die Artenvielfalt im Wald auswirkt (OEHMICHEN 2007). Nach MÜLLER & BÜTLER (2010) ist erst ab einer Totholzmenge von 30 – 50 fm ha⁻¹ davon auszugehen, dass ein Großteil der saproxylichen Arten vorhanden ist.

Um einen umfassenden Biodiversitätsschutz sicherzustellen, sollte der Totholzvorrat aus verschiedenen Baumarten, Dimensionen und Zersetzungsgraden bestehen (ALBRECHT 1991, MÜLLER & BÜTLER 2010). Das Totholz im Marteloskop Mooswald setzte sich zwar aus verschiedensten Baumarten zusammen (Tabelle 11), der überwiegende Teil entfiel jedoch auf die Stieleiche. Andere Baumarten waren nur mit sehr geringen Anteilen am gesamten Totholzaufkommen beteiligt. TOBES et al. (2008) stellten für ein Naturwaldreservat mit Traubeneichen in Luxemburg selbiges fest. Dies ist als kritisch zu werten. Eine gleichmäßigere Beteiligung der verschiedenen Baumarten am Totholzaufkommen würde zu einer größeren Vielfalt an Totholzobjekten führen. In Bezug auf die Biodiversitätsschutzfunktion des Waldes wird dem eine große Bedeutung beigemessen (ALBRECHT 1991).

Die Verteilung des gesamten Totholzvolumens auf die verschiedenen Objekttypen ist vor dem Hintergrund einer heterogenen Totholzstruktur als positiv zu bewerten (vgl. Tabelle 12). Zwar sind Wurzelteller bei den liegenden Objekttypen unterrepräsentiert, die anderen Typen sind aber mit untereinander ähnlichen Anteilen vertreten. Das

geringe Volumen an stehendem Totholz ist als kritisch zu werten, da stehendes Totholz von einer großen Artenzahl genutzt wird und somit eine wichtige Habitatfunktion innehat (vgl. CHRISTENSEN et al. 2005). So fehlt z.B. starkes stehendes Totholz im Untersuchungsgebiet weitgehend. Dieses stellt aber ein wichtiges Attribut alter Wälder und eine wichtiges Habitat für seltene Arten dar (FRANKLIN et al. 1981). Die Grenze zwischen schwachem und starkem stehendem Totholz wird dabei nach VAN DEN MEERSSCHAUT & VANDEKERKHOVE (2000) bei mindestens 40 cm gezogen, da ab diesem Durchmesser eine deutlich bessere Habitatfunktion festzustellen ist. Im Marteloskop Mooswald gab es keine stehenden toten Bäume über diesem Mindestdurchmesser.

Aber auch starkes liegendes Totholz hat eine wichtige Habitatfunktion und erhöht den Struktureichtum (ALBRECHT 1991, SPIES & FRANKLIN 1991, VAN DEN MEERSSCHAUT & VANDEKERKHOVE 2000). Dabei wird der Mindestdurchmesser für starkes Totholz in diesen Arbeiten zwischen 40 und 60 cm gezogen. Bei einem solchen Mindestdurchmesser hätte es im Marteloskop Mooswald nur ein starkes liegendes Totholzstück gegeben. In anderen Arbeiten wird die Grenze zwischen schwachem und starkem Totholz aber bei 20 bis 30 cm gezogen (z.B. ALBRECHT 1991, BRIN et al. 2011, UTSCHICK 1991). Auch diese Autoren heben die wichtige Funktion von starkem Totholz für die Biodiversität hervor, da es bestimmte Arten gibt, welche sich nur hier einfinden. Die wichtige Funktion des starken, liegenden Totholzes im Marteloskop (vgl. Abbildung 6), wird dadurch deutlich. Für saproxyliche Pilze stellen HEILMANN-CLAUBEN & CHRISTENSEN (2004) aber fest, dass schwaches Totholz eine größere Artenzahl beherbergt als starkes liegendes oder stehendes Totholz. Demnach hat auch schwaches Totholz eine wichtige Biodiversitätsschutzfunktion.

Das Totholz im Marteloskop setzte sich aus verschiedensten Zersetzungsgraden zusammen (vgl. Abbildung 7). Für die Biodiversität ist dies als positiv zu bewerten (ALBRECHT 1991). Das Fehlen von Totholz des ersten Zersetzungsgrades wäre auf lange Sicht als kritisch zu bewerten. Da Totholz mit diesem Zersetzungsgrad jedoch nur im ersten Jahr nach dem Absterben als solches eingestuft werden kann, unterliegt dieses jedoch ohnehin starken temporären Schwankungen. Die abnehmenden Totholzvorräte mit steigendem Zersetzungsgrad wurden auch in anderen Studien ermittelt (z.B. TOBES et al. 2008, WEVELL VON KRÜGER & BROCKAMP 2009) und sind unter anderem auch auf die

schwierigere Auffindbarkeit und das abnehmende Volumen von stärker zersetztem Holz zurückzuführen (ALBRECHT 1991, WEVELL VON KRÜGER & BROCKAMP 2009).

Schließlich ist die Verteilung des Totholzes auf der Fläche des Marteloskopes (Abbildung 8) als positiv zu werten, da es keine starke Konzentration in nur einem Bereich gibt. Somit ist das Totholz potentiell verschiedenen mikroklimatischen Bedingungen ausgesetzt, was zu unterschiedlichen Zersetzungsraten und einer Besiedlung durch unterschiedlichste Organismen führen kann (ALBRECHT 1991, MEYER 1999).

4.1.3 Habitatstrukturen

Die durchschnittliche Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum unterschied sich deutlich zwischen den verschiedenen Baumarten (Tabelle 13 und Kap. 3.1.3). Dies stellten auch REGNERY et al. (2013) und VUIDOT et al. (2011) fest. Die besondere Funktion der Eichen für das Vorkommen von Mikrohabitaten im Marteloskop Mooswald ist dabei hervorzuheben. Vergleichbares wurde auch in vorangegangenen Arbeiten festgestellt (HAUPT 2012, MORDINI 2009, REGNERY et al. 2013, VUIDOT et al. 2011). Auch tote Bäume trugen eine hohe Anzahl Mikrohabitate pro Baum, was ebenfalls von REGNERY et al. (2013) und VUIDOT et al. (2011) festgestellt wurde.

Neben der Baumart beeinflusste der Durchmesser der Bäume das Vorkommen von Mikrohabitaten (Abbildung 20). Eine Konzentration der Mikrohabitate auf stärkere Bäume wurde auch von REGNERY et al. (2013) und VUIDOT et al. (2011) festgestellt.

MORDINI (2009) fand in zwei ehemaligen Mittelwäldern des Schweizer Mittellandes deutlich andere Verteilungsmuster der Mikrohabitate als im Marteloskop Mooswald, obwohl ein ähnlicher Katalog verwendet wurde. Auf den zwei von MORDINI (2009) untersuchten Flächen wurden die meisten Mikrohabitate unter den Kategorien Stammfußhöhlen und Flechtenbewuchs gefunden – diese waren im Mooswald zwar auch vergleichsweise häufig vertreten, hatten aber nicht dieselbe anteilmäßige Dominanz (vgl. Abbildung 10). Totäste, welche das im Marteloskop Mooswald am häufigsten vorkommende Mikrohabitat darstellten, waren nur auf einer der beiden Schweizer Flächen häufig vertreten. Der vergleichsweise hohe Anteil an Totästen im Marteloskop Mooswald könnte auf die Grundwasserabsenkung (vgl. Kap. 2.1) und eine

damit einhergehende Zopftrocknis zurückzuführen sein. Rindenverluste waren im Marteloskop Mooswald deutlich häufiger vorzufinden als auf beiden Schweizer Flächen. Eine hohe Bewirtschaftungsintensität könnte hierzu geführt haben (LARRIEU et al. 2012). Auch das Vorkommen von Rindentaschen war im vorliegenden Untersuchungsgebiet deutlich höher. Höhlen und Risse fanden sich im Mooswald wie auf den beiden Schweizer Flächen in ähnlicher hoher Zahl.

Bei der Waldstrukturaufnahme im eichenreichen Luxemburger Naturwaldreservat „Enneschte Bësch“ waren Rindenrisse bzw. Rindenverlust ein sehr häufig auftretendes Mikrohabitat (TOBES et al. 2008). Selbiges wurde auch im Mooswald festgestellt (vgl. Abbildung 10). Pilzfruchtkörper spielten auf der Luxemburger Fläche aber eine wichtigere Rolle als im Mooswald. Stammbruch und Stammhöhlen waren hingegen im Marteloskop Mooswald häufiger vertreten.

REGNERY et al. (2013) untersuchten die Mikrohabitatverfügbarkeit in mediterranen Steineichenwäldern (*Quercus ilex* L.). Wie im Marteloskop Mooswald waren auch dort die am häufigsten vorkommenden Mikrohabitate Totäste und Rindenverlust. Höhlen und Pilzfruchtkörper kamen dort aber im Vergleich zum Marteloskop Mooswald deutlich häufiger vor.

Bei LARRIEU et al. (2012), welche Mikrohabitate in Bergwäldern mit Buche und Tanne in den Pyrenäen untersuchten, waren Höhlen das am häufigsten vorkommende Mikrohabitat. Auch wenn man alle unterschiedlichen Höhlenkategorien des Marteloskopes Mooswald aufsummiert, wären Rindenverlust und Totäste im Marteloskop Mooswald weiterhin die häufigsten Mikrohabitate. In der Untersuchung von LARRIEU et al. (2012) kamen keine Eichen und Hainbuchen vor. Die Baumartenzusammensetzung spielt offensichtlich eine wichtige Rolle für die Verfügbarkeit verschiedener Mikrohabitate. Zum selben Schluss kamen auch VUIDOT et al. (2012).

4.1.4 Strukturindices

Mit 1,58 lag der Shannon-Index für das Marteloskop Mooswald vergleichsweise hoch (Tabelle 16). Die zehn verschiedenen Baumarten waren dabei in deutlich unterschiedlicher Abundanz vorhanden ($E(A)=0,66$). Im Luxemburger Naturwald-

reservat „Enneschte Bësch“, welches eine ähnliche Baumartenzusammensetzung auswies, lag der Shannon-Index bei nur 0,99 obwohl 13 verschiedene Baumarten vorgefunden wurden (TOBES et al. 2008). Offensichtlich waren die Baumarten dort anteilmäßig ungleicher vertreten als im Marteloskop Mooswald. MÖLDER et al. (2008) stellten bei 11 Baumarten einen Shannon-Index von 1,9 fest. Der höhere Wert könnte dabei auf eine gleichmäßigere Abundanz der verschiedenen Baumarten zurückzuführen sein.

Der Waldstrukturdiversitätsindex nach WEBER lag mit 2,3 in einem ähnlichen hohen Bereich wie in verschiedenen Luxemburger Naturwaldreservaten (vgl. TOBES & BROCKAMP 2008, TOBES et al. 2008, WEVELL VON KRÜGER & BROCKAMP 2009). Ein solcher Wert wird in diesen Arbeiten als hoch eingeschätzt. LINGENFELDER & WEBER (2001) fanden in einem ehemaligen Mittelwald mit Esche und Eiche in der Oberrheinebene 12 Baumarten vor, der Waldstrukturdiversitätsindex betrug dort 2,65. In dieser Arbeit, in welcher der Waldstrukturdiversitätsindex verschiedener Bannwälder berechnet wurde, war dies der dritthöchste Wert und wurde im Vergleich mit anderen Bannwäldern als sehr hoch eingeschätzt. Mit dem Wert von 2,3 liegt der Waldstrukturdiversitätsindex für das Marteloskopes Mooswald zwar etwas darunter, kann aber im Vergleich mit anderen Bannwäldern ebenfalls als hoher Wert betrachtet werden. Niedrige Werte des Waldstrukturdiversitätsindexes werden generell in bewirtschafteten Wäldern erwartet, die sich in der strukturarmen Optimalphase befinden (LINGENFELDER & WEBER 2001). Durch den Sturmwurf und die Entnahme einzelner Bäume hat im Marteloskop Mooswald bereits eine natürliche Verjüngung stattgefunden, welche zu einem höheren Wert des Waldstrukturdiversitätsindex führt. Das Vorhandensein der schattentoleranten Hainbuchen auf der ganzen Fläche und in unterschiedlichsten Höhen trägt außerdem positiv dazu bei. Da Totholz in diesem Index nicht nach Dimension bzw. Volumen sondern nur nach Anzahl gewertet wird, beeinflussen die geringen Totholzvorräte den Waldstrukturdiversitätsindex nicht negativ.

Der Wert des Species Mingling Index von 0,375 spricht für ein geklumpptes Auftreten der Baumarten (vgl. POMMERENING 2002). Dies ist vermutlich vor allem durch das stark geklumppte Auftreten vieler Spätblühender Traubenkirschen zurückzuführen (vgl.

Abbildung 3). Dadurch gehören bei sehr vielen Bäumen alle nächsten Nachbarn der gleichen Baumart an. Auch der über die ganze Fläche verteilte Unter- und Zwischenstand aus Hainbuche kann zu einem geringen Index geführt haben, da auch hier die nächsten Baumnachbarn häufig derselben Baumart angehörten. Die anderen, weniger häufig auftretenden Baumarten zeigten kein geklumpstes Auftreten.

Der Aggregation Index nach CLARK & EVANS ergab eine zufällige Verteilung der Stämme auf der Fläche. POMMERENING (2002) fand in einem Waldbestand mit zufälliger Verteilung der Stämme einen ähnlich hohen R-Wert.

Mit 2,378 liegt der SCI für das Marteloskop deutlich unter den von ZENNER & HIBBS (2000) bei verschiedenen simulierten Waldstrukturen ermittelten SCI-Werten, welche zwischen 3,373 und 7,707 lagen. Dies ist vor dem Hintergrund der beschriebenen diversen Höhenstruktur und der zufälligen Verteilung der Stämme auf der Fläche, welche beide zu einem höheren SCI führen würden, zuerst nicht nachzuvollziehen. Der geringe SCI-Wert ist auf die gleichmäßige Verteilung ähnlich hoher Bäume auf der Fläche zurückzuführen. Durch das Nebeneinander von Bäumen ähnlicher Höhe („Kohorten“) ist die Steigung der Dreiecke, mit welchen der SCI berechnet wird, oftmals nur sehr gering (vgl. Anhang A, Abbildung 6). Zusätzlich war auch die Gesamthöhe im Marteloskop im Vergleich zu den Beständen von ZENNER & HIBBS (2000) sehr gering. Somit ergibt sich auch eine geringere Heterogenität bei den Höhen, was zu einem geringeren SCI führt. Bei einem Vergleich mit den von ZENNER & HIBBS (2000) errechneten SCI-Werten kann die Waldstruktur des Marteloskopes daher als vergleichsweise homogen eingeschätzt werden. Die von ZENNER & HIBBS (2000) analysierten Bestände waren aber Douglasienwälder im Nordwesten der USA, welche aufgrund der anderen Baumartenzusammensetzung naturgemäß eine andere Waldstruktur aufweisen als das in der Arbeit untersuchte Marteloskop. Ein Abgleich der SCI-Werte mit vergleichbaren Wäldern wäre hier also wünschenswert, allerdings war hierzu keine Literatur verfügbar.

Mit den verschiedenen Strukturindices wird das Marteloskop Mooswald hinsichtlich seiner Strukturvielfalt unterschiedlich bewertet. Während der errechnete SCI vergleichsweise gering ausfällt, spricht z.B. der Waldstrukturdiversitätsindex für eine heterogene Waldstruktur. Somit kann auch die potentielle Biodiversitäts-

schutzfunktion des Marteloskopes unterschiedlich eingeschätzt werden. Dabei bleibt aber festzuhalten, dass eine hohe errechnete Strukturvielfalt nicht auch mit einer hohen ökologischen Wertigkeit einer Fläche einhergehen muss (LINGENFELDER & WEBER 2001). So zeigen die Waldstrukturindices z.B. häufig nur schwache Korrelationen mit tatsächlicher Biodiversität (HIROAKI et al. 2004). Zudem können die Indices immer nur zum Vergleich mit anderen Waldflächen genutzt werden. Somit kann die ökologische Wertigkeit eines Waldes unterschätzt werden, obwohl er unter den gegebenen Umständen (Standort, Waldentwicklungsphase) als ökologisch wertvoll eingestuft werden könnte (vgl. POMMERENING 2002 S. 312 für eine ausführliche Diskussion). Um das Marteloskop Mooswald hinsichtlich seiner Strukturvielfalt anhand von Strukturindices abschließend bewerten zu können, sollten Vergleiche mit anderen, dem Marteloskop vergleichbaren Waldtypen, durchgeführt werden.

Im Falle des Marteloskopes Mooswald macht dies die Rolle der Strukturindices für zukünftige Vergleiche vor und nach virtuellen und realen Eingriffen auf derselben Fläche deutlich.

4.2 Beurteilung des Marteloskopes hinsichtlich naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Aspekten

Die errechneten ökonomischen Wertigkeiten der Einzelbäume im Marteloskop Mooswald sind mit ähnlichen Arbeiten vergleichbar (z.B. MORDINI 2009, NIEDERMANN-MEIER et al. 2010). Nach derzeitigem Umrechnungskurs hatten die beiden von MORDINI (2009) eingerichteten Schweizer Marteloscope mit circa 40.200 € und circa 33.000 € einen deutlich höheren gesamten ökologischen Wert. Dies kann aber auch durch den Ausfall und die Entnahme starker Bäume im Marteloskop Mooswald bedingt sein. Wären diese noch vorhanden, könnte die gesamte ökonomische Wertigkeit in einem ähnlichen Bereich liegen.

Es zeigte sich, dass die Baumart einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen sowie ökonomischen Wert der Einzelbäume hatte (Abbildung 12, Abbildung 14). Dies wurde auch von NIEDERMANN-MEIER et al. (2010) festgestellt. Diese Autoren stellten ebenfalls fest, dass Eichen die höchsten mittleren ökonomischen und ökologischen Werte besaßen. Wie im Marteloskop Mooswald hatten Hainbuchen vergleichsweise hohe ökologische und sehr geringe ökonomische Werte. Auch die ökologischen und

ökonomischen Werte von Eschen waren vergleichbar mit denen der Eschen im Marteloskop. Somit wird deutlich, dass bei virtuellen oder realen Nutzerentscheidungen die ökologischen und ökonomischen Wirkungen auf die Gesamtfläche stark von der Wahl der zu entnehmenden Baumarten abhängt.

Aber auch der Durchmesser der Bäume lässt in vielen Fällen auf den ökologischen bzw. ökonomischen Wert schließen (Abbildung 17 und Abbildung 18). Der Zusammenhang zwischen dem Brusthöhendurchmesser und der ökologischen Wertigkeit war für das Marteloskop Mooswald nur schwach, bei NIEDERMANN-MEIER et al. (2010) aber deutlich stärker ausgeprägt. Hinzu kommt der deutlich stärkere Zusammenhang zwischen dem Durchmesser und der Anzahl Mikrohabitate (Abbildung 20). Hierin liegt ein potenzieller Nutzungskonflikt zwischen naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Zielen, da es aus ökonomischer Sicht zumeist sinnvoll ist, starke Bäume zu ernten. Diese haben aber, vor allem im Falle der Eichen, häufig auch viele Mikrohabitate und hohe ökologische Werte. Dies bestätigt die Erkenntnisse von MORDINI (2009). Es steht entgegen der Aussage von LARRIEU et al. (2012), wonach ökologisch wertvolle Bäume nur einen geringen ökonomischen Wert aufweisen. In Bezug auf die Eichen kann dieser Aussage nur für wenige Bäume zugestimmt werden (Tabelle 15).

Für das Marteloskop Mooswald wurde weiterhin ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen ökologischer und ökonomischer Wertigkeit von Einzelbäumen festgestellt (Abbildung 19). Selbiges wurde von NIEDERMANN-MEIER et al. (2010) aufgezeigt. Dies deutet ebenfalls auf einen potentiellen Nutzungskonflikt in Bezug auf naturschutzfachliche und betriebswirtschaftliche Ziele hin. Im Marteloskop Mooswald ist dieser Konflikt vor allem für die Eichen, aber auch für die Eschen festzustellen. Deutlich wird dies auch in Tabelle 14 und Tabelle 15.

Wie im Marteloskop Mooswald gab es aber auch in der Arbeit von NIEDERMANN-MEIER et al. (2010) Bäume, welche hohe ökologische bei niedrigen ökonomischen Werten aufwiesen. Dies sind Bäume, welche aus Naturschutzgründen mit geringen Einnahmeeinbußen belassen werden könnten. Das trifft im Marteloskop Mooswald aber nur auf wenige Bäume zu (Abbildung 19). Im Gegenzug gibt es im Marteloskop Mooswald auch Bäume mit geringen ökologischen und hohen ökonomischen Werten,

welche sich also potentiell als Entnahmebäume eignen. Aber auch hiervon gibt es nicht viele Bäume, welche ökologische Werte unter 100 Punkten haben und damit vergleichsweise geringe ökologische Wertigkeiten aufweisen (Abbildung 19).

Ein anderer Ansatz um den ökologischen Wert von Einzelbäumen zu quantifizieren, ist die Errechnung der Einkommensverluste für einen Forstbetrieb beim Erhalt ökologisch wertvoller Bäume (MÖHRING 2010). Dabei werden sowohl der aktuelle erntekostenfreie Erlös, der Wertverlust und die entgehende jährliche Bodenbruttorente berücksichtigt. Dieses Bewertungsverfahren ist speziell auf hiebsreife, ökologisch wertvolle Bäume ausgerichtet. Zur ökologischen Bewertung aller Bäume im Marteloskop Mooswald wäre es daher nicht zielführend gewesen. Zu Vergleichszwecken könnte es aber für zukünftige Arbeiten in Betracht gezogen werden.

Es bleibt festzuhalten, dass viele Bäume im Marteloskop, welche aus ökonomischer Sicht für eine potentielle Nutzung infrage kommen, auch hohe ökologische Werte aufweisen und damit naturschutzfachlich wertvoll sind.

4.3 Beurteilung der Nutzbarkeit des Marteloskopes

4.3.1 Szenarien

Bei der Auswertung der verschiedenen simulierten Nutzungsszenarien zeigte sich eine deutliche Schwäche bei der ökologischen Bewertung. Dies wurde beim Szenario 1 festgestellt, bei welchem die ökologisch wertvollsten Bäume auf der Fläche erhalten bleiben sollten. Dabei wurde der ökologische Wert des gesamten Marteloskopes aber am stärksten reduziert (Abbildung 21). Demnach wäre es aus ökologischer Sicht von Vorteil, wenige starke Eichen anstatt vieler schwacher Spätblühender Traubenkirschen zu entnehmen. Dies stellt jedoch keine realistische Darstellung der Situation dar, da auch die Summe aller Spätblühenden Traubenkirschen keine so hohe ökologische Wertigkeit innehaben wie die Stieleichen, an welchen sich zahlreiche Mikrohabitate befanden.

Des Weiteren konnte aufgezeigt werden, dass die Szenarien die erwarteten Einflüsse auf Ökologie und Ökonomie der Gesamtfläche hatten. Die Reduktion des ökologischen Wertes bei den Szenarien 2 bis 6 fand allerdings in einem nur kleinen Bereich zwischen 10 – 20 % statt. So führt z.B. der Erhalt von 10 im Vergleich zu 5 Habitatbäumen nur zu

einer geringen Erhöhung des verbleibenden ökologischen Wertes (Abbildung 21). Dies liegt ebenfalls an der in dieser Arbeit vorgenommenen ökologischen Bewertung, in der schwache Bäume zu hohe ökologische Werte zugewiesen bekamen. Eine größere Bandbreite an Einflüssen auf den verbleibenden ökologischen Wert wäre hier wünschenswert gewesen.

Aus den verschiedenen Wirkungen der Szenarien 2 bis 6 wird deutlich, dass der Erhalt von ökologisch wertvollen Bäumen mit Mindereinnahmen verbunden ist (Tabelle 17). So führte der Erhalt der fünf ökologisch wertvollsten Bäume zu Mindereinnahmen von rund 1.000 €. Wählt man die fünf Bäume mit dem geringsten Trade-Off zwischen Ökologie und Ökonomie aus, liegen diese Mindereinnahmen mit rund 900 € nur geringfügig niedriger. Auch der verbleibende ökologische Wert wird dabei nur minimal erhöht. Dies macht abermals deutlich, dass es im Marteloskop Mooswald nur wenige Bäume gibt, welche einen hohen ökologischen Wert bei einem gleichzeitigen geringen ökonomischen Wert besitzen (vgl. Tabelle 14 und Tabelle 15). Aus Abbildung 19 ist zu erkennen, dass die ökologisch wertvollen Bäume häufig große Durchmesser besitzen. Damit ist eine große Kronenschirmfläche und somit ein größerer Verlust an produktiver Waldfläche bei der Belassung ökologischer wertvoller Bäume verbunden (vgl. MÖHRING 2010).

Die Szenarien haben aufgezeigt, dass sich, je nach Nutzungsvorgaben, unterschiedliche Wirkungen auf Ökonomie und Ökologie des Marteloskopes ergeben. Ein potentieller Konflikt zwischen naturschutzfachlichen und betriebswirtschaftlichen Interessen wurde hierbei abermals aufgezeigt.

4.3.2 Auszeichnungsübungen mit Probanden

Ergebnisdarstellung

Die Darstellung der Einzelergebnisse war für die Probanden eine wichtige Auswertung, da es sonst zumeist keine Möglichkeit gibt, eine direkte Auswertung der eigenen Baumauswahl im Wald zu erhalten. Die persönliche Einschätzung hinsichtlich Baumvolumen und ökologischer sowie ökonomischer Wertigkeit direkt überprüfen zu können (Abbildung 22 bis Abbildung 25 sowie Anhang B, Dokumente B, C und D), stieß bei allen Teilnehmern auf Interesse. Aber auch der Vergleich innerhalb der Gruppe war

eine für die Probanden wichtige Auswertung (vgl. Abbildung 26 sowie Anhang B, Dokumente B, C und D). In allen Gruppen lag die Reduktion der gesamten ökologischen Wertigkeit dabei immer in einem vergleichsweise engen Bereich. Dies liegt an der schon in Kapitel 4.1 diskutierten ökologischen Einzelbaumbewertung, wodurch ein Großteil der ökologischen Wertigkeit des Marteloskopes durch schwache Bäume erbracht wird. Diese wurden bei den Auszeichnungsübungen nicht berücksichtigt. Somit blieb ein „Grundstock“ an ökologischer Wertigkeit in jedem Fall erhalten. Durch eine Veränderung der ökologischen Bewertung und auch durch andere Darstellungsformen kann dies umgangen werden. Die in Abbildung 27 gewählte Ergebnisdarstellung ist hier zielführender, da sich die verschiedenen Einzelergebnisse stärker voneinander unterscheiden. Zudem wird hierbei nicht mit absoluten, sondern mit auf die Hiebsmenge bezogenen Zahlen gearbeitet, was eine bessere Vergleichbarkeit ermöglicht. Die tabellarische Darstellung der Ergebnisse in einer Gruppe (vgl. Tabelle 18 sowie Anhang B, Dokumente B, C und D) stellt detailliertere Informationen über die jeweiligen Einzelergebnisse zur Verfügung und eine schnelle Vergleichbarkeit mit anderen Probanden wird ermöglicht. Anhand dieser Darstellungsform entstanden viele Diskussionen innerhalb der drei Gruppen. Der in Tabelle 19 aufgezeigte Vergleich zwischen den verschiedenen Gruppen kann eine Grundlage für zukünftige wissenschaftliche Untersuchungen darstellen. Bei größeren Probandengruppen könnten die unterschiedlichen Ergebnisse auf diese Weise dargestellt und statistische Signifikanzen markiert werden.

Der bei allen Ergebnissen mögliche Vergleich mit einer Musterlösung ist nur bei einer sehr klar definierten Aufgabenstellung wie bei den Probandenläufen in dieser Arbeit möglich. Andere Aufgabenstellungen unter verschiedenen Zielsetzungen könnten offener formuliert sein, dadurch wäre jedoch ein Vergleich mit einer Musterlösung nicht mehr möglich. Der Vergleich zwischen teilnehmenden Personen würde so in den Vordergrund rücken.

Baumauswahl der Probanden

Die Baumauswahl der Probanden unterschied sich teilweise deutlich voneinander. Für die „Entnahmebäume“ wird dies in der stark unterschiedlichen ökonomischen und ökologischen Wertigkeit pro „entnommenem“ fm deutlich (Abbildung 27). Gleiches kann aber auch für die Auswahl der „Habitatbäume“ festgestellt werden (Abbildung 23 und Abbildung 25 sowie Anhang B, Dokumente B, C und D). Die ökologische Wertigkeit der Habitatbaumgruppe lag dabei über alle Gruppen verteilt zwischen 598 und 1.213 Punkten. Dies stellt bei einer gesamten ökologischen Wertigkeit des Marteloskopes von rund 9.000 Punkten eine große Spanne dar.

Offensichtlich war für viele Probanden nicht auf Anhieb erkennbar, welche Bäume hohe ökologische Werte aufwiesen und daher als „Habitatbäume“ ausgewählt werden sollten. Gleichmaßen war auch die ökonomische Wertigkeit nicht eindeutig einzuschätzen, weshalb auch hier unterschiedliche Ergebnisse zustande kamen. Der in Tabelle 14 und Tabelle 15 aufgezeigte Nutzungskonflikt zwischen den ökologisch und ökonomisch wertvollsten Bäumen erschwert die zur Erreichung der Musterlösung richtige Baumauswahl.

4.4 Methodenkritik

Erhebungen auf Ebene des Bestandes

Der Bestand im gewählten Untersuchungsgebiet hat sich als nutzbar für die Ausweisung eines Marteloskopes herausgestellt. Die auf Teilen der Fläche vorkommenden Jungwüchse, welche hauptsächlich aus Spätblühender Traubenkirsche bestanden, erschwerten die Einmessung der Grenzen und Eckpunkte als auch die Lagebestimmung von Bestand und Totholz. Zudem lag der BHD dieser Jungwüchse häufig knapp über der gewählten Kluppschwelle von 7,5 cm. Dadurch wurde die Aufnahme der Bestandesdaten zeitaufwendig. Der ökologische und ökonomische Wert der schwachen Spätblühenden Traubenkirschen war zudem in allen Fällen sehr gering, weshalb diese Bäume für Schulungen hinsichtlich der unterschiedlichen Wertigkeiten von Einzelbäumen momentan keine Rolle spielen. Daher hätte es Sinn gemacht, die Kluppschwelle wie bei MORDINI (2009) bei 12 cm anzusetzen, da so im Mooswald nur 319 statt 587 Bäume hätten aufgenommen werden müssen.

Totholzaufnahme

Da die Aufnahmen außerhalb der Vegetationsperiode durchgeführt wurden, war die Abgrenzung zwischen stehendem Totholz und lebendem Bestand manchmal nicht eindeutig. Hierin liegt eine potentielle Fehlerquelle.

Die feste Kluppschwelle von 10 cm für Wurzelstöcke hat sich als zu gering herausgestellt. Im Marteloskop Mooswald gab es sehr viele Wurzelstöcke knapp über dieser Schwelle. Diese trugen nur in geringem Maße zum gesamten Totholzvolumen bei, erforderten aber bei der Aufnahme einen großen Zeitaufwand. Eine gestaffelte Kluppschwelle analog zu den liegenden Totholzobjekten wäre hier empfehlenswert gewesen.

Grundsätzlich ist die die Einschätzung von Länge und Durchmesser bei Totholzobjekten mit Ungenauigkeiten versehen. Dies liegt zum einen daran, dass die Größenbestimmung bei zunehmender Zersetzung schwierig ist. Zum anderen waren in dieser Arbeit ein großer Teil der Totholzobjekte Äste, welche naturgemäß viele Krümmungen, starke Durchmesserschwankungen (keine gleichmäßige Abholzigkeit) und häufig einen nicht-runden Querschnitt aufweisen (vgl. ROBIN & BRANG 2009). Hierbei müssen Durchmesser oft gemittelt bzw. geschätzt werden und auch die Längenermittlung kann ungenau sein. Aus diesen Gründen ist auch die Volumenermittlung des Totholzes mit Ungenauigkeiten versehen (vgl. ROBIN & BRANG 2009).

Erfassung der Mikrohabitate

Obwohl eine Abstimmung bzgl. der aufzunehmenden Mikrohabitate anhand eines Kataloges durchgeführt wurde, ist ein potentieller „Observer-effect“, also die unterschiedliche Einschätzung mancher Mikrohabitate, nicht auszuschließen. VUIDOT et al. (2011) ließen daher nur eine Person alle Mikrohabitate aufnehmen. Die Aufnahme mit drei Personen ermöglichte aber die gemeinsame Absprache bei Unsicherheiten bezüglich aufzunehmender Mikrohabitate, was bei dieser Arbeit eher zu einer konservativen Einschätzung führte.

Generell kann von einer Unterschätzung der gesamten Anzahl an Mikrohabitaten ausgegangen werden, da nur eindeutig zu identifizierende Habitate aufgenommen

wurden und weil manche Mikrohabitate sicherlich übersehen wurden. Zudem können sich Mikrohabitate gerade bei starken Bäumen auch auf den Ästen oder in Astgabeln befinden bzw. von Ästen verdeckt sein. Diese sind demnach vom Boden aus nicht einsehbar. Es ist möglich, dass die tatsächliche Anzahl einzelner Mikrohabitate im Vergleich zu anderen nicht genau abgeschätzt worden ist. Dies könnte z.B. für sehr kleine Habitate, welche in großer Höhe nicht mehr zu identifizieren sind, der Fall sein (z.B. kleine Astlochhöhlen, Dendrothelmata).

Festzuhalten bleibt, dass die Mikrohabitate nach einem für diese Arbeit zusammengestellten Katalog erfasst wurden. Manche Strukturen, wie z.B. Zwiesel oder Stockausschläge, wurden in anderen Arbeiten als Mikrohabitat aufgenommen (vgl. z.B. MORDINI 2009), in dieser Arbeit jedoch nicht berücksichtigt. Der von WINTER & MÖLLER (2008) verwendete Mikrohabitatkatalog entspricht in großen Teilen dem Katalog der vorliegenden Arbeit. Diese Autoren nahmen jedoch auch Wurzelteller, Krebsgeschwüre und Mulmtaschen auf, welche in der vorliegenden Arbeit nicht erfasst wurden. Wurzelteller wurden in dieser Arbeit nicht in den Mikrohabitatkatalog aufgenommen, da sie sich nicht an stehenden Bäumen befinden. Sie wurden bei der Totholzaufnahme berücksichtigt. Krebsgeschwüre stellen erst nach dem Aufplatzen und dem damit einhergehenden Freiliegen des Holzes ein nutzbares Habitat dar, auf deren Aufnahme wurde daher verzichtet. Aufgeplatzte Geschwüre wären unter der Kategorie „freiliegender Holzkörper“ aufgenommen werden. Da Mulmtaschen vom Boden aus nicht von Rindentaschen zu unterscheiden sind, wurde dieses Mikrohabitat nicht gesondert aufgenommen. Im Marteloskop Mooswald wurden aber auch Habitattypen aufgenommen, die in anderen Arbeiten keine Erwähnung fanden. So wurde von MORDINI (2009) z.B. nicht zwischen Stammhöhlen und -höhlungen sowie zwischen den verschiedenen Pilzfruchtkörpern unterschieden. Des Weiteren gab es keine eigenen Kategorien für die verschiedenen Spechthöhlen. Auch im Vergleich mit dem Katalog von WINTER & MÖLLER (2008) ist der hier verwendete Katalog detaillierter und erfasst insgesamt mehr Mikrohabitate. Welche Strukturen als Mikrohabitate aufgenommen werden, ist demnach diskutabel und momentan noch Gegenstand der Forschung.

Ökologische Bewertung

Die in dieser Arbeit durchgeführte ökologische Bewertung hatte zum Ziel, die Unterschiede zwischen den ökologischen Wertigkeiten einzelner Bäume darzustellen. Das gewählte Verfahren ist dabei jedoch nicht ohne Schwächen, welche sich teilweise erst im Laufe der weiteren Datenanalyse zeigten.

So führt es zum Beispiel zu keiner unterschiedlichen Bewertung, wenn sich viele Mikrohabitate desselben Typs an einem Baum befinden. Der inter- und intraspezifische Konkurrenzdruck kann aber dazu führen, dass ein zusätzliches Mikrohabitat derselben Kategorie zu keinem großen zusätzlichen Mehrwert führt (vgl. MORDINI 2009 S. 16 ff.). Die Gewichtung des BHD wurde für die Arbeit entwickelt. Die starke Herabwertung schwacher Bäume mit vielen oder seltenen Mikrohabitaten ist dabei als kritisch zu werten. Dies betrifft im Falle des Marteloskopes Mooswald vor allem schwache Hainbuchen, welche teilweise wertvolle Mikrohabitate (z.B. Dendrothelmata) trugen. Ein Bewertungssystem, welches den BHD grundsätzlich berücksichtigt, die oben genannten Bäume aber nicht zu sehr abwertet, konnte für diese Arbeit nicht gefunden werden. Auch der verwendete Additionsfaktor für Baumarten kann kritisch hinterfragt werden. Der maximale Wert von 20 Punkten stellt für Stieleichen bei der hohen Bewertung durch die Mikrohabitate (bis zu 258 Punkte) nur eine sehr geringe Aufwertung dar. Im Gegenzug wurden zahlreiche Spätblühende Traubenkirschen, welche bei der Mikrohabitatbewertung keine Punkte hatten, mit dem Additionsfaktor von 19 unverhältnismäßig stark aufgewertet. Die Bewertung für Baumarten mit einem Gewichtungsfaktor ähnlich wie bei der Durchmesserbewertung durchzuführen, stellte sich ebenfalls als nicht zielführend heraus. Auch für die Baumartenbewertung konnte daher für diese Arbeit kein System gefunden werden, welches keine Schwächen aufwies.

Es ist auch zu diskutieren, ob der in dieser Arbeit errechnete ökologische Wert von Einzelbäumen zur Nutzungsentscheidung ausreichend ist. So könnte es z.B. Bäume geben, welche geringe ökologische Werte aufweisen, gleichzeitig aber ein für die Fläche sehr seltenes und daher wertvolles Mikrohabitat tragen. Im Marteloskop Mooswald sehr seltene Mikrohabitate sind z.B. große Stammhöhlen.

Bei der Betrachtung der Spanne der ökologischen Wertigkeiten auf Einzelbaumebene ist das gewählte Vorgehen zur ökologischen Bewertung als zielführend zu werten. Für die Gesamtbewertung des Marteloskopes ist der summierte ökologische Wert nach Baumarten allerdings kritisch zu betrachten. So wird in Abbildung 13 deutlich, dass alle Spätblühenden Traubenkirschen in ähnlicher Weise zur gesamten ökologischen Wertigkeit beitragen wie Stieleichen oder Hainbuchen. Anzustreben ist daher eine Korrektur der ökologischen Bewertung, bei welcher die oben angeführten Punkte berücksichtigt werden.

Ökonomische Bewertung

Durch die Güteansprache am stehenden Bestand entstehen Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Holzqualitäten. Diese wirken sich auch auf die aufbauende ökonomische Bewertung aus. Für die Berechnung von Mittendurchmessern der einzelnen Sortimentsstücke o.R. wurde eine feste Abholzigkeit angenommen. Dies stellt eine potentielle Fehlerquelle dar.

Errechnung der Strukturindices

Für die Berechnung des SCI nach dem genauen Schema von ZENNER & HIBBS (2000), wäre die zusätzliche Aufnahme der Bestandesdaten in einem mindestens 13,14 m breiten Pufferstreifen um das Marteloskop nötig gewesen. Dies war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, wäre aber für eine bessere Vergleichbarkeit mit SCI-Werten aus anderen Studien von Vorteil gewesen. Die sollte bei Vergleichen mit anderen SCI-Werten nicht unbedacht bleiben. Eventuell eignet sich das hier angewendete Verfahren am besten für zukünftige Vergleiche mit anderen Marteloskopen, bei welchen dasselbe Verfahren angewandt werden könnte.

Probandenläufe

Der für die Probandenläufe gewählte Arbeitsauftrag stellte keine realistische Situation dar, da die gewählte „Erntemenge“ von 90 Efm aus Bodenschutzgründen nicht in einem Hieb geerntet würde. Zudem würde eine Baumauswahl, bei welchem nur einzelbaumweise nach ökologischem und ökonomischem Wert entschieden wird, so in der Praxis nicht durchgeführt werden. Realistischere Arbeitsaufträge sind anzustreben.

4.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

4.5.1 Zielerreichung

Das Marteloskop Mooswald stellte sich als baumartenreicher Bestand mit großer vertikaler sowie horizontaler Strukturvielfalt heraus. Dies wurde sowohl durch die deskriptive Analyse der Fläche, als auch durch die Errechnung verschiedener Indices deutlich. Die Totholzsituation im Marteloskop Mooswald ist als nicht optimal zu bewerten. Zwar gibt es Totholz verschiedener Dimensionen, Zersetzungsgrade und Holzarten, der gesamte Totholzvorrat ist aber vergleichsweise gering. Zudem fehlt starkes liegendes und stehendes Totholz weitgehend. Das Marteloskop wies eine hohe Anzahl sehr unterschiedlicher Mikrohabitate auf. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist dies als positiv zu bewerten. Besonders die durch die menschliche Nutzung eingebrachten Stieleichen trugen eine Vielzahl an Mikrohabitaten. Durch die große Anzahl an Baumarten, die hohe Strukturvielfalt und die große Verfügbarkeit an Mikrohabitaten ist das Marteloskop Mooswald für zukünftige Schulungen hinsichtlich Biodiversitätsschutzmaßnahmen im Wald uneingeschränkt geeignet. Das Ziel, eine umfassende Bewertung der Waldstruktur durchzuführen und eine gute Datengrundlage für die spätere Nutzung des Marteloskopes zu ermöglichen, wurde erreicht.

Die geplante einzelbaumbezogene ökologische und ökonomische Bewertung konnte im Marteloskop Mooswald durchgeführt werden und lieferte auf Einzelbaumebene realistische Ergebnisse. Dem Ziel, Interessenskonflikte bzw. Synergien in Bezug auf naturschutzfachliche und betriebswirtschaftliche Aspekte bei der Bewirtschaftung dieses Waldes aufzeigen zu können, wurde das gewählte Vorgehen gerecht.

Auch die Nutzbarkeit des Marteloskopes konnte in dieser Arbeit anhand von Szenarien und Probandenläufen demonstriert werden. Nutzerentscheidungen vor dem Hintergrund der Integration von naturschutzfachlichen Interessen in eine betriebswirtschaftlich orientierte Waldwirtschaft sind im Marteloskop Mooswald nicht einfach zu treffen. Das wird sowohl aus der Simulation der Szenarien, als auch aus der Auswertung der Probandenergebnisse deutlich. Eine detaillierte Analyse der potentiellen Entnahmebäume in Bezug auf daran vorkommende Mikrohabitate ist erforderlich, um ökologisch wertvolle Bäume auf der Fläche zu erkennen und erhalten

zu können. Diese Baumauswahl ist auch für Personen mit forstlichem Hintergrund offensichtlich nicht einfach zu treffen. Eine rein ökonomisch orientierte forstliche Nutzung würde zu einer Entnahme vieler ökologisch wertvoller Bäume und zu einer deutlichen Reduktion der gesamten ökologischen Wertigkeit führen.

Bei der Auswertung der Szenarien wurden aber auch deutliche Schwächen bei der ökologischen Bewertung aufgezeigt. Für eine zukünftige Nutzung des Marteloskopes ist daher eine Korrektur derselben wünschenswert.

4.5.2 Schlussfolgerungen für die Praxis

Im Marteloskop Mooswald können Forstpraktiker darin geschult werden, für den Biodiversitätsschutz wichtige Mikrohabitate zu erkennen. Diese können ihre diesbezüglichen Erkenntnisse in die Waldbewirtschaftung integrieren. Das Erkennen von Bäumen mit hohen ökologischen Werten und deren langfristiger Schutz könnte dabei ein zentrales Ziel für Schulungen von Forstpraktikern sein. Auch das Einschätzen von Beständen hinsichtlich ihrer Biodiversitätsschutzfunktion in Bezug auf Waldstruktur und Totholz kann im Marteloskop trainiert werden. Damit kann das Marteloskop Mooswald einen Beitrag zur Verbesserung von Biodiversitätsschutzmaßnahmen bei der integrativen Waldwirtschaft auf Bestandesebene leisten.

Nach einer Korrektur der ökologischen Bewertung und nach der Ausarbeitung verschiedener Arbeitsaufträge kann das Marteloskop aber auch mit sehr unterschiedlichen Zielsetzungen für Schulungen genutzt werden. Dabei kann es sowohl um die Einschätzung waldwachstumskundlicher Parameter, als auch um die ökologische und ökonomische Beurteilung von Einzelbäumen oder der gesamten Fläche gehen. Durch die detaillierte Datenaufnahme und -weiterverarbeitung steht hierfür eine umfassende Datengrundlage zur Verfügung.

4.5.3 Schlussfolgerungen für die Forschung

Die in dieser Arbeit erhobenen Daten, vor allem hinsichtlich Totholz, Mikrohabitaten und Waldstruktur können in zukünftige Arbeiten einfließen. Dabei kann es zum Beispiel um die Frage gehen, welche Mikrohabitate besonders häufig an bestimmten Baumarten vorkommen. Außerdem ist die Frage nach dem Indikatorwert von Mikrohabitaten für die Biodiversität momentan Gegenstand der Forschung. Eine

weitere wichtige Fragestellung ist, welche Mindestmengen welcher Mikrohabitate vonnöten sind, damit ein Wald seine Biodiversitätsschutzfunktion ausreichend erfüllt.

Auf der Fläche des Marteloskopes kann weiteren wissenschaftlichen Fragestellungen nachgegangen werden. Dabei könnte zum Beispiel die hier vorgenommene ökologische Bewertung mit Spezialisten zu Mikrohabitaten überprüft und weiterentwickelt werden. Außerdem könnte untersucht werden, wo auf der Fläche eine Habitatbaumgruppe am besten auszuweisen ist, um einen möglichst hohen ökologischen Wert bei gleichzeitig möglichst geringen finanziellen Einbußen zu erreichen. Darüber hinaus wäre die Veränderung der errechneten Strukturindices durch verschiedene Nutzungsszenarien interessant.

Durch periodisch durchgeführte Folgemessungen könnte weiterhin die Entwicklung der Mikrohabitate im Marteloskop analysiert werden. Dabei könnten die Entwicklungsdauer und die Veränderung von Mikrohabitaten im Vordergrund stehen.

5. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde ein Schulungswald „Marteloskop“ in einem durchgewachsenen Eichen-Mittelwald im Freiburger Stadtwald eingerichtet. Die Ausweisung des „Marteloskopes Mooswald“ erfolgte im Rahmen des F+E Projekts „Integrate+“ des European Forest Instituts (EFI). Ziel dieses Projektes ist die Ausweisung von Marteloskopen, in welchen Schulungen zur Integration von Biodiversitätsschutzmaßnahmen in die Waldbewirtschaftung durchgeführt werden.

Der Waldbestand im Marteloskop Mooswald stellte sich als baumartenreich und vergleichsweise strukturreich heraus. Der Vorrat an Totholz war verhältnismäßig gering. Durch eine detaillierte Aufnahme von Mikrohabitaten und eine Güteansprache am stehenden Baum konnte sowohl eine ökologische als auch eine ökonomische Einzelbaumbewertung durchgeführt werden. Der ökologische Wert der Einzelbäume variierte zwischen 5 und 343 Punkten, der ökonomische zwischen 0 und 1560 €. Die vorgenommene Bewertung erwies sich als größtenteils plausibel, einzelne Schwächen bei der ökologischen Bewertung wurden aufgezeigt. Diese kann für die weitere Nutzung des Marteloskopes abgeändert werden. Konflikte und Synergien hinsichtlich Naturschutz und Waldnutzung bei der Bewirtschaftung von Eichen-Mittelwäldern konnten aufgezeigt werden. So hatten die starken Eichen in den meisten Fällen sowohl hohe ökologische als auch ökonomische Werte, was einen möglichen Nutzungskonflikt darstellt. Einzelne Eichen hatten aber auch hohe ökologische und geringe ökonomische Werte. Solche Bäume können potentiell einen großen Beitrag zum Biodiversitätsschutz leisten und sind daher zur Belassung geeignet.

In dieser Arbeit simulierte Szenarien und durchgeführte Probandenläufe erwiesen die Nutzbarkeit des Marteloskopes für Schulungen hinsichtlich einzelbaumbezogener ökologischer und ökonomischer Wertigkeit. Es konnte dargestellt werden, dass Nutzerentscheidungen bei verschiedenen Vorgaben bzw. verschiedenem forstlichem Hintergrund die ökonomische und ökologische Wertigkeit des Marteloskopes unterschiedlich stark verändern. Das Marteloskop Mooswald stellt ein wertvolles Trainingswerkzeug für Schulungen hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Wertigkeit von Einzelbäumen dar. Durch die umfassende Datenlage können im Marteloskop aber auch Schulungen mit anderen Zielsetzungen durchgeführt werden.

6. Abstract

Aim of this study was the establishment of a training tool („marteloscope“) in a former coppice forest with Oak standarts. The establishment of the “Marteloscope Mooswald” was carried out within the framework of the R+D Project “Integrate+” of the European Forest Institute (EFI). Aim of this project is the establishment of marteloscopes, which can serve as training tools for the integration of biodiversity protection into forest management. The forest in the area of the Marteloscope was rich in tree species and comparably diverse in means of forest structure. Dead wood volumes in the Marteloscope were low. A detailed survey of tree microhabitats and a quality rating of single trees served as a basis for an ecological and economical rating of individual trees. The ecological value of all trees varied between 5 and 343 Points, the economic value varied between 0 and 1650 €. This rating seemed plausible; some weaknesses of the ecological rating were shown. These can be corrected for the future use of the marteloscope. Conflicts and synergies in terms of protection and use of former coppice forest with Oak standarts were shown. Large Oaks, for example, often showed high ecological and economical values. This points out potential conflicts for forest management. On the other hand, some oaks had high ecological and low economic value. Such trees are potentially valuable for the conservation of biodiversity and are suitable for long-term protection. Simulated scenarios and tests with different forest practitioners showed the usability of the marteloscope as a training tool. It could be shown, that forest management under different specifications or from forest managers with different backgrounds, has a different impact on the total ecological and economical value of the marteloscope. In conclusion, the Marteloscope Mooswald can serve as a valuable training tool for forest practitioners in terms of ecological and economical value of single trees. Because of the comprehensive dataset it is also possible to use the marteloscope for trainings with different objectives.

7. Danksagung

Mein Dank gilt in erster Linie Dr. Patrick Pyttel, welcher diese Masterarbeit kompetent betreut hat. Außerdem möchte ich mich beim European Forest Insitut (EFI) für die finanzielle Unterstützung bei den Außenaufnahmen bedanken. Gleichmaßen gilt mein Dank Daniel Kraus (EFI) und Frank Krumm (EFI), welche mit großem Engagement in allen Phasen des Projekts zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Für die Unterstützung bei den Außenaufnahmen danke ich Alexander Held (EFI) und Andreas Schuck (EFI), sowie Klaus Schreiber (Universität Freiburg).

Weiterhin danke ich Dr. Christian Suchomel für die Übernahme des Korreferats.

Mein Dank gilt auch Prof. Dr. Jürgen Bauhus, welcher die Ausweisung des Marteloskopes mit großem Interesse vorangebracht hat. So konnte das Marteloskop Mooswald schon in der Lehre der Universität Freiburg genutzt werden.

Dem Forstamt Freiburg danke ich für das Interesse am Projekt, sowie für die Bereitstellung der Fläche, der aktuellen Holzpreise und des Kartenmaterials. Namentlich möchte ich hier Nicole Schmalfuß, Berno Menzinger und Markus Müller danken.

Ich danke auch allen Probanden aus den Gruppen der Studenten, der Waldbautrainer von ForstBW und den Revierleitern der Stadt Freiburg für die Teilnahme, das Interesse und die konstruktive Kritik an den ersten im Marteloskop Mooswald durchgeführten Schulungen.

8. Literaturverzeichnis

- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 106–113.
- ALBRECHT, L., MÜLLER, J. (2008): Ökologische Leistungen aktiver Mittelwälder. *LWF Aktuell* 62: 36–38.
- BAUHUS, J., PUETTMANN, K., MESSIER, C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258 (4): 525–537.
- 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.* (22 S.).
- BERGER, F., DORREN, L., KLEEMAYR, K., MAIER, B., PLANINSEK, S., BIGOT, C., BOURRIER, F., JANCKE, O., TOE, D., CERBU, G. (2013): Eco-Engineering and Protection Forests Against Rockfalls and Snow Avalanches. In: CERBU, G. A. et al. (Hrsg.): *Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks*, InTech: 191–210.
- BLONDEL, J. (2005): Bois mort et cavite´s: leur rôle pour l'avifaune cavicole. Lavoisier, Paris: 137–144. In: LARRIEU, L., CABANETTES, A., 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.
- BOLLMANN, K. (2011): Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. *Forum für Wissen* 2011: 27–36.
- BOLLMANN, K., BRAUNISCH, V. (2013): To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. In: KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg i.Br.: 18–31.
- BOUGET, C., LARRIEU, L., BRIN, A. (2014): Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators* 36: 656–664.
- BRIN, A., BOUGET, C., BRUSTEL, H., 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.
- BÜTLER, R., LACHAT, T., SCHLAEPFER, R. (2006): Förderung von saproxylicen Arten: Massnahmen, Zielkonflikte und offene Fragen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 157 (6): 217–226.

- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E. P., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., WIJDEVEN, S., MEYER, P., WINTER, S., VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267–282.
- CLARK, P. J., EVANS, F. C. (1954): Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* 35 (4): 445–453.
- COCH, T., MÜLLER-BAUERFEIND, M. (2002): Wiederaufnahme des Mittelwaldbetriebes im Opfinger Mooswald - ein Pilotprojekt zum Traditionsbezug multifunktional verstandener Forstwirtschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (6): 165–170.
- DEGRAAF, R. M., SHIGO, A. L. (1985): Managing cavity trees for wildlife in the Northeast – General technical report NE-101. United States Department of Agriculture - Forest Service, Portland, USA. (24 S.).
- DENZ, F., MENDE, C. (1966): Standortskarte Gemeindewald Opfingen. FVA Baden-Württemberg, Abt. Botanik und Standortkunde, Freiburg i. Br.
- Deutscher Wetterdienst (2014): Mittelwerte 30-jähriger Perioden. Download unter <http://www.dwd.de/mittelwerte>. (18.12.2014).
- ELLIS, M. B., ELLIS, J. P. (1998): Microfungi on miscellaneous substrates – An identification handbook. Richmond Publishing, Slough, England. (244 S.). In: LARRIEU, L., CABANETTES, A., 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.
- ESRI (2010): ArcGIS Desktop 10.0 Service Pack 3. ESRI Inc., California, USA.
- FLADE, M., BAUMANN, S., SÜDBECK, P. (2004): Die Situation der Waldvögel in Deutschland – Einführung und Synopse. *Vogelwelt* 125: 145–150.
- ForstBW (2014): Aufnahmeanweisung permanente Betriebsinventur 2014, Version 1.0. Regierungspräsidium Freiburg, Abteilung 8, Forstdirektion, Referat 84 Forsteinrichtung, FGeo.
- FRANKLIN, J. F., CROMACK JR., K., DENISON, W., MCKEE, A., MASER, C., SEDELL, J., SWANSON, F., JUDAY, G. (1981): Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests – General Technical Report PNW-GTR-118. United States Department of Agriculture - Forest Service, Portland, USA. (48 S.).
- FREESTONE, D. (1994): The Road from Rio: International Environmental Law after the Earth Summit. *Journal of Environmental Law* 193 (6): 193–218.
- FRITZ, Ö., HEILMANN-CLAUSEN, J. (2010): Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation* 143 (4): 1008–1016.

- FVA (2007): Holzernte 7.1. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg.
- FVA (2014): Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel in Deutschland (RVR), erstellt durch die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Freiburg. Deutscher Forstwirtschaftsrat e.V. und Deutscher Holzwirtschaftsrat e.V. (Hrsg.).
- GATTER, W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. *Vogelwelt* 125: 151–176.
- GEROLD, D. (1977): Erarbeitung eines Algorithmus zur rationellen und komplexen Auswertung langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen sowie Nutzung des Informationsgehaltes für die holzmeß- und ertragskundliche Forschung. Dissertation. Universität Dresden.
- GOSSNER, M. (2004): Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Dissertation. Technische Universität München.
- GÖTTSCHE, M. (2014): B-Plan Nr. 336 „Nördlich Pfälzerstraße“ Stadt Aurich - Faunistischer Fachbeitrag Fledermäuse - Ergebnisbericht. Büro für ökologische & faunistische Freilanduntersuchungen, Travenhorst.
- GOUIX, N., BRUSTEL, H. (2012): Emergence trap, a new method to survey *Limoniscus violaceus* (Coleoptera: *Elateridae*) from hollow trees. *Biodiversity Conservation* 21: 421–436.
- GRAZ, F. P. (2004): The behaviour of the species mingling index *M sp* in relation to species dominance and dispersion. *European Journal of Forest Research* 123 (1): 87–92.
- GRÜNEBERGER, S., LEISLER, B. (1993): Auswirkung der Umwelterfahrung auf die Neophobie der Tannenmeise (*Parus ater*). *Journal of Ornithology* 3 (134): 352–355.
- GRUTKE, H. (2010): Verantwortlichkeit für den Schutz und Raumbedeutsamkeit von Laufkäfern in Deutschland: Taxa welcher Lebensräume Deutschlands sind betroffen? *Angewandte Carabidologie* 9: 11–24.
- GUERLICH, S. (2009): Die Bedeutung alter Bäume für den Naturschutz - Alt- und Totholz als Lebensraum für bedrohte Artengemeinschaften. *Jahrbuch der Baumpflege* 2009: 189–198.
- HALLER, S. (2013): Qualitative und quantitative Analyse der Totholzvorräte des Biodiversitäts-Exploratorium Schorfheide. Masterarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AUMEN, N. G., SEDELL, J. R., LIENKAEMPER, G. W., CROMACK, K., CUMMINS, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res* 15: 133–276.
- HAUPT, R. (2012): Mittelwald – Nachhaltigkeit und Artenvielfalt. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 49 (3): 91–99.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., CHRISTENSEN, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201 (1): 105–117.
- HIROAKI, T. I., SHIN-ICHI, T., HIURA, T. (2004): Exploring the Relationships Among Canopy Structure, Stand Productivity, and Biodiversity of Temperate Forest Ecosystems. *Forest Science* 50 (3): 342–355.
- HOFFMANN, M., LÖB, B. (2012): Siedlungsdichte der Vögel im Naturwaldreservat Kinzigau (Hessen). Untersuchungsjahr 1999. In: BLICK, T. et al. (Hrsg.): Kinzigau. Zoologische Untersuchungen 1999-2001, Teil 1. Naturwaldreservate in Hessen. Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum, Frankfurt am Main: 301–346.
- HÜGIN, G. (1982): Die Mooswälder der Freiburger Bucht: Wahrzeichen einer alten Kulturlandschaft gestern-heute-... u. morgen?. Landesanst. für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. (89 S.).
- IBM (2011): SPSS Statistical Package Version 20. IBM Corporation, New York, USA.
- IUCN (2014): The IUCN Red List of Threatened Species. Download unter <http://www.iucnredlist.org/>. (16.03.2015).
- JONSELL, M., 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.
- JONSSON, B. G., KRUYSS, N., RANIUS, T. (2005): Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39 (2): 289–309.
- JÖNSSON, N., MÉNDEZ, M., RANIUS, T. (2004): Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (2): 79–81.
- KELLER (2005): Schweizerische Landesforstinventur. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 2004 – 2007. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- KITCHING, R. L. (1971): An Ecological Study of Water-Filled Tree-Holes and their Position in the Woodland Ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 40 (2): 281–302.

- KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands: vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. LÖBF Schriftenreihe, Band 18. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW, Recklinghausen. (352 S.).
- KÖHLER, F., FLECHTNER, G. (2007): Coleoptera (Käfer). In: Wolfgang H. O. Dorow & Jens-Peter Kopelke (Hrsg.): Naturwaldreservate in Hessen Band 7/2.2: Hohestein – Zoologische Untersuchungen 1994-1996, Teil 2. Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Bauen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden: 103–192.
- KOOP, H., RIJKSEN, H. D., WIND, J. (1994): Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by Silvi-Star assessment of diversity and forest structure. In: BOYLE, T. J., BOONTAWEE, B. (Hrsg.): Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests. CIFOR, Chaing Mai, Thailand: 309–331.
- KRAUS, D., KRUMM, F. (2013): Introduction. In: KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg i.Br.: 12–15.
- KRAUS, D., KRUMM, F., HELD, A. (2013): Establishing a European network of demonstration sites for the integration of biodiversity conservation into forest management (Integrate+) – prepared for the Federal Ministry for Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV) by the European Forest Institute – Central European Regional Office (EFICIENT-OEF). European Forest Institute, Freiburg.
- LANDESVERWALTUNGSAMT SACHSEN-ANHALT, REFERAT FORST- UND JAGDHOHEIT (2011): Leitfaden zur Vorratsermittlung von Waldbeständen und zur Bewertung forstrechtlicher Sachverhalte. (29 S.).
- LARRIEU, L. (2010): unveröffentlichtes Material zur ökologischen Bewertung von Bäumen nach Seltenheit und Entwicklungsdauer von Mikrohabitaten.
- LARRIEU, L., CABANETTES, A., 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., 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., 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.

- LIER, M., PARVIAINEN, J., NIVET, C., GOSSELIN, M. (2013): European initiatives on criteria and indicators for forest biodiversity. In: KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg i.Br.: 32–43.
- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F. (2002): Conserving Forest Biodiversity – A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington. (351 S.).
- LINDENMAYER, D. B., MARGULES, C. R., BOTKIN, D. B. (2000): Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14 (4): 941–950.
- LINGENFELDER, M., WEBER, J. (2001): Analyse der Waldstrukturdiversität – Verfahren und Anwendung in Bannwäldern. *AFZ-DerWald* 13: 595–597.
- LRGB (2013): Geowissenschaftliche Übersichtskarten. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau - Regierungspräsidium Freiburg. Download unter <http://www1.lgrb.uni-freiburg.de/geoviewer/>. (12.01.2015).
- MARTIN, K., Aitken, Kathryn E. H., WIEBE, K. L. (2004): Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* 106 (1): 5–19.
- McELHINNY, C., GIBBONS, P., BRACK, C., BAUHUS, J. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218 (1-3): 1–24.
- MEYER, P. (1999): Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 188: 167–180.
- MICHEL, A. K., 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.
- MICROSOFT (2010): Microsoft Excel. Microsoft Corp., Redmond, Washington.
- MÖHRING, B. (2010): Bewertungskonzept für Einzelbäume – Im Rahmen des freiwilligen Vertragsnaturschutzes. *AFZ-DerWald* 14: 10–13.
- MÖLDER, A., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., SCHMIDT, W. (2008): Zur Beziehung zwischen Baumschichtvielfalt und Produktivität der Krautschicht in Laubwäldern. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 60: 139–144.
- MÖLLER, G. (2005): Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze. *LÖBF-Mitteilungen* 3: 30–35.
- MÖLLER, G. (2009): Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera–Käfer. Dissertation. Freie Universität Berlin.

- MONING, C., MÜLLER, J. (2008): Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256 (5): 1198–1208.
- MORDINI, M. (2009): Modellierung und Beurteilung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen von waldbaulichen Eingriffen – Einrichtung zweier Marteloskope in eichenreichen Flächen. Masterarbeit. ETH Zürich.
- MORDINI, M., ROTACH, P. (2010): Die Eichenbestände fördern – Wie weiter in den ehemaligen Mittelwäldern des Kantons Thurgau? *Wald und Holz* 7/10: 39–41.
- MÜLLER, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation. Technische Universität München.
- MÜLLER, J., 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.
- MÜLLER, J., HOTHORN, T., PRETZSCH, H. (2007): Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management* 242 (2-3): 297–305.
- NAGEL, T. A., ZENNER, E. K., BRANG, P. (2013): Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management. In: KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg i.Br.: 44–51.
- NAGEL (2015): ForestTools3. Göttingen.
- NEUMANN, M., STARLINGER, F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management* 145 (1-2): 91–106.
- NIEDERMANN-MEIER, S., MORDINI, M., BÜTLER, R., ROTACH, P. (2010): Habitatbäume im Wirtschaftswald: ökologisches Potenzial und finanzielle Folgen für den Betrieb. *Swiss Forestry Journal* 161 (10): 391–400.
- OEHMICHEN, K. (2007): Erfassung der Totholzmasse - Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. Arbeitsbericht des Instituts für Waldökologie und Waldinventuren 2007/1, Eberswalde.
- PARKS, C. G., BULL, E. L., TORGERSEN, T. R. (1997): Field Guide for the Identification of Snags and Logs in the Interior Columbia River Basin – General technical report PNW-GTR-390. United States Department of Agriculture - Forest Service, Portland, USA. (25 S.).
- PARVIAINEN, J. (2003): Introduction: maintaining forest biodiversity-intentions and reality. *Journal of Environmental Management* 67 (1): 3–4.

- PATZAK, P. (2010): Mittelwald an der Mittelelbe – Wiederbelebung einer kulturhistorischen Bewirtschaftungsform im Gartenreich Dessau-Wörlitz. Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Dessau.
- POMMERENING, A. (2002): Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75 (3): 305–324.
- POTT, R. (2014): Biogeosystems and Biodiversity - The Network of Biotic Diversity on Earth. *Phytocoenologia* 44 (3-4): 245–254.
- PSCHORN-WALCHER, H., GUNHOLD, P. (1957): Zur Kenntnis der Tiergemeinschaft in Moos- und Flechtenrasen an Park- und Waldbäumen. *Zoomorphology* 3 (46): 342–354.
- PYTHON(x, y.) (2014): Python(x,y) 2.7.9.0.
- REGNERY, B., PAILLET, Y., COUVET, D., KERBIRIOU, C. (2013): Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295: 118–125.
- REMM, J., LÖHMUS, A., REMM, K. (2006): Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221 (1-3): 267–277.
- RENKEN, W. (1956): Untersuchungen über Winterlager der Insekten. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 1 (45): 34–106.
- ROBIN, V., BRANG, P. (2009): Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. (18 S.).
- RUSSO, D., CISTRONE, L., JONES, G., MAZZOLENI, S. (2004): Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: *Vespertilionidae*) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117 (1): 73–81.
- SCHMALFUß, N. (2012): AuT-Praxishilfe - Umsetzung des AuT-Konzepts in Eichenwäldern. ForstBW, Stuttgart.
- SCHMALFUß, N., LORHO, F., BRAUN, W. (2010): Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. ForstBW, Stuttgart.
- SCHMID, H. (1990): Vorläufige Rote Liste der Großpilze (Makromyzeten) Bayerns. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 106. In: ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 106–113.
- SCHMIDL, J. (2006): Eiche - Lieblingsbaum unserer xylobionten Käfer. *LWF Aktuell* 53: 14–15.

- SCHMIDL, J., BURLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands – Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36 (7): 202–217.
- SIITONEN, J. (2001): Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxyllic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- SPELLERBERG, I. F., FEDOR, P. J. (2003): A Tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a Plea for More Rigorous Use of Species Richness, Species Diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* 12 (3): 177–179.
- SPIES, T. A., FRANKLIN, J. F. (1991): The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington. In: USDA Forest Service (Hrsg.): *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests*. General Technical Report PNW-GTR-285. United States Department of Agriculture - Forest Service, Portland, USA: 91–111.
- SVENNING, J.-C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 104: 133–148.
- THÜNEN-INSTITUT (2015a): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank – Auftragskürzel: 77Z1JI_L101of_2012, Archivierungsdatum: 2014-8-13 16:42:23.590, Überschrift: Waldfläche [ha] nach Land und Waldspezifikation; Filter: Jahr=2012. Download unter <https://bwi.info>.
- THÜNEN-INSTITUT (2015b): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank – Auftragskürzel: 69Z1JI_L202of_2012_L203, Archivierungsdatum: 2014-5-26 11:47:39.740, Überschrift: Totholzvorrat [m³/ha] nach Land und Zersetigungsgrad Totholz; Filter: Jahr=2012. Download unter <https://bwi.info>.
- TOBES, R., BROCKAMP, U. (2008): *Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 2. Waldstrukturaufnahme "Betebuerger Bësch" 2008*. Naturverwaltung Luxemburg, Luxemburg. (36 S.).
- TOBES, R., WEVELL VON KRÜGER, A., BROCKAMP, U. (2008): *Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 2. Waldstrukturaufnahme "Enneschte Bësch" 2008*. Naturverwaltung Luxemburg, Luxemburg. (36 S.).
- UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 135–148.
- VAN DEN MEERSSCHAUT, D., VANDEKERKHOVE, K. (2000): Development of a stand-scale forest biodiversity index based on the state forest inventory. In: HANSEN, M., BURK, T. (Hrsg.): *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century*. General Technical Report NC-212. United States Department of Agriculture - Forest Service, St. Paul, USA: 340–350.

- VANDEKERKHOVE, C., DE KEERSMAEKER, L., BAETÉ, H., WALLEYN, R. (2005): Spontaneous re-establishment of natural structure and related biodiversity in a previously managed beech forest in Belgium after 20 years of non intervention. *Forest Science and Landscape Research* 79: 145–156.
- VANDERWEL, M. C., MALCOLM, J. R., SMITH, S. M., ISLAM, N. (2006): Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 225 (1-3): 190–199.
- VFS Freiburg (2015): Die standortkundliche regionale Gliederung Baden-Württembergs. Verein für forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Freiburg. Download unter <http://www.vfs-freiburg.de/>. (6.01.2015).
- VIDOT, A., PAILLET, Y., ARCHAU, F., GOSSELIN, F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144 (1): 441–450.
- WALENTOWSKI, H., BUBLER, H., BERGMEIER, E., BLASCHKE, M., FINKELDEY, R., GOSSNER, M. M., LITT, T., MÜLLER-KROEHLING, S., PHILIPPI, G., POP, V. V., REIF, A., SCHULZE, E., STRÄTZ, C., WIRTH, V. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. *forstarchiv* 81: 195–217.
- WEBER, J. (1999): Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Naturwaldreservate in Baden-Württemberg. Inaugural-Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- WECKESSER, M., VISNJIĆ, Č. (2005): Moose und Flechten im Urwaldreservat „Ravna vala“ (Bosnien-Herzegowina). *Herzogia* 18: 223–229.
- WENK, G. (1964): Derbholzformhöhen und Derbholzformzahlen. Tafeln für den Gebrauch in der Forsteinrichtung. TU Berlin.
- WEVILL VON KRÜGER, A., BROCKAMP, U. (2009): Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 4. Waldstrukturaufnahme "Grouff" 2008. Naturverwaltung Luxemburg, Luxemburg. (75 S.).
- WINTER, S., MÖLLER, G. C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255 (3-4): 1251–1261.
- WIRTH, V., HAUCK, M., DE BRUYN, U., SCHIEFELBEIN, U., JOHN, V., OTTE, V. (2009): Flechten aus Deutschland mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald. *Herzogia* 22: 79–107.
- ZENNER, E. K. (2000): Do residual trees increase structural complexity in pacific northwestern coniferous forests? *Ecological Applications* 10 (3): 800–810.
- ZENNER, E. K., HIBBS, D. E. (2000): A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129 (1-3): 75–87.

ZINGG, A. (2005): Ertragskunde - Waldbau auf wissenschaftlicher Grundlage – Plädoyer für einen akademisch abgestützten Waldbau. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 156 (12): 510–515.

Mündliche Quellen

MÜLLER, M. (2014): Revierleiter der Forstreviers Opfingen im Freiburger Stadtwald. Persönliche Mitteilung.

9. Anhang A

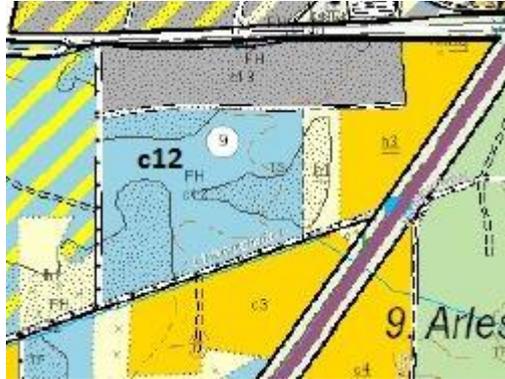


Abbildung 1: Altersklassenkarte im Bereich des Bestands c12, Abt. 9, Dist. 14 im Freiburger Stadtwald

Tabelle 1: In dieser Arbeit zur Berechnung des Einzelbaumvolumens verwendete Formzahl- und Volumenfunktionen, mit Literaturverweis

Baumart	Art der Funktion	Funktion	Quelle
<i>Quercus robur</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4786 - (1.011176/d) + (2.10428/h) - (203.1997/(d \cdot h^2))$	BERGEL 1974 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Fraxinus excelsior</i>	Volumen	$\text{vd} = 0.95 \cdot ((0.482 \cdot (D10-1) + 0.1145 \cdot D10 \cdot (C10-12)/(1.8 \cdot C10-10))) \cdot \text{PI}() \cdot (C10/200)^2$	GEROLD 1977 (in BwinPro)
<i>Carpinus betulus</i>	Volumen	$\text{vd} = 0.85 \cdot (0.45 \cdot (D13+1) + 0.0278 \cdot D13 \cdot (C13-16)/(C13-5)) \cdot \text{PI}() \cdot (C13/200)^2$	GEROLD 1977 (in BwinPro)
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4039 + 0.0017335 \cdot h + 1.1267/h - 118.188/(d \cdot d \cdot d) + 0.0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Alnus glutinosa</i>	Volumen	$\text{vd} = (0.45 \cdot (D37+1) + 0.0278 \cdot D37 \cdot (C37-16)/(C37-5)) \cdot \text{PI}() \cdot (C37/200)^2$	WENK 1964 (in BwinPro)
<i>Prunus serotina</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4039 + 0.0017335 \cdot h + 1.1267/h - 118.188/(d \cdot d \cdot d) + 0.0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Ulmus laevis</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4039 + 0.0017335 \cdot h + 1.1267/h - 118.188/(d \cdot d \cdot d) + 0.0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Tilia cordata</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4039 + 0.0017335 \cdot h + 1.1267/h - 118.188/(d \cdot d \cdot d) + 0.0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Quercus rubra</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4237 + 0.039178/d - 4.69154/(d \cdot d) + 38.5469/(h \cdot d) - 335.8731/(h \cdot d^2)$	BERGEL 1974 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Prunus serotina</i>	Formzahl	$\text{formzahl} = 0.4039 + 0.0017335 \cdot h + 1.1267/h - 118.188/(d \cdot d \cdot d) + 0.0000042 \cdot d^2$	BERGEL 1973 (in FT3, NAGEL 2015)
<i>Corylus avellana</i>	-	Formzahl 0,5	(Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt, Referat Forst- und Jagdhoheit 2011)

Tabelle 2: Preise für die im Marteloskop vorhandenen Holzsortimente

Baumart	Sortiment	Qualität	Stärkeklasse	Preis (€/Fm)	
Bergahorn	Stammholz	B	3a	110	
			3b	160	
			4	240	
	Stammholz	C	3a	70	
			3b	80	
			4	90	
	IL	N	alle	50	
Esche	Stammholz	B	3a	83	
			3b	95	
			4	130	
			5	150	
			6	165	
	Stammholz	C	3a	68	
			3b	73	
			4	85	
			5	90	
			6	95	
		IL	N	alle	50
Hainbuche	Stammholz	B	3a	92	
	IL	N	alle	50	
Erle	Stammholz	B	3a	125	
			3b	125	
			4	150	
	Stammholz	C	3a	60	
			3b	60	
			4	65	
		IL	N	alle	35
	Stieleiche	Stammholz	A	6	600
				B	3b
4					300
5					360
Stammholz		C	3b	95	
			4	132	
			5	142	
			6	147	
		IL	N	alle	45
Roteiche		Stammholz	A	6	300
				B	5
	6				220
	Stammholz	C	4	78	
			5	85	
			6	100	
	IL	N	alle	45	

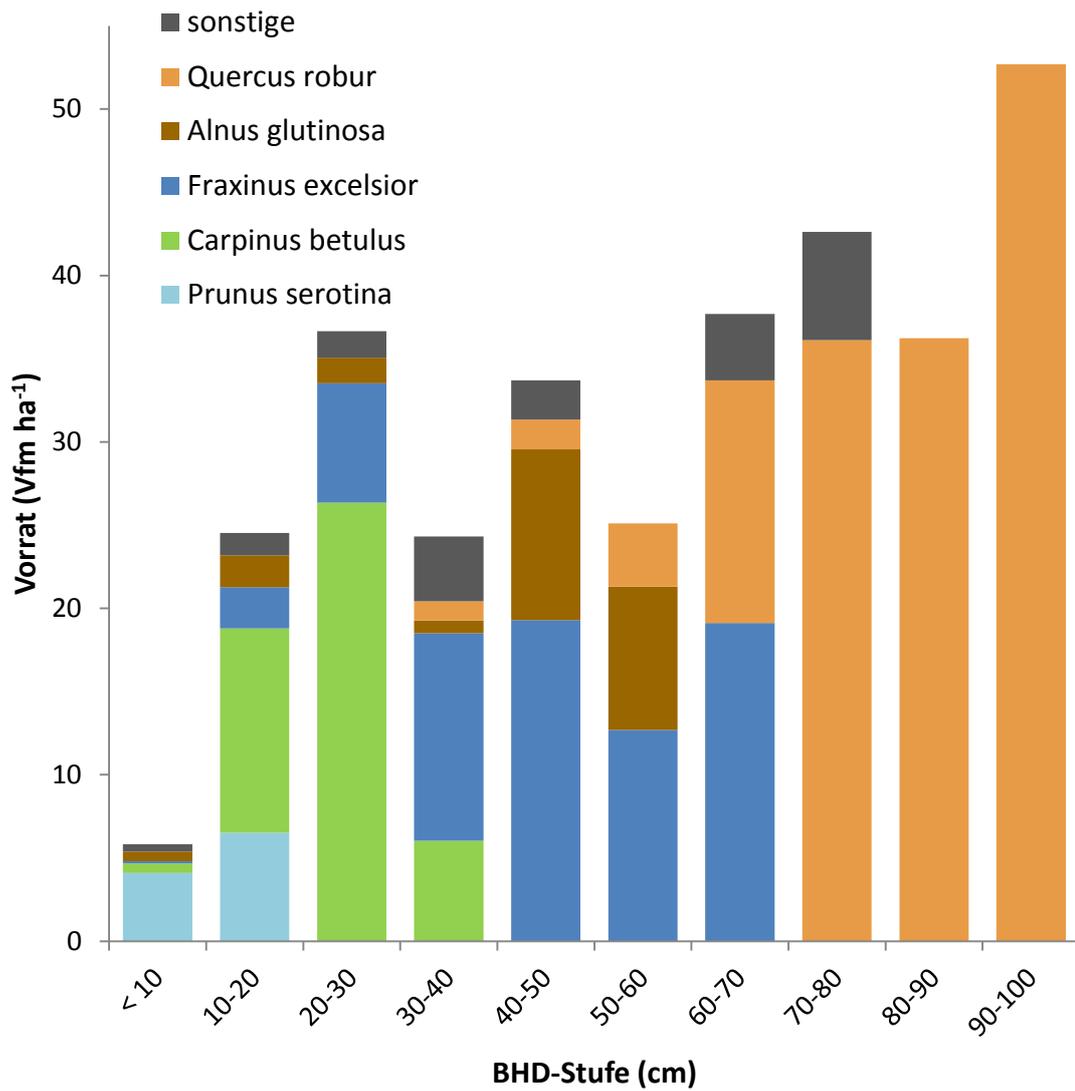


Abbildung 2: Vorratsverteilung nach Baumarten und BHD-Stufen für das Marteloskop Mooswald; sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Quercus rubra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

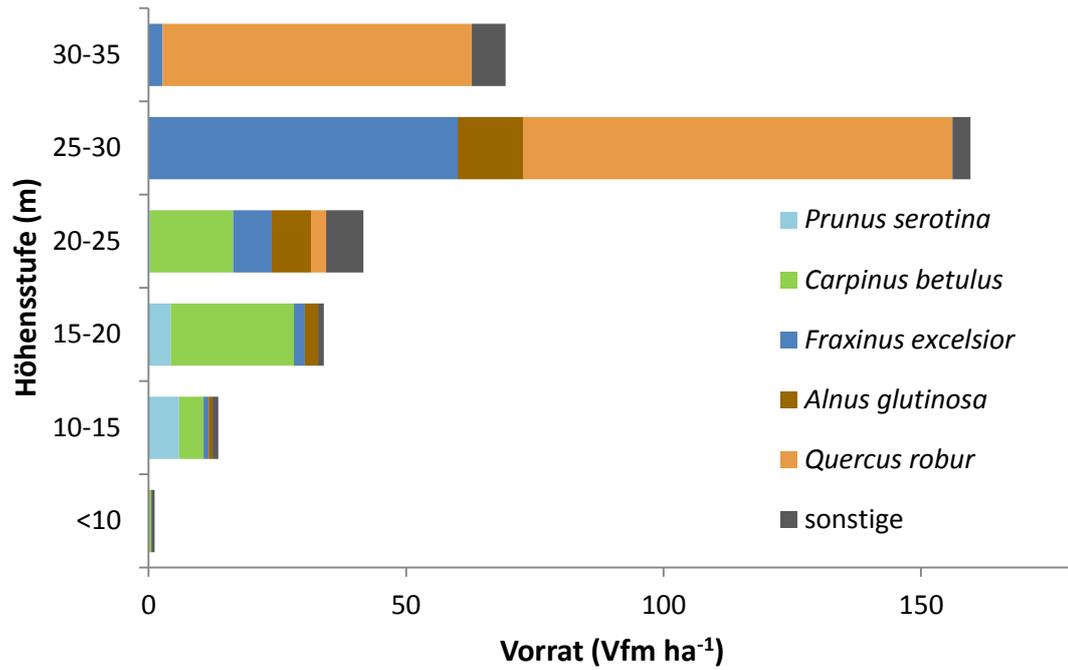


Abbildung 3: Vorratsverteilung nach Baumarten und Höhenstufen im Marteloskop Mooswald; sonstige: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Quercus rubra*, *Tilia cordata*, *Ulmus laevis*

Tabelle 3: Im Marteloskop Mooswald vorhandene Mikrohabitate nach Oberkategorien (vgl. Tabelle 6) und Baumarten

	Spechthöhlen	Spechtraß	Baumhöhlen	Höhlungen	Astöcher	Dendrothelmata	Insektenfrägänge	freiliegender Holzkörper	Risse	Rindentaschen	Totäste besont	Totäste unbesont	Stammbruch	Stämmlingsausbruch	Stammfußhöhlen	Pilze	Epiphyten	Nester	Microsoil	
<i>Prunus padus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carpinus betulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i>	0	6	0	4	9	5	7	38	6	0	5	7	9	6	26	2	13	0	0	0
<i>Alnus glutinosa</i>	9	2	1	1	16	0	7	10	2	2	3	19	3	1	0	3	6	0	0	6
<i>Quercus robur</i>	1	0	1	0	1	1	1	3	0	0	1	3	2	0	8	0	3	1	0	0
<i>Ulmus laevis</i>	2	6	1	0	2	0	5	7	3	14	16	93	0	7	6	2	11	2	8	8
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0
<i>Quercus rubra</i>	0	0	1	0	0	0	2	2	1	0	3	2	3	0	0	1	1	0	0	0
<i>Corylus avellana</i>	1	1	0	0	1	0	1	0	1	3	3	3	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Tilia cordata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus serotina</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
tot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sonstige	3	7	4	0	3	0	8	9	5	17	22	98	5	7	8	3	14	3	8	8
Gesamt	16	22	10	5	32	6	31	69	18	36	53	225	24	21	50	11	50	7	22	22

Tabelle 4: Signifikanzergebnisse des Chi²-Tests zum Vergleich der Anzahl an Mikrohabitaten zwischen den verschiedenen Baumarten; Sei=Stieleiche, Es=Esche, HBU=Hainbuche, GTKir=Spätblühende Traubenkirsche, SEr=Schwarzerle, Flul=Flatterulme, REi=Roteiche, BAh= Bergahorn, Hasel=Haselnuss; bei roten Feldern war der Vergleich mit dem Chi²-Test aufgrund zu geringer Häufigkeiten nicht möglich

	Es	HBU	GTKir	SEi	SEr	tot
Es		0,006	0,000	0,000	0,001	
HBU	0,006		0,000	0,000	0,000	
GTKir	0,000	0,000				
SEi	0,000	0,000			0,000	
SEr	0,001	0,000		0,000		
tot						

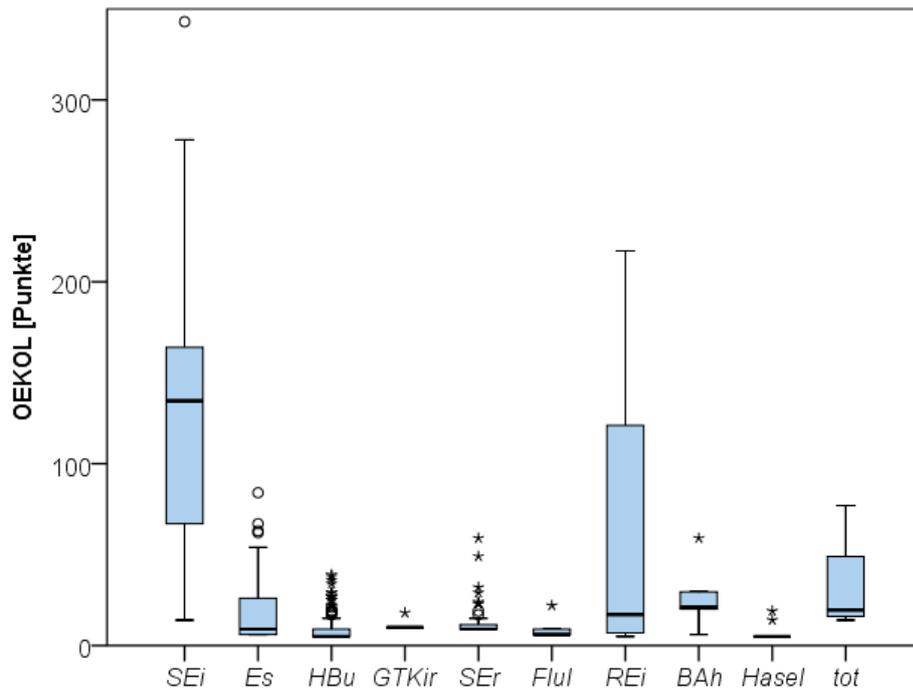


Abbildung 4: Median, Quartile und Spanne des ökologischen Wertes (OEKOL) aller Baumarten im Marteloskop Mooswald; Sei=Stieleiche, Es=Esche, HBu=Hainbuche, GTKir=Spätblühende Traubenkirsche, SEr=Schwarzerle, Flul=Flatterulme, REi=Roteiche, BAh= Bergahorn, Hasel=Haselnuss; Signifikanzergebnisse siehe Anhang A – Tabelle 5

Tabelle 5: Signifikanzergebnisse des Man-Whitney-U-Tests zum Vergleich der ökologischen Wertigkeit zwischen den verschiedenen Baumarten; Sei=Stieleiche, Es=Esche, HBu=Hainbuche, GTKir=Spätblühende Traubenkirsche, SEr=Schwarzerle, Flul=Flatterulme, REi=Roteiche, BAh= Bergahorn, Hasel=Haselnuss; rote Felder kennzeichnen nicht signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau hier bei 0,001 aufgrund von Mehrfachvergleichen)

	SEi	Es	HBu	GTKir	SEr	Flul	REi	BAh	Hasel	tot
SEi		0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,115	0,000	0,000	0,013
Es	0,000		0,000	0,063	0,258	0,044	0,738	0,116	0,000	0,105
HBu	0,000	0,000		0,000	0,000	0,042	0,053	0,000	0,046	0,001
GTKir	0,000	0,063	0,000		0,000	0,000	1,000	0,000	0,000	0,000
SEr	0,000	0,258	0,000	0,000		0,000	0,679	0,018	0,000	0,011
Flul	0,000	0,044	0,042	0,000	0,000		0,304	0,010	0,000	0,014
REi	0,115	0,738	0,053	1,000	0,679	0,304		0,788	0,040	0,886
BAh	0,000	0,116	0,000	0,000	0,018	0,010	0,788		0,000	0,788
Hasel	0,000	0,000	0,046	0,000	0,000	0,000	0,040	0,000		0,001
tot	0,013	0,105	0,001	0,000	0,011	0,014	0,886	0,788	0,001	

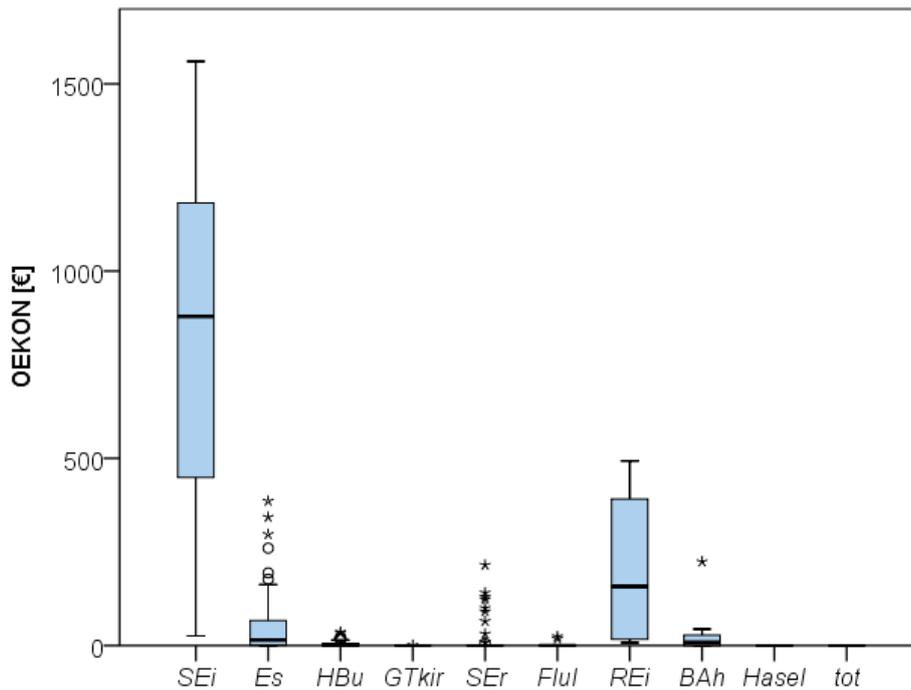


Abbildung 5: Median, Quartile und Spanne des ökonomischen Wertes (OEKON) aller Baumarten im Marteloskop Mooswald; Sei=Stieleiche, Es=Esche, HBu=Hainbuche, GTkir=Spätblühende Traubenkirsche, SEr=Schwarzerle, Flul=Flatterulme, REi=Roteiche, BAh= Bergahorn, Hasel=Haselnuss; Signifikanzergebnisse siehe Anhang A - Tabelle 6

Tabelle 6: Signifikanzergebnisse des Man-Whitney-U-Tests zum Vergleich der ökonomischen Wertigkeit zwischen den verschiedenen Baumarten; Sei=Stieleiche, Es=Esche, HBu=Hainbuche, GTkir=Spätblühende Traubenkirsche, SEr=Schwarzerle, Flul=Flatterulme, REi=Roteiche, BAh= Bergahorn, Hasel=Haselnuss; rote Felder kennzeichnen nicht signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau hier bei 0,001 aufgrund von Mehrfachvergleichen)

	SEi	Es	HBu	GTkir	SEr	Flul	REi	BAh	Hasel	tot
SEi		0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000
Es	0,000		0,000	0,000	0,000	0,011	0,105	0,496	0,000	0,006
HBu	0,000	0,000		0,000	0,013	0,661	0,001	0,218	0,000	0,039
GTkir	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000	0,000	0,000	0,779	0,892
SEr	0,000	0,000	0,013	0,000		0,366	0,003	0,189	0,018	0,396
Flul	0,000	0,011	0,661	0,000	0,366		0,008	0,417	0,013	0,188
REi	0,010	0,105	0,001	0,000	0,003	0,008		0,164	0,000	0,029
BAh	0,000	0,496	0,218	0,000	0,189	0,417	0,164		0,028	0,164
Hasel	0,000	0,000	0,000	0,779	0,018	0,013	0,000	0,028		1,000
tot	0,000	0,006	0,039	0,892	0,396	0,188	0,029	0,164	1,000	

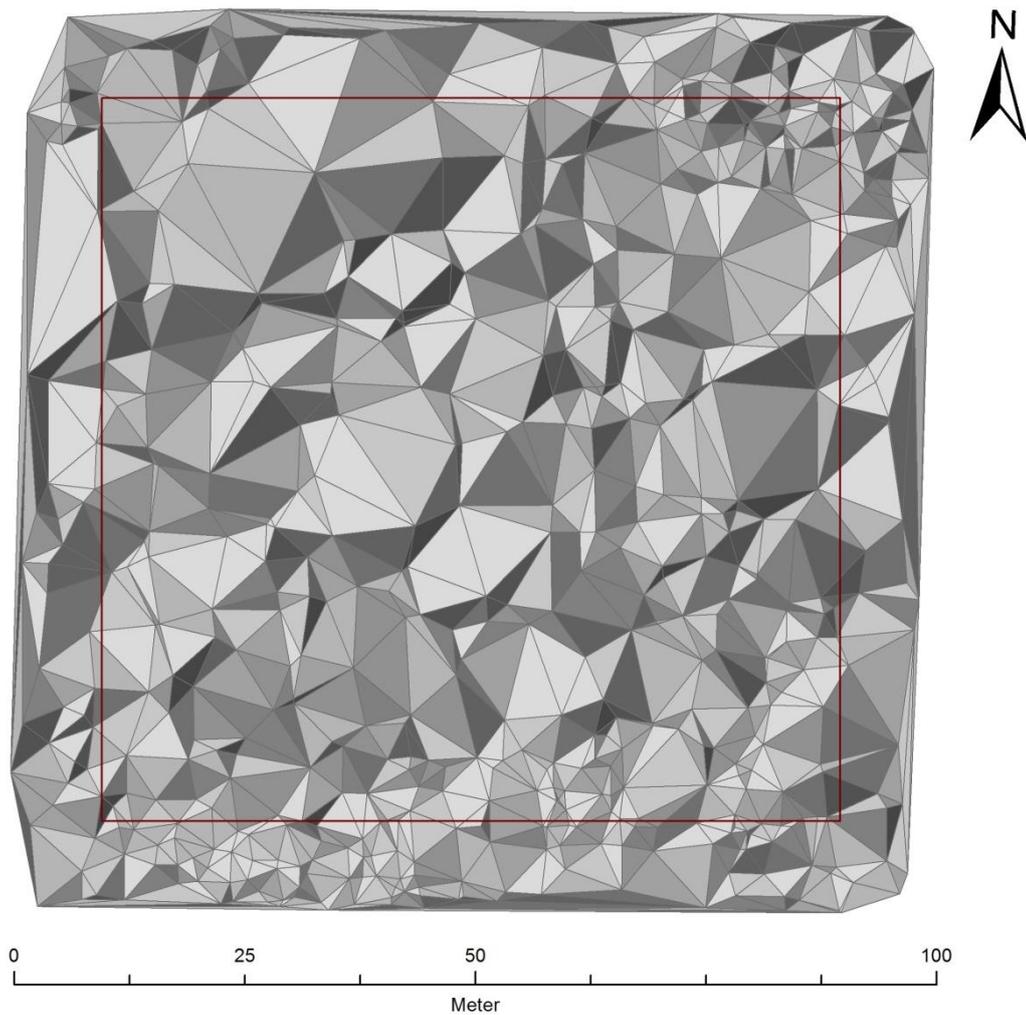


Abbildung 6: Graphische Darstellung der TIN(Triangular irregular network)-Oberfläche zur Errechnung des Structural Complexity Index SCI für das Marteloskop Mooswald, hierbei stellen die Knotenpunkte jeweils einen Baum dar, die Kernzone, für die der SCI errechnet wurde ist rot umrahmt.

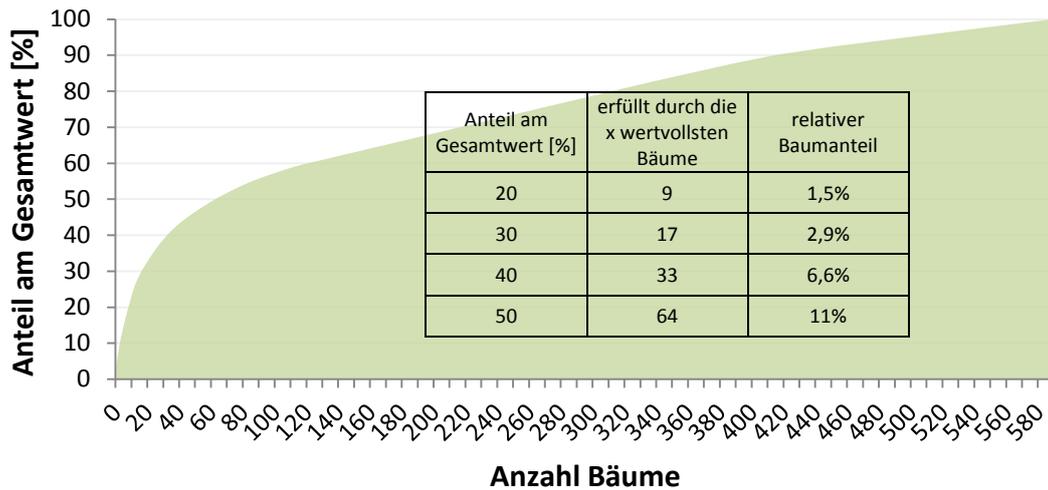


Abbildung 7: Kumulierter ökologischer Wert der Einzelbäume (als Anteil am gesamten ökologischen Wert) des Marteloskopes Mooswald, Reihung der Einzelbäume von der höchsten zur geringsten ökologischen Wertigkeit

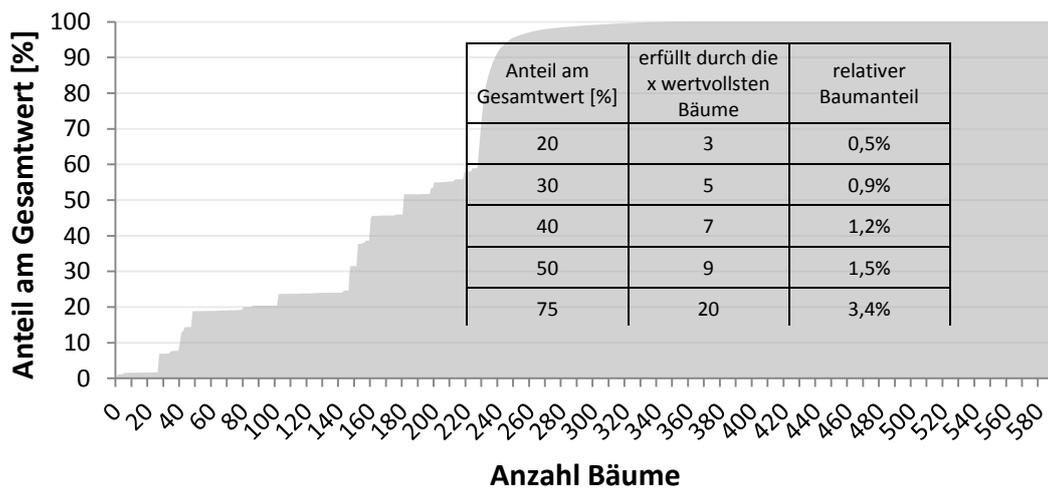


Abbildung 8: Kumulierter ökonomischer Wert der Einzelbäume (als Anteil am gesamten ökologischen Wert) des Marteloskopes Mooswald, Reihung der Einzelbäume von der höchsten zur geringsten ökonomischen Wertigkeit

10. Anhang B

Aufgrund großer Datenmengen befindet sich der Anhang B auf der beigefügten CD-ROM.

Hierauf finden sich folgende Dateien:

- A - Ergebnisse der Szenarien
- B - Ergebnisse Probandenauszeichnung – Studenten
- C - Ergebnisse Probandenauszeichnung – Revierleiter
- D - Ergebnisse Probandenauszeichnung - Waldbautrainer

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.

Nisterau, 13.05.2015

(Robin Schürg)